



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS PUEBLA

POSTGRADO EN
ESTRATEGIAS PARA EL DESARROLLO AGRÍCOLA REGIONAL

EVALUACIÓN DE LA CONDICIÓN ECOLÓGICA DEL RÍO NEXAPA EN LA SUBCUENCA CHIETLA, PUEBLA, MÉXICO

JORGE ANTONIO MORALES VENEGAS

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS

Puebla, Puebla

2018



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS
CAMPECHE-CÓRDOBA-MONTECILLO-PUEBLA-SAN LUIS POTOSÍ-TABASCO-VERACRUZ

SUBDIRECCIÓN DE EDUCACIÓN
CAMPUS PUEBLA

CAMPUE- 43-2-03

CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALÍAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACIÓN

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe **Jorge Antonio Morales Venegas**, alumno de esta Institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta Institución, bajo la dirección del Profesor **Dr. Angel Bustamante González**, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis **Evaluación de la condición ecológica del Río Nexapa en la subcuenca Chietla, Puebla, México**, y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del Colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, el Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Puebla, Puebla, 20 de junio de 2018.

Jorge Antonio Morales Venegas

Vo. Bo. Profesor Consejero o Director de Tesis
Dr. Angel Bustamante González

La presente tesis, titulada: **Evaluación de la condición ecológica del Río Nexapa en la subcuenca Chietla, Puebla, México**, realizada por el alumno: **Jorge Antonio Morales Venegas**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS
ESTRATEGIAS PARA EL DESARROLLO AGRÍCOLA REGIONAL

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:



DR. ANGEL BUSTAMANTE GONZÁLEZ

ASESORA:



DRA. ADRIANA DELGADO ALVARADO

ASESOR:



DR. JOSÉ HILARIO HERNÁNDEZ SALGADO

ASESOR:



DR. JOSÉ LUIS JARAMILLO VILLANUEVA

ASESOR:



DR. CARLOS HERNÁN VERGARA BRICEÑO

Puebla, Puebla, México, 2018

EVALUACIÓN DE LA CONDICIÓN ECOLÓGICA DEL RÍO NEXAPA EN LA SUBCUENCA CHIETLA PUEBLA, MÉXICO

Jorge Antonio Morales Venegas, M. C.

Colegio de Postgraduados, 2018

En este estudio se tuvo como objetivo evaluar, con una perspectiva de cuencas, la condición ecológica del río Nexapa. Además de la tradicional evaluación de la calidad de agua del río, se consideró la evaluación de la condición de hábitat ribereño e indicadores bióticos, a través de índices de condición del río. Para la calidad del agua, se midieron parámetros fisicoquímicos y coliformes totales y fecales en 20 sitios, obteniéndose un Índice de Calidad del Agua (ICA). La condición ecológica del hábitat ribereño se evaluó a través de un Índice de Condición de Hábitat (ICH), mientras que el indicador biótico se basó en la presencia o ausencia de macroinvertebrados, para estimar el Índice Biótico de Hilsenhoff (IBH). Se encontró una condición de calidad del agua pobre para todos los sitios, mientras que para la condición de hábitat ribereño un sitio tuvo condición pobre, 16 condición media y tres condiciones buenas. De acuerdo al IBH, cuatro sitios tienen una condición muy contaminada y la presencia de macroinvertebrados en ellos fue nula; 10 sitios fueron clasificados con condición pobre, uno con condición muy pobre, uno con condición regular y tres con condición muy buena. Se concluyó que, en general, el río Nexapa presenta una condición ecológica deteriorada, aunque se observan diferencias en esta condición a través del río, asociadas principalmente a la localización de las descargas de aguas residuales.

Palabras clave: índice de calidad del agua, índice de condición biótica, índice biótico, río Nexapa.

ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL CONDITION OF THE NEXAPA RIVER IN THE CHIETLA SUBWATERSHED, PUEBLA, MEXICO

Jorge Antonio Morales Venegas, M. C.

Colegio de Postgraduados, 2018

The objective of this study was to assess, with a watershed perspective, the ecological condition of the Nexapa River. In addition to the traditional evaluation of the river water quality, the assessment of the riparian habitat condition and biotic indicators was considered, through river condition indices. For water quality, physicochemical parameters and total and faecal coliforms were measured in 20 sampling sites, obtaining a Water Quality Index (ICA). The ecological condition of the riparian habitat was assessed through a Habitat Condition Index (ICH), while the biotic indicator was based on the presence or absence of macroinvertebrates, to estimate the Hilsenhoff Biotic Index (IBH). A condition of poor water quality was found for all sites, while for the riparian habitat condition one site had poor condition, 16 medium condition and three good conditions. According to the IBH, four sites have a very contaminated condition and the presence of macroinvertebrates in them was null; 10 sites were classified as poor, one with a very poor condition, one with a regular condition and three with a very good condition. It was concluded that, in general, the Nexapa River presents a deteriorated ecological condition, although there are differences in this condition across the river, mainly associated with the location of the wastewater discharges.

Key words: water quality index, biotic condition index, biotic index, Nexapa River

DEDICATORIA Y AGRADECIMIENTOS

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de posgrado.

Al Colegio de Postgraduados Campus Puebla (COLPOS Puebla), por las facilidades otorgadas durante mi formación académica.

Al Dr. Angel Bustamante González, quien mediante su apoyo, consejos y observaciones hicieron posible esta tesis.

A los integrantes de mi consejo particular: Dr. José Hilario Hernández Salgado, Dr. José Luis Jaramillo Villanueva, Dra. Adriana Delgado Alvarado y Dr. Carlos Hernán Vergara Briceño. Por su apoyo y observaciones realizadas en la presente tesis.

CONTENIDO

	Página
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Problema de investigación.....	2
1.2. Objetivos.....	3
1.2.1. Objetivos general.....	3
1.2.2. Objetivos específicos.....	3
1.3. Hipótesis.....	3
CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL	4
2.1. Contaminación de los ríos.....	4
2.2. Contaminación del agua.....	4
2.2.1. Contaminantes del agua.....	5
2.2.1.1. Metales pesados.....	5
2.2.1.2. Coliformes totales y fecales.....	7
2.2.1.3. Amoníaco y amonio.....	7
2.2.1.4. Fosfatos.....	8
2.3. Calidad del agua.....	8
2.4. Contaminación por fuentes difusas.....	9
2.5. Evaluación química-física y biológica de la calidad del agua.....	10
2.6. Calidad del agua y condición ecológica de los ríos.....	11

	Página
CAPÍTULO III. MARCO DE REFERENCIA	16
3.1. Zona de estudio.....	16
3.2. Clima.....	17
3.3. Tipos de suelos.....	18
3.4. Vegetación.....	21
3.5. Contaminación del río Nexapa.....	22
CAPÍTULO IV. MATERIALES Y MÉTODOS	24
4.1. Ubicación de fuentes puntuales de contaminación.....	24
4.2. Ubicación de fuentes difusas de contaminación.....	24
4.3. Sitios seleccionados para el muestreo.....	24
4.4. Medición de parámetros fisicoquímicos.....	25
4.5. Diseño del Índice de Calidad del Agua (ICA).....	26
4.6. Índice de Condición de Hábitat (ICH).	29
4.7. Parámetros microbiológicos.....	31
4.8. Índice Biótico de Hilsenhoff (IBH).	32
4.9. Análisis estadístico.....	34
CAPÍTULO V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
5.1. Fuentes puntuales y difusas de contaminación del río Nexapa.....	36
5.2. Condición del río de acuerdo al Índice de Calidad de Agua (ICA).....	41
5.2.1. Temperatura del agua.....	41
5.2.2. Potencial de Hidrógeno.....	43

	Página
5.2.3. Oxígeno disuelto.....	45
5.2.4. Conductividad eléctrica.....	47
5.2.5. Sólidos totales.....	
5.2.6. Fósforo disuelto.....	51
5.2.7. Amoniacó (NH_3).....	55
5.2.8. Amonio (NH_4).....	55
5.2.9. Metales pesados.....	57
5.2.10. Análisis de conglomerados para todos los parámetros físico-químicos por sitio.....	60
5.2.11. Coliformes totales.....	61
5.2.12. Coliformes fecales.....	62
5.2.13. Índice de Calidad del Agua (ICA).....	63
5.3. Condición del río de acuerdo al Índice de Condición de Hábitat.....	67
5.4. Condición del río de acuerdo al Índice Biótico de Hilsenhoff.....	68
5.4.1. Familias de macroinvertebrados identificados.....	78
5.4.2. Métricas de biodiversidad.....	70
5.4.3. Métricas de composición.....	71
5.4.4. Métricas de tolerancia/intolerancia.....	71
5.4.5. Métricas de alimentación.....	72
5.4.6. Métricas de hábitos de vida.....	72
5.4.7. Índice Biótico de Hilsenhoff (IBH).....	72

	Página
5.5. Comparación de los tres índices (ICA, ICH, IBH).....	73
CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES	75
CAPÍTULO VII. LITERATURA CITADA	77

LISTA DE CUADROS

	Página
Cuadro 1. Parámetros físico-químicos reportados para evaluar la condición ecológica de ríos.....	13
Cuadro 2. Concentración de amoníaco para la protección de la vida acuática según el valor de pH y temperatura.....	27
Cuadro 3. Parámetros físico-químicos considerados como óptimos por la Comisión de Económica de las Naciones Unidas de Europa.....	27
Cuadro 4. Categoría de la condición del agua según el ICA.....	29
Cuadro 5. Clasificación de la condición de hábitat de acuerdo con el rango de ICH.....	31
Cuadro 6. Métricas bentónicas para predecir la respuesta al incremento de la perturbación.....	33
Cuadro 7. Categoría de calidad del agua y grado de contaminación orgánica según el valor de IBH.....	34
Cuadro 8. Descargas de aguas residuales en el río Nexapa.....	36
Cuadro 9. Volúmenes totales por tipo de descarga y sus promedios.....	38
Cuadro 10. Superficie total sembrada por municipio.....	39
Cuadro 11. Superficie por tipo de agricultura dentro de la SC.....	40
Cuadro 12. Concentraciones de P total (mg/L) para el periodo de julio por sitio de muestreo.....	52
Cuadro 13. Concentraciones de Amoníaco (mg/L) medidas para el periodo de julio y sus valores de referencia máximo según la temperatura y el pH.....	54
Cuadro 14. Concentraciones Amonio (mg/L) para el periodo de julio	56
Cuadro 15. Concentraciones Níquel (mg/L) para el periodo de julio	58

	Página
Cuadro 16. Concentraciones de plomo (mg/L) para el periodo de julio.....	59
Cuadro 17. ICA y su categoría de clasificación.....	64
Cuadro 18. Correlación de Spearman entre el ICA y los parámetros medidos.....	66
Cuadro 19. Índice de Calidad de Hábitat por sitio.....	67
Cuadro 20. IBH y calidad del agua por sitio de muestreo	71
Cuadro 21. Comparación de los índices de condición del río.....	74

LISTA DE FIGURAS

		Página
Figura 1.	Hidrología de la Subcuenca Chietla (SC).....	16
Figura 2.	Municipios de la Subcuenca Chietla (SC).....	17
Figura 3.	Climas de la Subcuenca Chietla (SC).....	18
Figura 4.	Suelos de la Subcuenca Chietla (SC).....	21
Figura 5.	Vegetación de la Subcuenca Chietla (SC).....	22
Figura 6.	Ubicación de los sitios de muestreo en la SC.....	25
Figura 7.	Ubicación de los puntos de descarga del LOCREPDA.....	38
Figura 8.	Usos de suelo agrícolas en la Subcuenca Chietla (SC).....	40
Figura 9.	Temperatura por sitio de muestreo.....	42
Figura 10.	Análisis de conglomerados para la temperatura de los sitios de muestreo.....	43
Figura 11.	Potencial de hidrógeno por sitio de muestreo.....	44
Figura 12.	Análisis de conglomerados para pH.....	45
Figura 13.	Oxígeno disuelto por sitio de muestreo.....	46
Figura 14.	Conglomerados para oxígeno disuelto del mes de julio.....	47
Figura 15.	Conductividad eléctrica por sitio de muestreo.....	48
Figura 16.	Conglomerados por conductividad eléctrica de los sitios de muestreo.....	49
Figura 17.	Sólidos disueltos totales por sitio de muestreo.....	50
Figura 18.	Conglomerados de los sitios para sólidos disueltos totales.....	51
Figura 19.	Promedio de fósforo total por sitio de muestreo.....	52

	Página
Figura 20. Conglomerados de los sitios de muestreo según fósforos totales	53
Figura 21. Promedio de concentración de amoniaco por sitio de muestreo...	55
Figura 22. Conglomerados por contenido de amoniaco en los sitio de muestreo.....	55
Figura 23. Concentración de amonio (mg/L) en los sitios de muestreo.....	56
Figura 24. Conglomerados por contenido de amonio en los sitios de muestreo.....	57
Figura 25. Concentración (mg/L) de Pb y Ni por sitio de muestreo.....	59
Figura 26. Conglomerados de los sitios de muestreo por concentración de Pb (izquierda) y de Ni (derecha).....	60
Figura 27. Resultado del análisis de clústeres para los sitios de muestreo tomando en cuenta todos los parámetros físico-químicos.....	61
Figura 28. Coliformes totales en los sitios de muestreo	62
Figura 29. Coliformes fecales en los sitios de muestreo.....	63
Figura 30. ICA por sitio de muestreo	64
Figura 31. Conglomerados para el ICA por sitio.....	65
Figura 32. Conglomerados de los sitios de acuerdo a los parámetros medidos para el ICH.....	68
Figura 33. IBH por sitio de muestreo.	73

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

El río Nexapa es afluente del río Atoyac, en la región hidrológica Balsas. Dentro de su cuenca, se localizan los municipios de Atlixco e Izúcar de Matamoros, donde se ubican actividades importantes de agricultura de riego para exportación, desarrollos urbanos e industriales y actividades recreativas. Estas actividades son fuentes puntuales y difusas de contaminación del río debido al vertido directo de aguas residuales en su cauce y a los residuos derivados del uso de agroquímicos. Aunque en la cuenca se tienen algunos estudios sobre la calidad del agua del río o sus derivaciones, no se tiene una continuidad espacial ni temporal de la alteración de la calidad del agua del río por las descargas de aguas residuales y uso de agroquímicos. Hace falta una evaluación integral de la calidad del agua del río Nexapa desde una perspectiva ecológica o de cuenca. Esto es necesario para entender la situación de la calidad de agua del río a través de toda la cuenca, identificar los factores principales que determinan esa calidad y proponer alternativas de prevención y saneamiento.

El presente trabajo de investigación tuvo como objetivo evaluar la condición actual del agua del río Nexapa desde una perspectiva integral. En esta perspectiva, se consideraron fuentes puntuales y fuentes difusas de contaminación. Tomando en cuenta estas fuentes de contaminación se eligieron ubicaciones accesibles para la toma de muestras de agua del río y toma de parámetros físicos y químicos. Para las muestras de agua del río se realizaron pruebas de amonio, amoniaco, fósforo total, metales pesados (Pb, Cr, Cd, Ni, Co, y Mo) y análisis microbiológico (coliformes totales y coliformes fecales). Adicionalmente se realizó una evaluación basada en macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores en las ubicaciones en las que fue posible.

1.1. Problema de investigación

El Río Atoyac y sus afluentes presentan problemas de contaminación debido principalmente a las descargas de aguas residuales y deposición de basura de las comunidades y las industrias que se encuentran en sus cercanías. En el estudio de clasificación del río Atoyac, Puebla Tlaxcala se afirma que en el río Atoyac existe una grave demanda de agua, así como un creciente número de descargas municipales e industriales. Por lo que el volumen escurrido es insuficiente para la adecuada autodepuración natural (IMTA y CONAGUA, 2008 citado por Guevara *et al.*, 2014). Así mismo, el Tribunal Latinoamericano del Agua calificó como un riesgo grave para la salud de los habitantes de la zona la contaminación del río Atoyac (Guevara *et al.*, 2014). En el río Nexapa, uno de los afluentes principales del río Atoyac, también se tiene contaminación del agua. La comunidad de Chietla, en el municipio del mismo nombre, asegura que la contaminación del agua del río Nexapa está afectando sus prácticas agrícolas (información obtenida en un recorrido con pobladores de dicha comunidad). Sin embargo, los resultados de estudios publicados muestran resultados dispersos. Un estudio realizado por Greenpeace encontró que el río Atoyac presenta niveles bajos de metales pesados (Guevara *et al.*, 2014). Por otro lado, aunque existen algunos estudios enfocados a determinar el nivel de contaminación del río Nexapa en las regiones de Izúcar de Matamoros y Atlixco (Méndez-García *et al.*, 2000; Navarro, 2007; Navarro *et al.*, 2006; Navarro *et al.*, n. d. a; Navarro *et al.*, n. d. b; Neri, 2008; Romero *et al.*, n. d.; Silva *et al.*, 2002), son insuficientes para una valoración de la condición ecológica del río Nexapa.

En esta investigación se consideró un enfoque de cuencas para valorar el estado actual de la condición ecológica del río Nexapa. Se establecieron las siguientes preguntas de investigación:

¿Qué fuentes puntuales y difusas de contaminación del río determinan la condición ecológica del río Nexapa?

¿Cuál es la condición ecológica actual del río Nexapa, de acuerdo a parámetros físicos, químicos y biológicos, así como de indicadores de condición de hábitat y bióticos?

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Evaluar la condición ecológica del río Nexapa desde una perspectiva de cuencas, considerando parámetros de calidad del agua, condición de hábitat e indicadores bióticos.

1.2.2. Objetivos específicos

Identificar y localizar las fuentes puntuales y difusas de contaminación del río Nexapa.

Evaluar la condición ecológica del río Nexapa a través de parámetros fisicoquímicos y biológicos de calidad del agua, de indicadores de condición de hábitat y de indicadores bióticos.

1.3. Hipótesis

La contaminación del agua del río Nexapa está determinada principalmente por fuentes puntuales, asociadas a las descargas de agua residuales domésticas e industriales.

El río Nexapa tiene una condición ecológica inadecuada de acuerdo a indicadores de parámetros fisicoquímicos y biológicos, de condición del hábitat y bióticos, debido a la contaminación por fuentes puntuales.

CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL

2.1. Contaminación de los ríos

Las actividades antropogénicas son causantes del 70 al 75% de la contaminación marina, y un 90% de esta contaminación es transportada por los ríos al mar. La contribución de los ríos a la contaminación del mar fue reconocida por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) en la Conferencia Técnica sobre Contaminación Marina y sus Efectos en los Recursos vivos. En 1996 durante la XI Reunión de Ministros del Medio Ambiente de América Latina y el Caribe se determinó que el mayor problema en materia ambiental de la región es la contaminación de ríos y franjas costeras (Escobar, 2002).

La contaminación del agua por fuentes terrestres se clasifica en dos: fuentes puntuales y fuentes no puntuales o difusas. Las fuentes puntuales se originan de plantas industriales, desechos municipales y sitios de extracción, explotación y construcción (Vigil, 2003). Las fuentes difusas (o no puntuales) de contaminación no provienen de una fuente específica, fácilmente identificable, y generalmente se originan de actividades agrícolas, de los residuos de la producción agrícola y restos orgánicos y del uso de agroquímicos (Liu *et al.*, 2015). Los efectos de esta contaminación son diversos, como la alteración de las funciones ecológicas, la pérdida de diversidad biológica, daños a ecosistemas de cauces bajos y ecosistemas marinos, y claro, deterioro de la salud humana.

2.2. Contaminación del agua

La contaminación del agua se define como la introducción de energía o sustancias a un cuerpo de agua por el hombre que tienen efectos nocivos sobre la salud humana o de otros seres vivos, daños a los usos del agua domésticos, industriales, agropecuarios, ecológicos y recreativos (Chapman, 1996). También se define como la alteración de la calidad del agua por contaminantes hasta el punto de afectar su capacidad para brindar servicios y ser usada (Bianchi y Harter, 2002). Otra definición es: “la adición de sustancias a un cuerpo de agua que deteriora

su calidad, de forma tal que deja de ser apto para el uso que fue designado” (Estado Libre Asociado de Puerto Rico, 2003). La contaminación es una de las principales causas por las que los ríos fallan en el cumplimiento de los requerimientos ambientales (Kual *et al.*, 2015).

Existen procesos naturales de contaminación del agua, como el causado por la fauna silvestre (Farnleitner *et al.*, 2010), pero la mayor parte de la contaminación proviene del uso urbano, el uso industrial y el uso agrícola (Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, 2006). Los dos grandes tipos de contaminación del agua son remediados de formas diferentes: la de fuentes puntuales (FPC) se puede controlar mediante acciones específicas; y la de fuentes no puntuales o difusas (FNPC), que son aquellas que se dan en áreas extensas o en márgenes de ríos y laderas de embalses (Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, 2006) y requiere otro tipo de acciones.

2.2.1. Contaminantes del agua

2.2.1.1. Metales pesados

Se designan metales pesados aquellos elementos metálicos cuya densidad es relativamente alta y que son tóxicos o venenosos incluso en bajas concentraciones (Duruibe, 2007). Los metales pesados incluyen al plomo (Pb), al cadmio (Cd), al zinc (Zn), al mercurio (Hg), al arsénico (As), la plata (Ag), al cromo (Cr), al cobre (Cu), al fierro (Fe) y los elementos del grupo del platino (Duruibe, 2007).

Existen diversas fuentes de contaminación del agua por metales pesados. Estas fuentes son tanto puntuales como difusas. En cuanto a las fuentes difusas de contaminación, destacan las zonas agrícolas, pues en ella se utilizan pesticidas que contienen metales pesados y sales. Las fuentes puntuales de mayor contaminación por metales pesados son las áreas industriales, aunque también lo pueden ser las zonas urbanas, los sitios mineros y las carreteras y vías férreas (Kabata-Pendias, 2011).

Cromo

Se considera que la mayor contaminación por cromo proviene de las descargas directas a ríos (ya sea en forma líquida o sólida) de colorantes textiles. También puede encontrarse cromo en las descargas de plantas de tratamiento de aguas industriales.

Molibdeno

Algunas de las descargas de drenaje pueden contener elevadas cantidades de Molibdeno, incrementando el contenido total de este metal.

Cobalto

El cobalto se encuentra naturalmente en el ambiente, debido a que es un elemento natural de rocas, del suelo, del agua y de los seres vivos (Toro, 2013). Algunos compuestos de cobalto son solubles en el agua. En los humanos forma parte importante del metabolismo de la vitamina B12, pero exposición a concentraciones altas produce efectos nocivos en hígado y corazón (Toro, 2013). La contaminación por cobalto se da principalmente por desechos industriales (Toro, 2013).

Cadmio

Este metal es considerado uno de los metales más tóxicos, exhibiendo efectos adversos para todos los procesos biológicos humanos, animales y vegetales (Kabata-Pendias, 2011). Este metal tiene gran potencial adverso para el ambiente. El principal uso del cadmio es en la producción de baterías y en la producción de pigmentos amarillos (Kabata-Pendias, 2011).

Plomo

Es aceptado que el plomo es un metal pesado tóxico para los seres vivos (Toro, 2013). Se encuentra en pinturas, envases, en insecticidas y en tuberías de abastecimiento de agua (Toro,

2013). La acumulación de plomo en el organismo produce saturnismo, y se puede dar por ingestión o inhalación de este metal (Toro, 2013).

2.2.1.2. Coliformes fecales y totales

Los coliformes son bacterias gram-negativas, aerobias y anaerobias facultativas que no forman esporas. Fermentan la lactosa a 37° C en un lapso de 48 horas (Environmental Agency, 2002) y se pueden encontrar en agua, suelo, plantas y flora intestinal de animales y humanos (Freeman, 1984).

Los coliformes fecales difieren del resto de coliformes (coliformes totales) por su alta tolerancia a la temperatura, pudiendo reproducirse a 44° C (Von Sperling, 2007). La más importante de este grupo de bacterias es la *Escherichia coli*, cuya presencia es indicativa de contaminación fecal (Haller *et al.*, 2009). Se encuentra en todas las aguas residuales, ya que no puede crecer en aguas naturales (Environmental Agency, 2002). Estas bacterias son nocivas para la salud humana y para el medio ambiente (Paruch *et al.*, 2012).

