



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN CIENCIAS
AMBIENTALES

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO SAN JUAN (EDO MEX.,
QRO., HGO) Y PROPUESTA DE UN ÍNDICE BIÓTICO UTILIZANDO
MACROINVERTEBRADOS**

PRESENTA:

PADILLA GONZÁLEZ CLAUDIO MANUEL

DIRECTOR DE TESIS:

LUIS ARMANDO BERNAL JÁCOME

ASESORES:

ALDO IVÁN ORTEGA MORALES

GREGORIO ÁLVAREZ FUENTES

4 de Septiembre de 2017

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

PROYECTO REALIZADO EN:

CIEPFI

CON FINANCIAMIENTO DE:

UASLP-PTC-247

PROMEPA 031-2013

A TRAVÉS DEL PROYECTO DENOMINADO:

Tratamiento de aguas residuales de la industria

AGRADEZCO A CONACyT EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS

Becario No. 230927

**LA MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO ATRAVÉS
DEL PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE CALIDAD (PNPC)**

A mis padres, Magdalena y Alejandro

A mi hermano, Alejandro

A mis sobrinos, Juan Pablo y Mariana

A mi abuela, Bertha

Y a la amada memoria de Tello, Bernardo y Manuel

A la Familia Padilla Martínez, Padilla Berrón y González Godínez

TODOS EN MI CORAZÓN POR SIEMPRE

AGRADECIMIENTOS

Al comité por todas las sugerencias, comentarios y experiencias compartidas, así como por el apoyo brindado en este paso tan importante:

Al Dr. Luis Armando Bernal Jácome por la dirección de esta tesis, por creer en mí, por todo el apoyo brindado, paciencia y compromiso.

Al Dr. Aldo Iván Ortega Morales por la revisión del trabajo, sus atinados comentarios, correcciones y apoyo profesional.

Al Dr. Gregorio Álvarez Fuentes por todo el apoyo brindado, comentarios, facilidades prestadas, pero sobre todo, hacer el proceso más ligero.

A la Dra. María Catalina Alfaro de la Torre por el tiempo invertido en la revisión del presente trabajo y sugerencias, pero más allá de todo eso, sus consejos y calidez humana.

Al Dr. Martín López Hernández por invitarme a la aventura de la Limnología y haberme permitido absorber sus conocimientos.

A la Dra. Isabel Pardo Gamundi por abrirme las puertas de su laboratorio y de su casa, por sus conocimientos, comentarios, críticas y apoyo profesional durante mi estancia en la Universidad de Vigo.

A todas aquellas personas que me apoyaron en mis salidas de campo: M. Sc. Gregor Zieke, M. C. Aida García, Quím. Coral Regules, Ing. Alejandro Padilla y Magdalena González, por su apoyo técnico y en campo.

Al Dr. Cristobal Aldama, a la Dr. Virginia Pérez, al M. C. Saúl Escoto por todo su apoyo técnico y al Ing. Juan Carlos del taller de la Facultad de Química por su ayuda en la construcción de los equipos para colecta.

Al CONACyT por el apoyo económico y Fundación Telmex por el apoyo para las salidas a campo.

A los Drs. Roberto Briones, José Antonio Reyes Agüero, Guillermo Espinosa y Nahúm Medellín por todo su apoyo y confianza.

A todas las personas que laboran en los PMPCA y la Agenda Ambiental, porque a pesar de que era su trabajo siempre estuvieron allí para apoyarme o facilitarme el trabajo burocrático, pero todavía más allá de ello, por su amistad (Farah Ahmed, Lorena Leija, Laura Begderer, María Eugenia Almendarez).

A las maravillosas personas del laboratorio de Limnología de la U. de Vigo: Dra. Isabel Pardo Gamundi, Dra. Cristina Delgado, Biol. Ana González, Dra. Noemí Costas, Biol. Adrian Pereira, a todos Uds. y sus familias por abrirme sus puertas y acogerme.

A todas aquellas personas que estuvieron en mis momentos más oscuros y fueron un puerto donde refugiarme y espabíarme (Gregor Zieke, Claudia Bara, Claudia Heindorff, Cristina Delgado, Vicky Pérez, Coral Regules, Ana González, Angélica Quiroz, Elena Vázquez).

A Mariana y Juan Pablo por recargarme con sus risas, amor y ocurrencias.

A la familia González Godínez, en especial a mi abuela Bertha y mi abuelo Bernardo (q.e.p.d.), Rossana, Alex, Bernardo, Nelly, Maye, Picho, Judith, Cheri, Marta Elba, Manuel (q.e.p.d.) y a todas sus familias con su prole que nunca deja de crecer, por todos esos momentos compartidos y una enseñanza de vida y amor.

A la familia Padilla Martínez, en específico, a mi abuela Tello (q.e.p.d.) y mi abuelo Manuel (q.e.p.d.), a Mani y Bola (q.e.p.d.), a Tellín, tía Gaby, Pichi, Lety, Enrique, Arturo, Vasco, Vero, Bertha y a todas sus familias, por todo su amor, poesía, ejemplo de honradez y oraciones.

A la familia Padilla González (Alejandro, Magdalena, Alejandro Jr, Juan Pablo, Mariana y Paty) por ser el apoyo en todo momento y permanecer cuando lo necesité y cuando no lo pedí.

A todos los seres queridos que se marcharon antes de hacerles partícipe de este logro cumplido, nos veremos muy pronto.

A mis amigos entrañables Julio González Laurrabaquio, Alberto Islas, Pablo Hernández, Lorena Vitoria, Alfredo Rodríguez, Mario Alejandro Gómez, Alejandro Guerrero, Alejandro Calderón, Angélica Quiroz, Gregor Zieke, Elena Vázquez, Virginia Pérez, Gerardo Vallín Garibaldi, Carlos Tun, Silverio Marin, Isidro Montes.

A la familia Berrón Ramos por su cariño.

A todas las personas maravillosas que conocí a lo largo de estos años por ayudarme a comprender un poco más la naturaleza humana y conocerme un poco más.

Y a todas aquellas personas al otro lado del Alzheimer.

MUCHÍSIMAS GRACIAS A TODOS
Porque sin su colaboración no hubiera alcanzado esta meta

ABSTRACT

Los macroinvertebrados bentónicos son una comunidad muy utilizada para monitorizar y evaluar la calidad de agua de los cuerpos de agua. En los países desarrollados son una herramienta básica para determinar el estado ecológico de los sistemas fluviales, sin embargo, en México como en muchos otros países en vías de desarrollo se siguen utilizando sólo métodos basados exclusivamente en variables físico-químicas.

Se estudiaron algunas características físico-químicas (temperatura, pH, oxígeno disuelto, potencial red-ox, sólidos disueltos totales, caudal, conductividad, amonio, nitritos, nitratos, ortofosfatos, turbidez) y se recolectaron e identificaron macroinvertebrados bentónicos a nivel de familia en 7 localidades del río San Juan (estados: de México, Querétaro e Hidalgo). Estas localidades fueron muestreadas dada la periodicidad estacional (secas, lluvias y postlluvias) en los años de 2013 y 2014. Un total de Ciento treinta y seis taxones, fueron censados en todo el río.

Se detectaron los puntos críticos del río mediante diversas herramientas tanto bióticas como físico-químicas. Para evaluar la variabilidad espacio-temporal de las características físico-químicas del río se utilizó un método de análisis multivariante de ordenación: el Análisis de Componentes Principales (ACP). La exploración de tendencias de variación de las familias, grupos funcionales alimenticios y grupos de tolerancia y su relación con las variables físico-químicas se realizó mediante dos tipos de análisis: análisis de correspondencias (AC) y análisis de correlación canónico (ACC). Compararon diferentes índices bióticos derivados del Índice Biótico de Familia (IBF) de Hilsenhoff, con un IBF adaptado para las zonas semidesérticas de México utilizando un análisis de correlación de Pearson entre el índice de Margalef, los índices bióticos, el OD y el porcentaje de saturación de oxígeno. Finalmente, se evaluó el grado de alteración del hábitat del río utilizando la Evaluación Visual del Hábitat y su relación a otros parámetros: biológicos (índice biótico propuesto y número de familias de macroinvertebrados), hidrológicos (caudal) y físico-químicos (amonio, fosfatos y conductividad eléctrica) utilizando los análisis de componentes principales (ACP), Modelo General Lineal (MGL) y coeficientes de correlación de Spearman.

Las variables físico-químicas seleccionadas explicaron algo más de la mitad de la varianza fue absorbida por las 3 primeras dimensiones. Las variables físico-químicas seleccionadas (ACC) explicaron más del ochenta por ciento de la pura varianza de la matriz de familias absorbida por las 3 primeras dimensiones canónicas. Los Recolectores y Raspadores son co-dominantes en este río lo cual se comporta como un río de orden medio o como la parte media del río de acuerdo al concepto Continuum de los ríos. El Índice biótico propuesto tuvo fuertes correlaciones con el Índice de Margalef y medianamente fuerte con el OD y % de saturación de O₂. Se obtuvieron correlaciones fuertes entre la Evaluación Visual del Hábitat y el Índice biótico propuesto y el número total de familias. Los puntos críticos se presentaron en las localidades Presa Centenario y La Vega por efectos antrópicos. Se infiere a que gracias a la discontinuidad del sistema (Sistema de embalses en cascada) y sus tiempos de residencia se puede observar una autodepuración hacia las

localidades de desembocadura. Las localidades más conservadas fueron las de cabecera y la de desembocadura.

Por lo tanto, el presente trabajo pretendió monitorizar y evaluar la calidad del agua del río San Juan utilizando macroinvertebrados correlacionándolos con las variables físico-químicas y proponer de un índice biótico utilizando macroinvertebrados bentónicos, como un antecedente de evaluación para ríos de zonas semisecas (semidesérticas) de México.

Se espera que el presente estudio se utilice como punto de partida para que se puedan establecer índices bióticos para evaluar la calidad de los ríos de México y se pueda validar el índice aquí propuesto en zonas semidesérticas (semisecas) de México.

Palabras clave: familias de macroinvertebrados bentónicos, gradientes ambientales, tolerancia, índices bióticos, Evaluación de Hábitat, Grupos funcionales Alimenticios.

Se han levantado columnas de jade,
de en medio del lago se yerguen las columnas,
es el Dios que sustenta la tierra
y lleva sobre sí al Anáhuac
sobre el agua celeste.

Flores preciosas hay en vuestras manos,
con verdes sauces habéis matizado a la ciudad,
a todo aquello que las aguas rodean,
y en la plenitud del día.

Habéis hecho una pintura del agua celeste,
la tierra del Anáhuac habéis matizado,
¡oh vosotros señores!
A ti, Nezahualcóyotl,
a ti, Motecuhzoma,
el dador de la vida os ha inventado,
os ha forjado,
nuestro padre, el Dios,
en el interior mismo del agua.

No en parte alguna... (Fragmento). Nezahualcoyotl

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	III
ABSTRACT	V
INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES	3
JUSTIFICACIÓN	4
REFERENCIAS.....	5
CAPÍTULO 1 MARCO TEÓRICO: CONCEPTOS GENERALES SOBRE LA CALIDAD DE AGUA Y SUS EFECTOS EN LA PRESENCIA DE LOS GRUPOS DE MACROINVERTEBRADOS.	8
<i>Las Aguas Epicontinentales</i>	8
<i>Ecología de los Ecosistemas Lóticos</i>	8
<i>Los macroinvertebrados bentónicos</i>	10
<i>Los macroinvertebrados y su importancia en los Índices Bióticos</i>	11
<i>Parámetros Físicoquímicos como factores determinantes en los cambios de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos</i>	15
<i>Los Conceptos de Calidad del Agua, Contaminación, Calidad Biológica y los Índices de Calidad del Agua</i>	19
REFERENCIAS.....	22
CAPÍTULO 2 ENTORNO GEOLÓGICO, CLIMÁTICO E HIDROLÓGICO DE LA CUENCA FLUVIAL DE LAS LOCALIDADES ESTUDIADAS DEL RÍO SAN JUAN (ESTADO DE MÉXICO, QUERÉTARO E HIDALGO), CENTRO DE MÉXICO.	33
ÁREA DE ESTUDIO.....	33
<i>Clima</i>	33
<i>Fisiografía</i>	35
<i>Geología</i>	36
<i>Hidrografía</i>	37
<i>Vegetación</i>	39
LOCALIDADES DE MUESTREO	40
REFERENCIAS.....	41
CAPÍTULO 3 CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL RÍO SAN JUAN: VARIABILIDAD ESPACIAL.	52
INTRODUCCIÓN	52
MATERIAL Y MÉTODOS	52
<i>Área de Estudio</i>	52
<i>Variables abióticas</i>	53
<i>Análisis estadísticos</i>	54
RESULTADOS Y DISCUSIONES	54
CONCLUSIONES	63
REFERENCIAS.....	64
ANEXO 1	70

CAPÍTULO 4 RESPUESTA DE ENSAMBLES DE MACROINVERTEBRADOS A LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS.71

INTRODUCCIÓN	71
MATERIAL Y MÉTODOS	72
<i>Macroinvertebrados</i>	73
<i>Variables abióticas</i>	74
<i>Análisis estadísticos</i>	74
RESULTADOS Y DISCUSIONES	75
<i>Evaluación biológica del río San Juan de acuerdo con las categorías de tolerancia</i>	75
<i>Relaciones entre las Variables Físico-químicas con ensambles de Macroinvertebrados</i>	76
<i>Grupos Funcionales Alimenticios de Macroinvertebrados</i>	81
CONCLUSIONES	83
REFERENCIAS.....	84
ANEXO 2.....	88

CAPÍTULO 5 ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO SAN JUAN (QUERÉTARO-HIDALGO, MÉXICO), APLICANDO ÍNDICES BIÓTICOS BASADOS EN HILSENHOFF (1988) UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS.....91

INTRODUCCIÓN	91
MATERIALES Y MÉTODO.....	92
<i>Macroinvertebrados</i>	93
<i>Variables abióticas</i>	93
<i>Análisis estadísticos</i>	93
<i>Ajuste de los valores de tolerancia de macroinvertebrados</i>	94
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	94
CONCLUSIONES	100
REFERENCIAS.....	100
ANEXO 3.....	106

CAPÍTULO 6 EVALUACIÓN VISUAL DEL HÁBITAT (EH) DEL RÍO SAN JUAN (ESTADOS DE: MÉXICO, QUERÉTARO E HIDALGO) COMO UNA HERRAMIENTA PARA MEDIR LA CAPACIDAD DE ALBERGAR FAUNA..... 109

INTRODUCCIÓN	109
MATERIAL Y MÉTODOS	110
<i>MUESTREO VISUAL DEL RÍO</i>	111
<i>Análisis estadísticos</i>	112
RESULTADOS Y DISCUSIONES	112
CONCLUSIONES	118
REFERENCIAS.....	119
ANEXO 4.0.....	122
<i>Descripción de las localidades de muestreo</i>	122
ANEXO 4.1.....	125
ANEXO 4.2.....	126
<i>FONDO LODOSO</i>	126
ANEXO 4.3.....	129

FONDO ROCOSO.....	129
CONCLUSIONES GENERALES	133
PROSPECTIVOS DEL TRABAJO	134
APÉNDICE PADILLA-GONZÁLEZ, C. M., A. I. ORTEGA-MORALES, G. ÁLVAREZ-FUENTES, L. A. BERNAL-JÁCOME. 2016. ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO SAN JUAN (CENTRO DE MÉXICO). UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS. REVISTA IBEROAMERICANA DE CIENCIAS 3(6):1-14.	135

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.- Modificación de la Tabla 2 de la NOM-001-ECOL-1996, Límites máximos permisibles para contaminantes básicos, mostrando únicamente los valores del Promedio Mensual.	20
Tabla 2.- Principales embalses en la subcuenca del río San Juan, Querétaro (Mm^3 =Millones de metros cúbicos).	39
Tabla 3.-Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo.	41
Tabla 4.-Ubicación geográfica de las localidades de muestreo.....	53
Tabla 5. Descriptores estadísticos básicos de las once variables seleccionadas para el Análisis de Componentes Principales.	55
Tabla 6 . Coeficientes en las combinaciones lineales de variables que componen los Componentes Principales. Se han resaltado los coeficientes superiores a 0.5. PC=Componente Principal.	55
Tabla 7.- Coeficientes de correlación entre cada Factor y cada variable (carga de factores), resaltadas en rojo las correlaciones significativas ($p > 0.5$)	56
Tabla 8.-Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo	73
Tabla 9.- Análisis de Correlación entre el análisis de correspondencias (AC) y el análisis de Correlación canónica (ACC).....	76
Tabla 10.- Coeficientes de correlación de Pearson entre los cuatro primeros ejes del ACC y las variables ambientales incluidas en el análisis.	77
Tabla 11.- Riqueza a nivel taxonómico de Familia en las distintas localidades y por temporada	81
Tabla 12.- Macroinvertebrados bentónicos ordenados por Phylum/Orden, Familia, Grupo Funcional Alimenticio (FFG) y Categoría de Tolerancia (Cat. Toler). Dep-Depredador, Rec-Recolector, Filt-Filtrador, Trit-Triturador, Rasp-Raspador. Intol-Intolerante, Toler-Tolerante, Facult-Facultativo, Moder-Moderado, ND-No Determinado.	88
Tabla 13.-Porcentaje de composición de algunas familias de insectos indicadores de contaminación.	90
Tabla 14.-Eigenvalores, correlaciones y porcentaje de la varianza acumulada del ACC.	90
Tabla 15.-Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo	92
Tabla 16.-Interpretación de valores de IBF-1988 (Hilsenhoff, 1988).....	93
Tabla 17.- Promedio de Calidad de agua de cada índice biótico en cada localidad y temporada; así como el promedio de OD y % O ₂ para cada localidad y temporada	95
Tabla 18.- Valores medios de nutrientes y variables físico-químicas, con sus errores estándar (ES) por localidad.....	96
Tabla 19.- Valores medios de Sólidos Disueltos Totales (SDT), pH, potencial Red-Ox (ORP), Conductividad y Caudal con sus respectivos errores estándar (ES) por localidad.	96
Tabla 20.- Promedio anual de calidad de agua del río San Juan por IBF e IM, media y desviación standard.	99

Tabla 21.- Correlaciones de Pearson. Las correlaciones marcadas son significativas a $p < .05000$	100
Tabla 22.-Valores de Tolerancia de los distintos Índices bióticos utilizados en el presente estudio.	106
Tabla 23.-Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo	110
Tabla 24.- Interpretación y categorías de la Evaluación Visual del Hábitat de acuerdo con el Florida Department of Environmental Protection.	111
Tabla 25.- Valores obtenidos para la Evaluación Visual de Hábitat (EH), Caudal, Conductividad (COND), Amonio (NH_3), Fosfatos (PO_4) Índice biótico (IBF-MX-SD) y Número de familias de macroinvertebrados (# familias).....	113
Tabla 26.- Valores obtenidos del EH y sus Categorías de valores.	114
Tabla 27.- Valores obtenidos del IBF-MX-SD y su Interpretación de valores de IBF-1988 (Hilsenhoff, 1988).	114
Tabla 28.- Interpretación y categorías de la Evaluación Visual del Hábitat, intervalos de los valores propuestos,	115
Tabla 29.- Cargas y porcentajes de varianza por componente del ACP.....	116
Tabla 30.- Cargas de cada variable por componente del ACP.....	116
Tabla 31.- Correlaciones de Spearman entre los parámetros biológicos considerados. Las correlaciones marcadas son significativas a un $p < .05000$	116
Tabla 32.- Correlaciones de Spearman entre los parámetros biológicos considerados. Las correlaciones marcadas son significativas a un $p < .05000$	117
Tabla 33.- Análisis de la varianza (MGL) de los índices bióticos y número de familias según el IHF, utilizando como covariables: amonio, fosfatos, caudal y conductividad eléctrica. Los valores marcados son significativos a un $p < .05000$	117

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.- Diagrama de un sistema lótico. La línea punteada representa el flujo preferencial de la corriente, se muestran cortes transversales para demostrar cuestiones de profundidad y características de los distintos ambientes del sistema, números 1-5: 1) rápidos, 2) pileta, 3) zona erosional, 4) zona deposicional, 5) barra. 9	
Figura 2.-Vida acuática asociada a los distintos ambientes en un sistema lótico (Rápidos, piletas y barras).10	
Figura 3.-Vida acuática asociada con agua en movimiento: A) arroyos (movimiento rápido) y B) ríos y lagos (movimiento lento). _____	11
Figura 4.-Mapa del area de estudio, subcuenca del río San Juan. _____	33
Figura 5.-Tipos de clima en el estado de Querétaro, resaltando los climas que influyen en el área de estudio. _____	34
Figura 6.- Precipitación media anual (mm) en el área de estudio (Elaboración propia con datos de SMN y CONABIO). _____	35
Figura 7.- Temperaturas mínima y máxima promedio en el área de estudio (Elaboración propia con datos de SMN y CONABIO). _____	35
Figura 8.- Fisiografía del área de estudio (elaboración propia con datos de INEGI y CONABIO). _____	36
Figura 9.- Unidades litológicas de la cuenca del río San Juan/río Prieto. _____	37
Figura 10.- Área de estudio resaltando los principales embalses y ríos de la cuenca del río San Juan. _____	38
Figura 11.- Vegetación y uso de suelo en el área de estudio. _____	40
Figura 12.- Cuenca del río San Juan, resaltando sitios de muestreo, cauce principal y los principales embalses. _____	41
Figura 13.-Mapa del area de estudio, subcuenca del río San Juan. _____	53

Figura 14.- Proyección de las variables con los factores 1 y 2, y Ubicaciones de las localidades obtenidas en el ACP (PC1=Componenete iónico, PC2=Taza de Nitrificación. _____	58
Figura 15.- Ubicaciones de las localidades (Números) obtenidos en el ACP. A) Distribución de Localidades Graficando PC1xPC3 PC1=Componenete iónico, PC3= enriquecimiento de nutrientes. B) Distribución de Localidades Graficando PC1xPC4 PC1=Componenete iónico, PC4=Caudal. _____	59
Figura 16.- Ubicación de las localidades de muestreo en el plano definido por las variables PC1 y PC2, obtenidas mediante ACP. Las coordenadas son los valores medios de cada localidad para los años 2013 y 2014. _____	60
Figura 17.- Diagrama de cluster por la medida de distancia euclideana, donde se ordenan las localidades de acuerdo a sus coeficientes de correlación _____	62
Figura 18.- Ubicación de las localidades de muestreo en el plano definido por las variables F1 y F2, gráfica original (izquierda), Ubicación de las localidades de muestreo en el plano definido por los factores F1 y F2, modelado (derecha). _____	63
Figura 19.- Cuenca del río San Juan, resaltando sitios de muestreo, cauce principal y los principales embalses. _____	73
Figura 20.- Porcentajes de abundancia de cada una de las categorías de tolerancia en cada localidad y en cada temporada. _____	75
Figura 21.- Diagrama de ordenación resultante del análisis de correlación canónica (ACC) (ejes 1 y 2) en el que se representan las muestras (localidades de estudio en distintas temporadas) números 1-3: Localidad 1 temporada de Estiaje 1; temporada de lluvia 2 y temporada postlluvia 3; 4-6 Localidad 2; 7-9 localidad 3; 10-12 localidad 4; 13-15 localidad 5; 16-18 localidad 6; y 19-21 localidad 7. _____	78
Figura 22.- Diagrama de ordenación ACC (ejes 1 y 2) en el que se representan las familias agrupadas por ordenes de insectos (EPT=Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera; OCH=Odonata, Coleoptera y Heteroptera; Chironom=Chironomidae, Heterop=Heteroptera; TRichop=Trichoptera; Odon=Odonata; Coleop=Coleoptera; Ephem=Ephemeroptera; Plecop=Plecoptera) y Categorías de Tolerancia (Intolera=Intolerante; Tolerant=Tolerante; Facultat=Facultativo). Se representan también mediante vectores las variables ambientales más correlacionadas con las dimensiones del ACC. _____	79
Figura 23.- Diagrama de ordenación ACC (ejes 1 y 3) en el que se representan las familias agrupadas por ordenes de insectos (EPT=Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera; OCH=Odonata, Coleoptera y Heteroptera; Chironom=Chironomidae, Heterop=Heteroptera; TRichop=Trichoptera; Odon=Odonata; Coleop=Coleoptera; Ephem=Ephemeroptera; Plecop=Plecoptera) y Categorías de Tolerancia (Intolera=Intolerante; Tolerant=Tolerante; Facultat=Facultativo). Se representan también mediante vectores las variables ambientales más correlacionadas con las dimensiones del ACC. _____	80
Figura 24.- Abundancia relativa de los Grupos Funcionales Alimenticios de Macroinvertebrados del río San Juan, basados en la densidad porcentual. _____	83
Figura 25.- Cuenca del río San Juan, resaltando sitios de muestreo, cauce principal y los principales embalses. _____	92
Figura 26.- Oxígeno disuelto (OD) y Compuestos nitrogenados en las distintas campañas y localidades de muestreo. _____	97
Figura 27.-Clorofila α y ortofosfatos en las distintas campañas y localidades de muestreo. _____	98
Figura 28.- Cuenca del río San Juan, resaltando sitios de muestreo, cauce principal y los principales embalses. _____	111
Figura 29.- Ordenación (análisis de componentes principales) de los componentes del EH _____	115
Figura 30.-Diagrama de Box-Winkler de los Valores de EH por estación. _____	118

INTRODUCCIÓN

El conocimiento sobre los procesos que estructuran a las comunidades lólicas y de los mecanismos que las alteran en situaciones de estrés es un objetivo deseable para conseguir una base científica firme en su utilización para la evaluación de la calidad biológica del agua. Ya que la evaluación de la calidad del agua, tanto físico-química como la biológica pueden ser consideradas complementarias, ya que, las variables físico-químicas del medio acuático suelen ejercer una importante influencia sobre la distribución de los organismos acuáticos. La sensibilidad general de éstos a variables como caudal, temperatura, concentraciones de oxígeno disuelto y materia orgánica, los ha convertido en una valiosa herramienta para el biomonitoreo¹ y bioevaluación² de la calidad de los ríos.