2.2.1.3. Amoniac y amonio

El amoniaco es uno de los principales compuestos tóxicos que afecta los ecosistemas acuáticos naturales. Se encuentra comúnmente en puntos de descarga de aguas residuales (Helmer y Hespanhol, 1997). Los criterios que establecen la toxicidad del amoniaco (NH_3) dependen de otros parámetros como el pH y la temperatura (Helmer y Hespanhol, 1997). La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (Helmer y Hespanhol, 1997) estableció rangos según el pH y la temperatura para la protección de la vida acuática.

De los compuestos nitrogenados, el amonio (NH_4) es el más tóxico y el de mayor concentración en aguas de desecho domésticas, industriales y agrícolas. También es un componente natural del agua, ya que es producto del metabolismo de los organismos acuáticos (Frías y Páez, 2001). El amonio que se produce por descomposición bacteriana y por desechos animales, por acción de bacterias aeróbicas autotróficas, es convertido primero en nitritos y luego en nitratos.

Adicionalmente, tanto nitritos como nitratos son encontrados en las aguas por escurrimientos (fuentes difusas) o por descargas municipales e industriales (fuentes puntuales) (Frías y Páez, 2001).

El aumento de las concentraciones de amonio y nitratos provoca efectos adversos en los organismos acuáticos, teniendo consecuencias negativas a largo y mediano plazo (Frías y Páez, 2001).

2.2.1.4. Fosfatos

El uso de fertilizantes en campos agrícolas puede contaminar el agua de los ríos con fosfatos. Esta contaminación puede llegar a afectar el equilibrio ecológico del río (Euri *et al.*, 2015). Este contaminante puede influir en la distribución de algunos organismos acuáticos (Ceschi *et al.*, 2015). Los fosfatos utilizados en la agricultura suelen adherirse a las partículas del suelo. Así, cuando el suelo es erosionado por esorrentía, los fosfatos llegan a los cuerpos de agua (Helmer y Hespanhol, 1997). Altos contenidos de fosfatos en el agua pueden llevar a una sobre proliferación de algas (Helmer y Hespanhol, 1997). Los fosfatos también pueden ser encontrados en las descargas de drenajes, pues son componentes químicos de los detergentes.

2.3. Calidad del agua

La calidad del agua “es la condición general que permite que se emplee para usos concretos” (Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, 2006). De manera más específica, la calidad del agua se refiere a los parámetros químicos, físicos y biológicos de los cuerpos de aguas (Wang, 2001). Los problemas de calidad del agua son derivados en gran medida del incremento de las actividades antropogénicas (Wang, 2001). La evaluación de la calidad del agua nos permite conocer los usos real y potencial de este recurso, así como el tratamiento que requiere para dichos usos (Guevara, 1996).

La calidad de un sistema acuático se refiere a la composición y estado del sistema con relación a la concentración, composición y particiones físicas de sustancias orgánicas e inorgánicas; así

como en relación a la biota acuática (Chapman, 1996). Estos dos conceptos, la contaminación y la calidad del agua, están estrechamente relacionados, ya que el primero afecta directamente al segundo. Aquellas entidades que se encargan de manejar corrientes de agua (manejadores) se enfrentan a los problemas de comprender y manejar las fuentes difusas de contaminación, evaluar los impactos complejos y acumulativos debido al cambio en el uso del suelo, y evaluar la efectividad de los procesos de mitigación implementados (Frissell *et al.*, 1986).

En el caso de las fuentes puntuales, es reconocido que afectan la calidad del agua de los cuerpos receptores (Wang, 2001). A diferencia de las fuentes puntuales, las fuentes difusas de contaminación se presentan en superficies amplias y es difícil identificar su punto de origen (Kual *et al.*, 2015; Hu y Huang, 2014). La ocurrencia de las fuentes difusas (contrario a las fuentes puntuales) es intermitente, a la vez que es influenciada por otros factores como el uso del suelo, el manejo (si lo existe) y el tipo de suelo (Hu y Huang, 2014).

2.4. Contaminación por fuentes difusas

Las fuentes difusas de contaminación pueden contener diversas clases de contaminantes, como sólidos suspendidos, metales pesados y compuestos de hidrocarburos (Kual *et al.*, 2015). Es por esto que la evaluación de la condición de los cuerpos de agua contaminados por fuentes difusas debe ser atendida desde un punto de vista más amplio que solamente de sus características físicas y químicas.

Para la evaluación de fuentes difusas se han utilizados modelos como el *Water Management Model* (SWMM), el *Soil and Water Assesment Tool* (SWAT), el *Hydrological Simulation Program-Fortran* (HSPF) (Kual *et al.*, 2015). Para estos procesos de evaluación es necesaria, de manera continua y sincronizada gran cantidad de información (Kual *et al.*, 2015). El modelo SWAT, por ejemplo, se basa en la composición física del cuerpo de agua, pudiendo dividirlo en segmentos más pequeños. Cada segmento es dividido a su vez en combinaciones de uso de suelo y tipo de suelo, que son llamados HRUs (*Hydrologic Response Units*). Este modelo permite la evaluación de los impactos de fuentes puntuales y difusas de contaminación (Santhi *et al.*, 2005).

El modelo System Dynamics (SD) es utilizado para determinar la contaminación en diferentes escenarios planificados (Kual *et al.*, 2015). Lo que el modelo SD hace es trabajar una plataforma donde se pueden integrar simples ciclos de causa/efecto (Kual *et al.*, 2015). Para tener un adecuado acercamiento a los problemas de agua y uso de suelo, en tiempos recientes se ha recurrido a modelos integrados o modelos de interacción entre sistemas naturales y sistemas humanos (Liu *et al.*, 2008). Esta aproximación permite a los tomadores de decisiones considerar los factores sociales, económicos y naturales que estos problemas conllevan. Como una de estas opciones de modelo integrado Liu *et al.* (2008) proponen el modelo SAHRA.

Un modelo hidrológico-agronómico-económico integrado (*integrated hydrologic-agronomic-economic model*) combina el manejo de agua superficial y subterránea con sistemas de irrigación y agricultura (*irrigation and farming*) (Ximing *et al.*, 2003). Algunos aspectos económicos que este tipo de modelo contempla son los costos de transacción, los efectos de la productividad agrícola en los sistemas de asignación, la asignación de agua entre sectores, los impactos al ambiente por esta asignación, y la propiedad del agua en diferentes sistemas de asignación.

2.5. Evaluación químico-física y biológica de la calidad del agua

Para poder detectar los efectos de las actividades antropogénicas en la calidad del agua, que no son considerados con métodos físicos y químicos convencionales se desarrollaron métodos de evaluación biológica en las décadas 1970 y 1980 (Wang, 2001). Ambas evaluaciones, químico-físicas, y biológicas, son complementarias para la evaluación de los impactos antropogénicos (Wang, 2001). La evaluación biológica del agua parte del supuesto de que un cuerpo de agua que posee integridad biológica tiene la capacidad de soportar y mantener comunidades de organismos con parámetros ecológicos muy similares a los cuerpos de agua inalterados de la misma región (Karr y Dudley, 1981). Los cuerpos de agua que han sido impactados por actividades antropogénicas han cambiado su integridad biológica (Wang, 2001).

Algunos parámetros ecológicos, como tamaño de población, composición de especies y estructura de comunidades de diversos organismos (algas, insectos, macro invertebrados, peces) han sido utilizados para este tipo de evaluación biológica (Wang, 2001). Ejemplos de esto son el

Index of Biotic Integrity (IBI) para comunidades de peces, y el *Invertebrate Community Index* (ICI) para invertebrados, ambos creados por la OEPA (Ohio Environmental Protection Agency) (Wang, 2001).

2.6. Calidad del agua y condición ecológica de los ríos

Tradicionalmente, la contaminación de los ríos se evalúa a través de parámetros de la calidad de sus aguas. Un determinante comúnmente aceptado para la medición de la contaminación en cuerpos de agua es la concentración máxima permisible de determinados contaminantes. Si la concentración de los contaminantes medidos está por debajo de la concentración máxima permisible (*Maximum Permissible Concentration*, MPCs), la calidad del cuerpo de agua se considera buena. Si la concentración de contaminantes es superior a la MPCs, se toman medidas apropiadas para reducir dicha contaminación (Baas y Kooijman, 2010). La explicación recae en el efecto de la mezcla de contaminantes, ya que los MPCs son para contaminantes individuales, y la mezcla de estos no se considera en estos MPCs. Pero es sabido que las mezclas de contaminantes pueden tener efectos en rangos de concentraciones donde los contaminantes individuales no tienen efecto (Baas y Kooijman, 2010).

En cuanto a la condición ecológica del río, ésta va más allá de la evaluación de parámetros físico-químicos de la calidad del agua de los mismos. Se considera como una forma integral de evaluar su condición o estado (Kim y An, 2015). Generalmente se usan como sinónimos integridad ecológica, salud del río y condición ecológica del río (Oliveira y Cortes, 2006). El concepto implica una condición global del ecosistema acuático.

Para definir el estado ecológico y la calidad de un ecosistema acuático, los indicadores biológicos tienen mayor confiabilidad que los físicos y químicos. Debido a esto, se sugiere la utilización de nuevos bioindicadores además de las ya muy utilizadas comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Otros posibles bioindicadores son los peces, las diatomeas y las comunidades de algas macrófitas (Ceschi, *et al.*, 2012). Algunos autores aseguran que se requiere que múltiples elementos de la calidad ecológica (biological quality elements, BQEs) como algas, plantas, fitoplancton, macroinvertebrados y peces sean combinados para una

evaluación de los cuerpos de agua que pase de los componentes biológicos individuales a la consideración del ecosistema como un todo (Martinez-Haro *et al.*, 2015).

Sin embargo, la utilización de este enfoque encierra algunos problemas. Por ejemplo, al utilizar peces como bioindicadores se tienen dificultades debido su movilidad, temporalidad (dependiendo de la estación), y sus requerimientos específicos de muestreo (Martinez-Haro *et al.*, 2015). Un reciente estudio sobre los efectos de los contaminantes químicos en la supervivencia de crustáceos plantónicos (*Daphnia*) demostró que difícilmente existe una relación entre el exceso de contaminantes (con respecto al MPCs) y la extinción de poblaciones de dichos crustáceos (Baas y Kooijman, 2010).

En el caso de la utilización de otros bioindicadores, como pueden ser macroinvertebrados bentónicos o algas macrófitas, se requieren conocimientos taxonómicos específicos con el fin de realizar el análisis de especies correctamente. Sin embargo, esto no puede usarse para calificar la relación entre las especies utilizadas como bioindicadores y los factores ambientales (Martinez-Haro *et al.*, 2015). Por esto, son necesarias la creación y utilización de criterios de evaluación para la calidad ecológica de los ríos tomando como base el enfoque ecológico, pues integra tanto los aspectos bióticos como los abióticos que influyen en la calidad ecológica de los ríos.

Debido a lo anterior, para determinar la calidad ecológica de un río es necesario conocer sus parámetros químicos, físicos y biológicos (Kim y An, 2015). La mayoría de los estudios para determinar dicha calidad ecológica contemplan un análisis estadístico de datos físico-químicos y de diversidad de bioindicadores (Martinez-Haro *et al.*, 2015) obtenidos de muestras. Se sugiere la utilización de bioindicadores como peces, diatomeas y algas macrofitas, además de las muy utilizadas comunidades de macroinvertebrados bentónicos (Ceschi *et al.*, 2012).

Los parámetros físicos y químicos más comúnmente determinados para conocer la calidad ecológica de un río son: temperatura, BOD (Demanda Biológica de Oxígeno), DO (Oxígeno Disuelto), velocidad de corriente, profundidad, productividad específica, pH, fosfatos totales, nitritos, nitratos, amoníaco, nitrógeno total, turbiedad, altitud (Cuadro 1). Los parámetros

biológicos serán aquellos parámetros de las comunidades de organismos, como riqueza, densidad, frecuencia, rareza, grupo funcional, Índice de Shanon-Wiener (H').

Cuadro 1. Parámetros físico-químicos utilizados por diversos autores para evaluar la condición ecológica de ríos

Parámetros	Alba- Tercedor <i>et al.</i> 2002	Holguin- Gonzalez <i>et al.</i> 2013	Eurie <i>et al.</i> 2015	Ceschin <i>et al.</i> 2012	Mena 2014	Estrada 2009
<i>Físicos</i>						
Altitud	X					
Caudal/Corriente	X	X	X			
Conductividad	X		X	X	X	X
Distancia al origen	X					
Morfología del río			X			
Pendiente	X					
Profundidad		X				
Sól. en susp./Turbiedad	X		X		X	
Temperatura	X	X	X	X	X	X
<i>Químicos</i>						
Amoniaco			X	X	X	
Amonio	X				x	
BDO ₅		X			X	X
Cloruros	X					
Concentración de clorofila			X			
Concentración de cloruro			X			
Fosfatos totales	X		X	X	X	X
Nitratos	X		X	X		X
Nitritos	X		X			X
Nitrógeno total			X			
Oxígeno disuelto	X		X	X	X	X
pH	X		X	X	X	X
Salinidad					X	X
Sulfatos	X					

Holguin-Gonzalez *et al.* (2013) tomaron como parámetros físicos y químicos: temperatura, BOD₅, DO, corriente, profundidad y velocidad de corriente. Eurie *et al.* (2015) utilizaron

conductividad específica, pH, oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno (COD), concentración de clorofila a, concentración de cloruro, fosfatos totales, nitritos, nitratos, amoníaco, nitrógeno total, temperatura, velocidad promedio de corriente y turbiedad como parámetros físicos y químicos importantes. Alba-Tercedor *et al.* (2002) realizaron un análisis de correlación simple (R de Pearson) y un análisis de regresión múltiple por pasos para determinar qué parámetros físico-químicos explican mejor la variación de macroinvertebrados en ríos mediterráneos ibéricos: este último fue la variable dependiente, y las variables independientes fueron altitud, pendiente, caudal, temperatura, distancia al origen, índice de hábitat y QBR (todos físicos), sólidos en suspensión, amonio, nitratos, nitritos, fosfatos, sulfatos, cloruros, oxígeno, pH y conductividad (todos químicos). Estrada (2009) determinó los siguientes parámetros físico-químicos: conductividad, temperatura del agua, oxígeno disuelto, salinidad y pH. También se determinaron las cargas de nutrientes nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), fosfatos totales (P tot) y DBO_5 .

En el caso de los parámetros biológicos, Kim *et al.* (2015) resaltan la importancia de las investigaciones a nivel de comunidades, pues resultan apropiadas para la evaluación de la calidad ecológica. En muchos países europeos se utilizan índices biológicos (el índice Shannon-Wiever es un ejemplo de este tipo de índices) para la evaluación de la calidad del agua (Kim *et al.*, 2015). Estos índices comúnmente se basan en la identificación taxonómica de los organismos, desde el nivel de familia hasta el de especie (Kim *et al.*, 2015). Altengurger *et al.* (2015) afirman que para la determinación de la calidad ecológica de los cuerpos de agua dulce se deben considerar elementos de la calidad biológica. Las técnicas establecidas para determinar los elementos de la calidad biológica se basan en identificación de muestras de fitoplancton, macrófitas, microalgas bentónicas (fitobentos), invertebrados bentónicos y peces.

Holguin-Gonzalez *et al.* (2013) analizaron el efecto de descargas de aguas residuales en la calidad ecológica del agua de ríos y utilizando como parámetro biológico comunidades de macroinvertebrados. Eurie *et al.* (2015) también utilizaron muestras de macroinvertebrados (identificadas a nivel de familia) para analizar y predecir la calidad ecológica del agua de río. Ramírez-Villalobos *et al.* (2015) utilizaron insectos acuáticos como indicadores de la calidad del agua en el estado de Guerrero, identificando las muestras a nivel familia y determinando

parámetros de abundancia relativa e índice de Shannon-Weaver. Alba-Tercedor *et al.* (2002) estudiaron la variación de macroinvertebrados en ríos mediterráneos ibéricos. Estrada (2009) determinó propiedades de las comunidades de macroinvertebrados: riqueza (S), densidad, frecuencia, rareza (individuos con densidad relativa menor a 1%), grupo funcional (da una idea de la complejidad de la estructura trófica de la comunidad) y el Índice de Shanon-Wiener (H'). Los artrópodos son buenos bioindicadores. Esto debido a que es fácil obtener muestras representativas de las poblaciones, son pocas especies las que realizan grandes migraciones (por lo que cambios en las poblaciones se deberán exclusivamente a cambio del ambiente local), y son sensibles a gradientes de variación del ambiente muy pequeños (Langor y Spencer, 2006).

CAPÍTULO III. MARCO DE REFERENCIA

3.1. Zona de estudio

El río Nexapa constituye una de las subcuencas de la cuenca del río Atoyac, que a su vez pertenece a la región hidrológica Balsas. Se estima que el río Atoyac y Nexapa tienen un escurrimiento medio anual de 458 millones de m³. Los coeficientes de escurrimiento en la cuenca son bajos, entre el 10 y el 20%. El gasto medio de sus corrientes es de 9.152 m³/s (INEGI, 2000). Para la realización de este trabajo se agruparon las microcuencas de la cuenca del río Atoyac por donde corre el río Nexapa. Estas microcuencas son Huaquechula, Tepexco, PUE-2, PUE-1 y Atencingo. Esta agrupación se denominó Subcuenca Chietla (SC) (Figura 1). Comprende los municipios de Acteopan, Atlixco, Atzala, Atzitzihuacán, Cohuecan, Chietla, Epatlán, Huaquechula, Izúcar de Matamoros, Ocoyucan, Tochimiltzingo, Tepemaxalco, Tepeojuma, Tepexco, Tianguismanalco, Tilapa, Tlapanalá, Tochimilco, Totoltepec y Xociltepec (Figura 2).

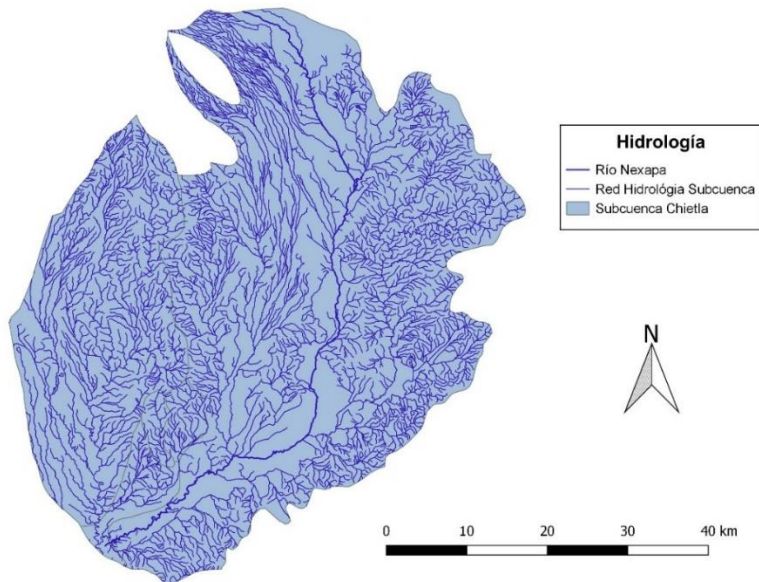


Figura 1. Hidrología de la Subcuenca Chietla (SC)

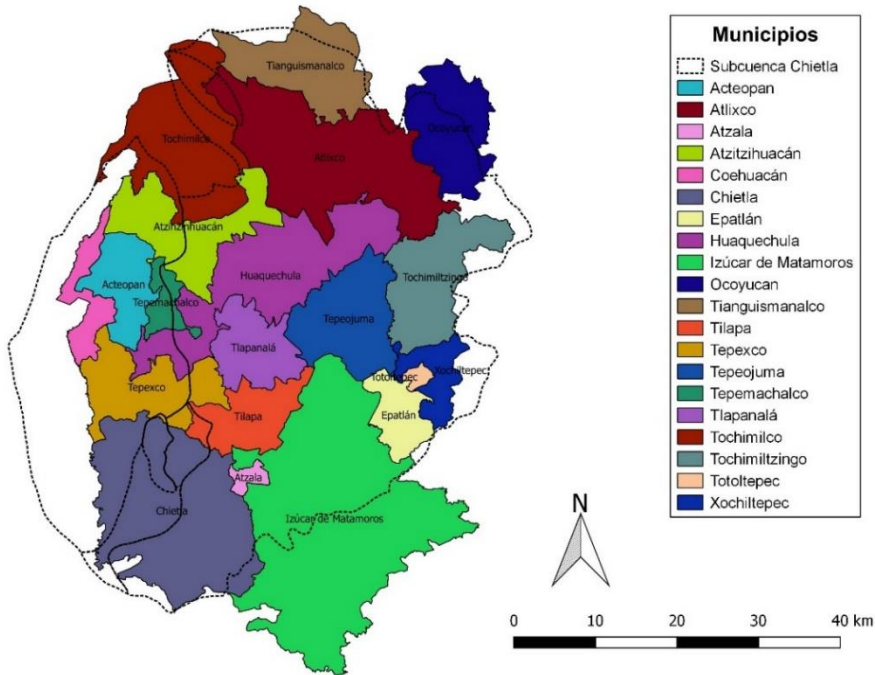


Figura 2. Municipios de la Subcuenca Chietla (SC)

3.2. Clima

En la Subcuenca Chietla encontramos una gran variedad de climas (Figura 3). En la zona noreste de la subcuenca se tiene un clima templado, subhúmedo (C(w1)), con temperatura media anual entre 12 °C y 18 °C, temperatura del mes más frío entre -3 °C y 18 °C y temperatura del mes más caliente bajo 22 °C; su precipitación en el mes más seco es menor de 40 mm, lluvias de verano con índice P/T entre 43.2 y 55 y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual. Al norte de la subcuenca se tiene un clima templado, subhúmedo (C(w2)), con temperatura media anual entre 12 °C y 18 °C, temperatura del mes más frío entre -3 °C y 18 °C y temperatura del mes más caliente bajo 22 °C; su precipitación en el mes más seco es menor de 40 mm, tiene lluvias de verano con índice P/T mayor de 55 y porcentaje de lluvia invernal del 5 al 10.2% del total anual. El clima semifrío subhúmedo (Cb'(w2)) se presenta en una zona pequeña de la subcuenca, al noroeste de la misma; tiene verano fresco largo, temperatura media anual entre 5 °C y 12 °C, temperatura del mes más frío entre -3 °C y 18 °C, temperatura del mes más caliente

bajo 22 °C, precipitación en el mes más seco menor de 40 mm, lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal del 5 al 10.2% del total anual. El clima semicálido subhúmedo ((A)C(w1)) se presenta en la parte centro-norte de la subcuenca; tiene una temperatura media anual mayor de 18°C, temperatura del mes más frío menor de 18 °C, temperatura del mes más caliente mayor de 22 °C; la precipitación del mes más seco menor de 40 mm, lluvias de verano con índice P/T entre 43.2 y 55 y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% anual. Al este de la subcuenca se tiene un clima semicálido subhúmedo ((A)C(wo)), con temperatura media anual mayor de 18 °C, temperatura del mes más frío menor de 18 °C, temperatura del mes más caliente mayor de 22 °C; la precipitación del mes más seco es menor de 40 mm; lluvias de verano con índice P/T menor de 43.2, y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual. En el suroeste de la subcuenca se presenta un clima cálido subhúmedo (Awo), con temperatura media anual mayor de 22 °C y temperatura del mes más frío mayor de 18 °C; la precipitación del mes más seco es entre 0 y 60 mm; lluvias de verano con índice P/T menor de 43.2 y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual.