Por otro lado, la calidad del agua no es el único factor limitante en la presencia o ausencia de organismos acuáticos. El hábitat físico también juega un papel clave en si un organismo habita en un cuerpo de agua. Los cambios en el hábitat físico de un río a menudo llevan a cambios en la comunidad biológica, independientemente de la calidad del agua. Evaluar la comunidad biológica y el hábitat es importante para determinar la calidad de un río. La falta de hábitat físico puede ser tan limitante como la mala calidad del agua.

Las comunidades biológicas (plantas, peces y macroinvertebrados) pueden ser usadas para evaluar, a corto y largo plazo, la calidad de agua y pueden ser usados para determinar la calidad del ecosistema acuático. Existe un gran consenso acerca de la utilización de macroinvertebrados como indicadores biológicos de la calidad de agua ya que: ▼son un componente importante de los ecosistemas acuáticos, ▼son relativamente fácil de coleccionar, ▼tienen diferentes niveles de tolerancia a las alteraciones ambientales, ▼la mayoría son sedentarios o se desplazan en áreas pequeñas, ▼el tipo o número de organismos presentes en los sistemas acuáticos están bien correlacionados con condiciones presentes y pasadas, ▼pueden indicar el impacto de diversos contaminantes, ▼pueden indicar el impacto de los cambios en el hábitat físico (ripario), ▼indican las mejoras o las disminuciones en la calidad del agua.

Y dado que los macroinvertebrados bentónicos son indicadores de acuerdo a su tolerancia a las perturbaciones o modificaciones ambientales, estos son categorizados basados en su tolerancia a la contaminación y son utilizados como organismos indicadores en la evaluación de la salud de los ríos. Estas categorías están basadas en los valores propios de tolerancia a las concentraciones de

¹ Bioevaluación: es una evaluación de la condición de un cuerpo de agua usando muestreos biológicos y otras medidas directas de la biota residente de las aguas superficiales (Barbour *et al.*, 1999. EPA 841-B-99-002).

² Biomonitoreo ó monitoreo biológico: uso sistemático de respuestas biológicas para evaluar cambios ambientales con la intención de usar esta información en un programa de control de calidad ambiental (Rosenberg y Resh, 1993).

oxígeno disuelto, a las estrategias de alimentación (grupos alimenticios funcionales), tolerancia a ciertas concentraciones de nutrientes o contaminantes, incluso las mismas abundancias de taxas o la transformación de estas a un valor numérico que clasifica y describe o evalúa a los cuerpos de agua dulce de acuerdo con su calidad biológica.

Los Índices Bióticos más utilizados son los que se basan en la utilización de macroinvertebrados como indicadores de calidad. Actualmente, son tomados en cuenta en los protocolos³ para la evaluación de la calidad del agua en países de la Comunidad Europea (CE), así como Estados Unidos (EUA), Reino Unido y Canadá.

En México, como en la mayoría de los países en vías de desarrollo, los Índices Bióticos no son considerados dentro de los protocolos para la evaluación y el monitoreo de la calidad del agua, los órganos rectores utilizan índices fisicoquímicos, como es el caso del Índice de Calidad del Agua (ICA) utilizado por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Hasta la fecha, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) no han establecido un índice biótico para determinar el grado de degradación de los afluentes así como el monitoreo de su calidad del agua o el estado ecológico de los cuerpos de agua.

Por otro lado, autores como Resh (1996), proponen investigaciones de los métodos de evaluación y monitoreo biológicos para su uso en países en vías de desarrollo, donde los recursos económicos y humanos son generalmente muy limitados para realizar el monitoreo y la evaluación de la calidad del agua. El mayor problema al que se enfrentan los países ó los órganos rectores, es la selección específica ó la adaptación de un índice biótico que cubra las necesidades particulares de cada cuerpo de agua y de cada país. Por lo tanto, el presente trabajo tiene como objetivos: a) Monitorizar y evaluar la calidad del agua del río San Juan (Edo Mex., Qro., Hgo) utilizando macroinvertebrados correlacionándolos con las variables físico-químicas y b) proponer un índice biótico utilizando macroinvertebrados bentónicos, como un antecedente de evaluación para ríos de zonas semisecas (semidesérticas) de México.

³ Protocolo: Un método para tratar o resolver con ciertos tópicos. Un protocolo de bioevaluación son esencialmente una síntesis de métodos que han sido aplicados por agencias ambientales para evaluar habitats y/o colecciones de organismos acuáticos (Barbour *et al.*, 1999. EPA 841-B-99-002.)

ANTECEDENTES

En México, son escasos los antecedentes de aplicación de Índices Bióticos utilizando macroinvertebrados y con publicación en revistas arbitradas internacionalmente.

Uno de los primeros trabajos publicados en México fue llevado a cabo por Bueno y colaboradores (1980) quienes colectaron insectos y algunos invertebrados en los distintos tipos de hábitats presentes en el río Lerma y comprobaron que donde se origina existe mayor diversidad, misma que va disminuyendo a lo largo del curso del río, siendo nula en algunos sitios, con este estudio se demuestra que las comunidades de insectos acuáticos pueden reflejar algunas características fisicoquímicas del medio. Posteriormente, Saavedra (1982) determinó la calidad de agua por medio de macroinvertebrados bentónicos en el lago de Pátzcuaro, Michoacán. También se encuentra el trabajo de Huerto (1988) donde se determinó la calidad de agua por medio de macroinvertebrados bentónicos en el río Cautla, Morelos. Sandoval en 1995, analizó la relación de la dinámica fisicoquímica del río Cautla y la relacionó con los coleópteros acuáticos presentes en el sistema. García (1996), trabajó en los ríos Apatlaco y Yautepec utilizando a los macroinvertebrados bénticos para indicar calidad del agua.

Saldaña y colaboradores (2001) evaluaron la calidad del agua utilizando un índice de diversidad aplicado a la comunidad de macroinvertebrados bénticos. Río (2002) utilizó distintos índices bióticos aplicados a la comunidad de macroinvertebrados para evaluar la calidad del agua del río Amacuzac, Morelos. El trabajo de Henne y colaboradores (2002) fue realizado en un río del estado de Jalisco, el río Ayuquila, para evaluar la contaminación orgánica producida por descargas de ingenios azucareros en la zona, aplicando el IBF de Hilsenhoff. Aguilar en el 2005 evaluó los ríos Actopan, Los Pescados y Matlacohatl, en Veracruz, en el área de Circunscripción de la Gerencia Regional Golfo Centro del CNA, para determinar la calidad del agua utilizando como indicadores a la comunidad de macroinvertebrados. López-Hernández y colaboradores (2007) utilizaron el Índice Biótico Extendido (IBE; Ghetti, 1986) para evaluar la calidad del agua en 11 sitios del río Lerma y los correlacionaron con un Índice de Calidad de Agua modificado, una combinación entre el ICA de la CONAGUA y el Water Quality Index de la National Sanitation Foundation (NSF). Pérez-Munguía y colaboradores (2008) realizaron un estudio en ríos y arroyos del municipio de Morelia, Michoacán, dónde monitorearon la condición ambiental de dichos cuerpos de agua utilizando un índice de integridad biótica e índices de diversidad y similitud. López-Hernández y colaboradores (2009) evaluaron la contaminación orgánica del río Lerma utilizando macroinvertebrados bentónicos, aspectos hidrológicos y físico-químicos, utilizando el IBE (Ghetti, 1986) en una red de 11 localidades de muestreo. El mismo año, Compeán-Ortiz y colaboradores (2009), realizaron un estudio histórico, donde, a través del uso de índices de diversidad se compara la calidad del agua del río Salinas en 10 años de monitoreos. López-Hernández y colaboradores (2012) evaluaron la calidad de agua de la cuenca alta del río Blanco, Veracruz utilizando a los insectos como bioindicadores, en paralelo con evaluaciones físicas y químicas, todo ello aplicando un índice biótico: el Biological Monitoring Working Party (BMWP), así como un índice de calidad del agua

modificado (ICA mod.) a partir de 7 variables fisicoquímicas (López-Hernández *et al.*, 2007); donde no se menciona si el BMWP utilizado es el original (Chesters, 1980), es el adaptado para Costa Rica (BMWP-CR; Reglamento 33903 MINAE-S 2007) o el de otro país.

Hablando específicamente del área que nos compete, en el año de 2005, Hurtado y colaboradores estudiaron la estructura comunitaria de los macroinvertebrados así como lo cambios ecológicos de la misma en una porción del río San Juan (Hidalgo y Querétaro) a partir del manatíal Boyecito, el río San Juan hasta la confluencia con el río Tecozautla y en el mismo río Tecozautla, sin embargo, ellos utilizaron índices de diversidad y de similitud, además hicieron sugerencias para el diseño de estrategias de conservación biológica en dicha porción del río San Juan.

También se encuentran una serie de trabajos no publicados en revistas, tesis, en los cuales se utilizan a los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua, algunos ejemplos son: el trabajo de López-Hernández (1997), quien hizo un primer estudio sobre la utilidad de los macroinvertebrados como indicadores biológicos de la contaminación del río Duero; el de Islas (2003) quien hizo un primer estudio sobre la utilidad de los macroinvertebrados como indicadores biológicos de la contaminación del río Lerma en algunos puntos de la cuenca; Padilla-González (2006) hace un análisis comparativo entre distintos índices bióticos (BMWP, IBF, IBE y RBP-III) para la adaptación para determinar la calidad del agua del río Lerma, correlacionándolo con el oxígeno disuelto, obteniendo las mejores correlaciones con el IBF y el IBE, respectivamente; Hernández-García (2006) utiliza el Índice Biótico Extendido (IBE), el Índice biótico de Trent (TBI), así como Índice biológico de Chandler (CBS), para evaluar el grado de contaminación del río Lerma.

Dada la escasa información en cuanto a la utilización de los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua en ríos, se pretende que el presente trabajo generará no sólo información sobre el estado de las comunidades de macroinvertebrados en esta subcuenca sino que además, servirá para establecer criterios para la creación de un Índice Biótico o en su defecto la adaptación de alguno de los aplicados para esta área de estudio, se seleccionarán los puntos rojos del sistema y se sugerirán algunos criterios para su mejoramiento y conservación.

JUSTIFICACIÓN

De acuerdo con la CONAGUA (2008), la cuenca del río San Juan fue una de las 20 cuencas que requerían atención prioritaria por su alta carga orgánica total en términos de demanda bioquímica de oxígeno, ya que éstas generan el 89% de la contaminación orgánica de todo el país, esto se debe al desarrollo industrial y agrícola de la región. Sin embargo, actualmente y de acuerdo con la CONAGUA (2011), esta subcuenca ya no se encuentra dentro de estas cuencas prioritarias.

A pesar de esto, el estado de Querétaro tiene varios ríos que están contaminados, los más afectados son: Querétaro, San Juan, El Pueblito y el Moctezuma. El río San Juan comparte una porción con el estado de Hidalgo y en su confluencia con el río Tula, en la Presa Fernando Hiriart Balderrama (Presa Zimapán) forman el río Moctezuma, este río se encuentra altamente contaminado por las descargas de la Ciudad de México (CONAGUA, 2011 y Martínez, 1999). Los

otros ríos de Querétaro no presentan altos niveles de contaminación, aunque en la época de estiaje los caudales van muy disminuidos (Martínez, 1999).

En el presente estudio las variables y/o parámetros físico-químicos que se medirán y que son medidos por la CONAGUA (1999) en su Índice de Calidad de Agua (ICA) son: nitrógeno por nitratos (NO_3^-), color, pH, conductividad, fosfatos (PO_4^{3-}), sólidos disueltos, nitrógeno por amonio (NH_3) y turbidez. El resto de las variables y/o parámetros físico-químicos que se medirán pero que no aparecen dentro de dicho índice son: olor, potencial de óxido-reducción, nitrógeno por nitritos, temperatura, caudal (ancho promedio, profundidad promedio y velocidad promedio) y se estimará la biomasa algal midiendo la clorofila α en la columna de agua (sestónica⁴).

REFERENCIAS

Bueno, S. J., J. B. López A. y C. M. Márquez. 1981. Consideraciones preliminares sobre la ecología de los insectos acuáticos del Río Lerma. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 8 (1): 175-182.

Chesters, K. R. 1980. Biological monitoring working party. The 1978 national testing exercise. Water Data Unit. Technical Memorandum, No. 19, pp 37.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2008). *Estadísticas del Agua en México*. México, D. F.: SEMARNAT

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2011). *Estadísticas del Agua en México*. México, D. F.: SEMARNAT

Compeán-Ortiz, I. C., A. Rodríguez-Castro, H. Quiroz-Martínez. 2009. Estudio de la calidad del agua mediante insectos acuáticos en el río Salinas, General Zuazua, Nuevo León; 10 años después. *Entomología Mexicana* 8:205-208.

García, C. J. 1985. Utilización del plancton para el conocimiento de la calidad del agua en la Cuenca del Alto Amacuzac, Morelos. Tesis de Licenciatura de la Facultad de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México. 91p.

García, C. J. 1991. Evaluación de la calidad del agua de los ríos Apatlaco; Yautepec y Cuautla, Morelos, utilizando indicadores biológicos de contaminación. Tesis de Licenciatura de la Facultad de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México. 136p.

⁴ Seston: Materia orgánica en suspensión en la columna de agua generalmente compuesta de fitoplancton, bacterias y detritus finos (Thorp y Covich 1991). La biomasa algal sestónica se define como la biomasa de algas suspendidas en la columna de agua y puede incluir fitoplancton y algas bentónicas desprendidas que se encuentran en suspensión (Wood y Etheridge, 2011).

- García, J. J. 1996. Utilización de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua de los ríos Apatlaco; Yautepec y Cuautla, Morelos. Tesis de Maestría. Escuela de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 95p.
- Henne, L. J., D. W. Shenider y L. M. Martínez. 2002. Rapid Assessment of Organic Pollution in a west-Central Mexican river Using a Family-level Biotic Index. *Journal of Environmental Planning and Management* 45(5):613-632.
- Huerto, D. R. I. 1988. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua del Río Cuautla, Morelos. Tesis (Licenciatura), Facultad de Ciencias. Univer Nac Autón México. 48p.
- Hurtado, S., F. García Trejo y P. J. Gutiérrez-Yurrita. 2005. Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomológica Mexicana* 44(3): 271–286.
- Islas G., A. 2003. Comunidad de Macroinvertebrados Bentónicos como Indicadores del Deterioro Ecológico del Río Lerma. Informe Servicio Social, Licenciatura en Biología. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. México, D. F. 72 pp.
- López-Hernández, M., 1997. Caracterización Limnológica del río Duero, Michoacán. Tesis Doctorado. Biología. Univ. Nal. Autón. de México. 123 p
- López Hernández, M., M.G. Ramos-Espinosa y J. Carranza-Fraser. 2007. Multimetric Analyses for Assessing Pollution in the Lerma River and Chapala Lake, México. *Hidrobiologica* 17(1): 17–30.
- López-Hernández., M. G. Ramos-Espinosa y M. Hernández-García. 2007. Biomonitorio rápido para evaluar contaminación orgánica en el río Lerma. *Hidrobiologica*
- López-Hernández., M. G. Ramos-Espinosa y A. Flores-Macías. 2009. Insectos acuáticos como indicadores de contaminación del río Lerma. *Entomología Mexicana* 8:309-314.
- López-Hernández., M. G. Ramos-Espinosa y M. Guzmán-Arroyo. 2012. Insectos acuáticos y la calidad del agua de la cuenca alta del Río Blanco, Veracruz. *Entomología Mexicana* 11:395-400.
- Martínez, M. 1999. Flora acuática de Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro. Facultad de Ciencias Naturales. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. H076. México, D.F.
- Pérez-Munguía, R. M., N. M. Coronado Mercado y J. P. Ramírez Herrejón. 2008. Integridad biótica en arroyos y ríos del sur del municipio de Morelia, Michoacán, con base en las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos. *Entomología Mexicana* 7:385-390.
- Reglamento 33903 MINAE-S. 2007. Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales, No. 33903, La Gaceta No. 178. San José, Costa Rica. <http://www.siagua.org/sites/default/files/documentos/legislacion/33903.pdf> Fecha de consulta: 20/Feb/2012.

Río, S. J. C. 2002. Macroinvertebrados bentónicos para la evaluación de la calidad del agua del Río Amacuzac, Morelos. Tesis de Licenciatura de la Facultad de Ciencias Universidad Autónoma de Morelos. 73 p.

Rosenberg, D. M. y V. H. Resh. 1993. Introduction to Freshwater biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA: 1-9.

Rosenberg, D. y V. H. Resh (Eds.). 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA. 504 pp.

Saavedra, S. J. J., 1982. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua del lago de Pátzcuaro, Michoacán. Tesis (Licenciatura), Facultad de Ciencias. Univ Nac Autón México. México. 45 p.

Saavedra, S. J. J., 1982. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua del lago de Pátzcuaro, Michoacán. Tesis (Licenciatura), Facultad de Ciencias. Univ Nac Autón México. México. 45 p.

Sandoval, M. J. C. 1995. Los copépodos acuáticos y su relación con la dinámica fisicoquímica del río Cuautla (Tramo-Tetelcingo-Anenecuilco) Morelos, México, ciclo 1991-1992. Tesis (Licenciatura), Facultad de Ciencias Biológicas. Univ Autón Morelos. 85p.

CAPÍTULO 1 MARCO TEÓRICO: CONCEPTOS GENERALES SOBRE LA CALIDAD DE AGUA Y SUS EFECTOS EN LA PRESENCIA DE LOS GRUPOS DE MACROINVERTEBRADOS.

Las Aguas Epicontinentales

Antiguamente se utilizaba el término de Agua Dulce o Ecosistemas dulceacuícolas para definir a las aguas interiores superficiales de un país. Actualmente se sabe que no toda el agua epicontinental es dulce, de hecho, aproximadamente el 50% de toda el agua epicontinental del mundo (tanto en volumen como en área) es salada, mientras que la otra mitad es dulce (Alcocer, 1992), además que éste término nos ayuda a diferenciar entre agua superficial (superficie del continente) y aquella que se encuentra por debajo (subterránea).

Se considera por convención, es decir, con algunas bases tanto biológicas como fisicoquímicas, que la concentración límite entre agua dulce y salada es de 3 g/L o como algunos autores mencionan es cuando el ser humano al degustar un agua se comienza a percibir lo salado.

Por convención los ecosistemas epicontinentales y, específicamente, los dulceacuícolas están divididos en dos categorías: sistemas lénticos (aguas “quietas”, p. ej: estanques, lagos, etc) y sistemas lóticos (aguas en movimiento, p. ej: ríos, arroyos, etc), en este tipo de sistema, el presente trabajo, se enfocará específicamente.

ECOLOGÍA DE LOS ECOSISTEMAS LÓTICOS

Los ecosistemas lóticos se caracterizan por tener aguas en movimiento y corrientes, en este tipo de ecosistemas encontramos dos hábitat característicos: el lótico erosional el cual está caracterizado por agua que se mueve rápidamente y con rápidos (áreas poco profundas con rocas/grava y con incrementos en la velocidad de la corriente), y el lótico deposicional, caracterizado por pozas y áreas con velocidades lentas (Merrit y Cummins, 1984) (Figura 1).

Los ríos y arroyos fluyen cuesta abajo buscando un camino de baja resistencia. Los cambios en el terreno alteran el curso de un río o arroyo creando curvas (meandros). Estos meandros se mueven a través del tiempo por procesos de erosión y deposición.

Dentro de los ríos y arroyos estos mismos ecosistemas lóticos son referidos como zonas y se caracterizan por distintas cualidades:

- a) La **zona erosional**, es el banco externo donde la velocidad de flujo y el banco de erosión son altos. Rápidos son porciones de baja profundidad caracterizadas por un movimiento relativamente rápido, aguas con turbulencias y los materiales del fondo se caracterizan por sedimentos gruesos como: grava, gijarros o rocas. Los rápidos son porciones de los arroyos que son importantes como hábitats para muchos insectos acuáticos y peces

pequeños que requieren de agua en movimiento para alimentarse y con altos niveles de oxígeno disuelto. Pocas plantas crecen en aguas con movimientos rápidos pero, algunas se han adaptado a esas condiciones. También las zonas de rápidos soportan a aquellos organismos adaptados a la vida en aguas con movimiento y como ejemplo tenemos a las algas e invertebrados (efemerópteros, tricópteros y escarabajos) que se anclan a las rocas, madera y otro tipo de desecho que se encuentre en el arroyo. Algunos peces prefieren las partes más rápidas de los arroyos (Percas) e, incluso, muchos peces desovan en los rápidos (Figura 1).

- b) La **zona deposicional**, se refiere al banco interior del arroyo donde la velocidad está al mínimo. Las bajas velocidades permiten la deposición de sedimento suspendido y los materiales de fondo (grava, cantos rodados), los cuales forman las barras. Estas barras comúnmente soportan a la vegetación acuática emergente. Una poza es relativamente más profunda y ancha con agua que se mueve lentamente comparada con los rápidos, normalmente tienen grandes remolinos con diferentes direcciones de flujo, a diferencia de los rápidos donde el flujo es casi todo aguas abajo. Los remolinos son corrientes que se mueven en una dirección diferente de aguas abajo, usualmente con movimientos circulares. Las pozas soportan peces, invertebrados acuáticos y plantas. El sedimento, en la mayoría de los casos, está compuesto por arena, limo, arcilla y materia orgánica, al reducirse la velocidad de flujo se permite que los materiales suspendidos se asienten en el fondo. El agua que se mueve lentamente soporta organismos similares a aquellos encontrados en los lagos y estanques (libélulas, caballitos del diablo y patinadores de agua) (Figura 1).

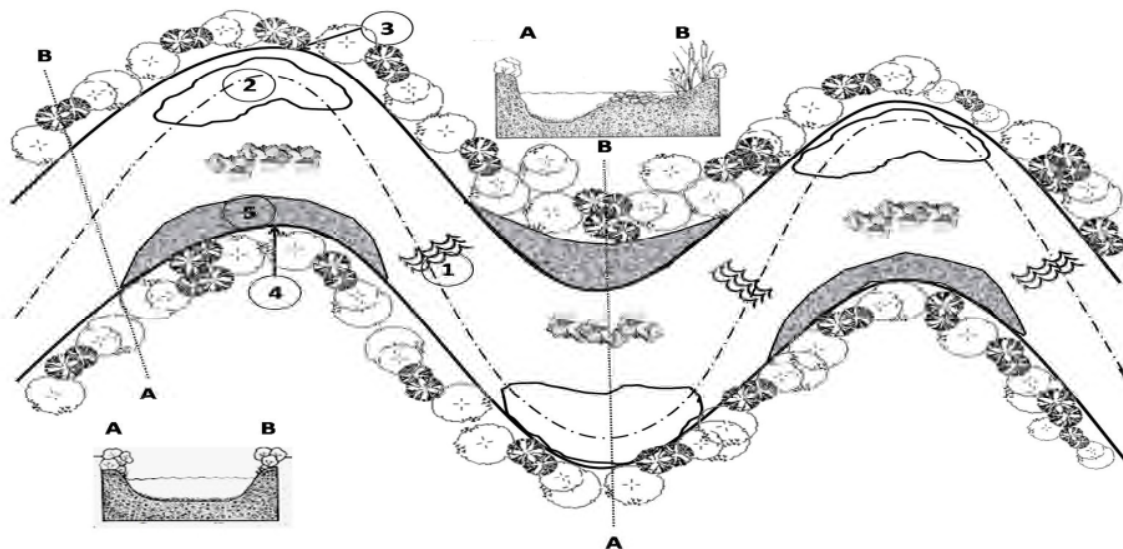


FIGURA 1.- DIAGRAMA DE UN SISTEMA LÓTICO. LA LÍNEA PUNTEADA REPRESENTA EL FLUJO PREFERENCIAL DE LA CORRIENTE, SE MUESTRAN CORTES TRANSVERSALES PARA DEMOSTRAR CUETIONES DE PROFUNDIDAD Y CARACTERÍSTICAS DE LOS DISTINTOS AMBIENTES DEL SISTEMA, NÚMEROS 1-5: 1) RÁPIDOS, 2) PILETA, 3) ZONA EROSIONAL, 4) ZONA DEPOSICIONAL, 5) BARRA.