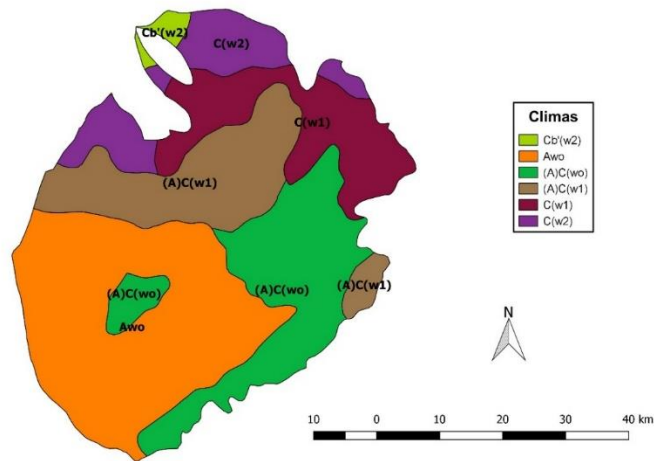


Figura 3. Climas de la Subcuenca Chietla (SC)

3.3. Tipo de suelos

En la subcuenca encontramos diversidad de tipos de suelo (Figura 4) (INEGI, 2004). Estos suelos se agrupan de acuerdo a su unidad y su subunidad. Los suelos de unidad andosol son

suelos de origen volcánico y están constituidos principalmente por ceniza (alto contenido de alófono, lo que hace el suelo ligero y untuoso). Generalmente son de colores oscuros y tienen gran capacidad para retener humedad. Naturalmente se encuentran donde existe vegetación de selva o bosque. Debido a su alto contenido de fósforo no absorbible por la planta, tiene bajo rendimiento agrícola. También son usados para ganadería ovina. Para maximizar su conservación es mejor el uso forestal. Son suelos muy susceptibles a erosión eólica (INEGI, 2004).

El tipo de suelo cambisol corresponde a suelos jóvenes y poco desarrollados. Se encuentran en todo tipo de vegetación o clima, excepto por aquellos áridos. Se caracterizan por un subsuelo con terrones de tipo roca subyacente y pequeñas acumulaciones de arcilla, carbonato de calcio, hierro o manganeso. Son suelos que tienen muchos usos y sus rendimientos dependen del clima. Son moderadamente susceptibles a la erosión (INEGI, 2004).

El feozem es un tipo de suelo pardo que se encuentra en cualquier relieve y clima, excepto por zonas tropicales lluviosas y zonas desérticas. Es característica una capa superficial oscura, suave y con gran cantidad de materia orgánica. La profundidad de este tipo de suelos es variable, pero los suelos de menor profundidad presentan menor rendimiento y mayor susceptibilidad a la erosión (INEGI, 2004).

Los fluvisoles se caracterizan por estar formados por materiales acarreados por agua. Son poco desarrollados, más o menos profundos. Se encuentran en todos los climas y regiones cercanas a los ríos. Es típico encontrar ahuehuetes, ceibas y sauces en estos suelos. Aquellos con subunidades mólicas o calcáricas tienen mayor disponibilidad de nutrientes para las plantas, por lo que el rendimiento es mayor (INEGI, 2004).

El litosol es el tipo de suelo más abundante en el país (22%), se encuentra en todos los climas y diversos tipos de vegetación. Su profundidad es menor a 10 cm. Su fertilidad y susceptibilidad a la erosión dependerán de otros factores ambientales. El uso que se les da a estos suelos depende de su vegetación. Este tipo de suelo no posee subunidades (INEGI, 2004).

El regosol es un tipo de suelo con poco desarrollo y por lo tanto con capas muy diferentes entre sí. Generalmente son de colores claros y pobres en materia orgánica. Es el segundo tipo de suelo más abundante en México (19.2%). Su productividad dependerá enteramente de su profundidad y su pedregosidad (INEGI, 2004).

El suelo tipo rendzina se presentan en climas semiáridos, tropicales o templados. Poseen una abundante capa de materia orgánica y son muy fértiles. Son arcillosos y poco profundos, pero pueden soportar la selva alta perennifolia. Al ser desmontados se vuelven muy susceptibles a la erosión en laderas y lomas. Son moderadamente susceptibles a la erosión y no poseen subunidades (INEGI, 2004).

El tipo de suelo vertisol es de climas cálidos y templados. Es característico el alto contenido de arcilla y su estructura masiva. Sus colores comunes son el negro y el gris oscuro, y a veces el café rojizo. Agrícolamente son muy utilizados debido a su gran rendimiento. Son muy fértiles, a pesar de que su dureza hace difícil su labranza. Aunque tienen baja susceptibilidad a la erosión, tienen riesgo de salinización alto (INEGI, 2004).

En cuanto a las subunidades presentes en la subcuenca, se tienen suelos calcáricos, que son suelos ricos en cal y otros nutrientes para la planta; el cálcico, que posee una capa de color blanco rica en sal y de fertilidad alta o moderada; dístrico, que es un suelo ácido con alto contenido de nitrógeno pero bajo contenido de otros nutrientes como calcio, magnesio y potasio; eútrico; háplico, que es un suelo que no presenta características de otras subunidades; y el suelo pélico, que es una subunidad exclusiva de los vertisoles (INEGI, 2004).

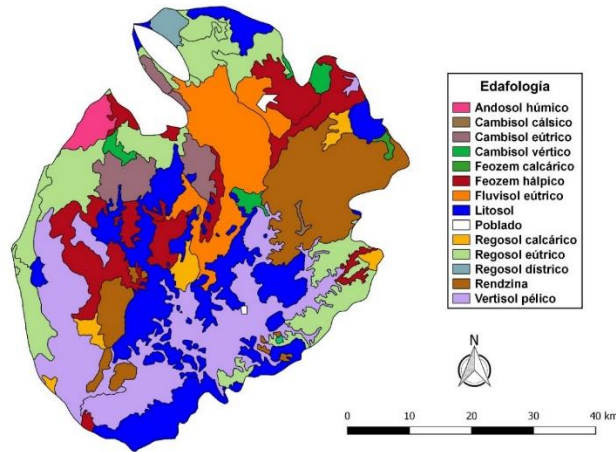


Figura 4. Suelos de la Subcuenca Chietla (SC)

3.4. Vegetación

En el territorio delimitado por la subcuenca se encuentra gran variedad de vegetación y usos de suelo (Figura 5). La vegetación existente es bosque de encino (con áreas de vegetación secundaria arbustiva y arbórea), bosque de encino-pino (con áreas de vegetación secundaria arbustiva y arbórea), bosque de pino (con áreas de vegetación secundaria arbustiva y arbórea), bosque de pino-encino (con áreas de vegetación secundaria arbustiva y arbórea), selva baja caducifolia (con áreas de vegetación secundaria arbustiva y arbórea), tular, y alta montaña. En cuanto a vegetación inducida, existen el palmar y el pastizal. Las tierras de uso agrícola comprenden las áreas de riego anual, riego anual permanente, riego anual semipermanente, riego permanente, riego semipermanente, temporal anual, temporal anual permanente y temporal anual semipermanente.

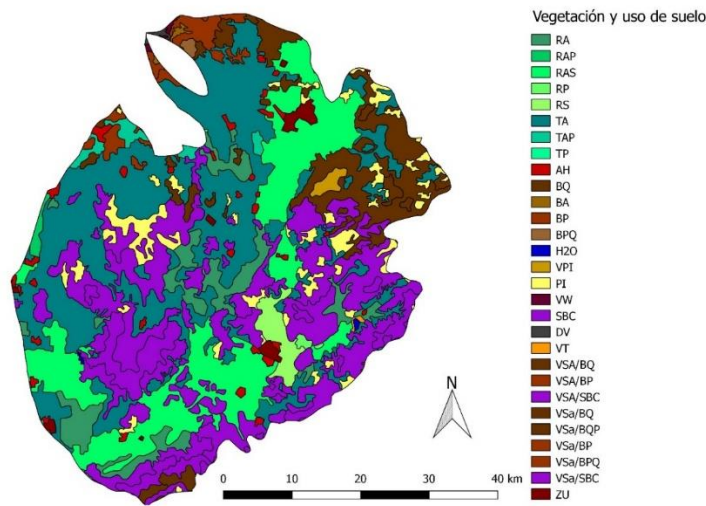


Figura 5. Vegetación de la Subcuenca Chietla (SC)

3.5. Contaminación del río Nexapa

En la región hidrológica a la que el río Nexapa pertenece se han realizado algunos trabajos enfocados a la calidad del agua. Silva *et al.* (2002) trabajaron en la región Atlixquense (municipios de Atlixco, Huaquechula, Santa Isabel Cholula y Tochimilco). Midieron en el río Nexapa (a su vez formado por el río Huilapa y Xalapenco) DBO, DQO, dureza, temperatura, Zn, Fe, N amoniacal, pH, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos, turbidez, nitritos, sustancias activas al azul de metileno, Cd, Cr, Pb, coliformes totales y coliformes fecales. Como resultados, obtuvieron que los coliformes fecales, coliformes totales, nitritos, Cd, Pb, N amoniacal y sustancias activas al azul de metileno excedieron los límites máximos permitidos tanto en verano como en primavera. Adicionalmente, el Cr sobre pasó los límites permisibles durante el verano.

Neri (2008) analizó el agua del cauce y la zona de riego del canal Chilhuacán, en el municipio de Atlixco. Midió pH, conductividad eléctrica, Ca, Mg, Na, K, Cl, B, Sulfatos, coliformes fecales, huevos de helminto, Plomo-Cinc-Níquel-Cobre-Cadmio. En los resultados se reporta que ninguno de los metales pesados analizados excede los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996. Sin embargo, las concentraciones de coliformes fecales y huevos de helminto se reportaron muy por encima de los límites marcados por dicha norma.

Navarro (2007) analizó el agua de la subcuenca del río Nexapa midiendo los parámetros de pH, temperatura, conductividad, sólidos disueltos totales, oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno, surfactantes aniónicos, fenoles, dureza total, nitratos, nitritos, amonio, sulfatos, fosfatos, coliformes fecales, coliformes totales, Na, Ca, Mg, K, Cu, Cr, Pb, Cd, Zn, Mn, Fe, DBO y compuestos orgánicos. Los resultados señalan que la DBO se mantiene más o menos igual tanto en periodo de lluvias como en periodo de secas, no obstante, en periodo de secas los coliformes totales ascienden demasiado, excediendo por mucho los límites permisibles. Sin embargo, Navarro *et al.* (2006), en otro trabajo que utiliza el mismo muestreo (Navarro, 2007) reportan que las aguas residuales de la ciudad de Atlixco vertidas al río Nexapa llegan bastantes limpias en relación con la concentración de metales pesados (Cu, Mn, Pb, Cd, Cr, Zn, Fe, Ca, Mg, Na, K). Según reportan los autores, las aguas vertidas son filtradas por el suelo y/o diluidas. En un tercer trabajo, Navarro (s. f. a) reporta que los valores de DQO, NH₄, PO₄ y SAAM (tensoactivos aniónicos) tienen el mismo comportamiento durante la época lluviosa y la época seca. Igualmente pasa con turbidez, SST, fenoles, Cu, Zn, Mn y Fe. Además, se menciona que hay un grupo de especies químicas con aumento progresivo (Ca, Mg, Na, K, RAS, SO₄, NO₂ y NO₃) pero lo atribuye a la afluencia de material geoquímico a lo largo del cauce. El último trabajo de Navarro *et al.* (s. f. b) se realizó en el trayecto río Frío-Atlixco del río Atoyac. En este caso se analizaron los parámetros de Fe, Mn, Pb, Cr y Cd. El resultado es que todos los metales, excepto Mn, Cr y Cd, se encuentran en bajas concentraciones.

Romero *et al.* (s. f.) analizaron el agua del río Cantarranas y el agua negra del río Nexapa. Midieron los parámetros de Cu, Cr, Pb, Co, Cd, Ni, bacterias mesofílicas aerobias, coliformes totales y coliformes fecales, de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-033-ECOL/1993. Como resultados obtuvieron que los metales pesados en el agua negra de los ríos Nexapa y Cantarranas superan las concentraciones normativas propuestas por dicha norma.

CAPÍTULO IV. MATERIALES Y MÉTODOS

Para la selección de sitios se identificaron las fuentes puntuales y no puntuales o difusas de contaminación del río: sitios de descarga y las zonas agrícolas.

4.1. Ubicación de fuentes puntuales de contaminación

Se ubicaron espacialmente los puntos de descargas encontrados dentro de la subcuenca Chietla. Para esto se utilizó el Sistema de Localización de Registro Público de Derechos de Agua (LOCREPDA).

4.2. Ubicación de las fuentes difusas de contaminación

Como fuentes difusas de contaminación se consideraron las actividades agropecuarias que tienen lugar en los municipios de la subcuenca. Para su delimitación se recurrió a información de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Se consideraron las áreas con manejo agrícola, pecuario y forestal como las fuentes de contaminación difusa.

4.3. Sitios seleccionados para el muestreo

Utilizando como referencia la ubicación de las fuentes puntuales y difusas, se eligieron 20 sitios (Figura 6) para tomar muestras y medir parámetros físico-químicos del agua. El criterio que más pesó para esta elección fue que los puntos debían estar distribuidos a lo largo de toda la subcuenca. Otros criterios importantes fueron que la sección del río destinada a la toma de muestras fuera de fácil acceso y permitiera la toma segura de muestras.

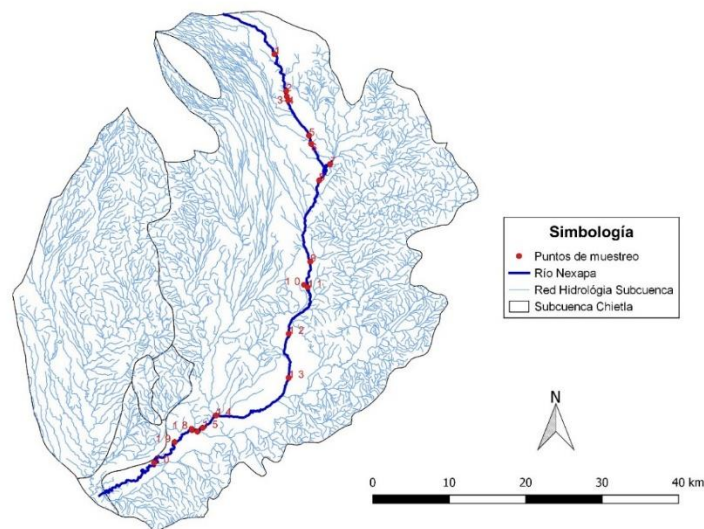


Figura 6. Ubicación de los sitios de muestreo en la SC

4.4. Medición de parámetros físico-químicos

Para cada uno de los 20 sitios se tomaron diversos parámetros físicos y químicos. Algunos de estos parámetros se tomaron *in situ* utilizando un multiparámetro Horin (serie U-50). Otros parámetros fueron determinados en laboratorios externos, para lo cual se tomaron muestras de agua y se transportaron en recipientes preparados para las pruebas. Esto significó que las muestras para parámetros microbiológicos fueron tomadas en bolsas para muestras microbiológicas y puestas en refrigeración. Las pruebas microbiológicas fueron realizadas antes de 24 horas de la toma de las muestras. Para tomar las muestras de amonio, amoniaco y metales pesados se utilizaron recipientes plásticos de un litro de capacidad. Para las muestras para fosfatos totales se utilizaron recipientes de medio litro de capacidad previamente lavados con detergente extran y con 2 mL de ácido nítrico para conservar la muestra.

Los parámetros medidos *in situ* con el multiparámetro fueron temperatura ($^{\circ}\text{C}$), potencial de hidrógeno (pH), Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), turbidez (NTU), oxígeno disuelto (mg/L) y sólidos disueltos totales (g/L). Para esto el multiparámetro fue calibrado siguiendo las instrucciones del manual proporcionado por el fabricante.

Para la determinación de amonio, amoniaco, fosfatos totales y metales pesados (Cd, Co, Cr, Mo, Ni y Pb) se tomaron dos muestras por cada sitio y se hicieron llegar a un laboratorio externo para su análisis. Fue el Laboratorio Central de la Universidad de Chapingo el que realizó dichas pruebas utilizando la metodología de oxidación con óxido de magnesio y destilado por arrastre de vapor para el amoniaco; la metodología de reducción con aleación de Devarda y destilación por arrastre de vapor para el parámetro de amonio; y la metodología de espectrofotometría de absorción atómica para los parámetros de metales pesados. La prueba para fosfatos totales fue realizada por el área química de suelos y ambiental del Colegio de Postgraduados Campus Montecillo por el método de digestión de la EPA-1996 y cuantificada por el procedimiento de Riley y Murphy.

Una vez obtenidos los resultados de estos parámetros por sitios, se utilizó el programa SPSS Statistics versión 23 para realizar una prueba de clústeres por parámetro, con el fin de saber cómo se agrupan los sitios de acuerdo a sus resultados en cada parámetro.

4.5. Diseño del Índice de Calidad del Agua (ICA)

Se diseñó un índice de calidad de agua (ICA) según los lineamientos del Consejo Ambiental de Ministros de Canadá (CCME, 2001 y 2008). Este tipo de ICA ha sido utilizado para determinar la calidad del agua con base en la medición de sus parámetros físicos y químicos comparados con valores de referencia (Mena, 2015). Debido a que en México no se han determinado los valores de referencia para parámetros físico-químicos en agua de río, los valores de referencia se tomaron de la Agencia de Protección de la Vida Acuática de Estados Unidos y de la Comisión Económica de las Naciones Unidas de Europa. Para los parámetros no contemplados por estos organismos se usó la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Para el amoniaco se tomó como referencia la concentración máxima fijada por la Agencia de Protección de la Vida Acuática de Estados Unidos (Helmer y Hespagnol, 1997). Este valor de amoniaco dependerá del pH y de la temperatura del agua (Cuadro 2).

Para los parámetros de temperatura oxígeno disuelto, fósforo total, pH, sólidos disueltos totales, Cd, Cr, Ni, y Pb se tomaron como valores de referencia los propuestos por la Comisión Económica de las Naciones Unidas de Europa (Helmer y Hespanhol, 1997) y para el amonio los valores de referencia de la CCME (2008) (Cuadro 3).

Cuadro 2. Concentración de amoníaco para la protección de la vida acuática según el valor de pH y temperatura

pH	Concentración de amoníaco (mg/l)						
	0° C	5° C	10° C	15° C	20° C	25° C	30° C
6.5	2.5	2.4	2.2	2.2	1.49	1.04	0.73
6.75	2.5	2.4	2.2	2.2	1.49	1.04	0.73
7	2.5	2.4	2.2	2.2	1.49	1.04	0.74
7.25	2.5	2.4	2.2	2.2	1.5	1.04	0.74
7.5	2.5	2.4	2.2	2.2	1.5	1.05	0.74
7.75	2.3	2.2	2	2	1.4	0.99	0.71
8	1.53	1.44	1.37	1.33	0.93	0.66	0.47
8.25	0.87	0.82	0.78	0.76	0.54	0.39	0.28
8.5	0.49	0.47	0.45	0.44	0.32	0.23	0.17
8.75	0.28	0.27	0.26	0.27	0.19	0.16	0.11
9	0.16	0.16	0.16	0.16	0.13	0.1	0.08

Cuadro 3. Parámetros físico-químicos considerados como óptimos por la Comisión de Económica de las Naciones Unidas de Europa

Parámetro	Valor de referencia
Temp (° C)	< 40
DO (mg/l)	>7
P total(µg/l)	<15
pH	9.0-6.5
SDT (mg/l)	< 400
Cd (µg/l)	<0.07
Cr (µg/l)	<1
Ni (µg/l)	<15
Pb (µg/l)	<0.1
Amonio (mg/l)	< 2.2

El ICA diseñado combina tres factores: % de variables que no cumplen con un valor de referencia (F1), % de valores individuales que no cumplen con el valor de referencia (F2) y el valor o amplitud con el que no se cumplió el valor de referencia (F3).

$$F1 = \frac{\text{Número de variables que no cumplen}}{\text{Número total de variables}} \times 100$$

$$F2 = \frac{\text{Número de parámetros que no cumplen con el valor de referencia}}{\text{Número total de parámetros medidos}} \times 100$$

Para determinar el tercer factor se deben seguir los siguientes pasos:

1. Obtener la “excursión”. La excursión se obtiene, para máximos el (valor medido / valor de referencia) -1; y para mínimos (valor de referencia / valor medido) -1.
2. Sumar las excursiones y dividir las entre el número total de pruebas (aun las que cumplieron los límites). Esto es la suma normalizada de excursiones (Sne). $Sne = (\sum \text{Excursión}) / \text{Número de pruebas}$.
3. Aplicar la fórmula $F3 = [Sne / (0.01 Sne + 0.01)]$. Esto da una función asintótica que escala la suma normalizada de excursiones (Sne) para dar un rango de 0 a 100.

Para obtener el ICA se aplica la siguiente fórmula:

$$ICA = 100 - \left(\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2} \div 1.732 \right)$$

El resultado es un espacio tridimensional definido por cada factor en cada eje y cambia de manera proporcional al cambio del factor. El valor 1.732 de la fórmula normaliza los valores resultantes a un rango de 0 a 100, donde 0 es la peor condición de calidad de agua y 100 la mejor condición. El resultado del ICA se compara con categorías de condición de calidad del agua de acuerdo al rango de valores (Cuadro 4).

Una vez obtenido el ICA por sitio se realizó una prueba de clúster utilizando el programa SPSS Statistics versión 23 para determinar qué sitios poseen condiciones físico-químicas similares y

una prueba de correlación de Spearman para determinar cuáles de los parámetros medidos están mayormente relacionados con el ICA.

Cuadro 4. Categoría de la condición del agua según el ICA

Categoría	Valor del índice	Características
Excelente	95-100	Calidad del agua sin deterioro o perturbación similar a sitios prístinos
Buena	80-94	Calidad del agua con menor grado de deterioro con respecto a la excelente, en pocas ocasiones pueden o no ser similares a las naturales.
Favorables	65-79	Calidad del agua con perturbación ocasional
Marginal	45-65	Calidad del agua con frecuente perturbación
Pobre	0-44	Calidad del agua con perturbación permanente

4.6. Índice de Condición de Hábitat (ICH)

Debido a que el potencial biológico de un hábitat está determinado por su calidad física es necesario una evaluación de la estructura de hábitat circundante a un cuerpo de agua. En el caso de los ríos, esta evaluación incluye la valoración de la calidad del sustrato, la morfología del cauce, la estructura de los bancos y la vegetación riverena (Barbour *et al.*, 1999). Para este trabajo se utilizó la propuesta de Barbour *et al.* (1999) para una evaluación visual del hábitat. Esta evaluación incluye 13 parámetros físicos propios de la morfología de un río. Los parámetros y su explicación son los siguientes:

- a) *1 Sustrato para epifauna/cobertura disponible*: se refiere a la cantidad y variedad de estructuras naturales en el río. Estas estructuras proveen a peces y macroinvertebrados variedad de nichos para ocupar.

- b) *2a Sedimentación de cantos y rocas*: se refiere a qué tan embebidas se encuentran las rocas y los tocones en la arena o el lodo en el fondo del río. Entre más sea observada esta cualidad, menor el área disponible para peces y macroinvertebrados.
- c) *2b Caracterización del sustrato*: evalúa el tipo y la condición de los sustratos en el fondo de los pozos en el río. Sedimentos firmes como la grava o la arena mantienen una mayor variedad de organismos que aquellos blandos como el lodo.
- d) *3a Combinación velocidad/profundidad*: los patrones de velocidad y profundidad influyen en la diversidad del hábitat. Los ríos con mayor diversidad de hábitat contienen los cuatro patrones: lento-profundo, lento-poco profundo, rápido-profundo y rápido-poco profundo.
- e) *3b Variabilidad de estanques*: una variedad de tamaños y profundidades de pozos en un río pueden albergar una mayor cantidad de especies acuáticas. Hay cuatro tipos, grandes-poco profundos, grandes-profundos, pequeños-poco profundos y pequeños-profundos.
- f) *4 Deposición de sedimentos*: se refiere a la cantidad de sedimento acumulado y los cambios que causan en el fondo del río. Esta acumulación puede causar islas o bancos. Esto es señal de un ambiente cambiante no favorable para muchos organismos.
- g) *5 Estado del caudal*: se refiere a qué tan lleno está el caudal. Si el cauce tiene partes sin agua la cantidad de sustrato favorable para los organismos disminuye.
- h) *6 Alteración del cauce*: es la medida en la que el cauce del río ha sido modificado. En áreas urbanas o agrícolas muchos cauces de ríos son enderezados, profundizados, o confinados por concreto. Estos cauces disminuyen su capacidad de brindar hábitat para organismos.
- i) *7a Frecuencia de rápidos (o curvas)*: mide la heterogeneidad del río según la frecuencia de sus rápidos. Los rápidos son fuente de hábitats de alta calidad para la fauna.
- j) *7b Sinuosidad del cauce*: igualmente que los rápidos, la sinuosidad en un río provee mayor cantidad de hábitat para la fauna. Además, protege el cauce de la erosión y provee refugios para peces y macroinvertebrados.
- k) *8 Estabilidad de los bancos*: mide la erosión real y potencial de los bancos de un río. Los bancos con pendiente pronunciada tienen mayor probabilidad de sufrir erosión que aquellos con pendiente poco pronunciada.

- l) *9 Protección vegetal de los bancos*: mide la cantidad de protección vegetal para los bancos del río. Las raíces de las plantas dan estabilidad al suelo, reduciendo la probabilidad de erosión. Los bancos con crecimiento natural de plantas y proveen buen hábitat para peces y macroinvertebrados.
- m) *10 Ancho de la zona vegetal riparia*: mide la amplitud de la cobertura vegetal desde el borde de los bancos de un río. Esta cobertura vegetal funge como amortiguadora de contaminantes y erosión. Generalmente una cobertura vegetal extensa y no perturbada ayuda a mantener sistemas riparios sanos.

A cada uno de estos parámetros físicos se les asignó una puntuación del 0 al 20. En el caso de los parámetros 8, 9 y 10 la puntuación se asigna a cada banco del río de 0 a 10. La puntuación más alta que puede obtener un sitio es de 260. La puntuación obtenida por cada sitio se divide entre el máximo y así se obtiene un índice que oscila entre el 0 y el 1. Este índice, el ICH, nos permite conocer las condiciones físicas que el sitio proporciona para las comunidades biológicas que se puedan encontrar. De acuerdo a su ICH, cada sitio fue clasificado de acuerdo a los rangos propuestos por el Vermont Stream Geomorphic Assessment Phase 2 Handbook (2004) (Cuadro 5)

Cuadro 5. Clasificación de la condición de hábitat de acuerdo con el rango de ICH

Rango ICH	Clasificación
0.85 – 1.00	Condición de referencia
0.65 – 0.84	Condición buena
0.35 – 0.64	Condición media
0.00 – 0.34	Condición pobre

4.7. Parámetros microbiológicos

Para el caso de los análisis microbiológicos se tomaron muestras del agua en cada sitio y fueron transportadas hasta un laboratorio equipado para realizar las pruebas. El tiempo entre la toma de muestras y la siembra del cultivo fue menor a las 24 horas y las muestras estuvieron en refrigeración desde la toma hasta el momento de realizar las pruebas.

El laboratorio que realizó las puebas fue el laboratorio de control de calidad de la UDLAP, y determinó los coliformes totales y los coliformes fecales, de acuerdo con las normas NOM-092-SSA1-1994 y NOM-112-SSA1-1994, respectivamente.

4.8. Índice de Biótico de Hilsenhoff (IBH)

Se tomaron muestras de macroinvertebrados bentónicos en los sitios. Para la toma de las muestras se siguió el procedimiento propuesto por Barbour *et al.* (1999). En ese caso se eligió el muestreo para multihábitat ya que el río Nexapa es muy variable en sus características de velocidad, sustrato y abundancia de escombros y tocones. El método de muestreo comenzó con la delimitación de un tramo de 100 metros en cada sitio de muestreo designado. En cada uno de los tramos se removió mecánicamente el sustrato (usando el pie, a esto se llama “kick”) 20 veces y se recolectaron los macroinvertebrados bentónicos con una red de marco rectangular de 50 X 30 cm y una apertura de maya de 500. En cada tramo se distribuyeron las 20 recolecciones proporcionalmente entre los diferentes tipos de hábitats en el sitio de muestreo correspondiente. Los organismos fueron recolectados en una charola de plástico para después ser almacenados en recipientes con etanol y propilenglicol en una proporción 70/30.

Para una mayor homogeneización del muestreo en el laboratorio se realizó un submuestreo según el procedimiento de Barbour *et al.* (1999). Este submuestreo requirió que la muestra de macroinvertebrados fuera vertida en una charola con una cuadrícula de 6 cm X 6 cm. De esta cuadrícula se eligieron cuatro cuadros al azar y de esto se conformó una submuestra de 100 (+/- 20%) organismos. Los organismos contenidos en dos cuadros diferentes se consideraron pertenecientes al cuadro en el que se encontró su cabeza. Los organismos con cuerpo alargados se consideraron en el cuadro que contuviera la mayor proporción de sus cuerpos.

Para la identificación de los organismos se utilizó la guía de identificación de Bouchard (2004). La identificación se realizó hasta el nivel de familia con la utilización de un microscopio estereoscópico. Este nivel taxonómico es bastante preciso y no requiere un nivel de conocimiento de experto (Barbour *et al.*, 1999). Bouchard *et al.* (1999) también ofrecen información sobre los tipos de alimentación, los hábitos y su nivel de tolerancia a la contaminación.

Cuadro 6. Métricas bentónicas para predecir la respuesta al incremento de la perturbación

Categoría	Métrica	Definición	Respuesta al aumento de perturbación
Riqueza	Total de taxones	Mide la variedad de macroinvertebrados	Decremento
	Taxones de EPT	No. de taxones de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera	Decremento
	Taxones de Ephemeroptera	No. de taxones de Ephemeroptera	Decremento
	Taxones de Plecoptera	No. de taxones de Plecoptera	Decremento
	Taxones de Trichoptera	No. de taxones de Trichoptera	Decremento
Composición	% EPT	Porcentaje de la composición de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera	Decremento
	% Ephemeroptera	Porcentaje de larvas de Ephemeroptera	Decremento
Tolerancia/Intolerancia	No. de taxones intolerantes	Riqueza de los taxones sensibles a la perturbación	Decremento
	% Organismos tolerantes	Porcentaje de organismos tolerantes a la perturbación	Incremento
	% Taxón dominante	Riqueza de los taxones sensibles a la perturbación	Incremento
Alimentación	% Filtradores	Porcentaje de organismos que filtran partículas finas de materia orgánica (FPOM)	Variable
	% Herbívoros/raspadores	% de organismos hervívoros o raspan su alimento	Decremento
Hábitos	No. de taxones que se adhieren	No. de taxones de insectos	Decremento
	% De organismos que se adhieren	Porcentaje de insectos que se adhieren a superficies flotantes	Decremento

Fuente: (Barbour *et al.*, 1999)

Los datos obtenidos de la identificación fueron utilizados para determinar las métricas bentónicas (benthic metrics) para cada sitio. Estas métricas son de tipo ecológico (Barbour *et al.*, 1999) y las que tienen mayor respuesta a la influencia humana son las más efectivas (Fore *et al.*, 1996). Las métricas bentónicas con mejor predicción y respuesta al incremento de perturbación se agrupan en seis categorías: métricas de riqueza, métricas de composición, métricas de tolerancia/intolerancia, métricas de modo de alimentación, y métricas de hábitos (Bouchard, 2004). Se utilizó esta información para determinar las métricas en el Cuadro 6. Adicionalmente

los datos de la identificación fueron utilizados para determinar una Índice de Biótico de Hilsenhoff (IBH). Este índice está orientado a la detección de contaminación orgánica.

El IBH de cada sitio se calculó con la fórmula $IBH = \sum XiTi/n$, donde:

Xi = número de ejemplares de cada familia

Ti = valor de tolerancia de dicha familia

n = número total de organismos recolectados en la muestra

El valor de IBH que se obtiene con esta fórmula indica la calidad del agua y el grado de contaminación orgánica en una escala del 0 al 10 (Cuadro 7), donde a mayor valor de IBH menor la calidad del agua y mayor la contaminación del agua (Hilsenhoff, 1988).

Cuadro 7. Categoría de calidad del agua y grado de contaminación orgánica según el valor de IBH

Valor de IBH	Calidad del Agua	Grado de contaminación orgánica
0.00 - 3.50	Excelente	Sin contaminación aparente
3.51 - 4.50	Muy buena	Contaminación ligera
4.51 - 5.50	Buena	Contaminación poco aparente
5.51 - 6.50	Regular	Contaminación poco significativa
6.51 - 7.50	Regular pobre	Contaminación significativa
7.51 - 8.50	Pobre	Contaminación muy significativa
8.51 - 10.00	Muy pobre	Contaminación severa

4.9. Análisis estadísticos

De los resultados obtenidos para los parámetros físico-químicos y para el ICA se realizaron pruebas de conglomerados y de correlación de Spearman utilizando el programa SPSS Statistic versión 23. Para cada uno de los parámetros físicos-químicos (temperatura, potencial de hidrógeno, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, turbiedad, fósforo total, amonio, amoníaco, plomo, níquel) se realizó una prueba de clúster, además de una prueba del mismo tipo utilizando todos los parámetros por sitio. El índice de correlación de Spearman se realizó para conocer la relación entre cada uno de los parámetros y su relación con el ICA.

CAPÍTULO V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Fuentes puntuales y difusas de contaminación del Río Nexapa.

En la subcuenca se identificaron 95 sitios de descarga de aguas residuales, concentrándose la mayoría en los municipios de Atlixco e Izúcar de Matamoros (Figura 7). Los sitios se agrupan en seis tipos de descarga diferentes, con predominio del tipo de público urbano (Cuadro 8).

Cuadro 8. Puntos de descarga localizados en el LOCREPDA por municipio y sus volúmenes de descarga

Municipio	Volumen descarga (m ³ /Año)	Tipo de descarga	Municipio	Volumen descarga (m ³ /Año)	Tipo de descarga	
Acteopan	29,039.40	Público urbano	Chietla	22,542.40	Público urbano	
	13,626.00	Público urbano		17,739.00	Público urbano	
Atlixco		Libre con				
	74,460.00	tubería	Epatlán	116,946.00	Público urbano	
	51,684.00	Público urbano	Huaquechula	55,188.00	Público urbano	
	41,062.50	Público urbano		4,171.95	Pecuaria	
	25,579.00	Público urbano		87,403.00	Público urbano	
	12,527.00	Público urbano		32,412.00	Público urbano	
	21,721.15	Servicios		24,528.00	Público urbano	
	474.50	Servicios		9,125.00	Porcícola	
	1,404.00	Servicios		33,096.00	Público urbano	
	12,526.80	Público urbano		23,082.60	Público urbano	
	21,243.00	Público urbano		101,506.50	Público urbano	
	59,860.00	Público urbano		54,750.00	Público urbano	
			Izúcar de			
	35,303.00	Público urbano	Matamoros	12,614.40	Industrial	
	26,718.00	Público urbano		949,036.50	Industrial	
	14,016.00	Público urbano		4,708.50	Industrial	
624.00	Servicios		255.84	Servicios		
73,628.00	Público urbano		41,975.00	Público urbano		
1,460.00	Servicios		19,053.00	Público urbano		
55,772.00	Público urbano		3,869.00	Público urbano		
82,625.05	Público urbano		438,000.00	Público urbano		
28,382.40	Público urbano		9,125.00	Pecuario		

Cuadro 8. Puntos de descarga localizados en el LOCREPDA por municipio y sus volúmenes de descarga (continuación)

Municipio	Volumen descarga (m ³ /año)	Tipo de descarga	Municipio	Volumen descarga (m ³ /año)	Tipo de descarga
	73,628.00	Público urbano	Ocoyucan	250,185.60	Público urbano
	13,979.50	Pecuario		3,621.00	Público urbano
	55,319.00	Público urbano		76,832.50	Público urbano
Ocoyucan	3,650.00	Pecuario	Tochimiltzingo	42,048.00	Público urbano
	3,467.50	Servicios		4,905.60	Público urbano
	160.60	Servicios	Teopantlán	25,294.00	Público urbano
	273.75	Servicios	Tepemaxalco	3,832.50	Público urbano
	208.05	Servicios		46,154.25	Público urbano
	48,880.80	Público urbano		11,497.50	Público urbano
	444,570.00	Público urbano		15,494.25	Público urbano
	6,769,686.27	Público urbano	Tepeojuma	18,826.70	Público urbano
Atzala	109,500.00	Público urbano	Tepexco	262.80	Pecuario
Atzitzihuacán	192.00	Pecuario	Tianguismanalco	23,652,000.00	Acuacultura
	52,560.00	Público urbano		18,396.00	Público urbano
	63,510.00	Público urbano	Tilapa	69,806.25	Público urbano
	94,170.00	Público urbano		48,180.00	Público urbano
	7,227.00	Público urbano	Tlapanalá	249,448.30	Público urbano
	6,570.00	Público urbano		61,183.12	Público urbano
	7,227.00	Público urbano		9,125.00	Pecuario
Cohuecan	20,586.00	Público urbano	Tochimilco	18,354.90	Público urbano
	24,633.85	Público urbano		34,821.00	Público urbano
	54,826.65	Público urbano		45,743.60	Público urbano
Chietla	39,102.45	Público urbano		40,681.44	Público urbano
	1,454,769.00	Industrial		69,065.30	Público urbano
	15,768.00	Doméstica		27,517.35	Público urbano
			Xochiltepec	67,835.25	Público urbano

El volumen total de los 95 sitios de descargas es de 37,020,441.12 m³ por año. En Atzitzihuacán, municipio de Tianguismanalco, estado de Puebla, se localiza un sitio donde una alta descarga de aguas residuales de la actividad acuícola; es el único sitio registrado relacionado con esta actividad, aunque la descarga anual es alta: 23,652,000 m³ por año. El tipo público urbano representa una fuente importante de contaminación del río Nexapa (Cuadro 9), con una descarga

reportan áreas totales de 8,800.40 y 9,677.81 hectáreas sembradas respectivamente, mientras que otros como Atzala sólo reportan 73,7 (Cuadro 10). Hay que notar que no todo el territorio de los municipios se encuentra dentro de la SC.

Cuadro 10. Superficie total sembrada por municipio

Municipio	Sup. Sembrada (Ha)	Municipio	Sup. Sembrada (Ha)
Acteopan	1,953.00	Tochimiltzingo	471
Atlixco	8,800.40	Tepemaxalco	905
Atzala	73.7	Tepeojuma	1,535.80
Atzitzihuacán	4,025.00	Tepexco	5,466.30
Cohecan	1,832.10	Tianguismanalco	2,798.90
Chietla	5,791.50	Tilapa	2,734.53
Epatlán	1,457.50	Tlapanalá	4,467.00
Huaquechula	9,677.81	Tochimilco	4,961.20
Izúcar de Matamoros	7,582.20	Xociltepec	1,004.00
Ocoyucan	928	Total	42,121.21

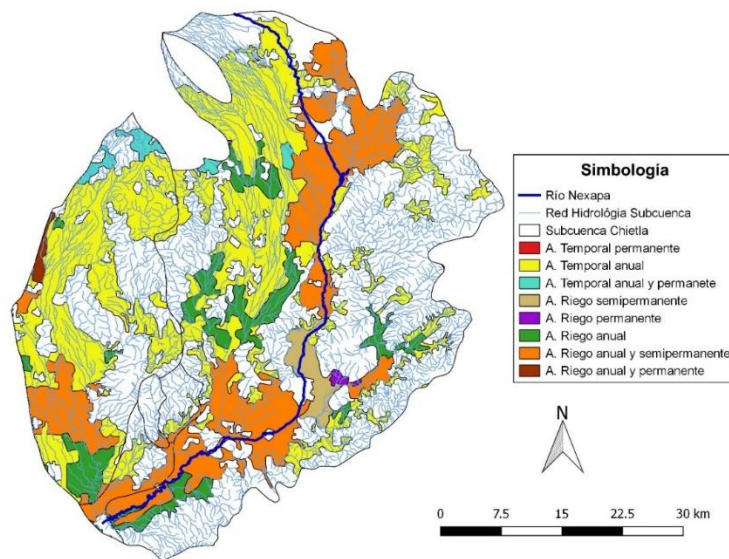


Figura 8. Usos de suelo agrícolas en la Subcuenca Chietla (SC)

Fuente: INEGI. 2016, Uso del suelo y vegetación escala 1:250000, serie VI (Continuo nacional)

Dentro de la subcuenca, el 44.08% (62568.92 ha) de la superficie agrícola es de riego y el 55.92% (79379.21 ha) es de agricultura de temporal (Cuadro 11). La mayor parte de la superficie con agricultura de riego se localiza en áreas adyacentes al río principal de la subcuenca.

Cuadro 11. Superficie por tipo de agricultura dentro de la SC

Tipo de agricultura	Superficie en ha
Riego anual	14684.
Riego anual y permanente	1022.83
Riego anual y semipermanente	42489.91
Riego permanente	399.05
Riego semipermanente	3972.51
Temporal anual	76104.87
Temporal anual y permanente	3255.21
Temporal permanente	19.13

Fuente: INEGI. 2016, Uso del suelo y vegetación escala 1:250000, serie VI (Continuo nacional)

La actividad pecuaria también es una fuente de contaminación difusa. En el caso de Puebla hay una importante producción pecuaria. Sin embargo, los municipios de la subcuenca no destacan por esta actividad. De acuerdo al censo agropecuario 2007 (INEGI, 2012), Puebla no es un importante productor de ganado bovino. Posee apenas el 1.5% del hato nacional (en 2007), y de ese 1.5% el 43.7% se ubica en 21 municipios del estado. De estos 21 municipios, únicamente Atlixco (6,328 cabezas) y Ocoyucan (5,056 cabezas) son mencionados con el 3.4% en conjunto del total. Caso contrario, en cuanto a producción de ganado porcino, Puebla ocupa el cuarto lugar con el 8.3% de la piara nacional (2007). En este aspecto destacan Atlixco (36,322) y Huaquechula (14,816) con el 6.8% de la piara estatal. Puebla también es importante productor de ganado ovino. Puebla posee el 8.7% de la producción nacional por lo que tiene el tercer lugar en producción nacional. Sólo Atlixco reporta una producción importante de 14,458 cabezas (2.3%) de la producción estatal. En cuanto a ganado caprino Puebla produce el 8.1% de la producción nacional. Sin embargo, el censo agropecuario no reporta que los municipios de la SC tengan importante producción de ganado Caprino. Por último, Puebla tiene una importante producción de aves de corral (gallinas, pollos en engorda, pollitos, gallos, guajolotes, patos, gansos y codornices). Ocupa el tercer lugar nacional con 28, 418,523 individuos censados. Únicamente

Izúcar de Matamoros tiene una producción mencionada en el censo agropecuario de 271,750 aves de corral (1%).

5.2. Condición del río de acuerdo al Índice de Calidad del Agua (ICA)

5.2.1. Temperatura del agua

La temperatura del agua tuvo una tendencia a incrementarse conforme los sitios se encontraban río abajo durante los tres periodos de muestreo (Figura 9). En el mes de julio la temperatura del primer sitio del río (S1) fue de 14.19 °C, y aumentó de manera constante hasta llegar a los 25.42 °C en el último sitio (S20). Solamente en el sitio 11 se registró un descenso en la temperatura de 1.07 °C. En septiembre, el sitio 2 (S2) fue el sitio que registró la menor temperatura (15.21 °C), y a partir de ahí cada sitio tuvo incrementos de temperatura hasta llegar a 24.43 °C en el sitio 20. En este muestreo el sitio 11 fue el sitio con mayor temperatura, registró 27.19 °C. En el mes de noviembre se observó la misma tendencia de aumento de la temperatura del agua.

Ninguno de los sitios registra un valor superior al valor de referencia (40 °C). Sin embargo, el incremento de la temperatura se puede atribuir a la falta de vegetación ribereña en algunos puntos, ya que ésta ayuda a que los cuerpos de agua mantengan su temperatura (Bunn *et al.*, 1990). Esta tendencia a incrementar de la temperatura coincide con la tendencia que registra el ICH de disminuir a lo largo de río (ver sección 5.3). El sitio 11 que, como se dijo, registro la mayor temperatura, también registró uno de los ICH más bajos (0.477).

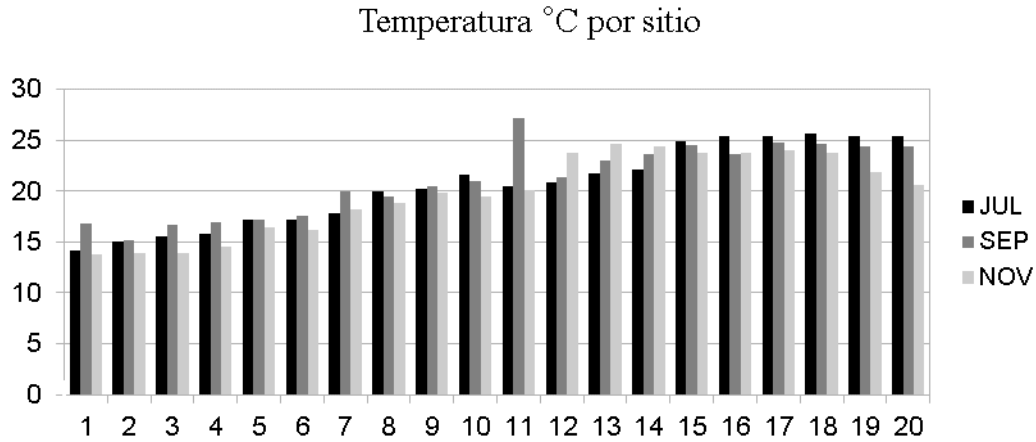


Figura 9. Temperatura por sitio de muestreo

La agrupación por conglomerados para los resultados de julio tuvo como resultado cinco grupos (Figura 10). En el primer grupo están agrupados los sitios 1 a 6. El segundo grupo lo integran los sitios 7 a 10; el sitio 11 no integra ninguno de los grupos, lo que es resultado de la alta temperatura registrada en el mes de noviembre; otro grupo se integra con los sitios 12, 13 y 14 y el último grupo por los sitios 15 a 20. La tendencia de aumento de la temperatura del agua está relacionada con un aumento en la temperatura del aire, ya que del sitio 1 al sitio 20 hay una disminución de la altitud.

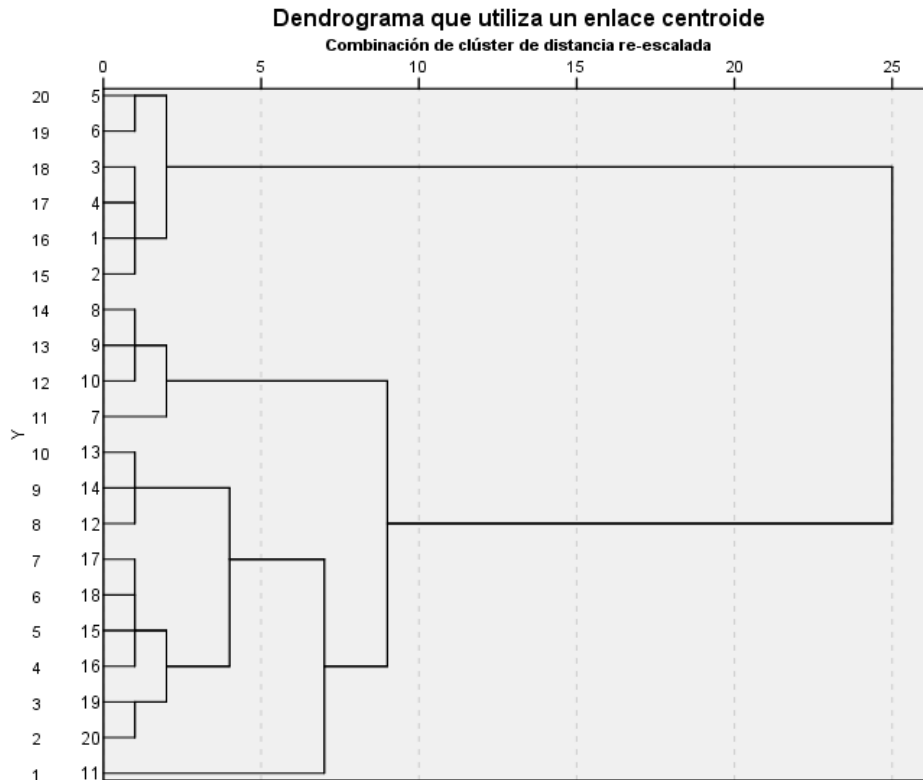


Figura 10. Análisis de conglomerados para la temperatura de los sitios de muestreo

5.2.2. Potencial de hidrógeno

El potencial de hidrógeno se mantuvo entre siete y nueve en la mayoría de sitios durante los tres muestreos (Figura 11). Solamente se observaron variaciones notables en los resultados de las mediciones de julio en el sitio 1 (6.66), en el sitio 9 (6.93) y en el sitio 17 (9.99). El sitio 17 fue el único sitio que registró un pH por encima del máximo permitido durante el muestreo de julio (pH 9). Esto se asocia a la cantidad de descargas industriales en esta zona y a que en julio se presentó un periodo de sequía. Este punto de muestreo se encuentra muy cercana al único punto de descarga de tipo industrial registrada en el área (en el municipio de Chietla). Sin embargo, este punto de descarga registró más de la mitad del volumen correspondiente a este tipo de descarga (60%). En el mes de septiembre todos los sitios obtuvieron un pH dentro del rango mencionado.