La cadena trófica en un río o arroyo es básicamente la misma que la de un lago o estanque, dependiendo del tamaño del arroyo o río, las algas serán los productores primarios dominantes. En algunos arroyos rápidos y pequeños puede haber algo de plantas acuáticas (macrofitas y macroalgas) pero no fitoplancton o zooplancton. Los caracoles, otros invertebrados (fitófagos) y algunos peces se alimentarán de algas, estos serán los consumidores primarios dominantes. Los invertebrados depredadores, peces y tortugas serán los consumidores secundarios dominantes. El tipo de organismos presentes dependerá de la calidad del río o arroyo (Kolbe y Luedke, 1993; Kolbe y Luedke, 2005).

LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Los macroinvertebrados bentónicos son habitantes comunes en lagos, arroyos, ríos, etc; en donde son importantes en el movimiento de la energía a través de las cadenas tróficas. El término béntico se refiere a que viven en el bentos o el fondo. Sin embargo, estos organismos por lo menos habitarán en los substratos del fondo por lo menos una parte de su ciclo de vida (Rosenberg y Resh, 1993). Además, los organismos bénticos pueden ser categorizados de acuerdo a su tamaño: macrobentos ($\geq 1000 \mu\text{m}$), mesobentos ($500-1000 \mu\text{m}$) y microbentos ($\leq 500 \mu\text{m}$).

Ahora bien, las comunidades bentónicas son diferentes dependiendo del tipo de hábitat en el que se encuentren. Por ejemplo: a) En los arroyos y ríos, las comunidades bentónicas en la zona de rápidos son muy diferentes de las que se encuentran en la zona de pozas o remolinos. El bentos de las piletas o pozas es, normalmente, muy similar en forma, hábitos y composición de especies a la que se encuentra en los estanques y lagos (Figura 2, Figura 3A y B). Las comunidades bentónicas de los ríos, en general, están compuestas de ensamblajes de sus tributarios, las especies verdaderamente fluviales y las especies cosmopolitas (Mackie, 1998).

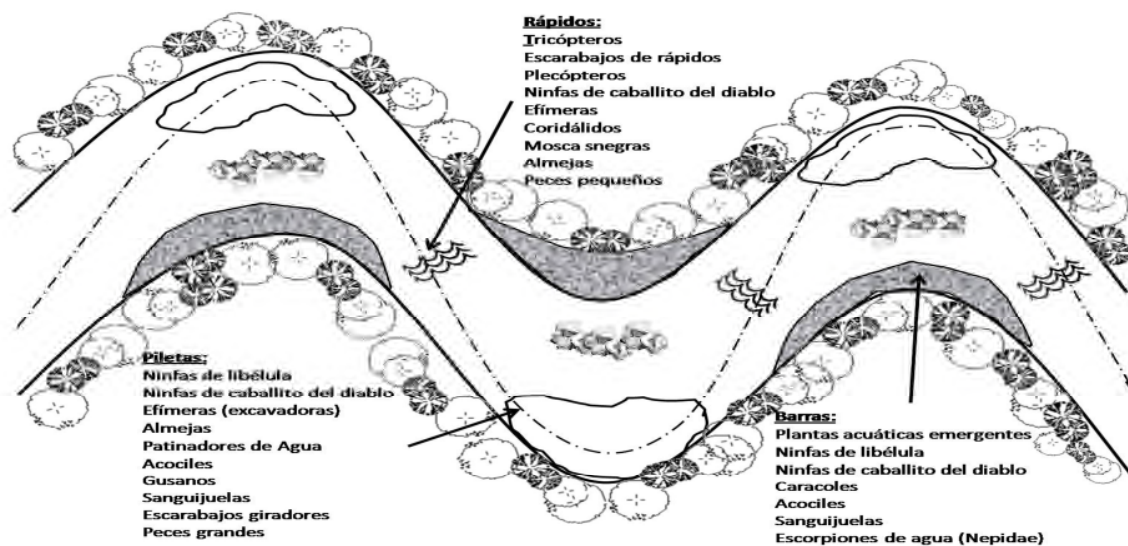


FIGURA 2.-VIDA ACUÁTICA ASOCIADA A LOS DISTINTOS AMBIENTES EN UN SISTEMA LÓTICO (RÁPIDOS, PILETAS Y BARRAS).

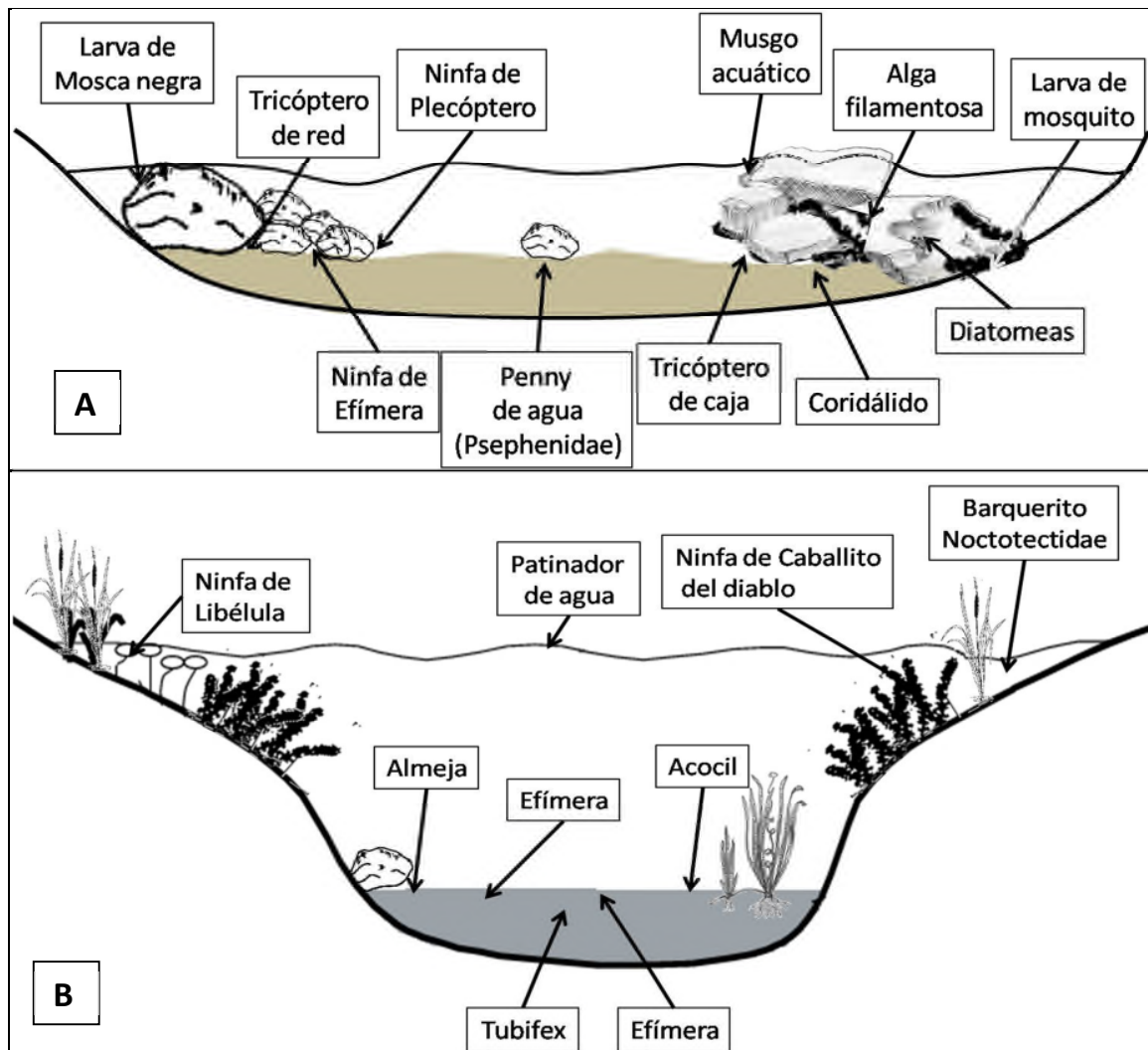


FIGURA 3.-VIDA ACUÁTICA ASOCIADA CON AGUA EN MOVIMIENTO: A) ARROYOS (MOVIMIENTO RÁPIDO) Y B) RÍOS Y LAGOS (MOVIMIENTO LENTO).

Los macroinvertebrados y su importancia en los Índices Bióticos

La evaluación de la calidad del agua para fines de gestión del agua se ha basado hasta ahora en datos físicos, químicos, biológicos o en una combinación de estos. Aunque los métodos de monitoreo físico-químico de aguas son probablemente las más antiguas, el monitoreo biológico tiene una tradición de más de un siglo, dada la primera observación documentada que las aguas contaminadas contenían otras especies faunísticas que las aguas limpias. La evaluación físico-química y la biológica de la calidad del agua pueden, por consiguiente, ser considerados complementarios en lugar de mutuamente excluyentes (Knoben *et al.*, 1995).

Un Índice Biótico es definido, según Graça y Coimbra (1998), como a una expresión numérica codificada de acuerdo a la presencia de bioindicadores⁵ que difieren en su sensibilidad a las condiciones ambientales. Stark (1998) lo define como: números simples que suman datos biológicos complejos y reflejan la calidad del agua. En general, lo podemos definir como un valor numérico que clasifica y describe los cuerpos de agua dulce de acuerdo con la calidad biológica del medio acuático, además, son herramientas que sirven para monitorizar y evaluar la calidad de los cuerpos de agua.

Estos índices son más ventajosos que los basados en parámetros físico-químicos, pues los organismos tienen la capacidad de brindar información de la calidad del agua por periodos amplios de tiempo (p. ej.: semanas, meses ó años), ya sea por presencia, ausencia o abundancia de los organismos, esto gracias a características intrínsecas de los mismos (Rosenberg y Resh, 1993).

Los Índices Bióticos más utilizados son los que se basan en la utilización de macroinvertebrados como indicadores de calidad. Estos índices se desarrollaron desde finales del siglo XIX (Kolkwitz y Marsson, 1902; citado en Dahl, 2004) pero es a partir de mediados del siglo XX, cuando tienen su mayor auge. Actualmente, son tomados en cuenta en los protocolos⁶ para la evaluación de la calidad del agua en países de la Comunidad Europea (CE), así como Estados Unidos (EUA), Reino Unido y Canadá (Metcalf, 1996).

Comúnmente, los índices bióticos son utilizados más para fines experimentales que Protocolarios en la evaluación y el monitoreo de los cuerpos de agua, esto puede ser debido a que no se han estandarizado índices bióticos para cada país ya que no se realiza investigación para determinar cuál índice aplicar, en dónde y bajo qué condiciones.

Los resultados obtenidos en la implementación de un solo Índice Biótico no son completamente satisfactorios, esto ha llevado a los científicos a desarrollar una diversidad de estos indicadores por ejemplo: Índice Saprobiótico; Índice Biótico extendido, IBE; Índice Biótico de Familias, IBF; Índice Biótico del río Trent, IBT; Índice Biótico Belga, IBB; Grupo de Trabajo para el Monitoreo Biológico, BMWP; entre tantos otros. Estos índices se utilizan de acuerdo a los objetivos que persigue cada profesional en sus respectivas áreas y de acuerdo con los grupos taxonómicos a trabajar así como la técnica de muestreo aplicada. Por ejemplo, autores como Hawkes (1979), Suess (1982), Hellawell (1986), Rosenbergh y Resh (1993), mencionan que los macroinvertebrados no

⁵ Bioindicador u Organismo Indicador: organismos que llegan a ser numéricamente dominantes sólo bajo un conjunto de condiciones ambientales muy específicas (Mandaville, 1999).

⁶Protocolo: Un método para tratar o resolver con ciertos tópicos. Un protocolo de bioevaluación son esencialmente una síntesis de métodos que han sido aplicados por agencias ambientales para evaluar habitats y/o colecciones de organismos acuáticos (Barbour *et al.*, 1999. EPA 841-B-99-002.)

reaccionan ante bajas concentraciones de contaminantes, su distribución y abundancia puede ser afectada por otros factores distintos a la calidad del agua, además, ciertos grupos son taxonómicamente difíciles de identificar. Sin embargo, ofrecen muchas ventajas debidas a su biología pues: 1) Están en todas partes y pueden ser afectados por perturbaciones ambientales de formas distintas; 2) El gran número de grupos y especies envueltos ofrece una gama de respuestas a las presiones ambientales; 3) Por su naturaleza sedentaria permite análisis efectivos de contaminantes o efectos perturbadores; 4) Ciclos de vida largos, comparados con otros grupos, lo que permite conocer cambios temporales causados por perturbaciones de diversos tipos; 5) Actúan como monitores continuos del agua que habitan, permitiendo análisis a largo plazo de las descargas, tanto regulares como intermitentes, y de las concentraciones variables de contaminantes ya sean aislados o múltiples (Rosenberg y Resh, 1993).

Por otro lado, autores como Resh (1996), proponen investigaciones de los métodos de evaluación⁷ y monitoreo biológicos⁸ para su uso en países en vías de desarrollo, donde los recursos económicos y humanos son generalmente muy limitados para realizar la monitorización y la evaluación de la calidad del agua. El mayor problema al que se enfrentan los países o los órganos rectores, es la selección específica o la adaptación de un índice biótico que cubra las necesidades particulares de cada cuerpo de agua y de cada país.

El creciente interés por conocer el estado actual de los cuerpos acuáticos y su evolución en el tiempo, ha estimulado una fuerte investigación durante las dos últimas décadas, en la búsqueda de establecer estándares de calidad biológica del agua⁹, que permitan satisfacer las demandas del uso del recurso en sus distintas áreas, a través del uso de organismos indicadores de la calidad de los ambientes acuáticos, como en este caso de los macroinvertebrados.

El uso de los macroinvertebrados como bioindicadores para la determinación de la calidad del agua se remonta a los métodos utilizados en Europa a principios de 1950 y se tuvo mayor consideración en las respuestas que ofrecían plantas y animales como evidencia directa de la contaminación (Hawkes, 1979) y trabajaban sobre la premisa de la tolerancia o nivel de respuesta. Hay algunos índices que se basan en la presencia o ausencia de algunos taxones, el número o

⁷ Evaluación biológica o Bioevaluación: es una evaluación de la condición de un cuerpo de agua usando muestreos biológicos y otras medidas directas de la biota residente de las aguas superficiales (Barbour *et al.*, 1999. EPA 841-B-99-002).

⁸ Biomonitorio ó monitoreo biológico: uso sistemático de respuestas biológicas para evaluar cambios ambientales con la intención de usar esta información en un programa de control de calidad ambiental (Rosenberg y Resh, 1993).

⁹El término calidad del agua no es un concepto absoluto, por el contrario es relativo que depende del destino final del recurso, en el presente caso, se considera que un medio acuático presenta buena calidad biológica cuando tiene unas características naturales que permiten que en su seno se desarrollen las comunidades de organismos que le son propias (Alba-Tercedor, 1996).

proporción del total de cada taxón o alguna medida de diversidad (Armitage *et al.*, 1983; Resh *et al.*, 1996). Algunos otros en cambios a nivel morfológico, fisiológico o de desarrollo de estos organismos que puedan indicar que las condiciones físicas y/o químicas están fuera de sus límites naturales (Rosenberg y Resh, 1993). Muchos de los métodos numéricos basados en la asignación de puntajes a la biota acuática, tienen su origen en los primeros trabajos desarrollados por Kollwitz y Marson en 1908, quienes dieron a conocer el Sistema Saprobiótico continental, el cual sentó las bases para el desarrollo de nuevos o ajustes de éste (Beck, 1954), como el Índice Biótico del río Trent (TBI) desarrollado por Woodiwis (1964) y modificado posteriormente por Ghetti (1986), y denominado como Índice Biótico Extendido (IBE). Por otro lado, en Norteamérica se han desarrollado otros índices, siendo uno de los más utilizado el Índice Biótico de Familias de Hilsenhoff (1988), el cual es una modificación de su primer índice que fue creado para determinar la calidad del agua en Wisconsin (Hilsenhoff, 1987) posteriormente hizo una adaptación de su índice biótico de familias para los protocolos de bioevaluación rápida de la EPA, el cual sufrió nuevamente modificaciones para cada localidad.

En la práctica, los macroinvertebrados son el grupo más usado para valorar la calidad del agua (Hawkes, 1979; Wiederholm, 1980; Suess, 1982; Hellowell, 1986; Abel, 1989; Cairns y Pratt, 1993). Ofrecen muchas ventajas, las cuales se deben a su biología:

- Están en todas partes y pueden ser afectados por perturbaciones ambientales de formas distintas.
- El gran número de grupos y especies envueltos ofrece una gama de respuestas a las presiones ambientales
- Su naturaleza sedentaria permite análisis efectivos de contaminantes ó efectos perturbadores.
- Ciclos de vida largos, comparados con otros grupos, lo que permite conocer cambios temporales causados por perturbaciones de diversos tipos.

Además de lo anterior, los macroinvertebrados actúan como monitores continuos del agua que habitan, permitiendo análisis a largo plazo de las descargas, tanto regulares como intermitentes, y de las concentraciones variables de contaminantes ya sean aislados o múltiples (Rosenberg y Resh, 1992).

Por otro lado, muchos investigadores sin la experiencia suficiente llegan a considerar a los índices de diversidad como índices bióticos, sin embargo, los índices de diversidad son menos informativos, es decir, sólo dan información de la estructura de las comunidades y se basan únicamente en el número de grupos presentes y no de la capacidad de tolerancia a la contaminación; mientras que los índices bióticos trabajan con la abundancia así como con la composición de la comunidad macrobéntica (Cao *et al.*, 1996), lo mismo ocurre con el índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) únicamente se basa en riqueza de estos grupos (Resh, 1996). Tanto los índices de diversidad como el EPT, autores como Sharma y Moog (2006), Resh y Jackson (1993) y Resh (1996) no los consideran como índices bióticos, ya que, basándonos en lo

descrito por Washington (1984) "...un índice de diversidad tiene un gran fundamento en la estructura comunitaria y un índice biótico es un parámetro específico basado en organismos indicadores. Un índice biótico es un índice de mortalidad de varios organismos de diferente taxa y niveles tróficos dentro de la comunidad...", es decir, ambos índices se interesan por la "salud" de la comunidad biológica pero se ocupan de distintas cosas, el índice de diversidad describe la estructura comunitaria y el índice biótico no representa a esta estructura ya que sólo se basa en organismos indicadores, aunque cabe destacar que algunos índices brindan cierto peso a las abundancias relativas para dar valores de tolerancia a los taxa.

ÍNDICE BIOTICO DE FAMILIA (HILSENHOFF, 1987)

Este índice es una adaptación del Índice Biótico de contaminación orgánica propuesto por Hilsenhoff en 1984, para una evaluación rápida, proveyendo valores de tolerancia para cada familia. Se calcula multiplicando el número de individuos de cada familia por su valor de tolerancia, se suman posteriormente los productos y se dividen por el número total de invertebrados en la muestra, para después realizar la interpretación de valores y así conocer el grado de contaminación orgánica.

PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS COMO FACTORES DETERMINANTES EN LOS CAMBIOS DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

EFFECTOS DEL OXÍGENO DISUELTO (OD)

La vida en los ambientes dulce acuícolas ha llevado a los macroinvertebrados a adaptarse para colonizar los distintos hábitat acuáticos existentes así como su infinidad de microambientes.

La vida en estos ambientes no representa gran problema para los grupos de macroinvertebrados que tienen un origen acuático, los cuales tienen estructuras respiratorias adaptadas para funcionar bajo el agua (branquias), en donde la cantidad de oxígeno es muy pequeña (12-15 ppm en agua fría saturada de oxígeno) a comparación con el ambiente terrestre (200,000 ppm de oxígeno atmosférico) (Merritt y Cummins, 1996). Sin embargo, para los grupos que su origen es terrestre, han tenido que desarrollar una gran cantidad de adaptaciones de sus estructuras respiratorias, p. ej.: los caracoles pulmonados llenan la cavidad del manto con agua, esta cavidad una vez llena empieza a funcionar junto con el resto del cuerpo como una branquia (Hynes, 1970); la mayoría de los insectos en sus estadios larvales o ninfales tienen sistemas traqueales cerrados o relativamente cerrados, normalmente acondicionados con branquias traqueales o mediante la utilización de pigmentos (hemoglobina). Estas adaptaciones están íntimamente relacionadas con la disponibilidad del oxígeno disuelto en los microambientes que cada grupo de macroinvertebrados habita y la capacidad de sobrevivir a determinada concentración de oxígeno disuelto es lo que se denomina tolerancia.

En un extremo del espectro de tolerancia encontramos a aquellos organismos que resisten o toleran bajas concentraciones de oxígeno disuelto, estos incluyen los respiradores de oxígeno atmosférico p. ej.: mosquitos (*Culex spp*), caracoles pulmonados (*Physa spp*), escarabajos (Coleoptera); y algunos organismos que tienen hemoglobina como: gusanos tubífidos (*Tubifex*) y chironómidos (*Chironomus spp*). En el extremo contrario encontramos a los macroinvertebrados denominados intolerantes, los cuales tienen una demanda alta de oxígeno disuelto, p. ej.: tricópteros (Trichoptera), efímeras (Ephemeroptera) e insectos piedra o plecópteros (Plecoptera). Y entre ambos extremos encontramos a los macroinvertebrados con tolerancia intermedia o facultativos, los cuales soportan concentraciones relativamente bajas o bajas de oxígeno disuelto por periodos de tiempo cortos, entre estos están los crustáceos (*Asellus spp* y *Gammarus spp*), sanguijuelas (Hirudinea), almejas (*Sphaerium spp* y *Pisidium spp*), Libélulas y Caballitos del diablo (Odonata) (Welch y Jacoby, 2004).

Boyd (1990) y, Kolbe y Luedke (1993; 2005), mencionan que los contaminantes orgánicos son materiales que indirectamente causan el decremento del oxígeno disuelto en aguas superficiales. Los organismos involucrados en la descomposición (bacterias) de estos materiales orgánicos causan el agotamiento del oxígeno por respiración. Los efectos de desechos orgánicos son generalmente crónicos con un deterioro gradual del ecosistema acuático a lo largo del tiempo. Estas fuentes también tienen el potencial de causar daños inmediatos a una comunidad acuática. Grandes volúmenes de aguas negras, fertilizantes concentrados y un incremento o decremento de la temperatura pueden causar efectos inmediatos y frecuentemente letales en una comunidad acuática.

EFFECTOS DEL INCREMENTO DE TEMPERATURA

Las características de temperatura de un ambiente acuático afectan a la composición de su comunidad biológica. En general, los organismos acuáticos son poiquiloterms y tienen temperaturas corporales que fluctúan con la temperatura del agua. Cada especie acuática tiene una temperatura óptima en la cual funciona mejor, pero cuando aumenta la temperatura del agua disminuye la solubilidad del oxígeno y disminuye la cantidad de oxígeno del agua en el cuerpo. Altas temperaturas incrementan el metabolismo, la respiración y la demanda de oxígeno en peces y otros organismos.

Los efectos provocados por desechos oxígeno demandantes (aguas residuales, desechos de procesamiento de comida, desperdicio de alimento) y nutrientes, son intensificados por el incremento de la temperatura. Las principales fuentes de calentamiento de agua son las descargas por plantas generadoras de energía y algunas industrias. La construcción de presas puede también afectar a la temperatura de arroyos cercanos. Aunque todo esto ocurre, la temperatura en sí misma no es una causa común de la muerte de los organismos. El resultado más común del incremento de la temperatura del agua es la caída de los niveles de oxígeno y el decremento de las comunidades acuáticas dominadas por organismos intolerantes a esta condición (Kolbe y Luedke, 2005).

EFFECTO DEL CAMBIO EN EL PH

En general, la habilidad que tienen los organismos acuáticos para completar su ciclo de vida disminuye en gran medida cuando el pH es mayor a 9.0 o inferior a 5.0. Los factores que influyen el pH del agua superficial son muy numerosos, ya que el agua disuelve las sustancias minerales con las que entra en contacto, captura aerosoles y polvo del aire, recibe desechos humanos y mantiene a los organismos fotosintéticos. La capacidad buffer del agua es crítica para la vida acuática porque determina el intervalo de pH.

Las plantas acuáticas al realizar la fotosíntesis toman el dióxido de carbono (CO₂) del agua, el cual puede aumentar significativamente el pH. Por lo tanto, en aguas con abundante vegetación (incluidas las algas planctónicas), un aumento en el pH se puede esperar en una tarde soleada, especialmente en aguas de baja velocidad.