Este parámetro por sí mismo no tiene gran impacto en la calidad del agua del río. Sin embargo, el pH y la temperatura, en conjunto, tiene un efecto en la manera en la que otros contaminantes

afectan el agua. A mayores pH y temperatura, menor el máximo de concentración de amoníaco permisible para la protección de la vida acuática (Agencia de Protección de la Vida Acuática de Estados Unidos, citada por Helmer y Hespanhol, 1997).

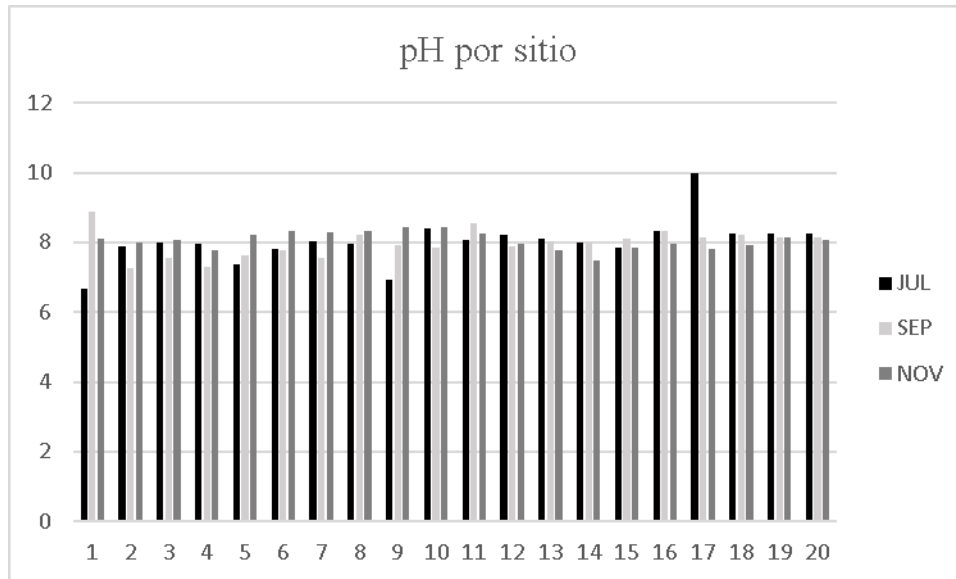


Figura 11. Potencial de hidrógeno por sitio de muestreo

El análisis de conglomerados (Figura 12) identificó como un grupo a los sitios 12, 13, 16, 18, 19 y 20 y como otro a los sitios 8, 11, 14 y 15. Ambos conglomerados están muy relacionados entre sí. Los sitios 2, 3, 4, 6, 7 se agrupan juntos y a su vez se encuentran cercanos al sitio 10. Los sitios 5 y 9 también conforman un conglomerado aparte, pero relacionados con los dos anteriores. El sitio 1 y el sitio 17 obtienen los resultados más apartados del resto, debido a sus valores durante el muestreo de julio (6.66 y 9.99, respectivamente). Sin embargo, el sitio 1, aunque fuera de los conglomerados de otros sitios, sigue estando dentro del rango permisible, mientras que el sitio 17 rebasa dicho límite en 0.99 puntos en la escala de pH.

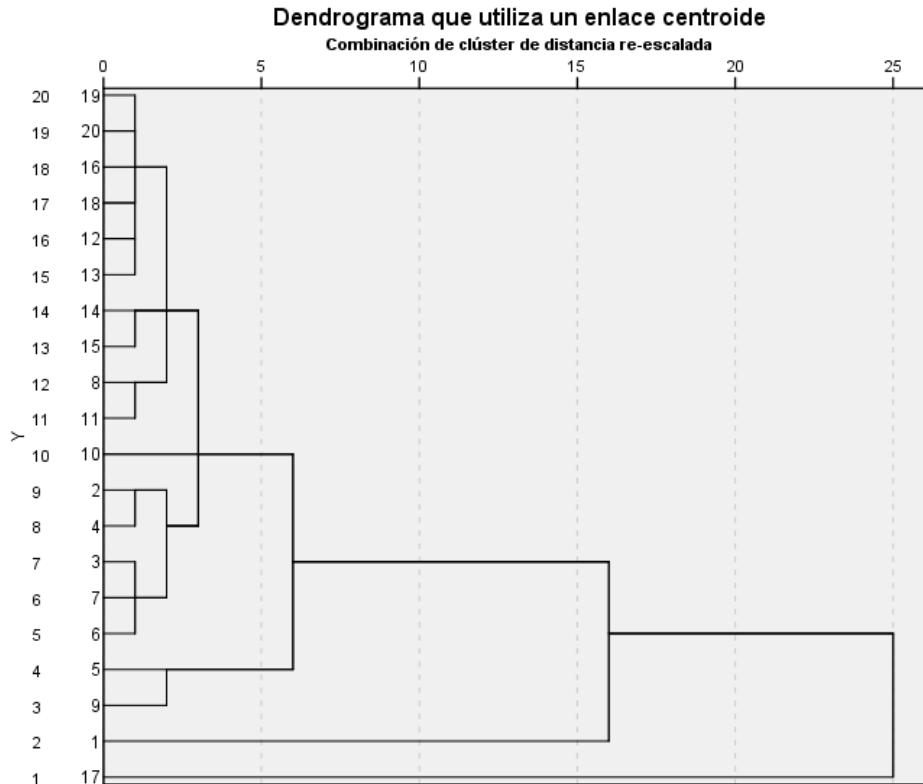


Figura 12. Resultado del análisis de conglomerados para pH

5.2.3. Oxígeno disuelto

En el caso del oxígeno disuelto, ningún sitio en los tres periodos registró un valor menor al mínimo permitido. Para el muestreo de julio el OD experimenta un importante aumento del S1 al S2. En septiembre el S1 registra casi 41 mg/L (el registro más alto para el periodo). Igualmente, en noviembre se registran los mayores valores de OD para el periodo de muestreo, peor bastante más bajos que en los otros dos periodos (debajo de 30 mg/L). Entre el S1 y el S2 se encuentra el punto de descarga clasificado como “acuacultura”. Posteriormente se registra una importante tendencia de descenso hasta el S6. Es a partir del S2 que el río cruza las primeras poblaciones de la región y se encuentran los primero puntos de descargas (aparte del punto tipo “acuacultura”).

En el muestreo de julio el S7 registra un ligero incremento con respecto al S6 y posteriormente se registró un progresivo decremento hasta el S14. Del S6 al S8 son sitios río abajo del municipio de Atlixco, que es el municipio que mayor cantidad de puntos de descarga registró. Del S9 al

S12 son tramos del río que se ubican al este de los municipios Huaquechula, Atzinzinhuacán, Tepexco y Tlapanalá, que concentran la mayoría de los puntos de descarga clasificados como porcícola y pecuario. Los S13 y S14 se encuentran en tramos del río que pasan por el municipio de Izúcar de Matamoros, municipio en el que se encuentran la mayor cantidad de puntos de descarga de tipo industrial (todos excepto un punto en Chietla). En septiembre, el mismo tramo del río registró ligeros incrementos en los sitios 8 y 9, descensos en los sitios 10 y 11, y se mantuvo constante en los sitios 12, 13, 14. Sin embargo, nunca se registró un valor encima de 30 mg/L. En noviembre los sitios mantienen la misma tendencia de los otros periodos de muestreo, con la excepción del S11, que registra el segundo valor más alto de todos los sitios en los tres periodos (47.47 mg/L).

En los tres periodos de muestreo los sitios siguientes se registraron alternadamente incrementos y decrementos en el oxígeno disuelto, hasta que el sitio final (S20) registró un incremento en el OD, sobrepasando incluso el oxígeno disuelto del S1 en los muestreos de julio y noviembre (Figura 13). Este tramo del río es el que pasa por el municipio de Chietla, donde se encuentra el punto de descarga de tipo industrial que registra el mayor volumen de descarga.

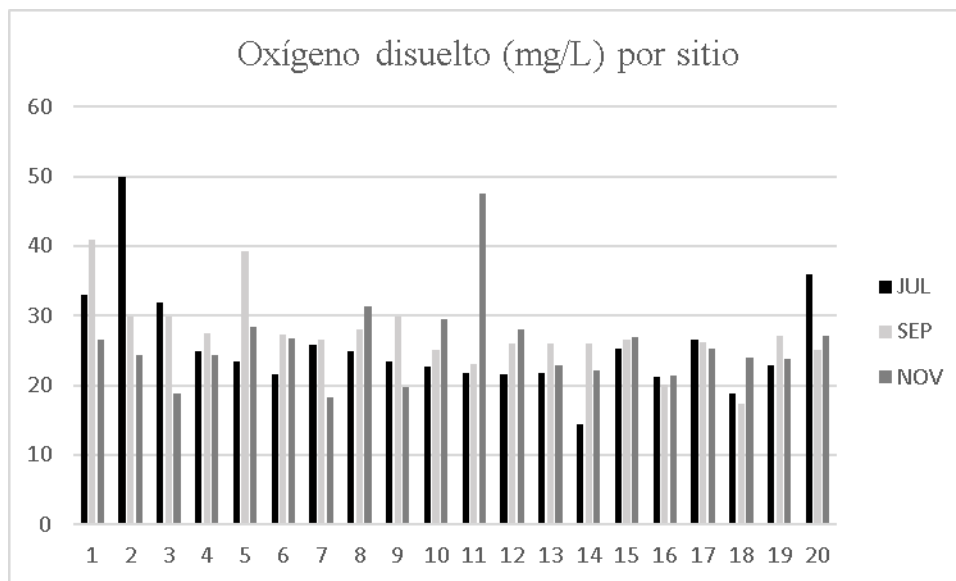


Figura 13. Oxígeno disuelto por sitio de muestreo

En el caso de análisis de conglomerados para este parámetro se obtuvieron cuatro grupos (Figura 14). Uno de ellos agrupa a los sitios 1, 3 y 20 debido a que poseen valores muy similares. Otro

clúster lo conforman dos sitios, el 14 y el 18, que son los sitios que en conjunto obtuvieron los valores más bajos. El sitio 2 por sí mismo representa otro clúster debido a que obtuvo casi 50 mg/L en el muestreo de julio (el valor más alto registrado). Por último, se agrupan los sitios restantes, lo que indica que estos sitios son muy parecidos con respecto a su concentración de oxígeno disuelto (ni siquiera el sitio 11 fue incluido en otro conglomerado debido a su alto resultado en el mes de noviembre).

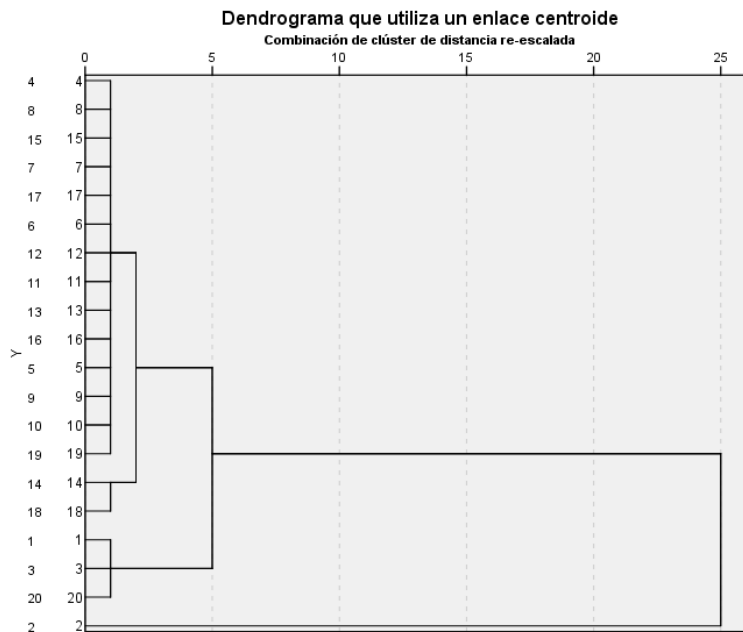


Figura 14. Conglomerados para oxígeno disuelto en el mes de julio

5.2.4. Conductividad eléctrica

Para la conductividad eléctrica, se observa una tendencia general a incrementarse del sitio 1 al sitio 20 en los tres periodos (Figura 15). Sin embargo, en el mes de julio los sitios S5 y el S9 mostraron la conductividad eléctrica más baja de todos los sitios; el sitio S5 también tuvo baja muy conductividad eléctrica en el mes de septiembre (el segundo valor más bajo de todo el muestreo). En el muestreo de septiembre se registró la misma tendencia que en el muestreo de julio, excepto en el caso del sitio 7, que en julio registró 0.262 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y en septiembre registró 0.61 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En noviembre, se mantuvo la tendencia general de los dos periodos pasados, salvo

que los valores registrados fueron bastante más altos. En este periodo se obtienen un rango de valores superior a 1.4 $\mu\text{S}/\text{cm}$, desde el sitio 12 hasta el sitio 17.

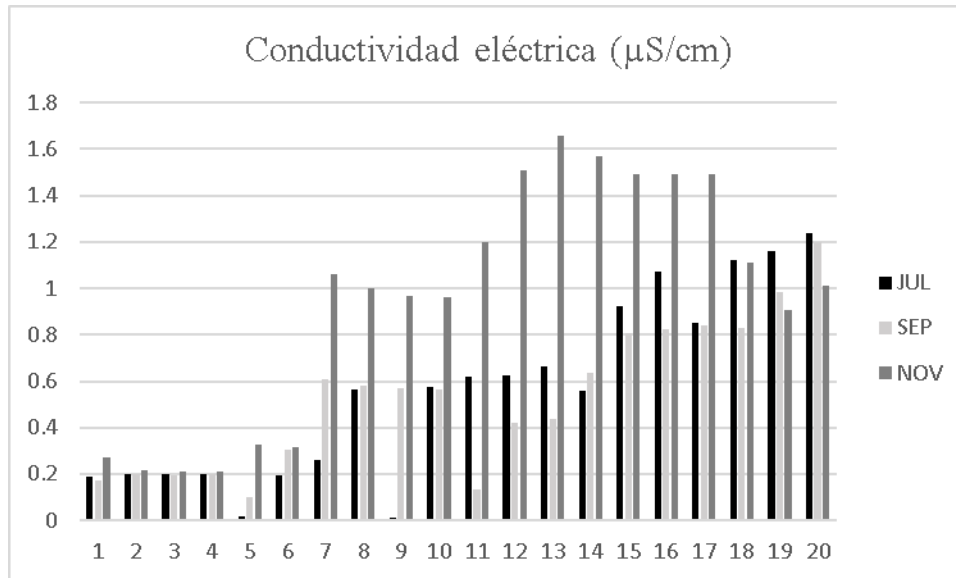


Figura 15. Conductividad eléctrica por sitio de muestreo

En los periodos de muestreo de julio y septiembre los valores de conductividad en general son más bajos que los de noviembre. Esto significa que durante el mes de noviembre el agua del río contuvo mayor cantidad de sales disueltas.

En el análisis de conglomerados se obtuvieron cuatro grupos (Figura 16). Se agrupan a los sitios 1, 2, 3, 4, 5 y 6, debido a su baja conductividad en los tres periodos. Otro grupo lo conforman los sitios 7, 8, 9, 10, y 11. Otro grupo está representado por los sitios 12, 13, 14, 15, 16, 17. El último grupo está formado por los sitios 18, 19 y 20.

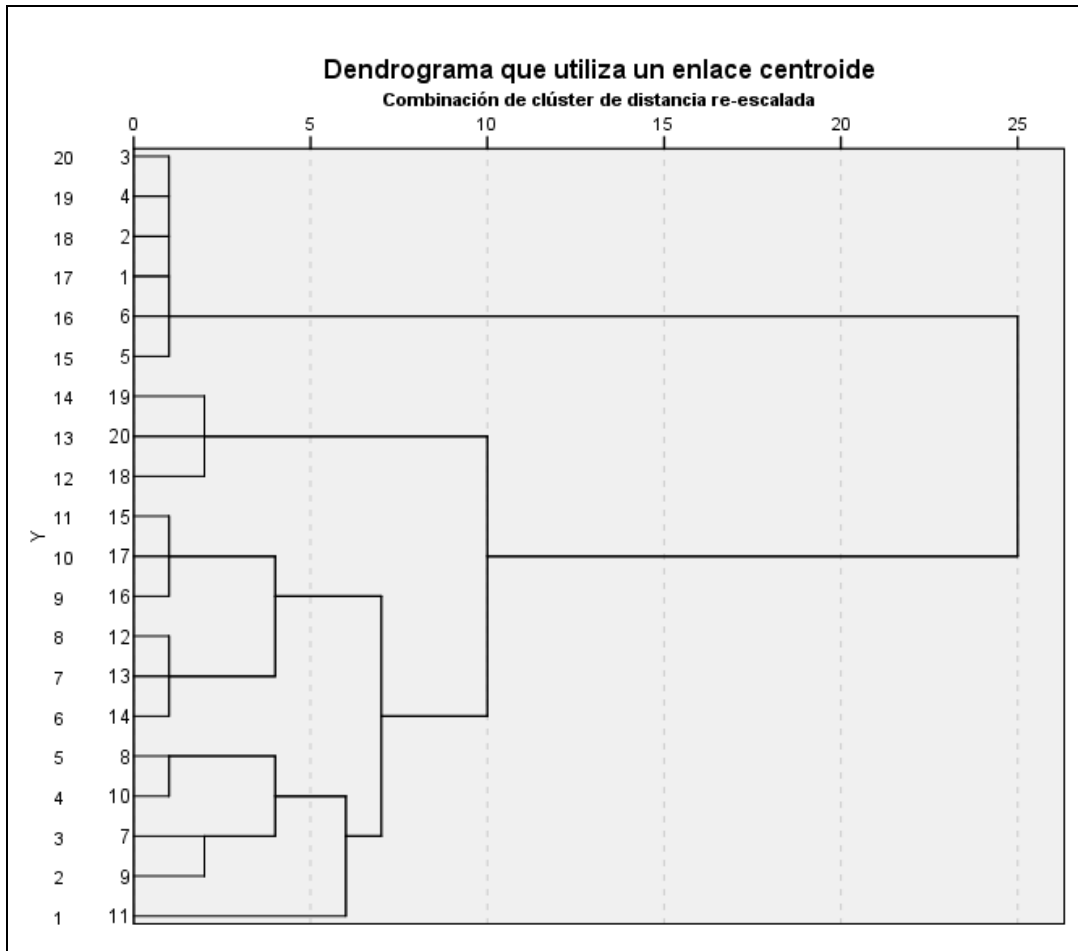


Figura 16. Conglomerados por conductividad eléctrica de los sitios de muestreo

5.2.5. Sólidos disueltos totales

Los sólidos disueltos totales (en gramos por litro) en general aumentaron del sitio S1 al S13 y disminuyeron del S14 al S20 (Figura 17) en los meses de julio y septiembre. Durante el muestreo de julio y septiembre los valores por sitio fueron muy parecidos, con excepción de los sitios 7, 9 y 11 (Figura 16). Los valores del periodo de noviembre fueron mucho más altos de los sitios del 7 al 17 (excepto el sitio S10, para el que los sólidos disueltos totales de noviembre fueron bastante más bajos). El tramo del río donde se encuentran estos sitios son aquellos que reciben las descargas de los municipios más importantes de la Subcuenca Chietla, incluidos los municipios de Atlixco, Izúcar de Matamoros y Chietla. Por lo tanto, es de esperar que el río acumule desechos sólidos provenientes de estas poblaciones.

En sitios posteriores al 17 (del 18 al 20), los registros de SDT disminuyen ligeramente (entre 0.6 y 0.8 g/L), Sin embargo, se mantienen altos con respecto a los primeros sitios (del 1 al 7).

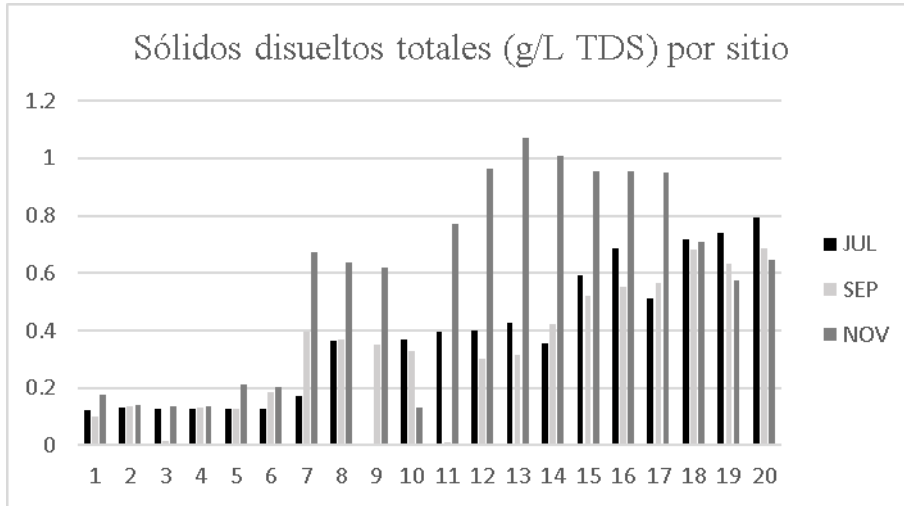


Figura 17. Sólidos disueltos totales por sitio de muestreo

Con respecto al análisis de conglomerados se obtienen grupos bien definidos (Figura 18). El primero agrupa los sitios 1, 2, 3, 4, 5, 6 y 10. Estos sitios se encuentran antes del municipio de Atlixco y dentro de la mancha urbana del mismo municipio. El segundo agrupa los sitios 7, 8, 9 y 11 que se encuentran después de la mancha urbana de Atlixco, pero antes de la mancha urbana del municipio de Izúcar de Matamoros. Otro grupo es el de los sitios 12, 13, 14, 15, 16 y 17 que incluyen los puntos de descarga dentro del municipio de Izúcar de Matamoros hasta el municipio de Chietla (incluido el único punto de descarga de tipo industrial de este municipio, que registra la mayoría del volumen de descarga de este tipo). El último grupo lo forman los sitios 18, 19 y 20, que se encuentran después de la mancha urbana de Chietla.

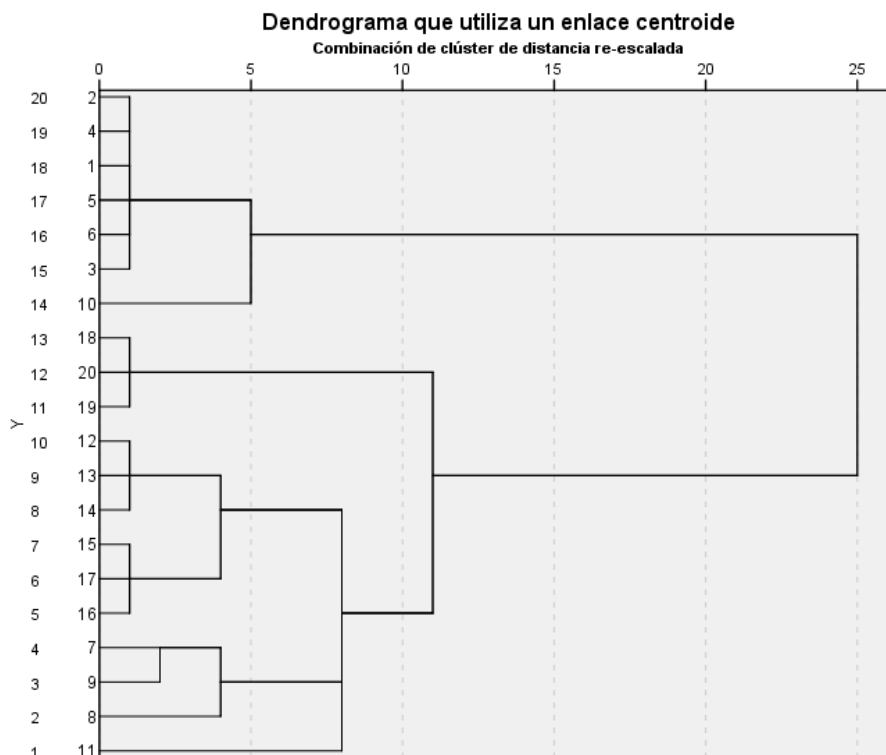


Figura 18. Conglomerados de los sitios para sólidos disueltos totales

5.2.6. Fósforo total

Este parámetro fue medido únicamente en el periodo de julio. Se obtuvieron 2 resultados por sitios (para este parámetro se tomaron dos muestras por sitio), excepto en los sitios 4, 5, 6, 7 y 8, en los que solamente se obtuvo un resultado. En el caso de los sitios con dos muestras se tomó un promedio de ambas para realizar el análisis estadístico (Figura 19). Todas las muestras, obtuvieron valores superiores al valor de referencia (máximo 0.015 mg/L) propuesto por la Comisión Económica de las Naciones Unidas de Europa (Cuadro 12).