Cuando se presenta el afloramiento del plancton, no es raro ver que los valores de pH se encuentren en un intervalo de 8.0 a 9.0. Los derrames accidentales, la escorrentía urbana, la escorrentía agrícola (plaguicidas, fertilizantes) o los desbordamientos de aguas residuales son otros ejemplos de actividades o eventos que pueden alterar el pH en un cuerpo de agua. La toxicidad de ciertas sustancias químicas, especialmente metales, puede provocar un cambio dramático en el pH, cuando esto ocurre, estas sustancias se vuelven, usualmente, más tóxicas a pH más bajos (Kolbe y Luedke, 2005).

EFFECTOS DE LOS FOSFATOS

La concentración de Fósforo total deseada en aguas superficiales es <0.2 mg/L. Elevadas cantidades de nutrientes puede causar crecimiento no controlado de las plantas o afloramientos algales (blooms en inglés). Un aumento de nutrientes puede causar el crecimiento y la reproducción de algas para aumentar dramáticamente y convertirse en un afloramiento (bloom). En la mayoría de los casos los afloramientos algales están formados por fitoplancton o grandes masas de algas filamentosas que flotan en la superficie o se encuentran adheridas a las rocas, troncos u otros objetos en el agua. Durante un afloramiento algal, la población de algas crece más allá de la capacidad del sistema.

Un afloramiento algal puede colorear el agua debido a la gran cantidad de células de algas. Un cuerpo de agua con un afloramiento a menudo toma una apariencia verdosa, pero en general, el color depende de las especies de algas dominantes presentes. Durante este proceso, los niveles de oxígeno disuelto, durante el día, pueden ser muy altos a menudo superior a 10 mg /L o partes por millón (ppm). Sin embargo, durante la noche, cuando cesa la producción de oxígeno y comienza la respiración, el oxígeno disuelto puede bajar a niveles letales. Los afloramientos pueden causar estrés y en casos severos, la muerte de los peces y otros organismos acuáticos. El efecto de un afloramiento algal puede agravarse en los días nublados. La disminución de la luz solar causa una reducción en la producción de oxígeno, lo que resulta en una pérdida neta de oxígeno disuelto. Las

temperaturas cálidas de verano agravan, todavía más, los efectos del afloramiento. Masas densas de algas filamentosas o plantas acuáticas flotantes también pueden evitar que la luz solar llegue a las plantas sumergidas y pueden interferir con la producción de oxígeno. Como las plantas y los afloramientos algales mueren, se hunden hasta el fondo del cuerpo de agua y se descomponen, creando otra fuente de agotamiento del oxígeno (Kolbe y Luedke, 2005).

EFFECTOS DEL AMONIO, NITRITO Y NITRATO

El amonio (NH_3), el nitrito (NO_2^-) y el nitrato (NO_3^-) están relacionados por el proceso de nitrificación (oxidación de amonio y nitratos) y desnitrificación (reducción de nitritos y nitratos), ciclo del nitrógeno. El amonio es rico en nitrógeno, por lo que es un valioso componente de los fertilizantes. Cuando se mezcla con agua, amonio crea un poderoso limpiador, por lo que es uno de los más comunes del hogar y productos químicos industriales. La concentración deseada en aguas superficiales de la combinación de amonio y nitratos se <1.0 mg/L (Kolbe y Luedke, 1993).

El Amonio es uno de los contaminantes acuáticos más comunes. Es altamente tóxico en la naturaleza y está muy extendido en las aguas superficiales. El amonio entra en el agua superficial en cantidades que varían de acuerdo con las descargas de aguas residuales industriales y municipales, la escorrentía agrícola (fertilizantes, operaciones confinadas de alimentación de animales), los sistemas sépticos con fugas, derrames de aguas residuales crudas, la escorrentía urbana (fertilizantes, productos de limpieza) y los derrames accidentales. Las fuentes más comunes de elevadas concentraciones de amonio son aguas residuales sin tratar o parcialmente tratadas y aguas de escorrentía de las operaciones de alimentación animal. La toxicidad de amonio depende del pH y la temperatura del cuerpo de agua. A medida que aumenta el pH y la temperatura del agua, también lo hace la toxicidad del amonio. No sólo es tóxico sino que además es una sustancia demandante de oxígeno. La exposición aguda (altas concentraciones por periodos cortos de tiempo) puede causar la muerte o, por lo menos, dañar órganos y tejidos de los organismos acuáticos. La exposición crónica (concentraciones subletales por periodos largos de tiempo) provoca que los organismos sean más susceptibles a enfermedades, exhiben un crecimiento/reproducción reducido y muchas funciones fisiológicas muestran signos de deterioro (Boyd, 1990; Rand y Petrocelli, 1985).

El Nitrito, al igual que el amonio es extremadamente tóxico para la vida acuática, pero no es considerado un problema ambiental porque ocurre en concentraciones relativamente bajas.

El Nitrato, es relativamente no tóxico para la vida acuática y no es considerado un problema ambiental, excepto para las fuentes de agua potable.

EFFECTOS DE OTRAS SUSTANCIAS TÓXICAS

Ciertas sustancias son consideradas tóxicas porque son diferentes a los contaminantes antes mencionados, debido al efecto agudo que estos pueden tener sobre los ecosistemas acuáticos. Estas son sustancias que pueden matar a los organismos de forma directa y en periodos de

tiempo relativamente cortos. La toxicidad aguda resulta cuando las altas concentraciones de una sustancia pueden causar un peligro o la muerte de forma inmediata. Las toxinas generalmente desorganizan a un ecosistema por completo, reduciendo la habilidad natural del sistema para recuperarse.

Las sustancias tóxicas incluyen sustancias tales como metales (Cadmio, Mercurio), metaloides (Arsénico), Cianuro, ácidos, álcalis, amonio, cloro y plaguicidas. Estas sustancias, en concentraciones subletales pueden también producir efectos crónicos. La toxicidad crónica es el efecto a largo plazo de los niveles subletales de una sustancia que altera el crecimiento, la reproducción o el desarrollo de organismos acuáticos.

Estas sustancias químicas tóxicas que son introducidas por el hombre a los ambientes acuáticos de forma incidental o a propósito (escurrimientos de agroquímicos por lluvias o desechos industriales) afectan la fisiología y morfología de los macroinvertebrados acuáticos. Estas sustancias pueden estresar las estructuras respiratorias u otros sistemas de estos organismos y por tanto, modificar las tasas respiratorias o infligir daño físico sobre los macroinvertebrados.

Los sistemas respiratorios de los insectos acuáticos son muy sensibles a los tóxicos ya que las branquias traqueales no sólo funcionan como superficies respiratorias sino, sirven también como sitios activos de absorción de iones y por lo tanto, posiblemente para la absorción de químicos tóxicos. En algunos casos, la respiración puede no ser afectada directamente por las sustancias tóxicas pero las superficies respiratorias pueden estar envueltas en la absorción de sustancias químicas (hidrocarburos aromáticos policíclicos, PAH, por sus siglas en inglés; metales pesados; metabolitos secundarios de algunas algas y bacterias) que terminan por afectar otros órganos (Welch y Jacoby, 2004; Mandaville, 1999; Merritt y Cummins, 1996).

LOS CONCEPTOS DE CALIDAD DEL AGUA, CONTAMINACIÓN, CALIDAD BIOLÓGICA Y LOS ÍNDICES DE CALIDAD DEL AGUA

CALIDAD DEL AGUA

El concepto de Calidad de Agua es un concepto relativo ya que está directamente relacionada con las necesidades y actividades humanas, esta calidad se establece comparando las características de una muestra de agua con unas directrices de su calidad o los estándares dependiendo a la actividad a la que será destinada; estas características pueden medirse en relación a parámetros físicos, químicos, biológicos o radioactivos (ONU, 2012). El término "calidad", referido a las aguas continentales, no es un concepto absoluto ni de fácil definición. Por el contrario es un concepto relativo que depende del destino final del recurso (Alba-Tercedor, 1996) y como ejemplo basta con observar las divisiones que utiliza la Norma Oficial Mexicana vigente (Tabla 1) que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales NOM-001-ECOL-1996 (DOF, 06-enero-1997).

TABLA 1.- MODIFICACIÓN DE LA TABLA 2 DE LA NOM-001-ECOL-1996, LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS, MOSTRANDO ÚNICAMENTE LOS VALORES DEL PROMEDIO MENSUAL.

PARÁMETROS	RÍOS			EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES		AGUAS COSTERAS		
	Uso en riego agrícola	Uso público urbano	Protección de vida acuática	Uso en riego agrícola	Uso público urbano	Explotación pesquera, navegación y otros usos	Recreación	Estuarios
Temp °C	NA	40	40	40	40	40	40	40
Grasas y Aceites	15	15	15	15	15	15	15	15
Materia Flotante	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Sólidos Sedimentables (mL/L)	1	1	1	1	1	1	1	1
Sólidos Suspendedos Totales	150	75	40	75	40	150	75	75
DBO 5	150	75	30	75	30	150	75	75
Nitrógeno Total	40	40	15	49	15	NA	NA	15
Fósforo Total	20	20	5	20	5	NA	NA	5

Para el tema que nos atañe, Alba-Tercedor (1996) menciona que al evaluar la calidad de las aguas mediante el estudio de la composición y estructura de comunidades de organismos surge el término de *calidad biológica*, donde un medio acuático presenta buena calidad biológica cuando tiene unas características naturales que permiten que en su seno se desarrollen las comunidades de organismos que le son propias.

CONTAMINACIÓN

De acuerdo con la definición de la Real Academia Española, la contaminación es “la acción y efecto de contaminar”, y por ende, contaminar es definido como “la alteración nocivamente de la pureza o las condiciones normales de una cosa o un medio por agentes químicos o físicos”. Sin embargo, Albert (1995) define a la contaminación ambiental como “la introducción o presencia de sustancias, organismos o formas de energía en ambientes o sustratos a los que no pertenecen o en cantidades superiores a las propias de dichos sustratos, por un tiempo suficiente, y bajo condiciones tales, que esas sustancias interfieren con la salud y la comodidad de las personas, dañan los recursos naturales o alteran el equilibrio ecológico de la zona”.

Por otro lado la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) define a la contaminación como: “La presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o de cualquier

combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico”. Mientras que al contaminante lo define como: “Toda materia o energía en cualesquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento natural, altere o modifique su composición y condición natural” (DOF, 04-junio-2012). Ahora, el contaminante está definido por la NOM-002-ECOL-1996, como aquellos parámetros o compuestos que, en determinadas concentraciones, pueden producir efectos negativos en la salud humana y en el medio ambiente, dañar la infraestructura hidráulica o inhibir los procesos de tratamiento de las aguas residuales. Y la NOM-001-ECOL-1996 define a los Contaminantes básicos como: “aquellos compuestos y parámetros que se presentan en las descargas de aguas residuales y que pueden ser removidos o estabilizados mediante tratamientos convencionales. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los siguientes: grasas y aceites, materia flotante, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno 5, nitrógeno total (suma de las concentraciones de nitrógeno Kjeldahl de nitritos y de nitratos, expresadas como mg/litro de nitrógeno), fósforo total, temperatura y pH”.

En otros países, como Estados Unidos de América, la Ley de Aguas Limpias (Clean Water Act) en su sección 502, define al contaminante como: todos los desechos de dragado, desechos urbanos, desechos sólidos, residuos de incineradores, aguas residuales, basura, lodos de depuradora, municiones, desechos químicos, materiales biológicos, materiales radiactivos, calor, materiales biológicos, equipo destruido o desechado, roca, arena, suciedad de los sótanos y los residuos industriales, municipales y agrícolas descargados en el agua. Y define a la contaminación como: toda aquella alteración de la integridad del agua hecha por el ser humano o inducida por él ya sea química, física, biológica y radiológica.

Debido a la diversidad de definiciones sobre lo que cada ley establece para el concepto de contaminación y contaminante, en el presente estudio se considerarán los conceptos que establece la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA).

LOS ÍNDICES DE CALIDAD DEL AGUA

El propósito de los índices de calidad de agua (ICA), es simplificar en una expresión numérica las características positivas o negativas de cualquier fuente de agua (NSF, 1970) y tienen como objeto estimar (valores), el grado de calidad de un determinado cuerpo hídrico continental. Con ello se pretende reconocer problemas de contaminación de una forma ágil, sin tener que recurrir a la observación de cada una de las numerosas variables físico-químicas determinadas; esto se resalta cuando hay que realizar una gran cantidad de evaluaciones de forma periódica.

Los índices de calidad utilizan distintos parámetros (químicos, físicos, biológicos) que permiten clasificar al agua, estudiar las variaciones estacionales, comparar entre diferentes cursos de agua y simplificar la divulgación de la información sobre la calidad de las aguas a los gestores y el público en general. El índice es un valor calculado a partir de los parámetros más representativos de la

calidad del agua, relacionados al uso (Díaz_Delgado, Esteller-Alberich y López-Vera, 2005). A continuación algunos ejemplos de índices:

Índice de Calidad del Agua (IQA): Propuesto por la compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental del Estado de Sao Paulo, los parámetros adoptados como indicadores de calidad son OD, DBO, coliformes fecales, temperatura, pH, nitrógeno total, fósforo total, sólidos totales y turbidez. El valor final obtenido clasifica la calidad del agua sin tratar para abastecimiento público de acuerdo a ciertos intervalos de calificación: 100-80 óptima; 79-59 buena; 51-37 aceptable; 20-16 impropia para tratamientos convencionales y 19-0 pésima (Miliarium, 2004).

Índice de calidad general (ICG) índice más empleado en España cuya adaptación proviene del índice Lamontagne y Provencher del Servicio de Calidad de las Aguas del Ministerio de Riquezas Naturales del Estado de Quebec en Canadá. Es un valor obtenido a partir de 23 parámetros procesados mediante ecuaciones lineales, de los cuales 9 se utilizan siempre (básicos) y 14 según su influencia en la calidad (complementarios). Los 9 parámetros básicos son: coliformes totales, conductividad, DBO, DQO-Mn, fósforos totales, sólidos en suspensión, nitratos, oxígeno disuelto y pH (Miliarium, 2004).

Índice simplificado de calidad de aguas (ISQA), se obtiene a partir de una sencilla fórmula que combina 5 parámetros fisicoquímicos: Temperatura, DQO, SST, Oxígeno disuelto y Conductividad (Miliarium, 2004).

Índice de Calidad del Agua (ICA), indica el grado de contaminación del agua a la fecha del muestreo y está expresado como porcentaje del agua pura (agua altamente contaminada ICA cercano o igual a 0). Parámetros: Demanda bioquímica de Oxígeno (DBO), nitrógeno por nitratos (NO_3^-), oxígeno disuelto, alcalinidad, coliformes fecales, color, coliformes totales, dureza total, detergentes, pH, conductividad, sólidos suspendidos, fosfatos (PO_4^{3-}), sólidos disueltos, nitrógeno por amonio (NH_3) y turbidez (CONAGUA, 1999).

Water Quality Index (WQI) desarrollado por la National Sanitation Foundation (NSF), en los años 70's (Brown *et al.*, 1970) y que fue ampliamente usado en las décadas de los 80's y 90's; éste se basaba en nueve parámetros (temperatura del agua, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, alcalinidad total, conductividad, pH, amonio, nitratos, fosfatos). Sin embargo, López-Hernández y colaboradores (2007) hacen una modificación al ICA de la CONAGUA y al método del Water Quality Index (WQI) y presentan un ICA modificado, en el cual se lleva a cabo con la determinación analítica de siete parámetros: Oxígeno disuelto, pH, Conductividad eléctrica, Biomasa total por cenizas, Nitrógeno por Amonio, Nitrógeno por Nitratos y Fósforo total.

REFERENCIAS

Abel, P. D. 1989. Water Pollution Biology. Ellis Horwood. Chichester, England. 304 pp.

Aguilar, V. G. S. 2005, Uso de comunidades de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua. Tesis de Lic. En Biología Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco. 98p.

Alba-Tercedor, J. y A. Sánchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes, basado en el Hellawell (1978). *Limnética* 4:51-56.

Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad de las Aguas de los Ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA). 2:203-213.

Alba-Tercedor, J. 2000. BMWP', un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System. *Biol. Amb.* , 14(2): 65-67.

Alba-Tercedor, J. 2006. Aquatic Macroinvertebrates. En: Biological Monitoring of Rivers. Applications and Perspectives. 2006. pp. 71-87. In: G. Ziglio, M. Siligardi & G. Flaim (Eds). Water Quality Measurements Series. John Wiley & Sons Ltd., West Sussex.

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 abarca, S. Vivas Y C. Zamora-Muñoz. 2004. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (=BMWP'). *Limnética*, 21(3-4), **2002**: 175-185.

Alba-Tercedor, J., I. Pardo, N. Prat y A. Pujante. 2005. Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico según la Directiva marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para macroinvertebrados bentónicos. Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio del Medio Ambiente. 59 pp.

Albert, L. A. 1995. La Contaminación y sus Efectos en la Salud y el Ambiente. México, D.F. Centro de Ecología y Desarrollo, A.C.

Alcocer, J. 2002. Surface water. Major challenges in Mexico. *Lakeline* 22:28-31.

American Public Health Association (APHA). 1995. Standard Methods for the examination of water and waste water. 19th .American Public Health Association. USA. 1368 pp.

Argüelles, E. R. Fernández y S. Zamudio. 1991. *Flora del Bajío. Listado florístico preliminar del estado de Querétaro.* Instituto de Ecología/ CONCYTEQ.

Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright y M. T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water site. *Water Research* 17(3):333-347.

Beck, W. M. 1954. Studies in stream pollution biology: A. simplified ecological classification of organism. *Journal of Florida Academy Sciences* 17(4):211-227.

Bode, R. W., M. A. Novak y L. E. Abele. 1991. Methods for Rapid Biological Assessment of Streams. NYS Department of Environmental Conservation. Albany, NY. USA. 57 pp.

Bode, R. W., M. A. Novak y L. E. Abele. 1996. Quality Assurance Work Plan for biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation. Albany, NY. USA. 89 pp.

Bode, R. W., M. A. Novak y L. E. Abele. 2002. Quality Assurance Work Plan for biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation. Albany, NY. USA.

Bordalo, A. A., W. Nilsumranchit y K. Chalermwat. 2001. Water quality and uses of the Bangpakong River (Eastern Thailand). *Water Research* 35(15): 3635-3642.

Bouchard, R. W. Jr. 2004. Guide to Aquatic Invertebrates of the upper Midwest. Water Resources Center. University of Minnesota. St. Paul, MN. USA. 208 pp.

Boyd, C. E. 1990. Water quality in ponds for aquaculture. Alabama Agricultural Experimental Station. Auburn University. Alabama. USA.

Brown Robert M., N. I. McClelland, R. A. Deininger y R. G Tozer. 1970. A water quality index- do we dare? *Water and Sewage Works*. October: 339-343.

Bueno, S. J., J. B. López A. y C. M. Márquez. 1981. Consideraciones preliminares sobre la ecología de los insectos acuáticos del Río Lerma. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 8 (1): 175-182.

Byers, G. W. 1978. Tipulidae. 285-310. In: R.W. Merrit and K.W. Cummins (eds.). An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall-Hunt Publ. Co., Dubuque, Iowa. xiii + 441 pp.

Cairos, J. 1968. Suspended solids standards for the protection of the aquatic organisms. *Purdue University of England Bulletin Part I*. 129:16-27.

Cairns, J. Jr. y J. R. Pratt. A. 1993. History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA: 10-27.

Cann, A. J. 2003. Maths from Scratch for Biologists. John Wiley & Sons. West Sussex, England. 135-146 pp.

Cao, Y., A. W. Bark, y W. P. Williams. 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia* 341: 1-19.

Chang, N. B., H.W. Chen y S. K. King. 2001. Identification of river water quality using the fuzzy Synthetic evaluation approach. *Journal of Environmental Management* 63:293-305.

Chang, C., P. Lee, C. H. Liu, y W. Cheng. 2006. Trichlorfon, an organonphosphorus insecticide, depresses the immune responses and resistance to *Lactococcus garvieae* of the giant freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii*. *Fish and Shellfish Immunology*. 20:574-585.

Comisión Nacional del Agua (CNA). 2003. Estadísticas del Agua en México. CNA. México, D.F. 105 pp.

- Cummins, K. W., 1975. Macroinvertebrates. In: Whitton, B. A. (ed.) River Ecology. University of California Press. Berkeley, California. 170-198 pp.
- Dahl, J. 2004. Detection of Human-Induced Stress in Streams. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Science. Uppsala. 43 pp.
- Den Besten, P. J. y P. J. Van Den Brink. 2005. Bioassay responses and effects on benthos after pilot remediations in the delta of the rivers Rhine and Meuse. *Environmental Pollution* 136:197-208.
- Diario Oficial de la Federación. 26/10/1998. Estudios técnicos para determinar la disponibilidad de las aguas superficiales de la cuenca del río Pánuco. SEMARNAP-CNA. México.
- Dunkel, F. V. y D. C. Richards. 1998. Effect of an azadirachtin formulation on six non target aquatic macroinvertebrates. *Environmental Entomology* 27(3):667-674.
- Eckblad, J. W. 1978. Laboratory Manual of Aquatic Biology. Luther College; Decorah, Iowa. Wcb. E.U. 236 p.
- Edmunds, G.F. Jr. 1972. Biogeography and evolución of Ephemeroptera. *Annual Review in Entomology* 17:21-42.
- Edmunds, G.F., S.L. Jensen y Berner. 1976. The Mayflies of North and Central America. Univ. of Minnesota Press, Minneapolis. x + 330 pp.
- Eriksen, C. H., G. A. Lamberti y V. H. Resh. 1996. Aquatic Insect respiration. In: Merritt, R. W. y K. W. Cummins. An Introduction to aquatic insects of North America. Kendall Publishing. Dubuque, Iowa. 29-40.
- Fernández, A. A. y L. Segura. 1984. El Universo de la Biología "Invertebrados". Morfofisiología. Trillas; México. 83 p.
- Fittkau, E.J. y F. Reiss. 1978. Die zoogeographische Sonderstellung der neotropischen Chironomiden (Diptera). *Spixiana* 2: 273-280.
- García, C. J. 1985. Utilización del plancton para el conocimiento de la calidad del agua en la Cuenca del Alto Amacuzac, Morelos. Tesis de Licenciatura de la Facultad de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México. 91p.
- García, C. J. 1991. Evaluación de la calidad del agua de los ríos Apatlaco; Yautepec y Cuautla, Morelos, utilizando indicadores biológicos de contaminación. Tesis de Licenciatura de la Facultad de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México. 136p.
- García, J. J. 1996. Utilización de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua de los ríos Apatlaco; Yautepec y Cuautla, Morelos. Tesis de Maestría. Escuela de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 95p.
- Ghetti, P. F. 1986. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione – Indice Biotico E. B. I., modificato. Provincia Autonoma di Trento.

- Ghetti, P. F. 2000. L'Índice biótico Esteso (IBE). *In*: Università degli Studi di Trento, Agencia Provinciale per L' Ambiente, Instituto Agrario di San Michele. European Training course on Water Quality Measurement. Comparing among European biotic indexes. *Biologia Ambientale* 14(2):55-61.
- Golterman, H. L., 1975. Physiological limnology. Elsevier. Amsterdam. 38-63 pp.
- González, S. E. 1994. Odonata. Dep. de Zoología, Int. de Biol. U.N.A.M. México, D.F.
- Graça, M. A. S. y C. N. Coimbra. 1998. The elaboration of indices to assess biological waterquality. A case study. *Water Research* 32(2):380-392.
- Hansen, A. M., y M. Van Afferden. 2001. Toxic Substances. *In*: Hansen, A. M., y M. Van Afferden (Eds). The Lerma-Chapala Watershed. Kluwer Academic/Plenum Publishers. New York, USA. 95-121.
- Hart, C. W. y S. L. H. Fuller (Eds.). 1974. Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates. Academic Press. New York, USA. 389 pp.
- Hauer, F. R., y G. A. Lamberti (Eds.). 1996. Methods in Stream Ecology. Academic Press. San Diego, CA. USA. 696 pp.
- Hawkes, H. A. 1979. Invertebrates as Indicators of River Water Quality. *In*: James, A., y L. Evinson (Eds.). Biological Indicators of Water Quality. John Wiley and Sons. Chicester, UK.
- Hellawell, J. M. 1978. Biological surveillance of rivers: a biological monitoring handbook. WaterResearch Center. Stevenage, England. 331 pp.
- Hellawell, J. M. 1986. Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Applied Science. London, UK. 546 pp.
- Henne, L. J., D. W. Shenider y L. M. Martínez. 2002. Rapid Assessment of Organic Pollution in a west-Central Mexican river Using a Family-level Biotic Index. *Journal of Environmental Planning and Management* 45(5):613-632.
- Hilsenhoff, W. L. 1977. Use of Arthropods to Evaluate Water Quality of Streams. Technical Bulletin No. 100. Departament of Natural Resources. Madison, WI. USA.
- Hilsenhoff, W. L. 1982. Using a Biotic Index to Evaluate water Quality in Streams. Technical Bulletin No. 132. Departament of Natural Resources. Madison, WI. USA. 22 pp.
- Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomology* 20:31-39.
- Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7(1):65-68.
- Holsinger, J.R. 1980. Amphipoda. 36-40. *In*: S.H. Hurlbert, G. Rodriguez y N.D. dos Santos (eds.), Aquatic Biota of Tropical South America, Part 1. San Diego State Univ., San Diego, California.

Huerto, D. R. I. 1988. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua del Río Cuautla, Morelos. Tesis (Licenciatura), Facultad de Ciencias. Univer Nac Autón México. 48p.

Hurlbert, S.H. y A. Villalobos-F., 1982. Aquatic Biota of Mexico, Central America and the West Indies. San Diego State University, San Diego; Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México. 529p.

Hurtado, S., F. García Trejo y P. J. Gutiérrez-Yurrita. 2005. Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomológica Mexicana* 44(3): 271–286.

Hynes, H. B. N. 1970. The ecology of running waters. University of Toronto Press. Ontario, Canadá. 161-182

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). 1989. Control y Aprovechamiento del lirio acuático. CNA. México, D. F. 151 pp.

Instituto Nacional de Ecología. 2012. Mapa de Vegetación y Uso de suelo, Querétaro 2000. (<http://www2.ine.gob.mx/emapas/qro.html>. Fecha de consulta: 3/Junio/2012).

Islas G., A. 2003. Comunidad de Macroinvertebrados Bentónicos como Indicadores del Deterioro Ecológico del Río Lerma. Informe Servicio Social, Licenciatura en Biología. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. México, D. F. 72 pp.

James, A. y L. Evison., 1979. Biological Indicator of Water Quality. Division of Public Health Engineering Civil Engineering Department Univ. of Newcastle upon Tyne; New York. 2: 1-45.

James, M.T. 1973. Family Stratiomyidae. In: N. Papavero (ed.), A Catalogue of the Diptera of the Americas south of the United States. 26:1-95. Mus. Zool., Univ. São Paulo.

Knoben, R., C. Ross, y M Van Oirschot. 1995. UN/ECE Task force on monitoring and assessment, Volume 3: Biological assessment methods for watercourses. UN/ECE Task force. Lelystad, Netherlands. 86 pp.

Kolbe, Ch. M. y M. W. Luedke. 1993. A guide to freshwater ecology. Texas Natural Resource Conservation Commission. Austin, TX. USA. 138 pp.

Kolbe, Ch. M. y M. W. Luedke. 2005. A guide to freshwater ecology. Texas Commission on Environmental Quality. Austin, TX. USA. 136 pp.

Kolkwitz, R., y M. Masson. 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner flora und Fauna. *Mitt. Prüfungsanst. Wasserversog. Abwasserreinig* 1:33-72.

Lehmkuhl, M. D. 1979. How to Know the aquatic insects. The pictured key nature series. Wm. C. Brown Co., Publishers. Dubuque, Iowa. 168 pp.

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. DOF 09-01-2015. DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACION.

- Lock, M. A. y D. Dudley. 1981. Perpectives in Running Water Ecology. Plenum Press, New York. 430 p.
- López-Hernández, M., 1997. Caracterización Limnológica del río Duero, Michoacán. Tesis Doctorado. Biología. Univ. Nal. Autón. de México. 123 p
- López Hernández, M., M.G. Ramos-Espinosa y J. Carranza-Fraser. 2007. Multimetric Analyses for Assessing Pollution in the Lerma River and Chapala Lake, México. *Hidrobiologica* 17(1): 17–30.
- López-Hernández., M. G. Ramos-Espinosa y M. Hernández-García. 2007. Biomonitorio rápido para evaluar contaminación orgánica en el río Lerma. *Hidrobiologica*
- Mackie, G. 2001. Applied Aquatic Ecosystem Concepts. Kendall/Hunt Publishing Co. 744 pp.
- Mandaville, S. M. 1999. Bioassessment of Freshwaters using Benthic Macroinvertebrates - A Primer. (<http://www.chebucto.ns.ca/Science/swcs/swcs.html>. Fecha de consulta: 10/Abril/06.).
- Mandaville, S. M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax. Canada. 110 pp.
- Manning, R.V. y H.H. Hobbs, Jr. 1977. Decapoda. 157-162. In: S.H. Hulbert (ed.) Biota Acuática de Sudamérica Austral. San Diego State Univ., San Diego, California.
- Martínez, M. 1999. Flora acuática de Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro. Facultad de Ciencias Naturales. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. H076. México, D.F.
- McCafferty, W.P., 1981. Aquatic entomology. Science Book International. Science Book International, Boston, Mass. 236 p.
- Merrit, R.W. y K.W. Cummins (Eds.). 1995. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. 3a. Kendall Hunt Publishing Co. Dubuque, Iowa.
- Metcalf, J. L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status I Europe. *Environmental Pollution* 60: 101-139.
- Metcalf, J. L. 1996. Biological Water-Quality Assessment of Rivers: Use of Macroinvertebrate Communities. In: Calow, P. y G. Petts (Eds.). The Rivers handbook. Blackwell Science. Cambridge, UK: 144-170 pp.
- Michaud, J. P. 1991. A citizen's guide to understanding and monitoring lakes and streams. No.49-149. Washington State Department of Ecology. Olympia, WA, USA. (360):407-7472.
- Mikhailovich, N. M. 1972. Fundamentos de la morfología comparada de los invertebrados. EUDEBA; B.A. - Argentina, 466 p.
- Mitchell, M. K. y W. B Stapp. 2000. 20th. Field Manual for Water Quality Monitoring. Thomson-Shore, Inc. Dexter, Michigan. 272 p.

Mora, Rincón y Ávalos. 1995. Nieto, J. (Ed.). 1995. *In: Enciclopedia Temática del Estado de Querétaro*. Universidad Autónoma de Querétaro. Academia Queretana de Estudios Humanísticos, A.C. Querétaro, México. Tomo I. pp. 106

Needham, J.G. y M.J. Westfall, Jr., 1975. A Manual of The Dragonflies of North America (Anisoptera). Univ. of Cal. Press. Berkeley, Los Angeles. 615 p.

Needham, P. R. y R. L. Usinger. 1956. Variability in the macrofauna of a single riffle in Prosser Creek, California as indicated by the Surber Sampler. *Hilgardia* 21:383-409.

NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. DOF: 06/01/1997. DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACION.

NOM-002-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. DOF: 03/06/1998. DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACION.

Palacios-Vélez, E. 2003. Uso del agua de riego en el estado de Querétaro. OMM-CONAGUA.

Paul, E., S. Johnson y K. M. Skinner. 2006. Fish and invertebrate sensitivity to the aquatic Herbicide AquaKleen registered. *Journal of Freshwater Ecology* 21(1):163-168.

Pennak, R. W., 1978. Freshwater invertebrates of the United States. Ronal Press, New York. 803p.

Pérez, R. R., 1995. Estudio de Moluscos Bentónicos y Epifíticos de la presa de Atlangatepec, Tlaxcala. Cuadernos CBS36. UAM – Xochimilco; México, D.F.

Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Potter, S. K. Gross, y R. M Hughes. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001.

Polhemus, J.T. 1979. Family Naucoridae-creeping water bugs. *In: A.S. Menke (ed.)*. pp. 131-138.

Prat, N y A. Munné, 1999. Delimitación de regiones ecológicas de la cuenca del Ebro. Universidad de Barcelona, Departamento de Ecología. Barcelona.

Reiss, F. 1972. Die Tanytarsini (Chironomidae, Diptera) Südchiles und West patagoniens. Mit Hinweisen auf die Tanytarsini-Fauna der Neotropis. *Studies of Neotropical Fauna* 7: 49.94.

Resh, V. H. 1996. Freshwater Benthic Macroinvertebrates and Rapid assessment Procedures for Water Quality Monitoring in Developing and Newly Industrialized Countries. *In: Hauer, F. R., y G. A. Lamberty (Eds.)*. Methods in Stream Ecology. Academic Press. San Diego, CA. USA: 167-177.

Resh, V. H., y J. K. Jackson. 1993. Rapid Assessment Approaches to biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates. *In: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.)*. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA: 195-233.

Río, S. J. C. 2002. Macroinvertebrados bentónicos para la evaluación de la calidad del agua del Río Amacuzac, Morelos. Tesis de Licenciatura de la Facultad de Ciencias Universidad Autónoma de Morelos. 73 p.

- Rosenberg, D. M. y V. H. Resh. 1993. Introduction to Freshwater biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA: 1-9.
- Rosenberg, D. y V. H. Resh (Eds.). 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA. 504 pp.
- Saavedra, S. J. J., 1982. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua del lago de Pátzcuaro, Michoacán. Tesis (Licenciatura), Facultad de Ciencias. Univ Nac Autón México. México. 45 p.
- Sancho, V. y I. Lacomba. 2010. Conservación y Restauración de Puntos de Agua para la Biodiversidad. Colección Manuales Técnicos de Biodiversidad, 2. Generalitat. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge. 168 pp.
- Sandoval, M. J. C. 1995. Los copépodos acuáticos y su relación con la dinámica fisicoquímica del río Cuautla (Tramo-Tetelcingo-Anenecuilco) Morelos, México, ciclo 1991-1992. Tesis (Licenciatura), Facultad de Ciencias Biológicas. Univ Autón Morelos. 85p.
- Schulz, R. y M. Liess. 1997. Runoff-related short-term pesticide input into agricultural streams: Measurement by use of an in situ bioassay with aquatic macroinvertebrates. *Verhandlungen der Gesellschaft fuer Oekologie* 27:399-404.
- Schwoerbel, J. 1971. Handbook of limnology. Ellis Horwood Limited. England. 228 p.
- Schwoerbel, J. 1987. Handbook of limnology. Ellis Horwood Limited. England. 228 p.
- Sharma, S., y O. Moog. 2006. The Use of Biotic Index and Store Methods in biological Water Quality Assessment of the Nepalese Rivers. (<http://www.geocities.com/sharmaku/6.htm>. Fecha de consulta: 20/Febrero/2006.)
- Spangler, P.J. 1981. Coleoptera. pp. 129-220. In: S.H. Hurlbert, G. Rodriguez, and N.D. dos Santos (eds.), Aquatic Biota of Tropical South America. San Diego State Univ., San Diego, California.
- Stark, J. D. 1998. SQMCI: a biotic index for freshwater macroinvertebrate coded-abundance data. New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research* 32:55-66.
- Stuckenberg, B.R. 1973. The Athericidae, a new family in the lower Brachycera (Diptera). *Annals of Natal Museum* 21:649-673.
- Suess, M. J. (Ed.). 1982. Examination of Water for Pollution Control. A Reference Handbook. Pergamon Press. Oxford, UK.
- Thomson, F.C. 1976. The Flower Flies of the West Indies (Diptera: Syrphidae). *Memoirs of the Entomology Society of Washington* 9:200 pp.
- Thorne, R. S., y W. P. Williams. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* 37: 671-686.

Thorp, J.H. and Covich, A.P., 1991. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press, Inc. 911pp

Tittizer, T. 1981. Erläuterungen und Kommentare Zu: "Resolutions of Meeting of ISO/TC 147/SC5/WG6/N22." Bundesanstalt für Ge Wässerkunde N2/826.3.

Toman, M. (ed). 1994. Limnology – Application of Biological Methods in Water Quality Evaluation. Proceedins of the Tempus Workshop, Univ. of Ljubljana 1994.97-116 pp.

Toman, M. 1995. Pollution in streams-general aspects and history of biological assessment. In: Toman, M.J. y F. Steinman (eds). Biological assessment of stream water quality (theory, application and comparison of methods), University of Ljubljana (TEMPUS S-JEP 4724).1-10 pp.

Tyson, J. M. y M.A. House. 1989. The application of water quality index to river management. *Water Science Technology* 21: 1149-1159.

Università degli Studi di Trento, Agenzia Provinciale per L'Ambiente, Istituto Agrario di San Michele. European Training course on Water Quality Measurement. 2000. Comparing among European biotic indexes. *Biologia Ambientale* 14(2):37-80.

Usinger, R.L., 1956. Aquatic Insecs of California.With keys to North American Genera and California species.Univ. of Calif. Press.Berkeley, Los Angeles. 508 p.

Van Der Geest, H. G., S. C. Stuijzand, M. H. S. Kraak, y W. Admiraal. 1997. Impact of a *Diatom calamita* in 1996 on the aquatic macroinvertebrates in the river Meuse, the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 30(4):327-330.

Washington, H. G. 1984. Diversity, Biotic and similarity Indices. *Water Research* 18(6): 653-694 pp.

Welch, E. B. y J. M. Jacoby. 2004. Pollutant effects in Freshwater. 3rd . Spon Press, New York, USA. 311-352 pp.

Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 52:537-547.

Wiggins, G.B., 1975. Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera).Univ. of Toronto Press. Toronto, Canada. 401 p.

Wihm, L. F. 1975. Biological indicators of pollution. In: Whitton, B.A. (ed). River Ecology. Univ. of Calif. Press. Berkeley, California. 375-402 pp.

Wood, M. S., y A. B. Etheridge. 2011. Water-Quality Conditions near the Confluence of the Snake and Boise Rivers, Canyon County, Idaho. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2011–5217, 70 p.

Woodiwiss, F. S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*. London. 11:443-447.

Zimmerman, M. C. 1993. The use of the biotic index as an indication of water quality. In: Goldman, C. A., P. L. Hauta, M. A. O'Domell, S. E. Andrews y R. Van der Heiden (Eds.). Tested studies for

laboratory teaching. *Proceedings of the 5th Workshop/Conference of the Association for Biology Laboratory Education (ABLE): 85-98.*

CAPÍTULO 2 ENTORNO GEOLÓGICO, CLIMÁTICO E HIDROLÓGICO DE LA CUENCA FLUVIAL DE LAS LOCALIDADES ESTUDIADAS DEL RÍO SAN JUAN (ESTADO DE MÉXICO, QUERÉTARO E HIDALGO), CENTRO DE MÉXICO.

ÁREA DE ESTUDIO

El río San Juan, cuyos orígenes se localizan en el estado de México (en el río Ñadó o San Ildefonso, el cual se forma por las escorrentías de antes de ingresar a la presa San Ildefonso), es la principal corriente del municipio que lleva su nombre y del estado de Querétaro. El río San Juan cruza los municipios queretanos de Amealco de Bonfil, San Juan del Río, Tequisquiapán, Ezequiel Montes y Cadereyta de Montes. Dicho río, al salir del municipio de Tequisquiapan, forma el límite natural entre los estados de Querétaro e Hidalgo y desemboca en la Presa Fernando Hiriart Balderrama (Zimapán), donde al unirse con el río Tula forman el río Moctezuma, al salir de la presa, y finalmente, este río termina desembocando, ya como Río Pánuco, en el Golfo de México (Mora *et al.*, 1995) (Figura 4). De acuerdo con Martínez (1999), el río San Juan recibe muy altas descargas de materia orgánica y desemboca en la presa Centenario.

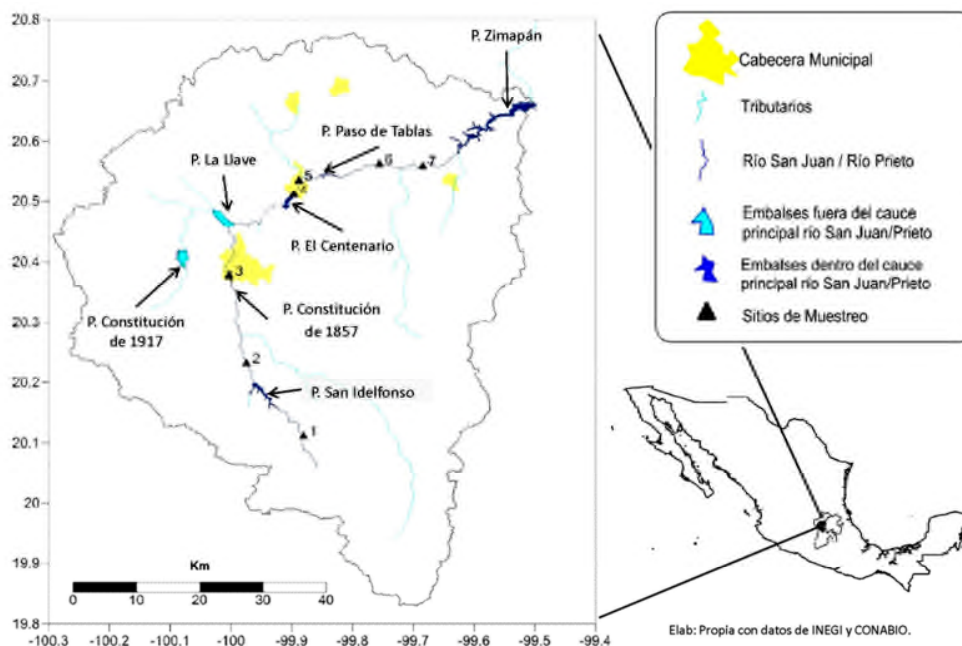


FIGURA 4.-MAPA DEL AREA DE ESTUDIO, SUBCUENCA DEL RÍO SAN JUAN.

CLIMA

Según los criterios de Köpen (modificado por Enriqueta García, 1973) en cuanto a clasificación de climas en la República Mexicana en el área ocupada por la cuenca del río San Juan, el clima es, en

la porción central, semiseco y semicálido con régimen de lluvias en verano con verano cálido (BSk1w) que cambia, un poco hacia el Sur, a templado subhúmedo con régimen de lluvias de verano (C(w)) y vuelve a cambiar hacia el Noreste, en las colindancias con el estado de Hidalgo, a semiseco y semicálido con régimen de lluvias en verano semicálido (BS1h) (Figura 5), todo esto debido a que, su régimen térmico medio anual varía de 12° a 18 °C, exceptuando por la porción Noroeste ya que su régimen térmico medio anual varía de 18 a 22 °C y sus precipitaciones más abundantes se registran en verano, con un volumen de lluvia invernal menor de 5 mm.

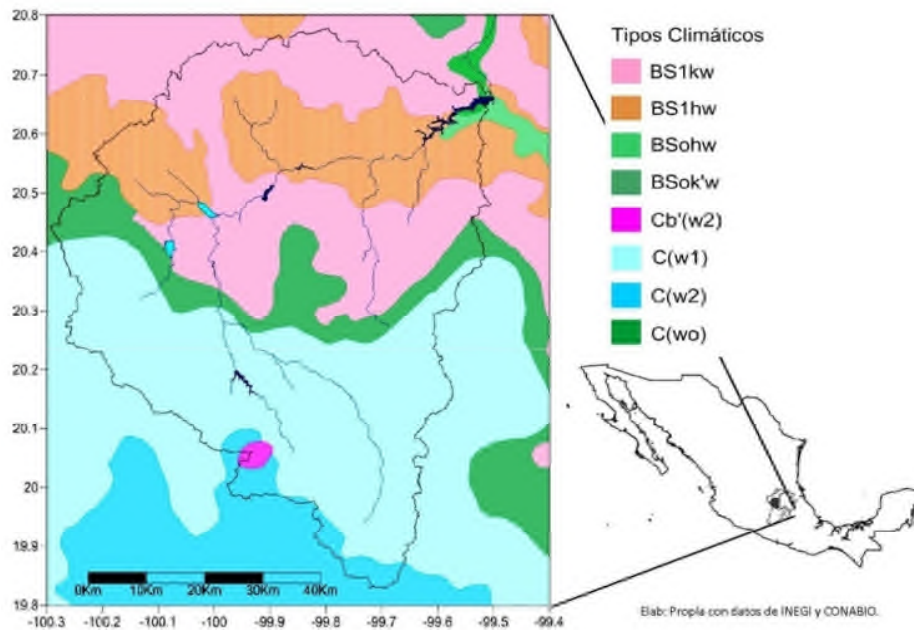


FIGURA 5.-TIPOS DE CLIMA EN EL ESTADO DE QUERÉTARO, RESALTANDO LOS CLIMAS QUE INFLUENCIAN EL ÁREA DE ESTUDIO.

La precipitación media anual varía entre 600 y 800 mm, siendo hacia el sur donde se presentan las mayores precipitaciones (Figura 6). Las temperaturas mínimas promedio están entre los 0 °C y los 6 °C, donde en la parte sur se presentan las temperaturas más bajas en invierno y en la parte noreste las más altas. Las temperaturas máximas promedio se encuentran entre los 24 °C y los 32 °C siendo la parte noreste donde se presentan las más altas (Figura 7). La evaporación potencial, tiene como valor promedio anual de 2050 mm.

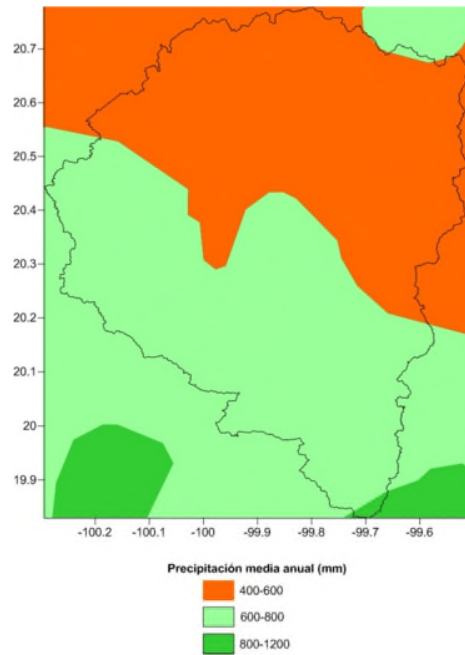


FIGURA 6.- PRECIPITACIÓN MEDIA ANUAL (MM) EN EL ÁREA DE ESTUDIO (ELABORACIÓN PROPIA CON DATOS DE SMN Y CONABIO).

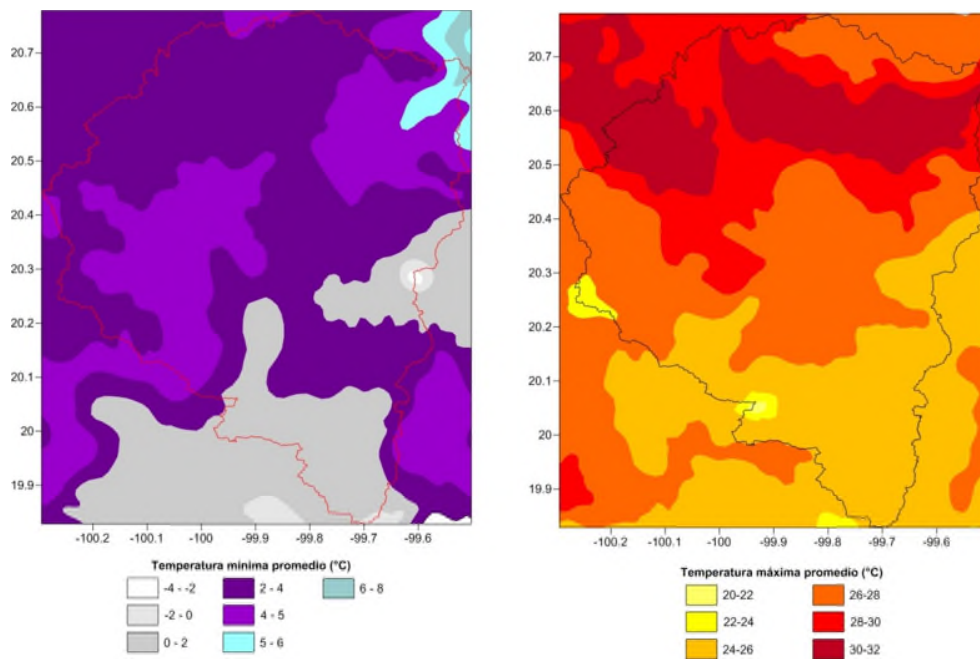


FIGURA 7.- TEMPERATURAS MÍNIMA Y MÁXIMA PROMEDIO EN EL ÁREA DE ESTUDIO (ELABORACIÓN PROPIA CON DATOS DE SMN Y CONABIO).

FISIOGRAFÍA

La cuenca que nos ocupa pertenece casi en su totalidad a la provincia fisiográfica Eje Neo-Volcánico, Subprovincia Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo (Figura 8), caracterizada por la

presencia de valles intermontanos de gran extensión, cuyos rellenos consisten en general de paquetes de sedimentos Vulcano clásticos y lacustres está litológicamente constituida por rocas volcánicas del Terciario y Cuaternario de diversos tipos y texturas como derrames lávicos, tobas y brechas.