En general, la concentración de fosfatos totales se incrementa mucho en los sitios 5 al 12 (excepto el S6). Este tramo se encuentra dentro del municipio del Atlixco, donde se encuentran grandes extensiones con un uso de suelo de agrícola de riego (Figura 5) y también gran cantidad de puntos de descarga. De los sitios 13 al 18 la concentración de fosfatos totales aumenta y disminuye. Este tramo corresponde a la zona de los municipios de Izúcar de Matamoros y Chietla, que registra todos puntos de descarga industrial. Estos municipios también poseen

importantes áreas de agricultura de riego (Figura 8). En el S19 la concentración incrementa notablemente y en el sitio 20 se obtuvo la concentración más alta.

Cuadro 12. Concentraciones de P totales (mg/L) para el periodo de julio por sitio de muestreo

Sitio	P total (mg/L) A	P total (mg/L) B	Sitio	P total (mg/L) A	P total (mg/L) B
1	1.31	1.36	11	3.95	2.53
2	0.32	1.70	12	2.75	2.60
3	0.36	1.97	13	2.46	1.18
4	2.21	-	14	1.15	0.91
5	2.83	-	15	2.53	0.87
6	0.68	-	16	0.99	0.94
7	3.72	-	17	2.46	2.53
8	2.20	-	18	0.87	0.68
9	4.60	4.19	19	0.65	1.91
10	4.31	4.06	20	2.46	4.58

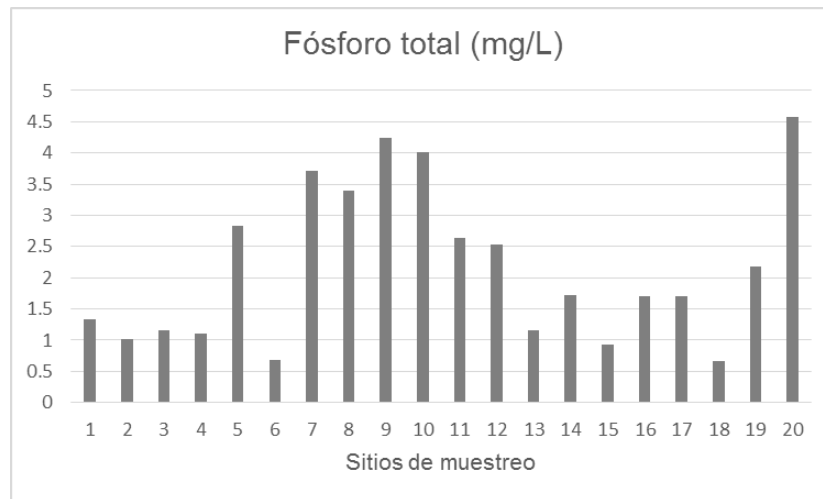


Figura 19. Promedio de fósforo total por sitio de muestreo

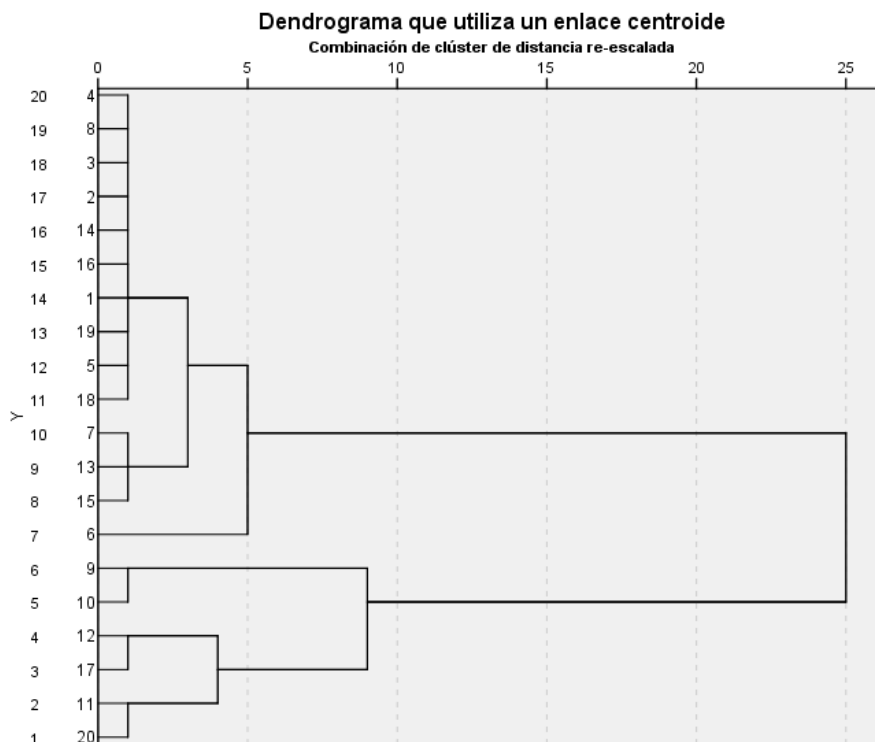


Figura 20. Conglomerados de los sitios de muestreo según fósforos totales

El resultado del análisis de conglomerados muestra grupos bien definidos (Figura 20). En un conglomerado se agrupan los sitios con menor concentración (1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 13, 14, 15, 16, 18 y 19). El sitio 6 conforma un conglomerado por sí mismo, aunque está muy relacionado con el primer conglomerado. Un tercer grupo lo forman los sitios 9 y 10, que registraron de las concentraciones más altas. Y el cuarto grupo incluye los sitios 11, 12, 17, y 20 que incluyen la concentración más alta registrada.

5.2.7. Amoníaco (NH³)

El amoníaco únicamente fue medido en el periodo de julio. Se obtuvieron 2 resultados por sitios (para este parámetro se tomaron dos muestras por sitio). De cada sitio se obtuvo un promedio de que fue utilizado para el análisis estadístico. Todos los sitios obtuvieron una concentración de amoníaco superior al valor de referencia de acuerdo a la temperatura y el potencial de hidrógeno (contando los dos resultados por sitio), excepto en los sitios 2, 6 y 9 que obtuvieron una concentración menor al límite en alguna de las muestras (Cuadro 13).

Cuadro 13. Concentraciones amoniaco (mg/L) para el periodo de julio y sus valores de referencia máximo según temperatura y el pH

Sitio	Valor máx. según T y pH	NH ³ (mg/L) A	NH ³ (mg/L) B	Sitio	Valor máx. según T y pH	NH ³ (mg/L) A	NH ³ (mg/L) B
1	2.2	2.28	2.28	11	0.66	1.05	1.05
2	1.4	1.23*	1.58	12	0.66	1.23	1.75
3	0.54	2.1	1.58	13	0.66	1.75	1.93
4	1.4	1.58	1.93	14	0.66	1.4	1.05
5	1.5	1.58	1.05*	15	0.99	1.58	1.4
6	0.93	1.58	1.58	16	0.17	1.23	1.23
7	0.54	1.23	1.23	17	0.08	1.23	1.05
8	1.4	0.88*	1.58	18	0.28	1.05	1.05
9	1.04	1.93	1.93	19	0.17	1.05	1.05
10	0.23	1.23	1.93	20	0.28	1.05	1.05

* los valores que no sobrepasan el máximo de referencia

En general se registró una tendencia a disminuir su concentración conforme se va del sitio 1 al 20, río abajo (Figura 21). El alto resultado de los sitios 1, 2, 3 y 4 se explica debido a que este compuesto nitrogenado también es producto del metabolismo de bacterias descomponedoras de desechos animales (Frías y Paez, 2001) que seguramente se encuentran presentes sobre todo del sitio 2 al 4 pues son sitios posteriores a prácticas de acuicultura. Posteriores incrementos en la concentración de amoniaco en los sitios 9, 13 y 15 (Figura 20) indica contaminación por descargas domésticas e industriales y contaminación por la agricultura. Fuera de esos sitios la concentración de amoniaco disminuye, lo que indica disminución de la actividad microbiana o disminución de la contaminación.

El de análisis de conglomerados agrupa los sitios en cuatro. Estos grupos son más heterogéneos, ubicándose los sitios con numeración consecutiva en diferentes grupos (Figura 21). El único sitio que conforma un clúster por sí mismo es el sitio 1, que como ya se mencionó, es el sitio con mayor contenido de amoniaco registrado.

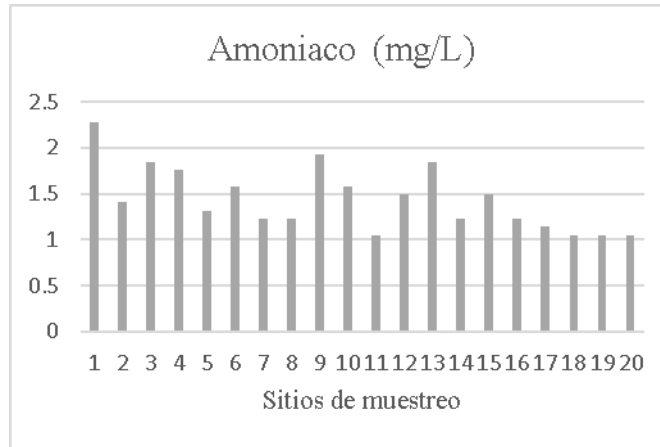


Figura 21. Promedio de concentración de amoniaco por sitio de muestreo

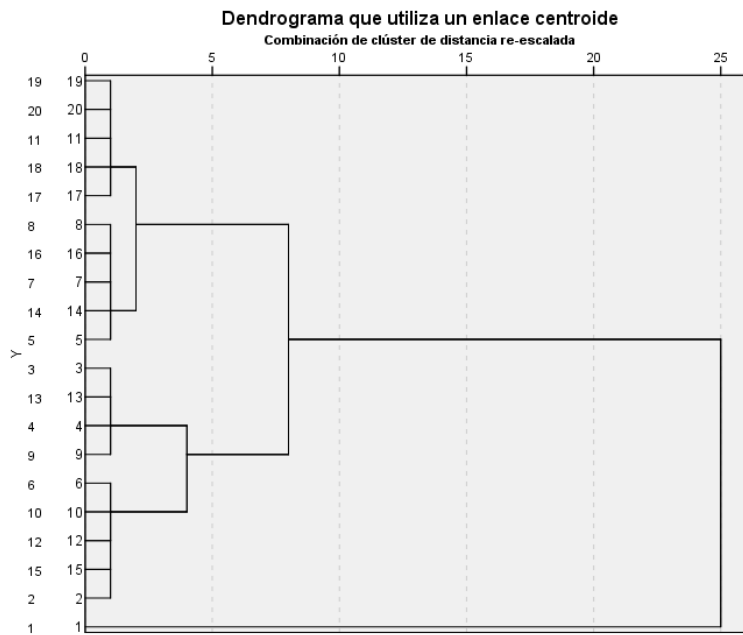


Figura 21. Conglomerados por contenido de amoniaco en los sitios de muestreo

5.2.8. Amonio (NH₄)

En el caso del amonio, los resultados del mes de julio muestran que todos los sitios se mantienen en un rango entre 1.05 y 1.755 mg/L, excepto el S5 que registró en promedio 0.88 mg/L (Cuadro 14; Figura 23). Todos los resultados se mantienen por debajo del valor máximo de referencia de

2.2 mg/L (CCME, 2008), excepto el sitio 13 que en una de las mediciones (Cuadro 14) registró una concentración de 2.28 mg/L.

Cuadro 14. Concentraciones Amonio (mg/L) para el periodo de julio por sitio de muestreo. * indica con los valores que sobrepasan el máximo de referencia de 2.2 mg/L

Sitio	NH ₄ (mg/L) A	NH ₄ (mg/L) B	Sitio	NH ₄ (mg/L) A	NH ₄ (mg/L) B
1	1.58	1.23	11	1.23	1.4
2	1.93	1.58	12	2.1	0.88
3	1.23	2.1	13	2.28*	1.58
4	1.05	1.23	14	1.58	1.23
5	1.23	0.53	15	1.58	1.4
6	2.1	1.23	16	1.4	1.4
7	1.05	1.05	17	1.4	1.4
8	1.23	1.23	18	1.4	1.4
9	1.23	2.1	19	1.4	1.23
10	1.93	1.23	20	1.23	1.23

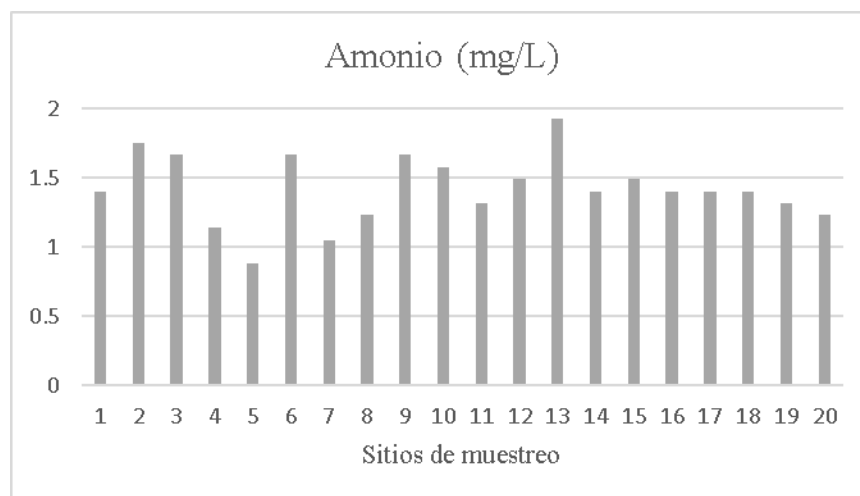


Figura 23. Concentración de amonio (mg/L) en los sitios de muestreo

Este es el compuesto nitrogenado más tóxico y el que se encuentra en mayor medida en aguas de desechos doméstico, industriales y agrícolas (Frías y Paez, 2001). Que la gran mayoría de sitios

no sobrepasen el máximo de referencia contrasta con todos los demás resultados que indican contaminación de fuentes puntuales y difusas de estos mismos tipos.

Para el análisis de conglomerados, al igual que en el caso del amoniaco, se conformaron grupos muy heterogéneos (Figura 24).

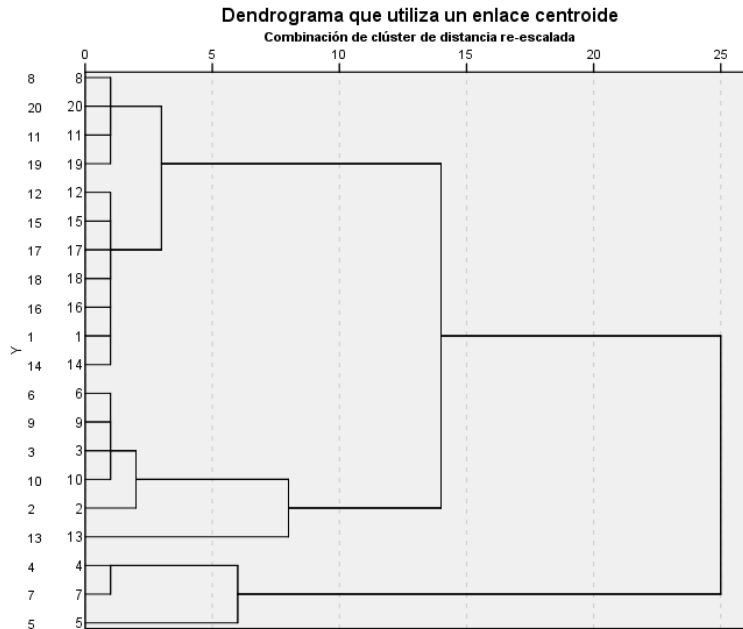


Figura 23. Conglomerados por contenido de amonio en los sitios de muestreo

5.2.9. Metales pesados

En los resultados de metales pesados el Cr y el Cd no tuvieron presencia en ninguna de las muestras para ningún sitio. En el caso del Co y el Mo, únicamente el S1 tuvo resultados positivos para estos metales. El promedio fue de 0.07 y 0.01 mg/L, respectivamente para ambas muestras. Estos resultados contrastan con los resultados de Silva *et al.* (2002) que indican presencia de cromo y cadmio en la zona de Atlixco y los resultados de Romero *et al.* (s. f.) quienes reportan concentraciones normativas de metales pesados en el río Cantarranas y el río Nexapa. Por otro lado, confirman los resultados de Neri (2008) que reportó que los estos y otros metales pesados, incluido el plomo, no sobrepasaban los límites máximo permisible de la NOM-001-SEMARNAT-1996 y de Navarro et al. (2006) quienes también reportan que las descargas de

aguas residuales en Atlixco están libres de metales pesados (Na, Ca, Mg, K, Cu, Cr, Pb, Cd, Zn, Mn y Fe).

Los únicos metales presentes en los distintos sitios fueron el Pb y el Ni (Figura 25). En el caso del níquel se encontró únicamente en cantidades mínimas en casi todos los sitios (aunque no en todas las muestras), pero en ningún caso sobrepasando el valor de referencia. Para el tratamiento estadístico se promediaron los dos resultados obtenidos por sitio (Cuadro 15).

Cuadro 15. Concentraciones de níquel (mg/L) para el periodo de julio. Se presentan dos muestras por sitio y su promedio correspondiente

Sitio	Ni (mg/L)		Promedio	Sitio	Ni (mg/L)		Promedio
	A	B			A	B	
1	0	0.002	0.001	11	0.002	0.016	0.009
2	0	0	0	12	0.02	0	0.01
3	0	0.013	0.0065	13	0.009	0	0.0045
4	0	0	0	14	0	0	0
5	0	0.003	0.0015	15	0	0	0
6	0.005	0	0.0025	16	0.008	0	0.004
7	0	0.001	0.0005	17	0	0.001	0.0005
8	0.015	0.006	0.105	18	0	0.004	0.002
9	0.008	0.005	0.0065	19	0	0	0
10	0	0.006	0.003	20	0	0.009	0.0045

En el caso del plomo, que es un metal pesado más tóxico (el valor de referencia es apenas 0.001 mg/L) se encontró en ambas muestras de todos los sitios de muestreo. Todas las concentraciones de plomo sobrepasaron el valor de referencia, excepto una muestra del sitio 2 (Cuadro 16). La concentración de plomo en promedio por sitio presenta incrementos importantes en los sitios 7 y 8. Estos sitios se encuentran río debajo de la mancha urbana del municipio de Atlixco. Después la concentración disminuye y aumenta, hasta que en los sitios 14 y 15 vuelve a incrementar de manera sensible. Estos puntos se encuentran en la zona de Izúcar de Matamoros, donde se concentran la mayoría de puntos de descarga del tipo industrial. En el S16 la concentración disminuye un poco y vuelve a incrementar considerablemente en los siguientes sitios (17, 18, 19

y 20). Estos sitios coinciden con el área del municipio de Chietla, donde se encuentra otro punto de descarga de tipo industrial (Figura 24).

Cuadro 16. Concentraciones de plomo (mg/L) para el periodo de julio. Se presentan dos muestras por sitio y su promedio correspondiente

Sitio	Pb (mg/L)		Promedio	Sitio	Pb (mg/L)		Promedio
	A	B			A	B	
1	0.032	0.014	0.023	11	0.036	0.059	0.475
2	0.001	0.019	0.01	12	0.042	0.038	0.04
3	0.015	0.031	0.023	13	0.032	0.043	0.0375
4	0.045	0.02	0.034	14	0.056	0.056	0.056
5	0.037	0.038	0.0375	15	0.063	0.073	0.068
6	0.035	0.01	0.0225	16	0.061	0.045	0.053
7	0.043	0.05	0.0465	17	0.099	0.053	0.076
8	0.049	0.05	0.0465	18	0.075	0.081	0.078
9	0.033	0.048	0.0405	19	0.063	0.081	0.072
10	0.061	0.027	0.044	20	0.069	0.082	0.0755

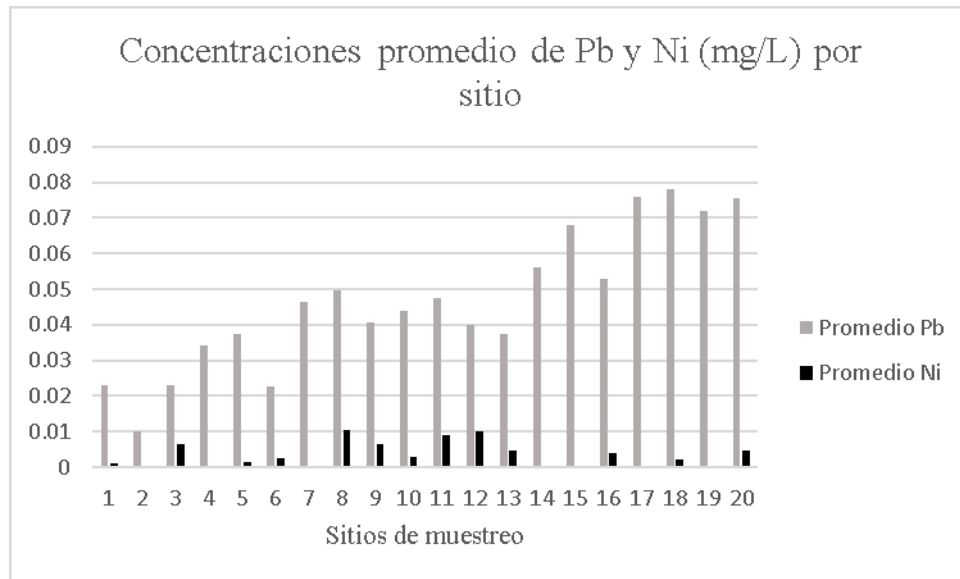


Figura 25. Concentración (mg/L) de Pb y Ni por sitio de muestreo

En el caso del análisis de conglomerados, los sitios presentan diferentes agrupaciones para ambos metales pesados (Figura 26). En el caso del plomo, todos los sitios se encuentran

agrupados en un solo grupo, excluyendo al S20 que tuvo una alta concentración de Pb y está agrupado en un conglomerado aparte. El níquel agrupó los sitios en grupos heterogéneos, quedando únicamente el S12 en un conglomerado aparte por la alta concentración del metal con respecto a los otros sitios.