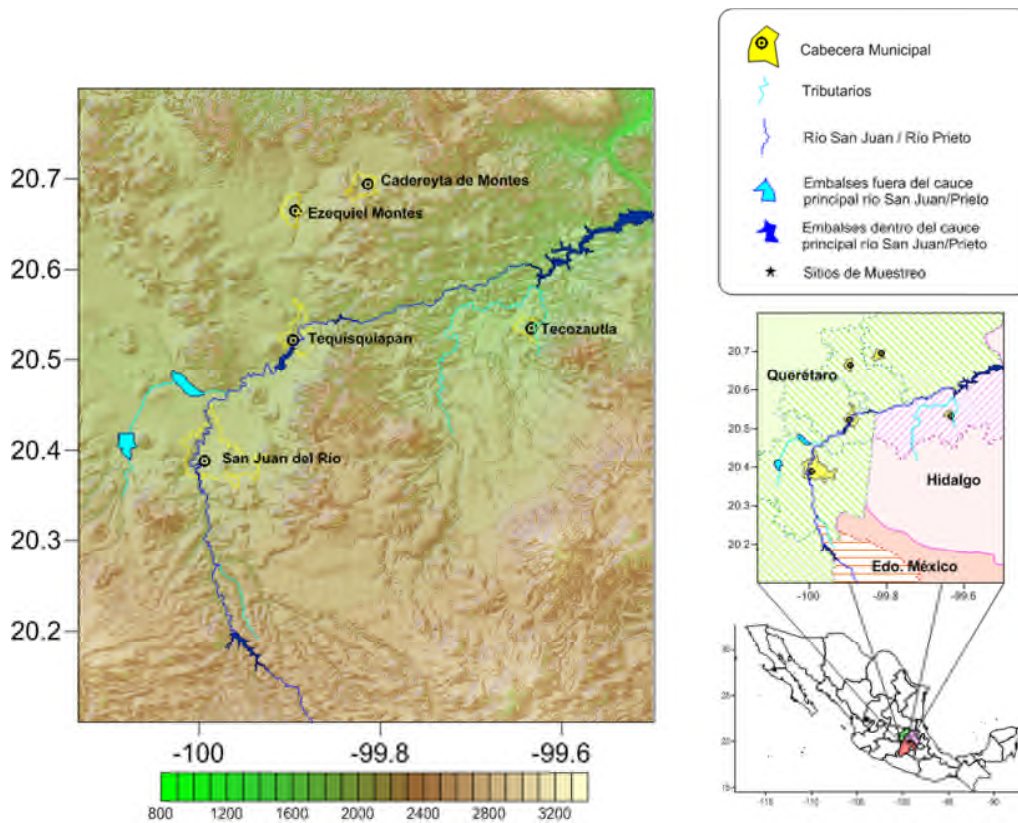


FIGURA 8.- FISIOGRAFÍA DEL ÁREA DE ESTUDIO (ELABORACIÓN PROPIA CON DATOS DE INEGI Y CONABIO).

GEOLOGÍA

Las rocas existentes en la cuenca que nos compete dominan: rocas volcánicas, volcano-sedimentarias, y sedimentos lacustres y fluvio-lacustres del Terciario al Reciente, donde:

La más antigua corresponde a unos derrames andesíticos y de andesitas basálticas que conforman una unidad estratigráfica de baja permeabilidad. Le siguen unos basaltos denominados San Juan, afectados por fracturamiento columnar que afloran en la sierra de San Juan, con permeabilidad media secundaria.

La siguiente unidad litológica está constituida por ignimbritas de la sierra de en medio, seguidos por unos basaltos lajeados y las tobas Amealco y Huichapan, secuencias con permeabilidad media a baja. Ya pertenecientes al Cuaternario, se presentan tobas y andesitas, basaltos, brechas volcánicas y depósitos aluviales, que constituyen una unidad hidroestratigráfica permeable, donde

están contenidos los acuíferos en explotación. Las tobas y andesitas están distribuidas en los valles San Juan del Río y Ezequiel Montes-Tequisquiapan, formando amplias mesetas con poca pendiente, tanto aflorando como intercaladas en el subsuelo de los valles citados. Los basaltos y brechas volcánicas son permeables y constituyen lomas redondeadas de poca elevación y pendiente.

Los depósitos aluviales se distribuyen principalmente a lo largo de cauces de arroyos, ríos y lagos, así como cubriendo discordantemente y en forma ocasional a las tobas; su espesor es variable alcanzando hasta 30 m de profundidad y están constituidos por materiales de diferentes tamaños, desde boleos redondeados hasta arcillas, de diferente composición dada la variedad de rocas preexistentes.

En la región de Amealco, donde el sustrato está formado por andesitas y riolitas, se forman charcos y ciénegas temporales que duran alrededor de 6 meses con agua, por lo que estos bordos de uso doméstico en Amealco son permanentes (Argüelles *et al.*, 1991).

A nivel muy puntual encontramos en la parte norte y noreste de la cuenca encontramos rocas del Jurásico y Cretácico, específicamente en las zonas cercanas a la Presa Zimapán (Cadereyta y Tecozutla) así como en el municipio de Ezequiel Montes (Figura 9).

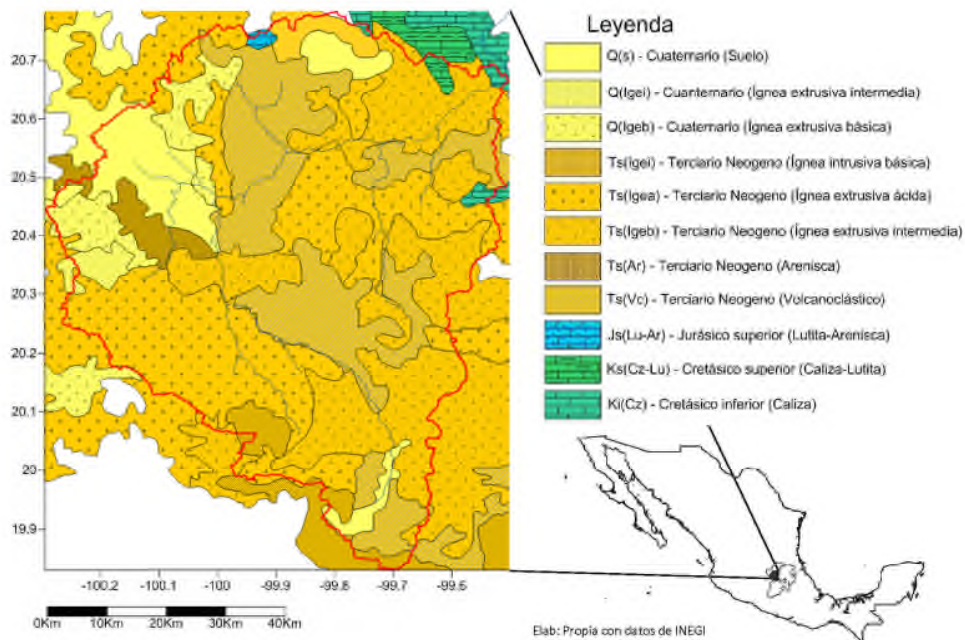


FIGURA 9.- UNIDADES LITOLÓGICAS DE LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN/RÍO PRIETO.

HIDROGRAFÍA

Desde el punto de vista de la hidrología superficial, el río San Juan pertenece a la Región Hidrológica No. 26 (Cuenca Pánuco, Subcuenca del Río San Juan), donde la corriente superficial

más significativa es desde luego el río San Juan.

El río San Juan nace de las escorrentías del cerro San Nicolás, en el río Ñadó o río Prieto, antes de ingresar a la Presa San Ildefonso, en la porción suroriental de la entidad, escurriendo de sur a norte hasta aguas abajo de la población de San Juan del Río y posteriormente por Tequisquiapan, recibiendo varios arroyos tributarios, principalmente por la margen izquierda, cambiando su curso hacia el noreste, a partir de la presa derivadora Paso de Tablas sirve de límite estatal entre Querétaro e Hidalgo, cruzando los municipios de Ezequiel Montes y Cadereyta de Montes en Querétaro y Tecozautla en el estado de Hidalgo, antes de descargar en la Presa Zimapán (Figura 10) donde confluye con el río Tula y forman el río Moctezuma, el cual es tributario del río Pánuco, que finalmente desemboca en el Golfo de México.

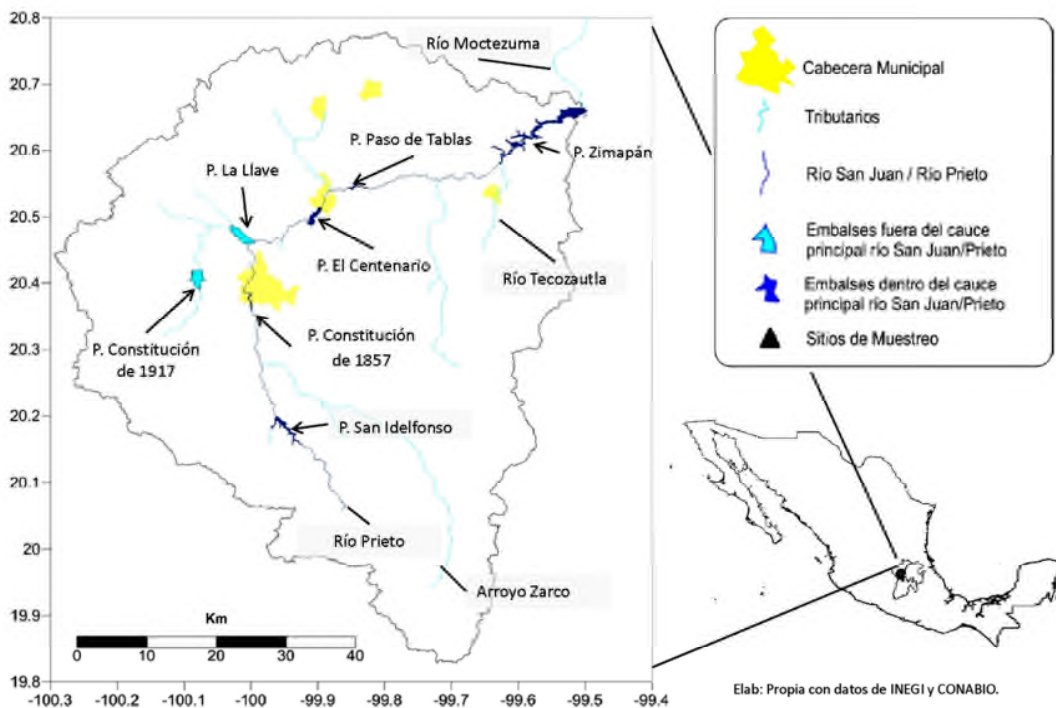


FIGURA 10.- ÁREA DE ESTUDIO RESALTANDO LOS PRINCIPALES EMBALSES Y RÍOS DE LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN.

El río San Juan, hasta su confluencia con el río Tula, drena un área de 5,427 Km², de los que corresponden 2,906 al Estado de Querétaro; 1,367 al Estado de Hidalgo y 1,154 al Estado de México, el recorrido total a lo largo del cauce principal es de 168 kilómetros (DOF, 1998). Las obras hidráulicas que sirven al Distrito de Riego No. 23, San Juan del Río, son la presa Constitución 1917, la San Ildefonso, La Llave, la Constitución de 1857, además de otras pequeñas obras que benefician 379 ha. En total son 14,111 ha de riego aproximadamente.

Los principales embalses en la cuenca del río San Juan son: San Ildefonso, con un almacenamiento aproximado de 52.7 millones de metros cúbicos (Mm³), controla y almacena escurrimientos del río Prieto, para el riego de 4500 ha de la Unidad 2; vasos y bordos auxiliares sirven a unas 3536 ha que

forman la Unidad 3, y la Unidad 4, integrada por pozos profundos, beneficia 575 ha; Constitución de 1917, su almacenamiento aproximado en millones de metros cúbicos es de 69.8 y controla las aportaciones de los ríos Galindo y La H, para el regadío de unas 5500 ha de la Unidad I; La Venta que tiene un almacenamiento aproximado de 2.4 Mm³, La Llave con un almacenamiento aproximado de 9.3 Mm³ y, por último, Centenario donde su almacenamiento es de 10.15 Mm³ aproximadamente (Tabla 2) (Palacios-Vélez, 2003). También hay 569 represas pequeñas o bordos para uso doméstico y control de avenidas que llegan a tener agua todo el año (Anónimo, 1986; citado por Martínez, 1999). En los alrededores de San Juan del Río se originan charcos temporales, ya sea por la presencia de pozos de extracción de agua para riego o bien por lluvias, a diferencia de los de Amealco donde éstos no se forman de manera regular (Martínez, 1999).

TABLA 2.- PRINCIPALES EMBALSES EN LA SUBCUENCA DEL RÍO SAN JUAN, QUERÉTARO (Mm³=MILLONES DE METROS CÚBICOS).

Embalse	Municipios	Volumen Mm ³
Presa San Ildefonso	Amealco de Bonfil	52.70
Presa Constitución de 1917	San Juan del Río	69.80
Presa La Llave (El Divino Redentor)	San Juan del Río	9.30
Presa Centenario	Tequisquiapan	10.15
Presa Paso de Tablas	Tequisquiapan	3.00
Presa Zimapán (Fernando Hirjart Balderrama); Hidroeléctrica	Cadereyta, Tecozautla, Tasquillo, Zimapán	1360.00

VEGETACIÓN

Los tipos de vegetación encontrados en esta zona son variados y dependen en gran parte de la topografía, tipo de suelo y exposición. Se detallan los tipos de vegetación dominante (Figura 11):

Matorral xerófilo. Incluye una serie de comunidades vegetales de zonas áridas y semiáridas. Las especies que lo forman, en raras ocasiones rebasan los 4 m de alto, sus tallos se ramifican desde la base o muy cerca del suelo y pueden presentar varias adaptaciones que les permiten vivir con éxito en ambientes con muy poco suministro de agua. Este tipo de vegetación es el que cubre la mayor superficie, en el sur, centro y norte del área. Se desarrolla sobre laderas de cerros, lomeríos bajos y terrenos planos, entre 600 y 2,300 msnm; en diferentes tipos de suelo, pero mayormente someros y pedregosos, bien drenados (INEGI, 1986).

Pastizal: Corresponde a comunidades dominadas por pastos o zacates (Gramineae), con exclusión total o parcial de árboles y arbustos grandes. Se encuentra principalmente en Amealco, San Juan del Río, donde se extiende sobre laderas andesíticas de relieve moderado apoco accidentado, entre 2200 y 2500 m de altitud. Las especies dominantes son *Andropogon spp*, *Bouteloua spp* y *Muhlenbergia spp* (INEGI, 1986).

Bosque de Latifoliadas (*Quercus spp*): Incluye diferentes tipos de comunidades como matorrales, arbóreas bajas, medianas y altas. Algunas son siempre verdes, otras parcial o totalmente caducifolias. La dominancia en estas comunidades es compartida con especies de otros géneros distintos a *Quercus*, principalmente *Pinus spp* y *Juniperus spp*, por lo que su aspecto y carácter

varía de un lugar a otro. Estos encinares cubren cerca del 10% de la superficie de la entidad, se asientan sobre suelos de buen drenaje originados de rocas tanto sedimentarias como ígneas, en altitudes desde 800 hasta 3150 m (INEGI, 1986).

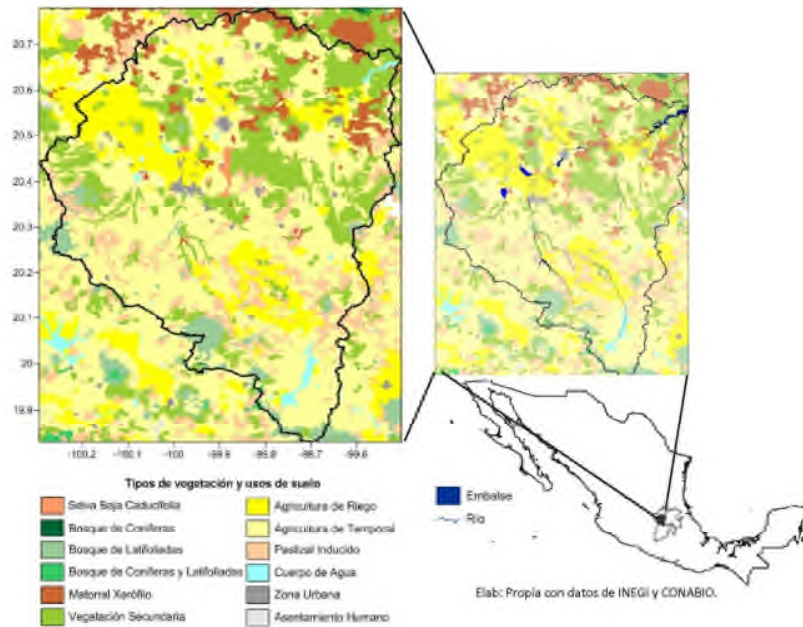


FIGURA 11.- VEGETACIÓN Y USO DE SUELO EN EL ÁREA DE ESTUDIO.

LOCALIDADES DE MUESTREO

Este trabajo se realizó con muestras y datos obtenidos de la realización de 6 campañas de muestreo durante los años 2013 y 2014. La primera campaña, en ambos años, fue en estiaje (E), otra en lluvias (LL) y, la última, en post-lluvias (PLL). Para la selección de las estaciones de muestreo se tomó en cuenta el eje principal y el volumen de agua transportada según fuera la temporada, de lluvias o no, no se considera la apertura de compuertas de las presas dado que estas tienen un gasto mínimo a lo largo del año. Los 7 puntos de muestreo se encuentran distribuidos a lo largo del río San Juan, desde su parte alta (cabecera), previo a la Presa San Idelfonso, hasta antes de su desembocadura en la Presa Zimapán (Figura 12 y Tabla 3), situados en el eje principal del río. Cabe hacer notar que los embalses no fueron considerados en el presente estudio.

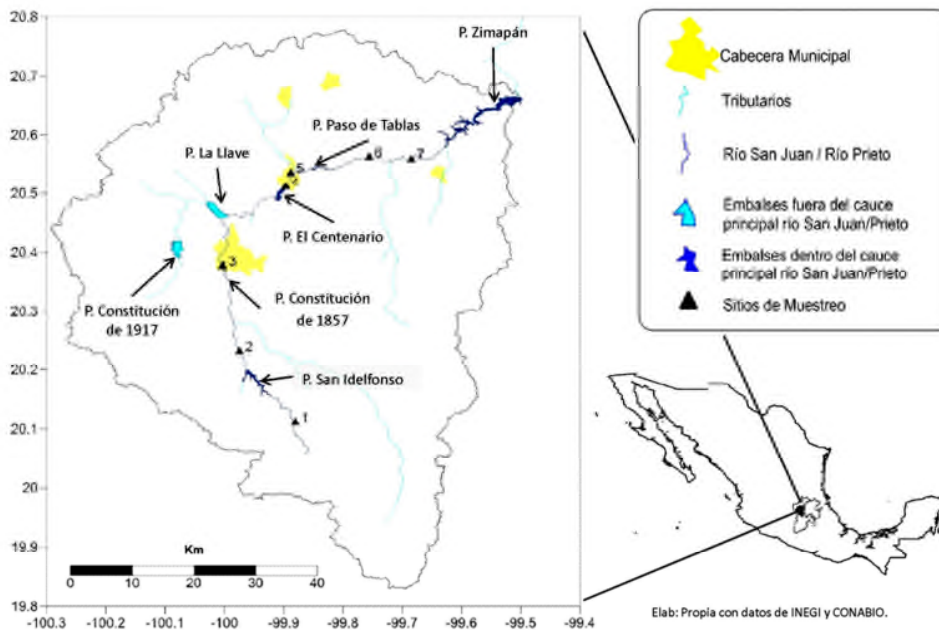


FIGURA 12.- CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, RESALTANDO SITIOS DE MUESTREO, CAUCE PRINCIPAL Y LOS PRINCIPALES EMBALSES.

TABLA 3.-UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.

Localidad #	Nombre	Latitud E ° ' "	Longitud N ° ' "	Altitud msnm
1	Tixiñú	-99°52'50"	20°06'38"	2402
2	La Muralla	-99°58'29"	20°13'53"	2094
3	San Juan del Río	-100°00'14"	20°22'38"	1916
4	Presa Centenario	-99°53'57"	20°30'40"	1894
5	La Vega	-99°53'21"	20°32'05"	1873
6	Las Rosas	-99°45'23"	20°33'41"	1786
7	El Geiser	-99°41'07"	20°34'43"	1642

REFERENCIAS

Abel, P. D. 1989. Water Pollution Biology. Ellis Horwood. Chichester, England. 304 pp.

Aguilar, V. G. S. 2005, Uso de comunidades de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua. Tesis de Lic. En Biología Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco. 98p.

Alba-Tercedor, J. y A. Sánchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes, basado en el Hellawell (1978). *Limnética* 4:51-56.

Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad de las Aguas de los Ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA). 2:203-213.

Alba-Tercedor, J. 2000. Bmwp', un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System. *Biol. Amb.*, 14(2): 65-67.

Alba-Tercedor, J. 2006. Aquatic Macroinvertebrates. En: Biological Monitoring of Rivers. Applications and Perspectives. 2006. pp. 71-87. In: G. Ziglio, M. Siligardi & G. Flaim (Eds). Water Quality Measurements Series. John Wiley & Sons Ltd., West Sussex.

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. Vidalabarca, S. Vivas Y C. Zamora-Muñoz. 2004. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (=BMWP'). *Limnética*, 21(3-4), **2002**: 175-185.

Albert, L. A. 1995. La Contaminación y sus Efectos en la Salud y el Ambiente. México, D.F. Centro de Ecología y Desarrollo, A.C.

Alcocer, J. 2002. Surface water. Major challenges in Mexico. *Lakeline* 22:28-31.

American Public Health Association (APHA). 1995. Standard Methods for the examination of water and waste water. 19th. American Public Health Association. USA. 1368 pp.

Argüelles, E. R. Fernández y S. Zamudio. 1991. *Flora del Bajío. Listado florístico preliminar del estado de Querétaro*. Instituto de Ecología/ CONCYTEQ.

Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright y M. T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water site. *Water Research* 17(3):333-347.

Beck, W. M. 1954. Studies in stream pollution biology: A. simplified ecological classification of organism. *Journal of Florida Academy Sciences* 17(4):211-227.

Bode, R. W., M. A. Novak y L. E. Abele. 1991. Methods for Rapid Biological Assessment of Streams. NYS Department of Environmental Conservation. Albany, NY. USA. 57 pp.

Bode, R. W., M. A. Novak y L. E. Abele. 1996. Quality Assurance Work Plan for biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation. Albany, NY. USA. 89 pp.

Bode, R. W., M. A. Novak y L. E. Abele. 2002. Quality Assurance Work Plan for biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation. Albany, NY. USA.

Bordalo, A. A., W. Nilsumranchit y K. Chalermwat. 2001. Water quality and uses of the Bang pakong River (Eastern Thailand). *Water Research* 35(15): 3635-3642.

Bouchard, R. W. Jr. 2004. Guide to Aquatic Invertebrates of the upper Midwest. Water Resources Center. University of Minnesota. St. Paul, MN. USA. 208 pp.

- Boyd, C. E. 1990. Water quality in ponds for aquaculture. Alabama Agricultural Experimental Station. Auburn University. Alabama. USA.
- Brown Robert M., N. I. McClelland, R. A. Deininger y R. G Tozer. 1970. A water quality index- do we dare? *Water and Sewage Works*. October: 339-343.
- Bueno, S. J., J. B. López A. y C. M. Márquez. 1981. Consideraciones preliminares sobre la ecología de los insectos acuáticos del Río Lerma. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 8 (1): 175-182.
- Byers, G. W. 1978. Tipulidae. 285-310. *In:* R.W. Merrit and K.W. Cummins (eds.). An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall-Hunt Publ. Co., Dubuque, Iowa. xiii + 441 pp.
- Cairos, J. 1968. Suspended solids standards for the protection of the aquatic organisms. *Purdue University of England Bulletin* Part I. 129:16-27.
- Cairns, J. Jr. y J. R. Pratt. A. 1993. History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates. *In:* Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA: 10-27.
- Cann, A. J. 2003. Maths from Scratch for Biologists. John Wiley & Sons. West Sussex, England.135-146 pp.
- Cao, Y., A. W. Bark, y W. P. Williams. 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia* 341: 1-19.
- Chang, N. B., H.W. Chen y S. K. King. 2001. Identification of river water quality using the fuzzy Synthetic evaluation approach. *Journal of Environmental Management*63:293-305.
- Chang, C., P. Lee, C. H. Liu, y W. Cheng. 2006. Trichlorfon, an organon phosphorus insecticide, depresses the immune responses and resistance to *Lactococcus garvieae* of the giant freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii*. *Fish and Shellfish Immunology*.20:574-585.
- Comisión Nacional del Agua (CNA). 2003. Estadísticas del Agua en México. CNA. México, D.F. 105 pp.
- Confederación Hidrográfica del Ebro, Alba-Tercedor, J., I. Pardo, N. Prat y A. Pujante. Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico según la Directiva marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para macroinvertebrados bentónicos. 2005. Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio del Medio Ambiente. 59 pp.
- Cummins, K. W., 1975. Macroinvertebrates. *In:* Whitton, B. A. (ed.) River Ecology. University of California Press. Berkeley, California. 170-198 pp.

Dahl, J. 2004. Detection of Human-Induced Stress in Streams. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Science. Uppsala. 43 pp.

Den Besten, P. J. y P. J. Van Den Brink. 2005. Bioassay responses and effects on benthos after pilot remediations in the delta of the rivers Rhine and Meuse. *Environmental Pollution* 136:197-208.

Diario Oficial de la Federación. 26/10/1998. Estudios técnicos para determinar la disponibilidad de las aguas superficiales de la cuenca del río Pánuco. SEMARNAP-CNA. México.

Dunkel, F. V. y D. C. Richards. 1998. Effect of an azadirachtin formulation on six non target aquatic macroinvertebrates. *Environmental Entomology* 27(3):667-674.

Eckblad, J. W. 1978. Laboratory Manual of Aquatic Biology. Luther College; Decorah, Iowa. Wcb. E.U. 236 p.

Edmunds, G.F. Jr. 1972. Biogeography and evolution of Ephemeroptera. *Annual Review in Entomology* 17:21-42.

Edmunds, G.F., S.L. Jensen and Berner. 1976. The Mayflies of North and Central America. Univ. of Minnesota Press, Minneapolis. x + 330 pp.

Eriksen, C. H., G. A. Lamberti y V. H. Resh. 1996. Aquatic Insect respiration. In: Merritt, R. W. y K. W. Cummins. An Introduction to aquatic insects of North America. Kendall Publishing. Dubuque, Iowa. 29-40.

Fernández, A. A. y L. Segura. 1984. El Universo de la Biología "Invertebrados". Morfofisiología. Trillas; México. 83 p.

Fittkau, E.J. and F. Reiss. 1978. Die zoogeographische Sonderstellung der neotropischen Chironomiden (Diptera). *Spixiana* 2: 273-280.

García, C. J. 1985. Utilización del plancton para el conocimiento de la calidad del agua en la Cuenca del Alto Amacuzac, Morelos. Tesis de Licenciatura de la Facultad de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México. 91p.

García, C. J. 1991. Evaluación de la calidad del agua de los ríos Apatlaco; Yautepec y Cautla, Morelos, utilizando indicadores biológicos de contaminación. Tesis de Licenciatura de la Facultad de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México. 136p.

García, J. J. 1996. Utilización de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua de los ríos Apatlaco; Yautepec y Cautla, Morelos. Tesis de Maestría. Escuela de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 95p.

- Ghetti, P. F. 1986. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione – Indice Biotico E. B. I., modificato. Provincia Autonoma di Trento.
- Ghetti, P. F. 2000. L'Indice biotico Esteso (IBE). *In: Università degli Studi di Trento, Agenzia Provinciale per L'Ambiente, Istituto Agrario di San Michele. European Training course on Water Quality Measurement. Comparing among European biotic indexes. *Biologia Ambientale* 14(2):55-61.*
- Golterman, H. L., 1975. Physiological limnology. Elsevier. Amsterdam. 38-63 pp.
- González, S. E. 1994. Odonata. Dep. de Zoología, Int. de Biol. U.N.A.M. México, D.F.
- Graça, M. A. S. y C. N. Coimbra. 1998. The elaboration of indices to assess biological waterquality. A case study. *Water Research* 32(2):380-392.
- Hansen, A. M., y M. Van Afferden. 2001. Toxic Substances. *In: Hansen, A. M., y M. Van Afferden (Eds). *The Lerma-Chapala Watershed.* Kluwer Academic/Plenum Publishers. New York, USA. 95-121.*
- Hart, C. W. y S. L. H. Fuller (Eds.). 1974. Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates. Academic Press. New York, USA. 389 pp.
- Hauer, F. R., y G. A. Lamberti (Eds.). 1996. Methods in Stream Ecology. Academic Press. San Diego, CA. USA. 696 pp.
- Hawkes, H. A. 1979. Invertebrates as Indicators of River Water Quality. *In: James, A., y L. Evinson (Eds.). *Biological Indicators of Water Quality.* John Wiley and Sons. Chicester, UK.*
- Hellawell, J. M. 1978. Biological surveillance of rivers: a biological monitoring handbook. Water Research Center. Stevenage, England. 331 pp.
- Hellawell, J. M. 1986. Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Applied Science. London, UK. 546 pp.
- Henne, L. J., D. W. Shenider y L. M. Martínez. 2002. Rapid Assessment of Organic Pollution in a west-Central Mexican river Using a Family-level Biotic Index. *Journal of Environmental Planning and Management* 45(5):613-632.
- Hilsenhoff, W. L. 1977. Use of Arthropods to Evaluate Water Quality of Streams. Technical Bulletin No. 100. Department of Natural Resources. Madison, WI. USA.
- Hilsenhoff, W. L. 1982. Using a Biotic Index to Evaluate water Quality in Streams. Technical Bulletin No. 132. Department of Natural Resources. Madison, WI. USA. 22 pp.
- Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomology* 20:31-39.

Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with family-level bioticindex. *Journal of the North American Benthological Society* 7(1):65-68.

Holsinger, J.R. 1980. Amphipoda. 36-40. In: S.H. Hurlbert, G. Rodriguez y N.D. dos Santos (eds.), Aquatic Biota of Tropical South America, Part 1. San Diego State Univ., San Diego, California.

Huerto, D. R. I. 1988. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua del Río Cuautla, Morelos. Tesis (Licenciatura), Facultad de Ciencias. Univer Nac Autón México. 48p.

Hurlbert, S.H. y A. Villalobos-F., 1982.Aquatic Biota of Mexico, Central America and the West Indies. San Diego State University, San Diego; Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México. 529p.

Hurtado, S., F. García Trejo y P. J. Gutiérrez Yurrita. 2005. Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomológica Mexicana* 44(3): 271–286.

Hynes, H. B. N. 1970. The ecology of running waters. University of Toronto Press. Ontario, Canadá. 161-182

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). 1989. Control y Aprovechamiento del lirio acuático. CNA. México, D. F. 151 pp.

Instituto Nacional de Ecología. 2012. Mapa de Vegetación y Uso de suelo, Querétaro 2000. (<http://www2.ine.gob.mx/emapas/qro.html>. Fecha de consulta: 3/Junio/2012).

Islas G., A. 2003. Comunidad de Macroinvertebrados Bentónicos como Indicadores del Deterioro Ecológico del Río Lerma. Informe Servicio Social, Licenciatura en Biología. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. México, D. F. 72 pp.

James, A. y L. Evison., 1979.Biological Indicator of Water Quality. Division of Public Health Engineering Civil Engineering Department Univ. of Newcastle upon Tyne; New York. 2: 1-45.

James, M.T. 1973. Family Stratiomyidae. In: N. Papavero (ed.), A Catalogue of the Diptera of the Americas south of the United States. 26:1-95. Mus. Zool., Univ. São Paulo.

Kolbe, Ch. M. y M. W. Luedke. 1993. A guide to freshwater ecology. Texas Natural Resource Conservation Commission. Austin, TX. USA. 138 pp.

Kolbe, Ch. M. y M. W. Luedke. 2005. A guide to freshwater ecology. Texas Commission on Environmental Quality. Austin, TX. USA. 136 pp.

Kolkwitz, R., y M. Masson. 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner flora und Fauna. *Mitt.Prüfungsanst. Wasserversog .Abwasserreinig* 1:33-72.

- Lehmkuhl, M. D. 1979. How to Know the aquatic insects. The pictured key nature series. Wm. C. Brown Co., Publishers. Dubuque, Iowa. 168 pp.
- Lock, M. A. y D. Dudley. 1981. Perpectives in Runnig Water Ecology. Plenum Press, New York. 430 p.
- López-Hernández, M., 1997. Caracterización Limnológica del río Duero, Michoacán. Tesis Doctorado. Biología. Univ. Nal. Autón. de México. 123 p
- López Hernández, M., M.G. Ramos-Espinosa y J. Carranza-Fraser. 2007. Multimetric Analyses for Assessing Pollution in the Lerma River and Chapala Lake, México. *Hidrobiologica* 17(1): 17–30.
- López-Hernández., M. G. Ramos-Espinosa y M. Hernández-García. 2007. Biomonitorio rápido para evaluar contaminación orgánica en el río Lerma. *Hidrobiologica*
- Mackie, G. 2001. Applied Aquatic Ecosystem Concepts. Kendall/Hunt Publishing Co. 744 pp.
- Mandaville, S. M. 1999. Bioassessment of Freshwaters using Benthic Macroinvertebrates- A Primer. (<http://www.chebucto.ns.ca/Science/swcs/swcs.html>. Fecha de consulta: 10/Abril/06.).
- Mandaville, S. M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax. Canada. 110 pp.
- Manning, R.V. y H.H. Hobbs, Jr. 1977. Decapoda. 157-162. In: S.H. Hulbert (ed.) Biota Acuática de Sudamérica Austral. San Diego State Univ., San Diego, California.
- Martínez, M. 1999. Flora acuática de Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro. Facultad de Ciencias Naturales. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. H076. México, D.F.
- McCafferty, W.P., 1981. Aquatic entomology. Science Book International. Science Book International, Boston, Mass. 236 p.
- Merrit, R.W. , K.W. Cummins (Eds.). 1995. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. 3a. Kendall Hunt Publishing Co. Dubuque, Iowa.
- Metcalf, J. L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status I Europe. *Environmental Pollution* 60: 101-139.
- Metcalf, J. L. 1996. Biological Water-Quality Assessment of Rivers: Use of Macroinvertebrate Communities. In: Calow, P. y G. Petts (Eds.). The Rivers handbook. Blackwell Science. Cambridge, UK: 144-170 pp.

- Michaud, J. P. 1991. A citizen's guide to understanding and monitoring lakes and streams. No.49-149. Washington State Department of Ecology. Olympia, WA, USA. (360):407-7472.
- Mikhailovich, N. M. 1972. Fundamentos de la morfología comparada de los invertebrados. EUDEBA; B.A. - Argentina, 466 p.
- Mitchell, M. K. y W. B Stapp. 2000. 20th. Field Manual for Water Quality Monitoring. Thomson-Shore, Inc. Dexter, Michigan. 272 p.
- Mora, Rincón y Ávalos. 1995. Nieto, J. (Ed.). 1995. In: Enciclopedia Temática del Estado de Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro Academia Queretana de Estudios Humanísticos, A.C. Querétaro, México. Tomo I. pp. 106
- Needham, J.G. y M.J. Westfall, Jr., 1975. A Manual of The Dragonflies of North America (Anisoptera). Univ. of Cal. Press. Berkeley, Los Angeles. 615 p.
- Needham, P. R. y R. L. Usinger. 1956. Variability in the macrofauna of a single riffle in Prosser Creek, California as indicated by the Surber Sampler. *Hilgardia* 21:383-409.
- Palacios-Vélez, E. 2003. Uso del agua de riego en el estado de Querétaro. OMM-CONAGUA.
- Paul, E., S. Johnson, K. M. Skinner. 2006. Fish and invertebrate sensitivity to the aquatic Herbicide Aqua Kleen registered. *Journal of Freshwater Ecology* 21(1):163-168.
- Pennak, R. W., 1978. Freshwater invertebrates of the United States. Ronal Press, New York. 803p.
- Pérez, R. R., 1995. Estudio de Moluscos Bentónicos y Epifíticos de la presa de Atlangatepec, Tlaxcala. Cuadernos CBS36. UAM – Xochimilco; México, D.F.
- Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Potter, S. K. Gross, y R. M Hughes. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001.
- Polhemus, J.T. 1979. Family Naucoridae-creeping water bugs. *In*: A.S. Menke (ed.). pp. 131-138.
- Prat, N y A. Munné, 1999. Delimitación de regiones ecológicas de la cuenca del Ebro. Universidad de Barcelona, Departamento de Ecología. Barcelona.
- Reiss, F. 1972. Die Tanytarsini (Chironomidae, Diptera) Südchiles und Westpatagoniens. Mit Hinweisen auf die Tanytarsini-Fauna der Neotropis. *Studies of Neotropical Fauna* 7: 49-94.
- Resh, V. H. 1996. Freshwater Benthic Macroinvertebrates and Rapid assessment Procedures for Water Quality Monitoring in Developing and Newly Industrialized

Countries. In: Hauer, F. R., y G. A. Lamberty (Eds.). Methods in Stream Ecology. Academic Press. San Diego, CA. USA: 167-177.

Resh, V. H., y J. K. Jackson. 1993. Rapid Assessment Approaches to biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA: 195-233.

Río, S. J. C. 2002. Macroinvertebrados bentónicos para la evaluación de la calidad del agua del Río Amacuzac, Morelos. Tesis de Licenciatura de la Facultad de Ciencias Universidad Autónoma de Morelos. 73 p.

Rosenberg, D. M. y V. H. Resh. 1993. Introduction to Freshwater biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA: 1-9.

Rosenberg, D. y V. H. Resh (Eds.). 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA. 504 pp.

Saavedra, S. J. J., 1982. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua del lago de Pátzcuaro, Michoacán. Tesis (Licenciatura), Facultad de Ciencias. Univ Nac Autón México. México. 45 p.

Sancho, V. y I. Lacomba. 2010. Conservación y Restauración de Puntos de Agua para la Biodiversidad. Colección Manuales Técnicos de Biodiversidad, 2. Generalitat. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge. 168 pp.

Sandoval, M. J. C. 1995. Los copépodos acuáticos y su relación con la dinámica fisicoquímica del río Cuautla (Tramo-Tetelcingo-Anenecuilco) Morelos, México, ciclo 1991-1992. Tesis (Licenciatura), Facultad de Ciencias Biológicas. Univ Autón Morelos. 85p.

Schulz, R. y M. Liess. 1997. Runoff-related short-term pesticide input into agricultural streams: Measurement by use of an in situ bioassay with aquatic macroinvertebrates. *Verhandlungen der Gesellschaft fuer Oekologie* 27:399-404.

Schwoerbel, J. 1971. Handbook of limnology. Ellis Horwood Limited. England. 228 p.

Sharma, S., y O. Moog. 2006. The Use of Biotic Index and Store Methods in biological Water Quality Assessment of the Nepalese Rivers. (<http://www.geocities.com/sharmaku/6.htm>. Fecha de consulta: 20/Febrero/2006.)

Spangler, P.J. 1981. Coleoptera. pp. 129-220. In: S.H. Hurlbert, G. Rodriguez, and N.D. dos Santos (eds.), Aquatic Biota of Tropical South America. San Diego State Univ., San Diego, California.

Stark, J. D. 1998. SQMCI: a biotic index for freshwater macroinvertebrate coded-abundance data. New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research* 32:55-66.

Stuckenberg, B.R. 1973. The Athericidae, a new family in the lower Brachycera (Diptera). *Annals of Natal Museum* 21:649-673.

Suess, M. J. (Ed.). 1982. Examination of Water for Pollution Control. A Reference Handbook. Pergamon Press. Oxford, UK.

Thomson, F.C. 1976. The Flower Flies of the West Indies (Diptera: Syrphidae). *Memoirs of the Entomology Society of Washington* 9:200 pp.

Thorne, R. S., y W. P. Williams. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* 37: 671-686.

Tittizer, T. 1981. Erläuterungen und Kommentare Zu: "Resolutions of Meeting of ISO/TC 147/SC5/WG6/N22." Bundesanstalt für Ge Wässerkunde N2/826.3.

Toman, M. (ed). 1994. Limnology – Application of Biological Methods in Water Quality Evaluation. Proceedins of the Tempus Workshop, Univ. of Ljubljana 1994.97-116 pp.

Toman, M. 1995. Pollution in streams-general aspects and history of biological assessment. In: Toman, M.J. y F. Steinman (eds). Biological assessment of stream water quality (theory, application and comparison of methods), University of Ljubjana (TEMPUS S-JEP 4724).1-10 pp.

Tyson, J. M. y M.A. House. 1989. The application of water quality index to river management. *Water Science Technolgy* 21: 1149-1159.

Università degli Studi di Trento, Agenzia Provinciale per L' Ambiente, Istituto Agrario di San Michele. European Training course on Water Quality Measurement. 2000. Comparing among European biotic indexes. *Biologia Ambientale* 14(2):37-80.

Usinger, R.L., 1956. Aquatic Insects of California. With keys to North American Genera and California species. Univ. of Calif. Press. Berkeley, Los Angeles. 508 p.

Van Der Geest, H. G., S. C. Stuijzand, M. H. S. Kraak, y W. Admiraal. 1997. Impact of a *Diatom calamita* in 1996 on the aquatic macroinvertebrates in the river Meuse, the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 30(4):327-330.

Washington, H. G. 1984. Diversity, Biotic and similarity Indices. *Water Research* 18(6): 653-694 pp.

Welch, E. B. y J. M. Jacoby. 2004. Pollutant effects in Freshwater. 3rd . Spon Press, New York, USA. 311-352 pp.

Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 52:537-547.

Wiggins, G.B., 1975. Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera). Univ. of Toronto Press. Toronto, Canada. 401 p.

Wihm, L. F. 1975. Biological indicators of pollution. *In*: Whitton, B.A. (ed). River Ecology. Univ. of Calif. Press. Berkeley, California. 375-402 pp.

Woodiwiss, F. S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*. London. 11:443-447.

Zimmerman, M. C. 1993. The use of the biotic index as an indication of water quality. *In*: Goldman, C. A., P. L. Hauta, M. A. O'Domell, S. E. Andrews y R. Van der Heiden (Eds.). Tested studies for laboratory teaching. *Proceedings of the 5th Workshop/Conference of the Association for Biology Laboratory Education (ABLE)*: 85-98.

CAPÍTULO 3 CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL RÍO SAN JUAN: VARIABILIDAD ESPACIAL.

INTRODUCCIÓN

La degradación de los recursos acuáticos en el mundo se ha incrementado y está relacionada con las regiones densamente pobladas y a las actividades antrópicas, ya que las descargas de aguas residuales como los productos agroindustriales han ocasionado que la capacidad de restauración natural de estos sistemas se vea excedida debido a que los contaminantes que deterioran la calidad del agua no son producidos bajo condiciones o en cantidades naturales (Saldaña-Fabela *et al.*, 2011; Steinberg y Schiefele, 1988; Karr, 1991), ya que con los usos domésticos, industriales y agrícolas se afectan de manera diversa los cuerpos de agua; así, Dynesius y Nilsson (1994) estudiando 139 grandes ríos de Norte América, Europa y Rusia, encontraron que el 61% estaban claramente alterados por regulación de caudales y fragmentación. Este problema aumenta en zonas semiáridas donde el desarrollo de actividades agrícolas y el crecimiento poblacional ha aumentado las demandas de agua provocando reducciones de caudal de numerosos ríos hasta el extremo de provocar una fragmentación longitudinal, cuando no se han convertido en zonas de descargas de aguas residuales, residuos sólidos o convertirlos en caminos y zonas habitacionales (Prat, 1993; Usys y O'keeffe, 1997; Gasith y Resh, 1999; Downes *et al.*, 2002).

Normalmente en los ríos de las regiones áridas y semiáridas se diferencian dos fases hidrológicas: una fase de contracción de la lámina de agua durante el estiaje, y otra fase de expansión de esta a partir de las lluvias cuando aumenta el caudal. Esta variabilidad hidrológica, suele producir, a escala de cuenca o tramo, una homogeneización longitudinal del río durante los picos de caudal, frente a una heterogeneización durante el estiaje (Sabater *et al.*, 1991), que puede llegar a ser extrema al producirse una fragmentación física, química y biótica del continuo fluvial (Stanley *et al.*, 1997; Vidal-Abarca *et al.*, 2000). Por tanto, el estudio de la dinámica espacial de los ríos, y la interpretación de ésta requiere un buen conocimiento de las interacciones entre procesos antrópicos y naturales. Este tipo de consideración resulta esencial para determinar aquellos factores ambientales que modulan los procesos físico-químicos del río responsables de la estructuración de las comunidades biológicas que llegan a habitar (Hynes, 1970; Elósegui y Pozo, 1994). A este respecto se pretende estudiar la variabilidad espacial de las características físico-químicas del río San Juan, tratando de relacionarla con los agentes naturales y antrópicos.

MATERIAL Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La descripción del área de estudio se encuentra en el capítulo 2 sólo como referencia se presentan aquí sus ubicaciones (Figura 13 y Tabla 4). Estas localidades fueron muestreadas, en general, con una periodicidad estacional (secas, lluvias y postlluvias) en los años de 2013 y 2014, esto estuvo condicionada por la temporalidad del río.

TABLA 4.-UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS LOCALIDADES DE MUESTREO

Localidad #	Nombre	Latitud E ° ' "	Longitud N ° ' "	Altitud msnm
1	Tixiñú	-99°52'50"	20°06'38"	2402
2	La Muralla	-99°58'29"	20°13'53"	2094
3	San Juan del Río	-100°00'14"	20°22'38"	1916
4	Presa Centenario	-99°53'57"	20°30'40"	1894
5	La Vega	-99°53'21"	20°32'05"	1873
6	Las Rosas	-99°45'23"	20°33'41"	1786
7	El Geiser	-99°41'07"	20°34'43"	1642

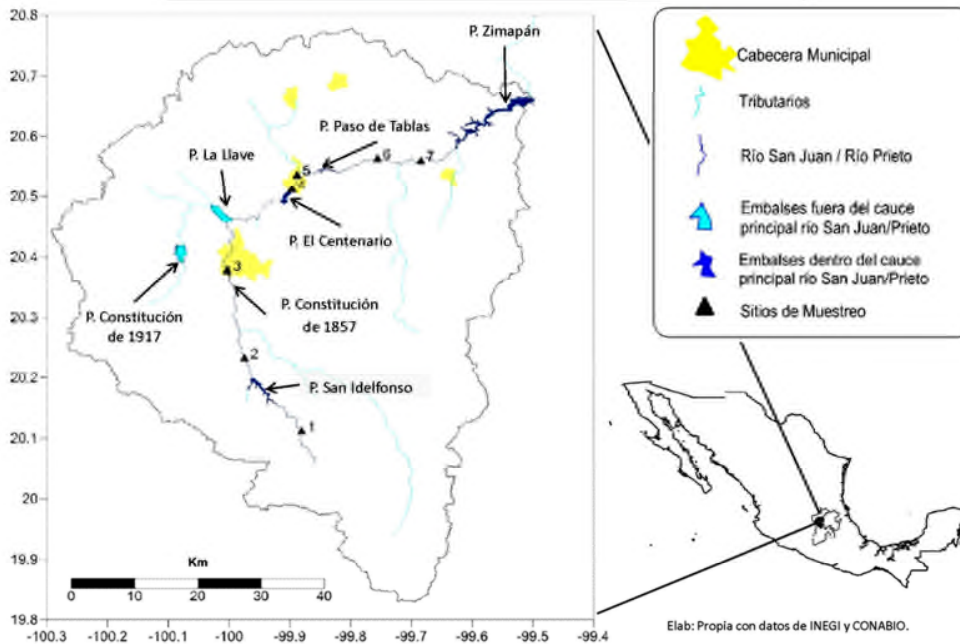


FIGURA 13.-MAPA DEL AREA DE ESTUDIO, SUBCUENCA DEL RÍO SAN JUAN.

VARIABLES ABIÓTICAS

En cada localidad se midieron los siguientes parámetros hidrológicos: ancho promedio de río, profundidad media, velocidad de corriente superficial, color, y transparencia. Se registraron in situ los valores de oxígeno disuelto (mg/L), pH, conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), sólidos disueltos totales (ppm), potencial redox (mV) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$), utilizando una sonda paramétrica de marca Hanna modelo HI-9828, previamente calibrada. Estos parámetros se midieron con la inmersión en el agua a por lo menos 15 cm con la sonda. A la misma profundidad se tomaron muestras de agua para la posterior determinación de nutrientes en laboratorio (mg/L): nitrógeno amoniacal ($\text{N}-\text{NH}_3$) por el método de salicilato; nitrógeno en nitratos ($\text{N}-\text{NO}_3^-$) por el método de reducción de Cadmio; nitrógeno en nitritos ($\text{N}-\text{NO}_2^-$) por el método de diazotización; y fosfato en ortofosfatos ($\text{P}-\text{PO}_4^{3-}$) por el método del ácido Ascórbico; la clorofila α ($\mu\text{g}/\text{L}$) fue determinada por método espectrofotométrico. Las muestras de agua se mantuvieron en hielo y, posteriormente, se filtraron con membranas de nitrocelulosa con un tamaño de poro de $0.4 \mu\text{m}$. La determinación del

caudal del río por localidad se llevó a cabo utilizando los valores de velocidad (m/seg), profundidad media (m) y ancho promedio del río (m) (Brooks *et al.*, 2012).

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Se transformaron los datos físico-químicos mediante la transformación $\text{Log}(X+1)$, a excepción del pH, esta transformación reduce la varianza total de los datos (Legéndre y Legéndre, 2012) e incrementa la importancia de los valores relativamente bajos de cada variable y minimiza el efecto de los valores inusualmente altos (Cushing *et al.*, 1980).

El tratamiento estadístico de los datos se basa en la aplicación de un método de análisis multivariante de ordenación: el Análisis de Componentes Principales (ACP), utilizando el software STATISTICA (StatSoft, Inc., 2011). El resultado del ACP consiste en la elaboración de un número variable de factores (componentes) que son combinación lineal de las variables originales. El primer factor que se obtiene es el que explica un mayor porcentaje de varianza. Normalmente, es suficiente con extraer los tres primeros factores para dar cuenta de la varianza acumulada en los datos (Comas *et al.*, 1998). El análisis, además, proporciona los coeficientes de correlación de cada variable con los factores o componentes extraídos.