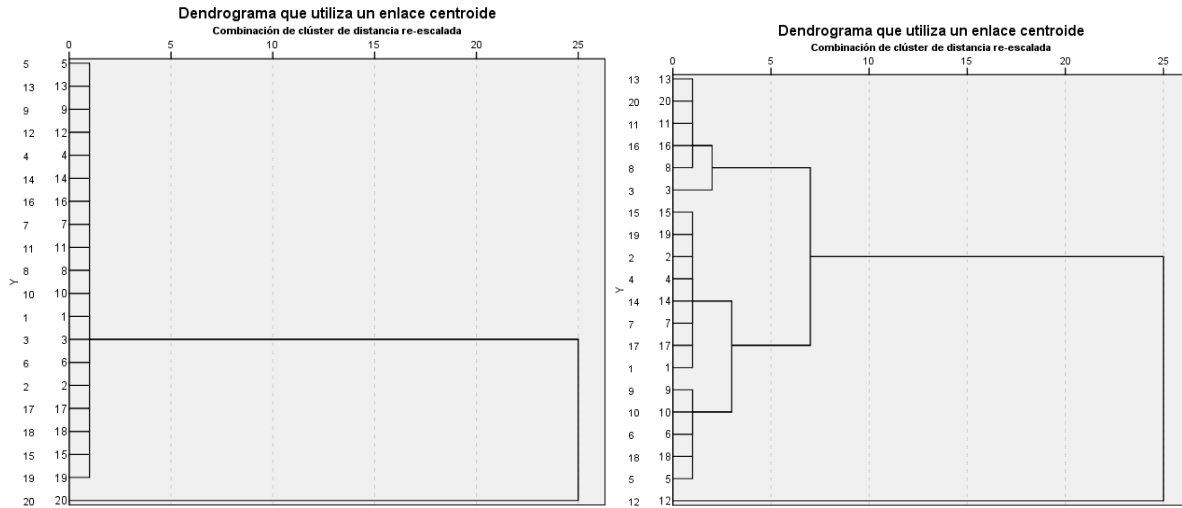


Figura 26. Conglomerados de los sitios de muestreo por concentración de Pb (izquierda) y de Ni (derecha)

5.2.10. Análisis de conglomerados para todos parámetros físico-químicos por sitio

Tomando en cuenta los resultados en los 10 parámetros físico-químicos ya analizados (secciones 5.1.1 a 5.1.10) se realizó un análisis de clústeres con el fin de obtener una agrupación de sitios que tomara en cuenta todos los parámetros físico-químicos medidos (Figura 27). El resultado es una agrupación que en primera instancia coloca al S20 en un solo conglomerado y que guarda la mayor distancia con los otros grupos. El siguiente grupo más cercano al S20 es el de los sitios S15 al S19. Los S1, S2 y S9 conforman un grupo. Todos los demás sitios conforman un cuarto grupo. Esto indica una variación de la calidad del agua por segmentos del río a medida que se va del sitio de la parte más alta de la cuenca al último, aguas abajo.

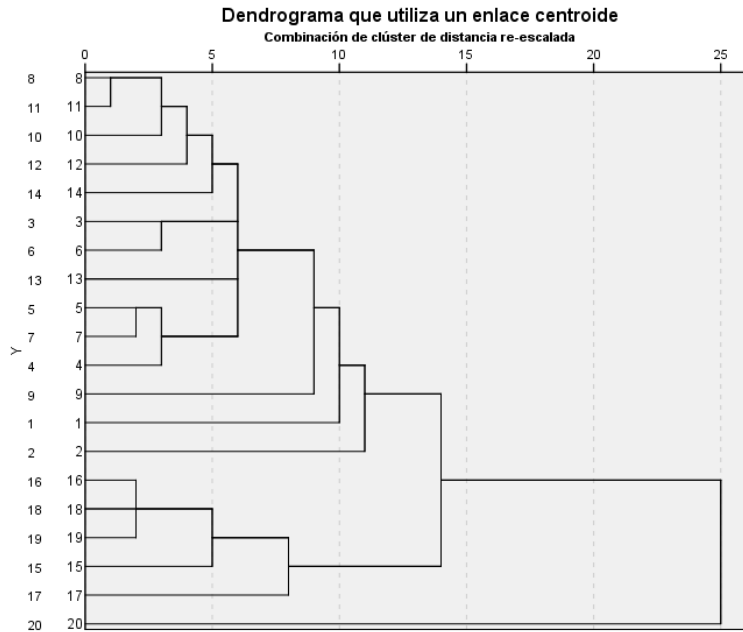


Figura 27. Resultado del análisis de conglomerados para los sitios de muestreo tomando en cuenta todos los parámetros físico-químicos

5.2.11. Coliformes totales

Como resultado se obtuvieron la cantidad de sitios que cumplen con el límite máximo permisible (menos a 2) y aquellos que no lo cumplieron (mayor a 2). En esta prueba, las dos muestras de cada sitio no siempre tuvieron el mismo resultado. Por lo que se consideró que aquellos sitios que no cumplían por lo menos en una muestra, no cumplían con el límite máximo permisible. De los 20 sitios, fueron 12 los que no cumplieron (S1, S3, S5, S6, S8, S11, S12, S13, S14, S15, S16 y S19), presentando un resultado mayor a 2/100 mL (Figura 28).

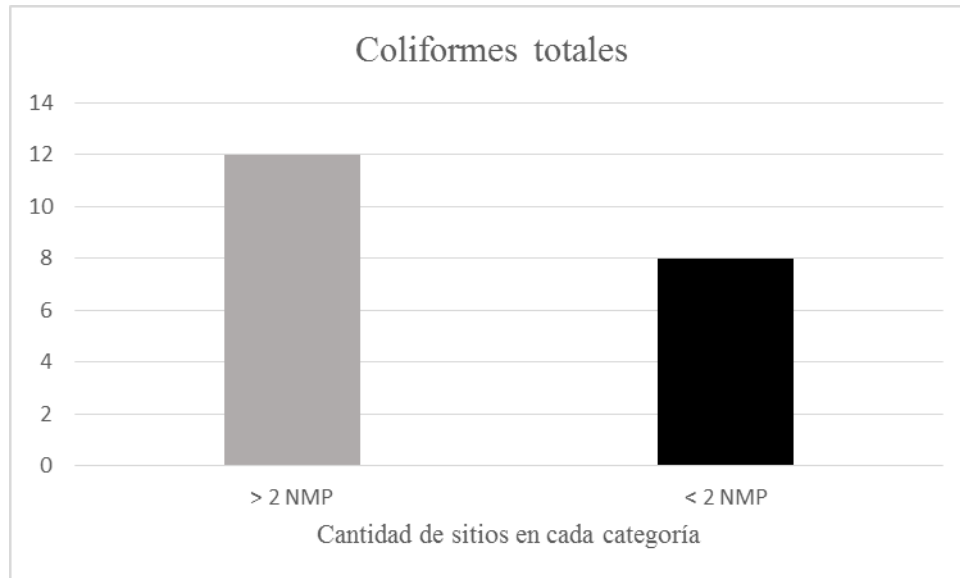


Figura 28. Coliformes totales en los sitios de muestreo

5.2.12. Coliformes fecales

En el caso de los coliformes fecales se determinó el cumplimiento o no del sitio de muestreo con el mismo criterio que los coliformes totales. Esto es, si alguna de las muestras tuvo presencia de coliformes, se consideró como no cumplimiento. Únicamente los S4 y S5 estuvieron libres de coliformes fecales. Todos los otros sitios tuvieron presencia de coliformes fecales (Figura 29). En las cuencas con alta contaminación es común esta tendencia, de una presencia generalizada de coliformes en los sitios de muestreo (Torres *et al.*, 2013).

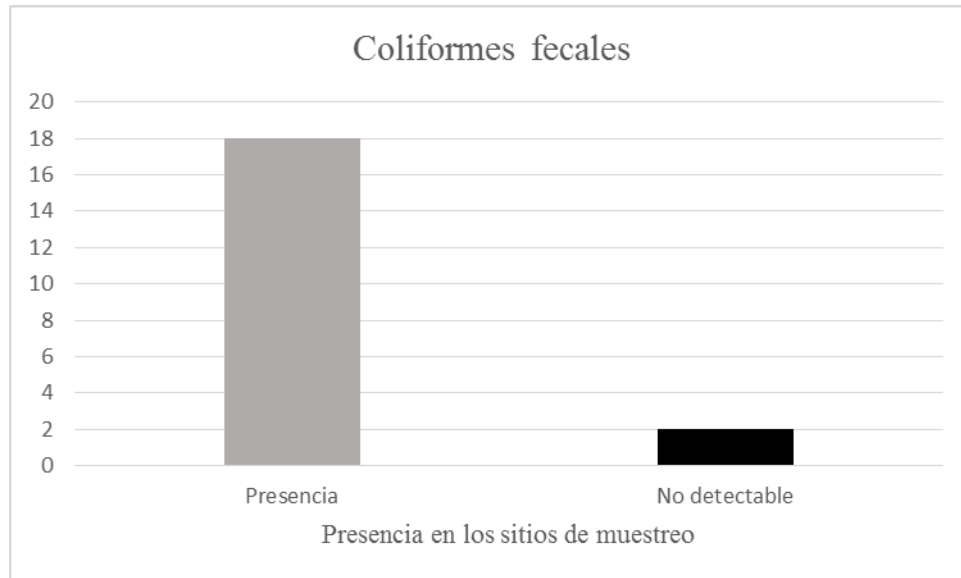


Figura 29. Coliformes fecales en los sitios de muestreo

5.2.13. Índice de Calidad del Agua (ICA)

El Índice de Calidad del Agua (ICA) estimado con los valores del mes de julio con datos de temperatura, pH, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales, amoníaco, fósforo total, plomo y níquel (las variables para las que se contó con un valor de referencia nacional o extranjero), mostró un ICA correspondiente a la categoría muy pobre (Cuadro 17, Figura 30), que es la más baja. Esta categoría indica que la calidad del agua está permanente perturbada. Aún los sitios con mejor ICA, como los sitios 2, 5, 6 y 8 tienen esta categoría.

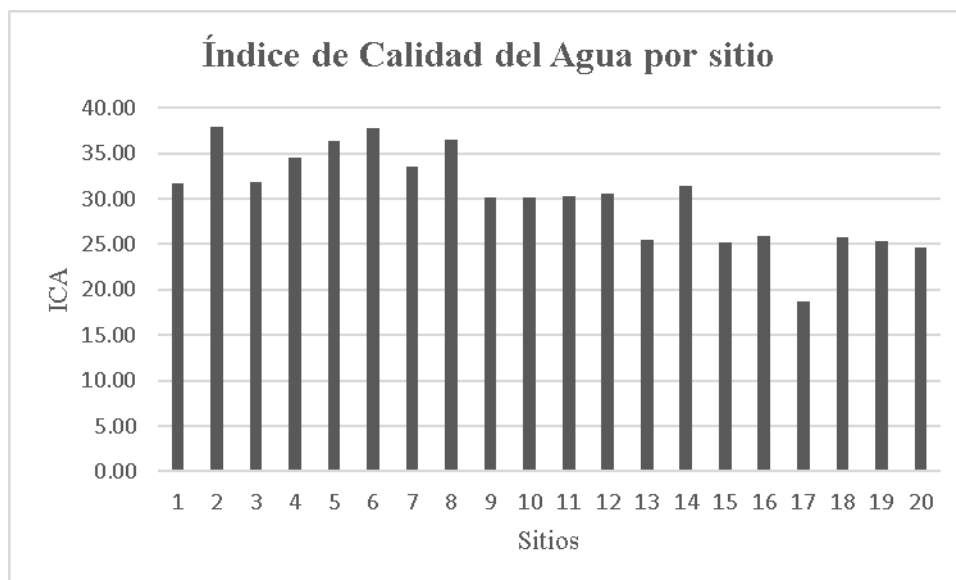


Figura 30. ICA por sitio de muestreo.

Cuadro 17. Resultados del ICA por sitio para cada periodo de muestreo y su categoría de clasificación.

SITIO	ICA	CATEGORÍA
1	32.82	Pobre
2	39.32	Pobre
3	32.85	Pobre
4	32.51	Pobre
5	36.36	Pobre
6	32.98	Pobre
7	32.32	Pobre
8	34.23	Pobre
9	32.34	Pobre
10	32.32	Pobre
11	27.61	Pobre
12	32.42	Pobre
13	27.79	Pobre
14	32.35	Pobre
15	27.56	Pobre
16	27.61	Pobre
17	22.07	Pobre
18	27.52	Pobre
19	27.50	Pobre
20	27.26	Pobre

Sin embargo, es clara una tendencia del ICA a disminuir río abajo. Destacan los S2 y S5 como puntos favorables para la recuperación de la calidad del agua, ya que se registran incrementos importantes en el ICA: el sitio 2 reportó un ICA de 39.32 (el ICA más alto de todos los sitios); y el sitio 5 reportó un ICA de 36.36 (el segundo ICA más altos después del S2). A partir del S13 la tendencia del ICA a disminuir es más marcada (Cuadro 17). En esta área se encuentran registrados puntos de descarga de tipo Industrial. Uno en la comunidad de La Galarza, dos cercanos al área urbana del municipio de Izúcar de Matamoros, y un cuarto en el municipio la localidad de Atencingo en el municipio de Chietla (con registro a nombre del Ingenio de Atencingo). El sitio con menor ICA en ambos periodos de muestreo es el S17, con un ICA de 22.07.

El análisis de conglomerados para el ICA dio como resultado cuatro conglomerados diferentes (Figura 31). El primer aglomerado agrupas los sitios 1, 3, 9, 10, 11, 12 y 14. El segundo agrupas los sitios 2, 4, 5, 6, 7 y 8. El tercer conglomerado contiene a los sitios 13, 15, 16, 18, 19 y 20. El sitio 17 fue el único agrupado en un conglomerado aparte.

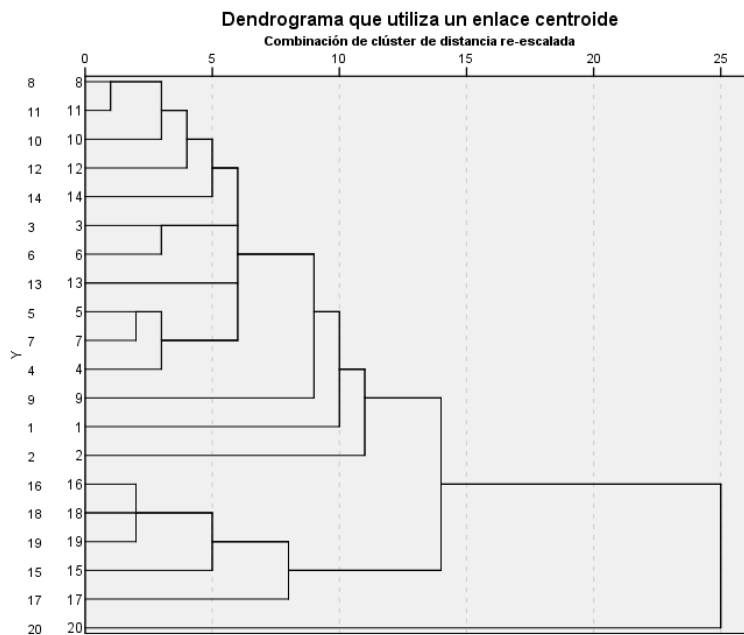


Figura 31. Conglomerados para el ICA por sitio

Los resultados del análisis de correlación de Spearman se muestran en la Cuadro 18. De acuerdo a este análisis, los parámetros medidos que mayor relación tienen con el ICA son temperatura,

potencial de hidrógeno, sólidos disueltos totales, fosfatos totales (una de las dos mediciones por sitio realizadas) y el plomo (ambas mediciones por sitio). Todas estas correlaciones son negativas, lo que indica que estos parámetros son inversamente proporcionales al ICA: si incrementan el ICA disminuye.

Cuadro 18. Resultados del análisis de correlación de Spearman entre el ICA y los parámetros medidos.

Coefficiente de correlación	ICA	Temp	pH	OD	SDT	NNH4a	NNH4b	Pta	Ptb	Pba	Pbb	Nia	Nib
ICA	1	-.834**	-.599**	0.0947	-.743**	0.1874	0.306	-0.221	-.518*	-.632**	-.680**	0.0768	-0.037

Doble asterisco (**) indica que la correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral) y un sólo asterisco (*) indica que la correlación es significativa en el nivel 0,05 (bilateral).

5.3. Condición del río de acuerdo al Índice de Calidad del hábitat (ICH)

El ICH para cada sitio y su clasificación se pueden observar en Cuadro 19. La mayoría de sitios obtuvieron una clasificación de condición media (80%); tres sitios obtuvieron una calificación de condición buena (15%), y sólo uno (S4) obtuvo una clasificación de condición pobre (5%).

Cuadro 19. Índice de Calidad de Hábitat por sitio.

Sitio	ICH	Clasificación
1	0.631	Condición media
2	0.831	Condición buena
3	0.738	Condición buena
4	0.285	Condición pobre
5	0.550	Condición media
6	0.612	Condición media
7	0.692	Condición buena
8	0.623	Condición media
9	0.627	Condición media
10	0.488	Condición media
11	0.477	Condición media
12	0.427	Condición media
13	0.427	Condición media
14	0.508	Condición media
15	0.596	Condición media
16	0.362	Condición media
17	0.481	Condición media
18	0.465	Condición media
19	0.492	Condición media
20	0.465	Condición media

En el caso del análisis de clústeres tomando en cuenta todos los parámetros medidos para el ICH, los resultados pueden observarse en la Figura 32. El sitio que más apartado de los demás se encuentra es el S4. Posteriormente se forma un grupo que contiene el S15, S17 y S20. Luego sigue un grupo con los S1, S2, S3, S5, S6 y S7. Los sitios restantes quedan agrupados en otro clúster.

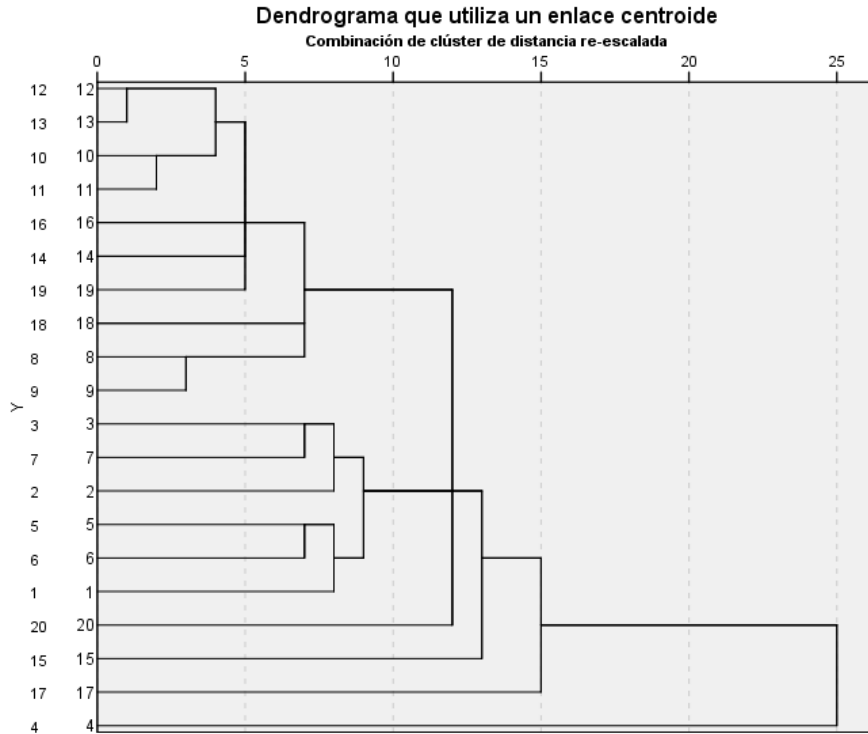


Figura 32. Conglomerados de los sitios de acuerdo a los parámetros medidos para el ICH

5.4 Condición del río de acuerdo al Índice Biótico de Hilsenhoff

5.4.1. Familias de macroinvertebrados identificadas

Durante el muestreo no fue posible obtener una muestra de macroinvertebrados para todos los sitios. El sitio 4 fue el único sitio al que no se pudo acceder al lecho del río para tomar la muestra debido a la profundidad del mismo. En el caso de los sitios 6, 8, 9, y 18 no se obtuvo la muestra no se pudo atrapar ningún organismo con la red. Esto probablemente se debió al tamaño reducido de los macroinvertebrados presentes en esta sección del río. Los macroinvertebrados obtenidos en los sitios de muestreo pertenecen a los siguientes órdenes: Huridinea, Amphipoda, Gastropoda, Turbelaria, Odonata, Ephemeroptera, Trichoptera, Hemiptera, Coleoptera y Diptera.

En el caso de los organismos Turbelaria, pertenecen en su totalidad al grupo de Tricladida. Estos son gusanos planos de tamaño pequeño a grande, y su modo de alimentación es de recolectores. Su tolerancia a la contaminación está clasificada como moderada, y tiene una puntuación de 4 en la escala.

Los organismos de la clase Huridinea son comúnmente conocidos como lampreas. Su forma de alimentación es como parásitos y depredadores. Su tolerancia a la contaminación se clasifica como alta, y puntúa 10 en la escala.

En el caso de los organismos del orden Amphipoda, encontramos dos familias distintas: Gammaridae y Hyalellidae. Ambas familias se alimentan como recolectores, pero tienen una tolerancia a la contaminación distinta. Los primeros están clasificados como tolerancia moderada, con una puntuación de 4; mientras que los segundos están clasificados con una tolerancia alta, puntuando 8.

Los organismos del grupo de Gastrópoda conforman una sola clase. Se alimentan como recolectores y su tolerancia a la contaminación está considerada como alta, con una puntuación de 7.

Referente a los macroinvertebrados del grupo de los insectos se encontraron variedad de órdenes y familias. Del orden Ephemeroptera se encontraron dos clases: Tricorytidae y Heptageniidae. Los individuos de este orden se consideran buenos indicadores de la calidad del agua, ya que tiene una baja tolerancia a la contaminación. Sin embargo, ambas familias encontradas poseen una clasificación de tolerancia moderada, con una puntuación de 4. Los modos de alimentación son de raspadores para Heptageniidae y de recolectores para Tricorytidae.

El género Odonata apareció representado por un solo organismo del suborden Zygoptera y de la familia Calopterygidae en el S14. Esta familia, como todas las del orden, es depredadora. Su tolerancia a la contaminación es clasificada como moderada, puntuando 5.

Del orden Hemiptera solamente se obtuvo una clase: Naucoridae. Esta clase de insectos son depredadores y poseen un nivel de tolerancia a la contaminación moderado, puntuando 5 en la escala.

El orden Trichoptera estuvo representado por las familias Hydroptilidae, Brachycentridae y Hydropsychidae. Este orden en ecosistemas acuáticos por que procesa la materia orgánica y son una fuente importante de alimento para los peces (Barbouer, 2004). Las diferentes familias de este orden son sensibles a la contaminación. La familia Brachycentridae posee una muy baja tolerancia a la contaminación, puntuando 1 en la escala. Poseen tipos de alimentación variados,

como recolector/filtrador, recolector y desfibrador. En el caso de la familia Hydropsychidae su tolerancia a la contaminación es moderada, puntuando 4. Su forma de alimentación es de recolector/filtrador. La familia Hydroptilidae es un grupo de raspadores con moderada tolerancia a la contaminación, puntuando 4 en la escala.

El orden Coleoptera estuvo representado por las familias Elmidae, Dryopidae y Hydrophilidae. La familia Dryopidae se alimenta como raspador y tiene una tolerancia a la contaminación moderada de 5. La familia Elmidae también se clasifica como raspadores y con tolerancia moderada a la contaminación, con 5 en la escala. Muchas especies de esta familia requieren grandes cantidades de oxígeno disuelto en el agua. La familia Hydrophilidae se alimenta como depredador en estado larvario y como recolector en estado de adulto. Tiene una tolerancia moderada a la contaminación, con una puntuación de 5.

Del orden Diptera encontramos las familias Sciomyzidae, Ptychopteridae y Chironomidae. Este orden es extremadamente importante para las redes alimenticias acuáticas y por lo general son el grupo de macroinvertebrados más abundante y diverso. Algunos grupos son muy tolerantes a la contaminación. La familia Ptychopteridae son dípteros con alta tolerancia a la contaminación (7). Se alimentan como recolectores. La familia Sciomyzidae tiene una tolerancia a la contaminación moderada, puntuando 6 en la escala. De la familia Chironomidae se encontraron dos variedades: aquellas consideradas “pálidas” y las consideradas “rojas”. Esta diferenciación radica en que las variedades rojas poseen hemoglobina, por lo que les permite almacenar oxígeno y sobrevivir en condiciones de poco oxígeno disuelto. Los chironómidos son importante fuente de alientos para insectos, peces y aves. Las variedades pálidas tienen una tolerancia a la contaminación moderada (6) mientras las variedades rojas tienen una tolerancia alta (8). Se alimentan como raspadores, recolectores y depredadores.

5.4.2 Resultados de las métricas de diversidad

La métrica de diversidad que mayor cantidad de datos brinda es la de Total de taxones. La máxima cantidad de taxones fue encontrada en el sitio 2, con un total de 7. El segundo fue el sitio 12, con seis taxones. El sitio 5 fue el tercero más diverso. Los sitios 5 y 13 obtuvieron la misma cantidad de 4. El sitio 3, 14 y 20 presentaron 3 taxones. Los sitios 7, 11, 15, 16, 17 y 19 presentaron únicamente 2 taxones. Por último, el sitio 10 fue el único que presentó 1 taxón. Las

otras métricas de diversidad están representadas por la cantidad de taxones de los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera, Trichoptera, y los tres órdenes juntos. En ningún sitio se obtuvieron organismos del género Plecóptera. Del género Trichoptera únicamente se obtuvieron organismos en los sitios 1, 2 y 5. Y adicionalmente se observa que, aunque en todo el muestreo se encontraron tres géneros de este orden, en ningún sitio se obtuvo más de un género a la vez. Del orden Ephemeroptera, los sitios que presentaron 1 taxón fueron los 1, 2, 5, 11 y 14. El sitio 12 presentó simultáneamente los dos taxones de Ephemeroptera encontrados en todo el muestreo. En cuanto a la métrica de los tres órdenes en conjunto, el sitio 12 presentó 3 taxones. Los sitios 1, 2, y 5 presentaron 2 taxones, y los sitios 5 y 8.

Estas métricas indican que en los sitios 2, 5 y 12, la riqueza de macroinvertebrados en el río alcanza sus puntos más altos y disminuye gradualmente después de dichos sitios. También indica que la peor riqueza de macroinvertebrados la encontramos en el sitio 10. Y, por último, que después del sitio 15, la diversidad se mantiene muy baja (2), y apenas en el sitio 20 mejora un poco (3).

5.4.3. Resultados de las métricas de composición

Estas métricas, que consideran a los órdenes de Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera, no arrojaron resultados para todos los sitios. Los sitios con resultados comparables son los 1, 2, 5, 11, 12, 13 y 14. Nuevamente, el sitio 12 presenta un alto resultado en esta métrica. Los sitios 1 y 14 también presentan resultados altos, y aunque no son los mismos sitios que presentaron el mayor número de taxones en las métricas de riqueza, sí son sitios cercanos a aquellos con mayor riqueza.

5.4.4. Métricas de tolerancia/intolerancia

Para estas métricas, únicamente los sitios 2 y 5 presentaron taxones intolerantes. Este taxón fue de la familia Brachycentridae del orden Trichoptera. En todos los sitios, casi la totalidad de organismos se clasificaron como tolerantes, pues presentaron una tolerancia de moderada a alta (de 4 a 10 en la escala, dependiendo del taxón). Por lo tanto, la tercera métrica (porcentaje del taxón dominante) se mantuvo arriba del 70% en la mayoría de los sitios. Sin embargo, en el

muestreo, los puntos con menor porcentaje del taxón dominante son los sitios 2, 12 y 20 con 56.98, 38.55 y 56.47 % respectivamente.

5.4.5. Resultados de las métricas de alimentación

Los resultados de estas métricas son muy variables y no reflejan las tendencias de las métricas anteriores. En primer lugar, el porcentaje de organismos filtradores es variable, y no muestra una tendencia uniforme. El porcentaje de organismos raspadores/herbívoros tampoco muestra resultados concretos, ya que solamente los sitios 1, 2, 7, 11 y 12 presentaron este tipo de organismos.

5.4.6. Resultados de las métricas de hábitos de vida

Estas son las métricas que menor reflejan las tendencias de todas la realizadas. Únicamente el sitio 14 presentó un organismo (familia Calopterygidae, del orden Odonata) que se adhiere a superficies flotantes, y este organismo representa el 1.15 % del total de insectos en la muestra.

5.4.7. Resultados del Índice Biótico de Hilsenhoff (IBH)

Según los valores del IBH por sitio (Figura 33; Cuadro 20), ninguno de los sitios muestreados obtuvo una clasificación de calidad del agua excelente y sin contaminación orgánica aparente. Sin embargo, los sitios que menor IBH obtuvieron fueron los S2, S12 y S14, clasificándose en calidad del agua muy buena y contaminación orgánica ligera.

El S7 presentó una clasificación de calidad del agua regular, con contaminación orgánica poco significativa. La mayoría de sitios tienen un IBH que clasifica su calidad del agua como pobre con contaminación orgánica muy significativa (Sitios 2, 3, 10, 11, 13, 15, 16, 17, 19 y 20. El sitio con peor IBH fue el S5, que alcanzó la clasificación de calidad del agua muy pobre y contaminación orgánica muy severa.

Cuadro 20. IBH por sitio de muestreo y su clasificación de calidad del agua y contaminación orgánica.

Sitio	IBH	Calidad del agua	Grado de contaminación orgánica
S1	4.29	Muy buena	Contaminación ligera
S2	7.59	Pobre	Contaminación muy significativa
S3	8.41	Pobre	Contaminación muy significativa
S5	9.42	Muy pobre	Contaminación severa
S7	6.31	Regular pobre	Contaminación significativa
S10	8.00	Pobre	Contaminación muy significativa
S11	7.95	Pobre	Contaminación muy significativa
S12	4.14	Muy buena	Contaminación ligera
S13	7.88	Pobre	Contaminación muy significativa
S14	4.01	Muy buena	Contaminación ligera
S15	8.02	Pobre	Contaminación muy significativa
S16	8.01	Pobre	Contaminación muy significativa
S17	8.11	Pobre	Contaminación muy significativa
S19	8.03	Pobre	Contaminación muy significativa
S20	8.26	Pobre	Contaminación muy significativa

Los sitios 6, 8, 9 y 18 tuvieron una nula presencia de macroinvertebrados. Por lo que se consideran en la categoría muy pobre.

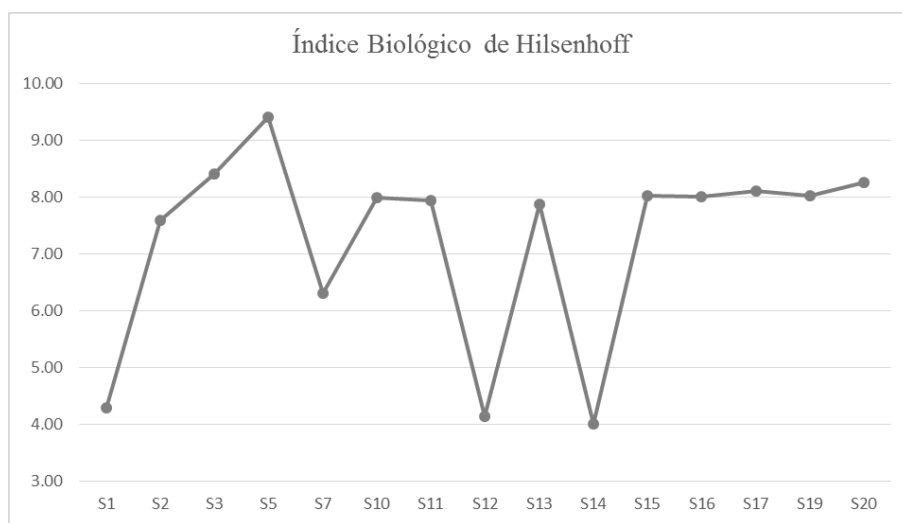


Figura 33. IBH por sitio de muestreo

Notas: los sitios donde no se obtuvo muestra de macroinvertebrados no se incluyen.

5.5. Comparación de los tres índices (ICA, ICH e IBH) por sitio

En el Cuadro 21 se comparan los tres índices medidos por sitio. Tanto para el ICA como para el ICH a mayor el índice mayor la calidad. En el caso del IBH, a menor índice mayor calidad. Así, podemos observar que los sitios con mayor calidad biológica (menor IBH) no necesariamente tienen los ICA e ICH más altos. Es el caso de los sitios 1, 12 y 14. Estos sitios tienen un IBH muy cercano a 4, que describe una calidad del agua muy buena y con contaminación ligera. Sin embargo, estos sitios tienen ICA de 31.71, 30.53 y 31.46, respectivamente, lo que indica una calidad del agua con perturbación permanente; mientras que su ICH es de 0.63; 0.43; y 0.51, respectivamente, lo que indica una condición del hábitat media.

Cuadro 21. Comparación de los índices de condición del río.

Sitio	ICA	ICH	IBH
1.00	31.71	0.63	4.29
2.00	37.89	0.83	7.59
3.00	31.90	0.74	8.41
4.00	34.53	0.29	-
5.00	36.39	0.55	9.42
6.00	37.72	0.61	-
7.00	33.58	0.69	6.31
8.00	36.53	0.62	-
9.00	30.11	0.63	-
10.00	30.12	0.49	8.00
11.00	30.33	0.48	7.95
12.00	30.53	0.43	4.14
13.00	25.43	0.43	7.88
14.00	31.46	0.51	4.01
15.00	25.25	0.60	8.02
16.00	25.88	0.36	8.01
17.00	18.66	0.48	8.11
18.00	25.75	0.47	-
19.00	25.41	0.49	8.03
20.00	24.67	0.47	8.26

CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES

De acuerdo a esta evaluación de la condición ecológica del río Nexapa, la calidad del agua del mismo está gravemente disminuida debido a la contaminación por fuentes puntuales y difusas.

La evaluación integral realizada contempla tanto los aspectos físico-químicos, de hábitat y bióticos del agua del río Nexapa. Esto permitió un mejor conocimiento de la condición ecológica del río. Si únicamente se hubiera considerado una evaluación de parámetros físico-químicos, como en la mayoría de los estudios que se realizan sobre la calidad del agua de ríos en la región, se hubiera perdido de vista que, aunque estos indiquen una calidad del agua aceptable no lo es así al ser comparados con indicadores biológicos como las comunidades de macroinvertebrados.

En cuanto a la evaluación de parámetros físico-químicos, el ICA por sí mismo nos indica que el agua del río está gravemente perturbada, incluso desde los primeros sitios. Ninguno de los sitios llegó a una categoría de marginal. Todos los sitios estuvieron en la categoría de calidad del agua pobre, que indica que el agua presenta perturbación permanente. Aunque el ICA no fue determinado para los tres periodos de muestreo debido a que no todos los parámetros se midieron en los tres periodos, algunos de los parámetros que mayor correlación negativa tienen con el ICA (temperatura, potencial de hidrógeno y sólidos disueltos total) sí se midieron durante los tres periodos. Estos tres parámetros tienden a incrementar al largo del río durante los tres periodos de muestreo. Por lo tanto, podemos concluir que la contaminación en el río se incrementa conforme el río avanza y recibe la contaminación de fuentes puntuales y difusas.

En el caso del ICH se obtuvo una condición de hábitat media para la gran mayoría de sitios, siendo apenas tres sitios con calidad buena y uno con calidad pobre. Sin embargo, al no estar directamente relacionados los sitios con mayor ICH con los sitios de mayor ICA o menor IBH, difícilmente se puede asegurar que el ICH refleja fielmente la condición ecológica del río.

El IBH, junto con las otras métricas biológicas utilizadas, puede considerarse como un buen indicador de la calidad ecológica del río. Adicionalmente, esta metodología es una manera rápida y menos costosa para determinar la calidad del agua. Aunque no tienen una coincidencia perfecta con el ICA por sitio, el IBH mantiene la misma tendencia de aumentar conforme los sitios de

muestreo. Esto indica también que la calidad del agua disminuye conforme el río recibe la contaminación de las fuentes puntuales y difusas sin poder auto depurarse.

CAPÍTULO VII. LITERATURA CITADA

- Alba-Tercedor, J., P. Jáimez-Cuéllar, M. Álvarez, J. Avilés, N. Bonada, J. Casas, A. Mellado, M. Ortega, I. Pardo, N. Prat, M. Rieradevall, S. Robles, C.E. Sáinz-Cantero, A. Sánchez-Ortega, M.L. Suárez, M. Toro, M.R. Vidal-Albarca, S. Vivas, C. Zamora-Muñoz. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP²). *Limnetica* 21 (3-4): 175-185.
- Altengurger, R., S. Ait-Aissa, P. Antczak, T. Backhaus, D. Barceló, T. Seiler, F. Brion, W. Busch, K. Chipman, M. López de Alda, G. Umbuzeiro, B.I. Exher, B. F. Felciani, M. Faust, A. Focks, K. Hilscherova, J. Hollender, H. Hollert, F. Jäger, A. Jahnke, M.K. Kortenkamp, G.F. Lemkine, J. Munthe, S. Neumann, E.L. Schymanski, M. Scrimsha, H. Segner, J. Slobodnik, F. Smedes, S. Kughathas, I. Teodorovi, A.J. Tindall, K.E. Tollefsen, K. Walz, T.D. Williams, P.J. Van den Brink, J. van Gils, B. Vrana, X. Zhang, W. Brack. 2015. Future water quality monitoring - Adapting tools to deal with mixtures of pollutants in water resource management. *Science of the Total Environment* 512-513: 540-551.
- Baas, J. y J. Kooijman. 2010. Chemical contamination and the ecological quality of surface water. *Environmental Pollution* 158: 1603-1607.
- Barbour, M. T., J. Gerritse., B. D. Snyder y J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99.002. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water; Washington, D. C.
- Bianchi, M. y T. Harter. 2002. Nonpoint Sources of Pollution in Irrigated Agriculture. Division of Agriculture and Natural Resources, University of California. Publication 8055. 8 p.
- Bunn, S. E., P.M. Davies y T.D. Mosisch. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41: 333-345.
- Cai, X., D. McKinney y L. Lasdon. 2003. Integrated Hydrologic-Agronomic-Economic Model for River Basin Management. *Journal of Water Resources Planning and Management* 129: 4-17.
- CCME. 2001. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, User's Manual. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. 5 p.

- CCME, 2008. Canadian water quality guidelines for freshwater aquatic life. Canadian Council of Ministers of the Environment. Pp. 85-109.
- Ceschi, S., M. Aleffi, S. Bisceglie, V. Savo y V. Zuccarello. 2012. Aquatic bryophytes as ecological indicators of the water quality status in the Tiber River basin (Italy). *Ecological Indicators* 14: 74-81.
- Chapman, D. 1996. *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Second Edition. World Health Organization. United Nations Environment Programme. 609 p.
- Del Ángel S., M. M. 1994. Contribución al estudio de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Tesis de Maestría, Facultad de Ingeniería Civil, División de Estudios de Postgrado.
- Duruibe, J. O., M.O.C. Ogwuegbu y J.N. Egwurugwu. 2007. Contaminación de metales pesados y efectos biotóxicos humanos. *International Journal of Physical Science* 2(5): 112-118.
- Environment Agency. 2002. *The Microbiology of Drinking Water. Part 1 – Water Quality and Public Health. Methods for the Examination of Waters and Associated Materials*. Bristol, U.K. 47 p.
- Escobar, J. 2002. La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. Serie recursos naturales e infraestructura. División de Recursos Naturales e Infraestructura. Santiago de Chile. pp. 7-8.
- Estrada, C.A.C. 2009. Evaluación de la respuesta ecológica de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos a las plantas de tratamiento de humedales artificiales en el lago de Pátzcuaro, Mich. Tesis de Licenciatura, Universidad de las Américas Puebla.
- Eurie F., M. A., D. Landuyt, D., E. Bennetsen, K. Lock, T.H. Tien N, M.N. Damanik, L.S. Musonge, P. Boets, G. Everaert, L. Dominguez-Granda, P.L.M. Goethals. 2015. Bayesian belief network models to analyze and predict ecological water quality in rivers. *Ecological Modelling* 312: 222-238.
- Farnleitner, A.H., G. Ryzinska-Paier, G.H. Resicher, M.M. Burtscher, S. Knetsch, A.K.T. Kirschner, T. Dirnböck, G. Kuschig, R.L. Mach y S. Sommer. 2010. *Escherichia coli* and enterococci are sensitive and reliable indicators for human, livestock and wildlife faecal pollution in alpine mountainous water resources. *Journal of Applied Microbiology* 109: 1599-1608.
- Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, 2006. *El agua en México: lo que todas y todos debemos saber*. México, pp. 93.

- Freeman, B. 1985. *Microbiología de Burros*. Editorial Interamericana: México., 1181 pp.
- Frissell, C., W. Liss, C. Warren y M. Hurley. 1986. A Hierarchical Framework Stream Habitat Classification. *Environmental Management* 10: 199-214.
- Frías, E. M. G. y O.F. Páez. 2001. Toxicidad de los compuestos del nitrógeno en camarones. *Camaronicultura y medio ambiente*. Universidad Nacional Autónoma de México, El Colegio de Sinaloa, pp.224-242
- Guevara, S., O. Arellano y J. Fricke. 2014. Río tóxicos: Lerma y Atoyac. La historia de negligencia continúa. Greenpeace México A. C., México D. F.
<http://m.greenpeace.org/mexico/Global/mexico/Docs/2014/toxicos/Rios%20t%C3%B3xicos%20Lerma%20y%20Atoyac-WEB.pdf>
- Guevara, A. 1996. Control de calidad del agua. Métodos de análisis para la evaluación de la calidad del agua.
- Haller, L., E. Amedegnato, J. Poté y W. Wildi. 2009. Influence of freshwater sediment characteristics on persistence of fecal indicator bacteria. *Water Air Soil Pollution* 203: 217-227.
- He, C. 2003. Integration of geographic information systems and simulation model for watershed management. *Environmental Modelling & Software* 18: 809-813.
- Helmer, R. e I. Hespanhol. 1997. *Water Pollution Control- A Guide to the Use of Water Quality Management Principles*. United Nations Environment Programme, Water Supply & Sanitation Collaborative Council, World Health Organization. Primera Edición. Gran Bretaña, 459 p.
- Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of North American Benthological Society* 7(1): 65-68.
- Holguin-Gonzalez, J. E., G. Everaert, P. Boets, A. Galvis y P.L.M. Goethals. 2013. Development and application of an integrated ecological modelling framework to analyze the impact of wastewater discharges on the ecological water quality rivers. *Environmental Modelling & Software* 48: 27-36.
- Hu, H. y G. Huang. 2014. Monitoring of non-point source pollutions from an agriculture watershed in South China. *Water (Switzerland)* 12: 3828-3840.
- Hummel, P., J. Kittle, P. Duda y A. Patwardhan. 2003. Calibration of a watershed model for Metropolitan Atlanta. *Proceeding of the Water Environment Federation* pp. 781-807.

- INEGI. 2000. Síntesis Geográfica del Estado de Puebla. México, pp. 122.
- INEGI. 2004. Guía para la interpretación de cartografía. Edafología. México, pp. 27.
- INEGI. 2012. Censo Agropecuario 2007. Cría y explotación de animales en Puebla. México pp. 41.
- Kabatas-Pendias, A. 2011. Trace Elements in Soil and Plants. Cuarta Edición. CRC Press. Taylor & Francis Group 505 pp.
- Karr, J.R. y D.R. Dudley. 1981. Ecological Perspective on Water Quality Goals. Environmental Management 5(1): 55-8.
- Kim, J.Y. y K.G. An. 2015. Integrated Ecological River Health Assessments, Based on Water Chemistry, Physical Habitat Quality and Biological Integrity. Water 7: 6378-6403.
- Kual, P., W. Li y N. Liu N. 2015. Evaluating the effects of land use planning for non-point source pollution based on a system dynamics approach in China. PLoS ONE 10: 1-15.
- Martinez-Haro, M., R. Beiras, J. Bellas, R. Capela, J.P. Coelho, I. Lopes, M. Moreira-Santos, A.M. Reis-Henriques, R. Ribeiro, M. Santos y J.C. Marques. 2015. A review on the ecological quality status assessment in aquatic systems using community based indicators and ecotoxicological tools: what might be the added value of their combination. Ecological Indicators 48: 8-16.
- Méndez-García, T., L- Rodríguez-Domínguez y S. Palacios-Mayorga. 2000. Impacto del riego con aguas contaminadas, evaluado a través de la presencia de metales pesados en suelos. Terra 18 (4): 277-288.
- Navarro, A. 2007. Evolución de la calidad de las aguas del río Nexapa. Memorias en Extenso del VI Congreso Internacional y XII Nacional de Ciencias Ambientales, Chihuahua, Chi. México. Junio 6, 7 y 8. ISSN: 0187-3296.
- Navarro, A., J. Herrera y J. Bayona. 2006. Determinación de alquilbencenos lineales y alquilfenoles en aguas naturales y residuales en la subcuenca del río Nexapa. Memorias del V Congreso Internacional y XI Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, Primera Edición. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Junio 2006.
- Navarro, A., S. Cid, C. Rincón, E. Rosas, A. Aguilar, S. Contreras, L. Caso, J. Bayona, F. Velasco, A. Sánchez, A. Vázquez, C. Martínez, M. Díaz, A. Pérez, A. Malajevich L. Cuellar y D. Navarrete. s. f. a. El agua en la Subcuenca del Nexapa, México: necesidad de una gestión integral. Working paper.

- Navarro, A., A. Peña, E. Lopez y S. Cid. s. f. b. Estudio comparativo de las descargas de aguas residuales de las ciudades de Izúcar de Matamoros y Atlixco, Puebla. Working paper.
- Neri, E. 2008. Efectos ambientales en la agricultura por el uso de aguas residuales del canal Chilhuacán, Atlixco, Pue. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados Campus Puebla.
- Langor D.W. y J.R. Spence. 2006. Arthropods as ecological indicators of sustainability in Canadian forests. *The Forestry Chronicle* 82(3): 344-350.
- Liu, Y., H. Gupta, E. Springer y T. Wagener. 2008. Linking science with environmental decision making: Experiences from an integrated modeling approach to supporting sustainable water resources management. *Environmental Modelling & Software* 23: 846-858.
- Liu, X., D. Li, H. Zhang, S. Cai, X. Li y T. Ao. 2015. Research on Nonpoint Source Pollution Assessment Method in Data Sparse Regions: A Case Study of Xichong River Basin, China. *Advances in Meteorology* Volume 2015, Article ID 519671, 10 pages.
- Oliveira, S.V. y R.M.V. Cortes. 2006. Environmental indicators of ecological integrity and their development for running waters in northern Portugal. *Limnetica* 25(1-2): 479-498.
- Paruch A., Mæhlum T. 2012. Specific features of *Escherichia coli* that distinguish it from coliform and thermotolerant coliform bacteria and define it as the most accurate indicator of faecal contamination in the environment. *Ecological Indicators* 23: 140-142.
- Ramírez-Villalobos, E., J.L. Rosas-Acevedo, J. Gonzalez-Gonzalez y H. Ávila-Pérez. 2015. Insectos acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua de manantial en Platanillo, Guerrero, México. *Entomología Mexicana* 2: 167-171.
- Romero, G., N. Bonilla, C. Cabrera y G. Silva. n. d. Contaminación bacteriológica en agua y plantas de lechuga en Puebla, México. Working paper.
- Santhi, C., R. Srinivasan, J. Arnold y J. Williams. 2006. A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas. *Environmental Modelling & Software* 21: 1141-1157.
- Silva, S., A. Muñoz, M. de la Isla de Bauer y S. Infante. 2002. Contaminación Ambiental en la región de Atlixco: 1. Agua. *Terra Latinoamericana* 20: 243-251.
- Toro, P. S. 2013. Determinación de los metales pesados Cobalto, Mercurio y Plomo en la presa Daule Peripa por medio de espectrómetro de emisión atómica con fuente de plasma de arón con acoplamiento inductivo. Tesis, Universidad de Guayaquil.

- Torres, B., G. González, E. Rustrian y E. Houbron. 2013. Enfoque de cuenca para la identificación de fuentes de contaminación y evaluación de la calidad de un río, Veracruz, México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 29(3): 135-146.
- VANR. 2004. Vermont Stream Geomorphic Assessment Phase 2 Handbook. Rapid Stream assessment. Vermont Agency of Natural Resources. 83 p.
- Vigil, K. H. 2003. Clean water: An introduction to water quality and water pollution control. Oregon State University Press Corvallis. Second Edition. Corvallis, OR. 181 p.
- Von Sperling, M. 2007. Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal. Biological Wastewater Treatment. IWA, Publishing London. 1.
- Wang, X. 2001. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. *Journal of Environmental Management* 61: 25-36.