El análisis Cluster sirve para determinar o clasificar grupos con base en su similitud de acuerdo con sus características físico-químicas, se utilizó el promedio de grupos (Group-Average) y la distancia Euclidiana

Las variables utilizadas para el análisis fueron: Saturación de Oxígeno (Sat O₂), pH, conductividad (Cond), nitrógeno amoniacal (NH₃), nitratos (NO₃⁻), nitritos (NO₂⁻), ortofosfatos (PO₄³⁻), clorofila α (Clorof a) y Caudal.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Los valores de conductividad, nitritos, amonio, ortofosfatos, clorofila α y caudal muestran un coeficiente de variación considerable (Tabla 5), lo cual refleja que se trata de variables cuyos valores oscilan mucho a lo largo de todo el recorrido fluvial y también a lo largo del tiempo.

TABLA 5. DESCRIPTORES ESTADÍSTICOS BÁSICOS DE LAS ONCE VARIABLES SELECCIONADAS PARA EL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES.

	Media±Error Std	Dev. Std.	Coef. Var.
OD (mg/L)	3.458±0.2432	2	45.5719
sat O2 (%)	45.764±3.3222	464	47.0463
pH	8.056±0.0660	0	5.3117
Cond (mV)	1097.129±167.3327	1176010	98.8435
Temp (°C)	17.155±0.5983	15	22.6034
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0.077±0.0213	0	179.6262
NH ₃ (mg/L)	4.572±1.0423	46	147.7440
NO ₃ ⁻ (mg/L)	0.785±0.0987	0	81.5632
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	5.073±0.8740	32	111.6383
Clorof α (µg/L)	41.824±10.2251	4391	158.4406
Caudal (m ³ /seg)	1.249±0.2804	3	145.4963

Los cuatro primeros componentes resultantes del ACP realizado sobre las 10 variables físico-químicas seleccionadas explican, conjuntamente, un 98.5% de la varianza (Tabla 6), sin embargo, los tres primeros factores explican un 90.4% de la varianza, lo cual es una proporción relativamente alta que justifica la selección de estos tres primeros factores como elementos de síntesis para la interpretación de los principales procesos que controlan la dinámica espacio-temporal del río. Esta interpretación se hace en base a las correlaciones que exhiben las variables con estos componentes (PC). Las coordenadas de cada variable en el espacio factorial.

TABLA 6 . COEFICIENTES EN LAS COMBINACIONES LINEALES DE VARIABLES QUE COMPONEN LOS COMPONENTES PRINCIPALES. SE HAN RESALTADO LOS COEFICIENTES SUPERIORES A 0.5. PC=COMPONENTE PRINCIPAL.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
pH	0.423	-0.045	-0.084	0.127	0.008
Cond	0.422	0.000	0.048	-0.181	0.159
PO4	0.416	0.093	-0.136	0.106	-0.232
NO2	0.318	-0.414	0.049	0.114	-0.038
NH3	0.280	0.456	-0.074	-0.004	-0.551
NO3	0.238	-0.505	0.088	0.118	-0.403
sat O2	-0.160	-0.363	-0.542	0.508	0.088
Temp	0.370	0.005	0.420	0.177	0.571
caudal	-0.175	0.227	0.495	0.733	-0.178
clorof α	0.202	0.415	-0.491	0.292	0.297
Eigenvalores	5.43	2.54	1.07	0.814	0.126
% Variación	54.3	25.4	10.7	8.1	1.3
Eigenvalor Acumulativo	5.43	7.97	9.04	9.854	9.98
% Variación Acumulativa	54.3	79.7	90.4	98.5	99.8

Un poco más de la mitad de la variabilidad total de los datos de partida se explica mediante el primer componente (PC1) que muestra correlaciones positivas con el factor 1 (F1) elevadas la

mayoría de las variables de estudio. Donde se resalta que las variables con los coeficientes más importantes son ortofosfatos, temperatura, nitritos, conductividad eléctrica y el pH (Tabla 7). Las variables que presentan coeficientes más altos en las combinaciones lineales son: ortofosfatos, conductividad eléctrica y el pH (Tabla 6), estas tres variables forman el componente 1 (PC1) al cual denominaremos como Componente Iónico, ya que la conductividad mide la concentración de todos los iones disueltos entre ellos H^+ y PO_4^{3-} . Por lo que este componente, PC1, nos indica la existencia de vertidos de aguas residuales (consumidoras de oxígeno disuelto) o lixiviados de agroquímicos. Como era de esperarse, la conductividad presentó una alta correlación con los ortofosfatos y pH, lo que sugiere que contribuyen de manera importante al número total de iones y nutrientes del sistema, tal como lo presentan Saldaña-Fabela y colaboradores (2011) para esta zona. Por otro lado, tanto el aumento de la conductividad como del pH son característicos de tramos bajos por la disolución de minerales, específicamente de carbonatos y fosfatos, mientras más se aleja de la cabecera y se acerca a la parte más baja (presa Zimapán).

TABLA 7.- COEFICIENTES DE CORRELACION ENTRE CADA FACTOR Y CADA VARIABLE (CARGA DE FACTORES), RESALTADAS EN ROJO LAS CORRELACIONES SIGNIFICATIVAS (P > 0.5)

	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	Factor 6
pH	0.985	-0.072	-0.087	0.115	0.003	-0.054
Cond	0.983	0.000	0.049	-0.163	0.057	0.025
PO ₄	0.969	0.148	-0.141	0.096	-0.082	-0.062
NO ₂	0.741	-0.659	0.051	0.103	-0.013	-0.054
NH ₃	0.652	0.727	-0.077	-0.003	-0.195	0.047
NO ₃	0.554	-0.804	0.091	0.106	-0.143	0.083
sat O ₂	-0.372	-0.579	-0.561	0.458	0.031	0.020
Temp	0.862	0.009	0.435	0.159	0.202	0.045
caudal	-0.407	0.362	0.512	0.662	-0.063	-0.017
clorof α	0.471	0.662	-0.509	0.264	0.105	0.030

El segundo componente (PC2) explica el 25.4% de la varianza total de los datos iniciales, donde las variables N-Nitritos, N-Nitratos y N-Amónico a este componente principal lo denominaremos: tasa de nitrificación, ya que forman parte del ciclo del nitrógeno por acción bacteriana y procesos de óxido-reducción (Tabla 6). Las correlaciones entre F2 y las variables estudiadas son, en general, menores ya que sólo en cinco casos el coeficiente es superior a 0.5, Tabla 7. La saturación de oxígeno, nitritos y nitratos muestran correlaciones negativas mientras que el amonio y la clorofila α se correlacionan con F2 positivamente (Tabla 7). Las aguas oxigenadas son típicas de tramos de cabecera; en cambio, las aguas menos oxigenadas y enriquecidas con compuestos nitrogenados y presencia algal se asocian a los procesos de degradación de materia orgánica.

El enriquecimiento de nutrientes se perfila como el proceso más destacable asociado a los factores F1 y F2. El hecho de que F1 y F2 acumulen tres cuartos de la varianza total de los datos iniciales indica que es el proceso que mejor explica la variabilidad observada, a lo largo del recorrido fluvial.

Todo esto pone de manifiesto que el enriquecimiento de nutrientes es, sin duda, el proceso que más afecta a la dinámica espacial del río.

El tercer factor (F3) con una varianza de 10.7% se correlaciona de forma negativa con las variables: clorofila y saturación de oxígeno, mientras que caudal se correlaciona de forma positiva (Tabla 7). El componente principal 3 (PC3) se encuentra representado por las variables: clorofila α y saturación de oxígeno. De acuerdo a la USEPA (2000) se estima la biomasa algal a través de la medición de clorofila α (algas sestónicas y planctónicas) y esta biomasa algal es indirectamente responsable de los cambios diurnos de Oxígeno disuelto y pH (USEPA, 2000). Las grandes fluctuaciones en las concentraciones de O₂ indican a menudo una productividad excesiva por enriquecimiento de nutrientes (Walling y Webb, 1992; Morgan et al., 2006), por lo tanto, denominaremos al PC3 como: enriquecimiento de nutrientes.

En el componente principal 4, PC4, con una varianza del 8.1%, donde la única variable significativa es el caudal (Tabla 6), es donde resaltan que los cambios estacionales (Saldaña-Fabela, 2011) por la contracción de la lámina de agua en estiaje lleva a un aumento de la temperatura, ocurre una mayor evaporación y se presenta un incremento en la concentración de nutrientes. Al incrementarse el caudal por los eventos de precipitación esta misma temperatura disminuye favoreciendo la mayor disolución de oxígeno y una dilución de nutrientes y iones disueltos.

Considerando la interpretación que se ha hecho de los componentes principales (PC1 y PC2), se puede asumir que los cuatro cuadrantes del espacio definido por ellos reflejan situaciones extremas en las que se puede encontrar el río, desde el punto de vista de la calidad (Figura 14):

- Cuadrante I. Aguas con enriquecimiento de nutrientes por degradación de materia orgánica. Aguas de muy mala calidad por posible eutrofización ocasionada por los vertidos de aguas residuales. Altas concentraciones de Amonio, Ortofosfatos y conductividad (Dodds *et al.*, 1998). Localidades 4 y 5.
- Cuadrante II. Aguas con baja concentración de Ortofosfatos pero con presencia de concentraciones de Amonio. Localidades 2 y 3.
- Cuadrante III. Aguas con buena saturación de oxígeno, donde la calidad del agua es relativamente buena y se consideran puntos más alejados de fuentes de contaminación (puntuales y difusas). Baja concentraciones de Ortofosfatos, baja conductividad y un pH más ácido con presencia de compuestos nitrogenados en estado de oxidación. Localidad 1.
- Cuadrante IV. Aguas con algunos compuestos nitrogenados en estados oxidados por procesos de autodepuración del sistema, pero todavía con presencia de materia orgánica. Presenta también sales disueltas y aumento de pH por ser de los tramos más bajos del río. Agua de calidad mala a regular. Localidades 6 y 7.

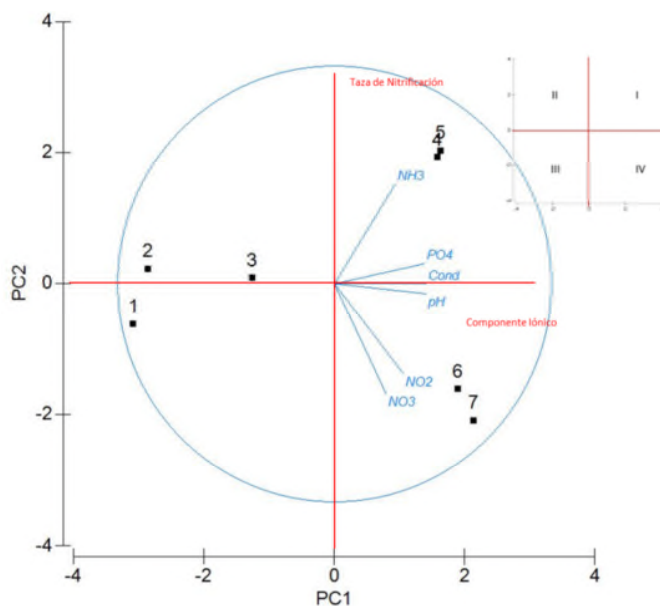


FIGURA 14.- PROYECCIÓN DE LAS VARIABLES CON LOS FACTORES 1 Y 2, Y UBICACIONES DE LAS LOCALIDADES OBTENIDAS EN EL ACP (PC1=COMPONENTE IÓNICO, PC2=TAZA DE NITRIFICACIÓN).

Siguiendo con las interpretaciones que se han hecho de los componentes principales anteriores, en la Figura 15A, donde se grafican las variables en los planos de los componentes principales PC1 y PC3, se puede asumir que cada uno de los cuatro cuadrantes reflejan:

- Cuadrante I. Localidades con altas concentraciones Ortofosfatos, Clorofila α , localidades eutrofizadas (Dodds *et al.*, 1998) y alta conductividad, con una saturación de oxígeno de baja a nula. Localidades 5 y 6.
- Cuadrante II. Aguas con baja concentración de Ortofosfatos pero con alta concentración Clorofila α y con una saturación de oxígeno de baja. Localidades 2 y 3.
- Cuadrante III. Se presentan las localidades con caudales importantes, Aguas con alta saturación de oxígeno, Bajas concentraciones de Ortofosfatos y Clorofila α , así como baja conductividad. Localidad 1.
- Cuadrante IV. Localidades con una buena saturación de oxígeno por el gasto constante de la Presa Centenario, con altas concentraciones de Ortofosfatos y alta concentración Clorofila α . Presenta también sales disueltas y aumento de pH, cercano a la neutralidad. Agua de calidad mala a regular. Localidades 4 y 7.

Finalmente, de las interacciones entre los componentes principales (PC1 y PC4), se puede interpretar (Figura 15B):

- Cuadrante I. Altas concentraciones de Ortofosfatos y alta conductividad, causado por ser localidades con impacto por aumento en la concentración de nutrientes. Pero conservan un caudal constante: la localidad 4 por el gasto constante de la Presa Centenario, la localidad 6 y 7 no se ve afectada por la estacionalidad y la alta conductividad coincide con localidades de desembocadura.

- Cuadrante II. Aguas con baja concentración de Ortofosfatos pero con bajo caudal. Localidad 2.
- Cuadrante III. Bajas concentraciones de Ortofosfatos, baja conductividad y un pH y con buen caudal. Localidades 1 y 3 sobre todo afectada por la apertura de compuertas de la Presa Constitución de 1857 en las temporadas de Lluvias y Postlluvias, en temporada de estiaje se comporta como un sistema léntico.
- Cuadrante IV. Presenta también sales disueltas y aumento de pH, caudal constante que no se ve afectada por la estacionalidad ya que la Presa Centenario tiene un gasto constante. Localidad 5.

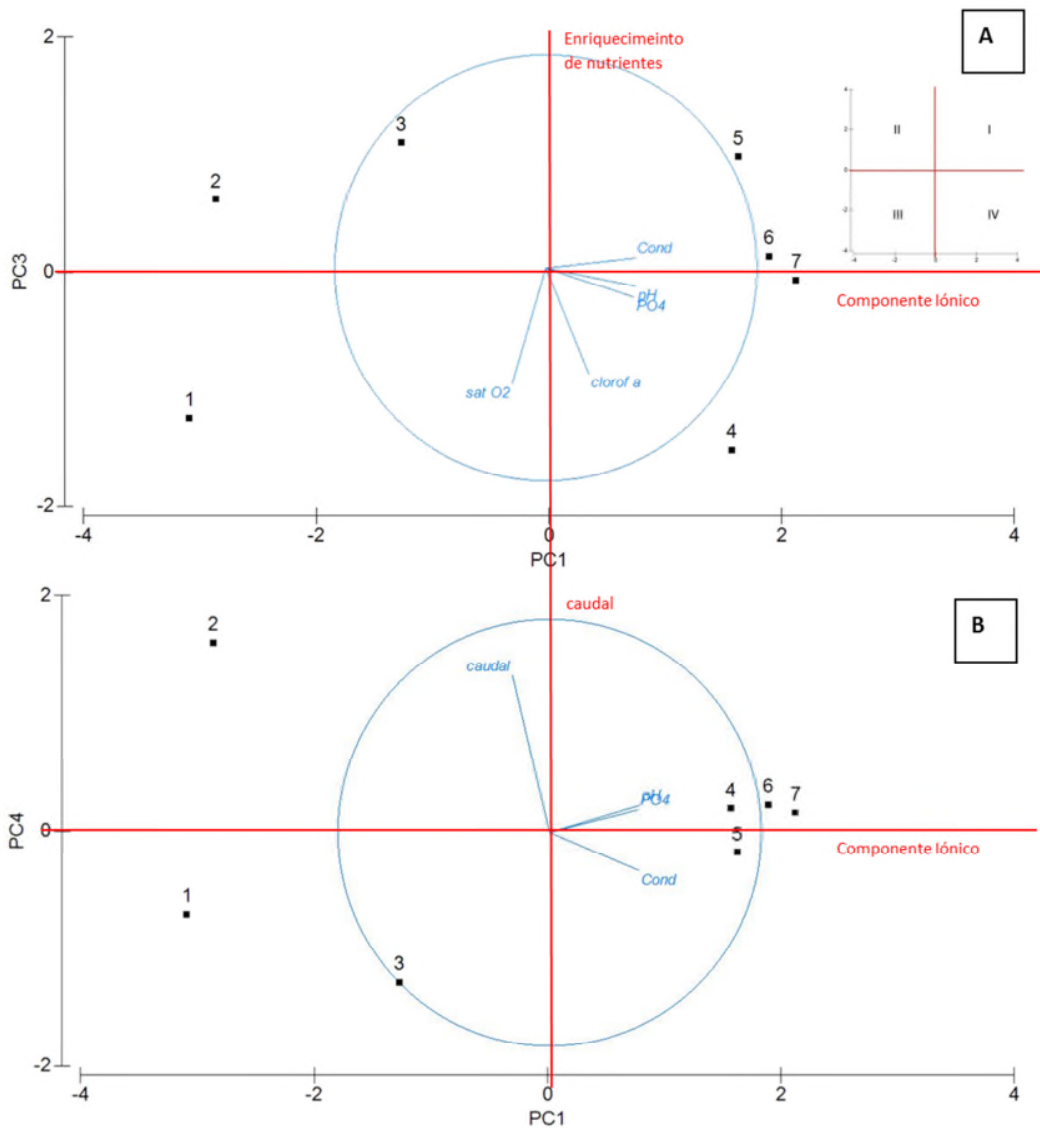


FIGURA 15.- UBICACIONES DE LAS LOCALIDADES (NÚMEROS) OBTENIDOS EN EL ACP. A) DISTRIBUCIÓN DE LOCALIDADES GRAFICANDO PC1XPC3 PC1=COMPONENTE IÓNICO, PC3= ENRIQUECIMIENTO DE NUTRIENTES. B) DISTRIBUCIÓN DE LOCALIDADES GRAFICANDO PC1XPC4 PC1=COMPONENTE IÓNICO, PC4=CAUDAL.

Ya que el ACP nos ha asignado un valor para las nuevas variables (PC's), ahora se pueden utilizar como descriptores de los procesos más importantes que tienen lugar en el río San Juan. Partiendo de esta premisa, el plano factorial, definido por estos factores, puede ser utilizado para representar los valores que toman las nuevas variables para cada muestreo individual, o bien se pueden agrupar y representar según cualquier combinación temporal o espacial. De este modo se puede obtener una ordenación del río por localidades de muestreo (Figura 14), o bien por año, calculando los valores medios de para todo el río (Figura 16). La agrupación por localidades (Figura 14) proporciona una imagen espacial del río definido por los procesos que se han asociado a cada factor.

Variabilidad espacial

La agrupación de los casos en localidades y la representación de los valores medios de cada localidad de muestreo en el espacio factorial (Figura 16) da una imagen global del río en un plano definido por dos ejes relacionados con la contaminación y con la distribución geográfica que simplifica las variaciones temporales. Esta agrupación espacial de los casos proviene del promedio y de todos los valores de una misma localidad correspondiente a los años 2013 y 2014. Se aprecia el recorrido fluvial (desde la localidad 1, cabecera, a la 7, desembocadura).

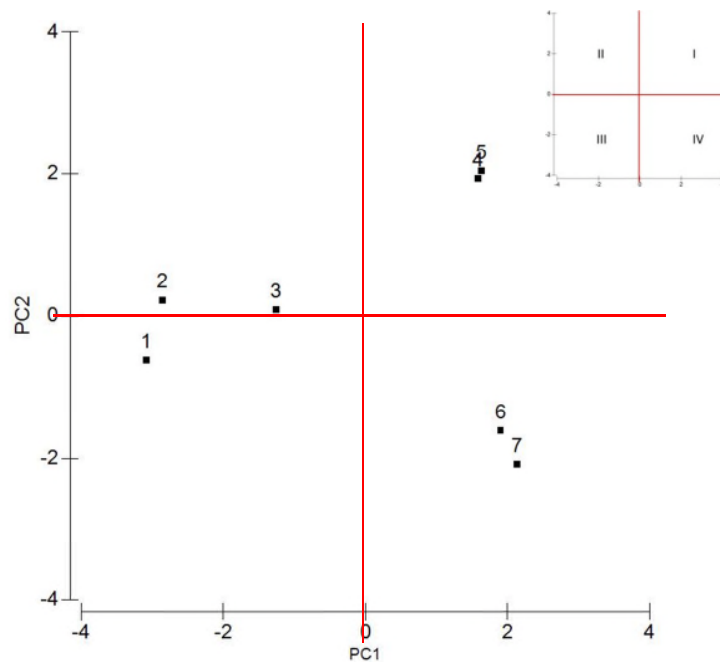


FIGURA 16.- UBICACIÓN DE LAS LOCALIDADES DE MUESTREO EN EL PLANO DEFINIDO POR LAS VARIABLES PC1 Y PC2, OBTENIDAS MEDIANTE ACP. LAS COORDENADAS SON LOS VALORES MEDIOS DE CADA LOCALIDAD PARA LOS AÑOS 2013 Y 2014.

Dentro del esquema de la Figura 16 tienen una tendencia de izquierda a derecha, siguiendo un flujo desde la cabecera hasta la desembocadura, exceptuando las localidades 4 y 5, esta alteración se atribuye al hecho de que precisamente en la localidad 4 y 5 reciben las aguas de desecho municipales, industriales y del distrito de riego, esto introduce un efecto distorsionador en la ordenación. El PC2 separa claramente las localidades 4 y 5 del resto, ya que los vertidos generan

discontinuidades espaciales (Petts, 1984; Ward y Stanford, 1983), por las altas concentraciones de N-Amoniacal. Asumiendo que estos PC1 y PC2 están asociados a la contaminación del agua, ya que son los que engloban a los compuestos nitrogenados y ortofosfatos (nutrientes), se pueden caracterizar tres tramos de río al proyectar los valores de las distintas localidades:

a) Cuadrantes II y III (Figura 16), esto es, zona menos contaminada o enriquecida con nutrientes, están las localidades cercanas a la cabecera (1 y 2) y la entrada a la ciudad de San Juan del Río (3). En estas localidades tanto el río como las presas mantienen sus ciclos de Nitrógeno (conversión de amoníaco a nitritos y nitratos), lo cual coincide con lo afirmado por Saldaña-Fabela (2011) para este mismo sistema (río y embalses en cascada).

b) Cuadrante IV (Figura 16), con regular contaminación, cercana a la desembocadura (localidades 6 y 7); esto es el resultado de un proceso de autodepuración del río en un tramo en el que no se producen vertidos importantes y en el que las cascadas y los rápidos agua facilitan la entrada de oxígeno atmosférico, así como existe una conversión autótrofa de amonio a nitritos y nitratos que actúa en forma continua (Chapman, 1992), por lo que los nitritos son rápidamente oxidados a nitratos en el río y en la Presa Paso de Tablas y los procesos de metabolización de ortofosfatos son llevados a cabo en el embalse y el río por acción de bacterias y algas.

c) Cuadrante I (Figura 16), es el tramo comprendido entre las poblaciones San Juan del Río y Tequisquiapan (localidades 4 y 5) se encuentra, en comparación con el resto, altamente contaminado, debido, probablemente, a los vertidos sin tratar de estas localidades y los efectos de los lixiviados de los agroquímicos de las áreas de cultivos aledaños a estas zonas y los provenientes del distrito de riego de San Juan del Río y las aguas municipales de San Pedro Ahuacatlán y Tequisquiapan (Anexo 1), algo similar a lo ocurrido en el río Lerma causado por las actividades agrícolas y las densidades humanas (López-Hernández *et al.*, 2007 y 2009).

Ahora bien, al realizar un ordenamiento por análisis cluster, con medidas de correlación de distancia Euclidiana (Figura 17) se puede observar los 3 tramos del río antes mencionados: Menos contaminada, con un bajo enriquecimiento de nutrientes y con relativamente altas saturaciones de oxígeno, es decir, con buena calidad de agua; la zona altamente impactada (localidades 4 y 5) y finalmente la zona de recuperación (localidades 6 y 7). Cabe destacar que la localidad 3 (San Juan del Río) a pesar de formar parte del grupo de menor contaminación no se encuentra ligada de la misma magnitud a las otras dos localidades de cabecera (1 y 2) y esto se debe a que como recibe agua de forma intermitente por la presa Constitución de 1857, sobre todo en las épocas de lluvias y postlluvias, se comporta como una localidad de cabecera, tal como lo describen Ward y Stanford (1983). La localidad 3 se ve afectada en cuanto a la cantidad de agua ya que está sujeta a las políticas de manejo de agua mediante la presa Constitución de 1857, con el objetivo de garantizar el cumplimiento del calendario de cultivos, por lo que en la temporada de estiaje el cauce llega a tornar su carácter lótico a sistema léntico (López-Hernández *et al.*, 2007).

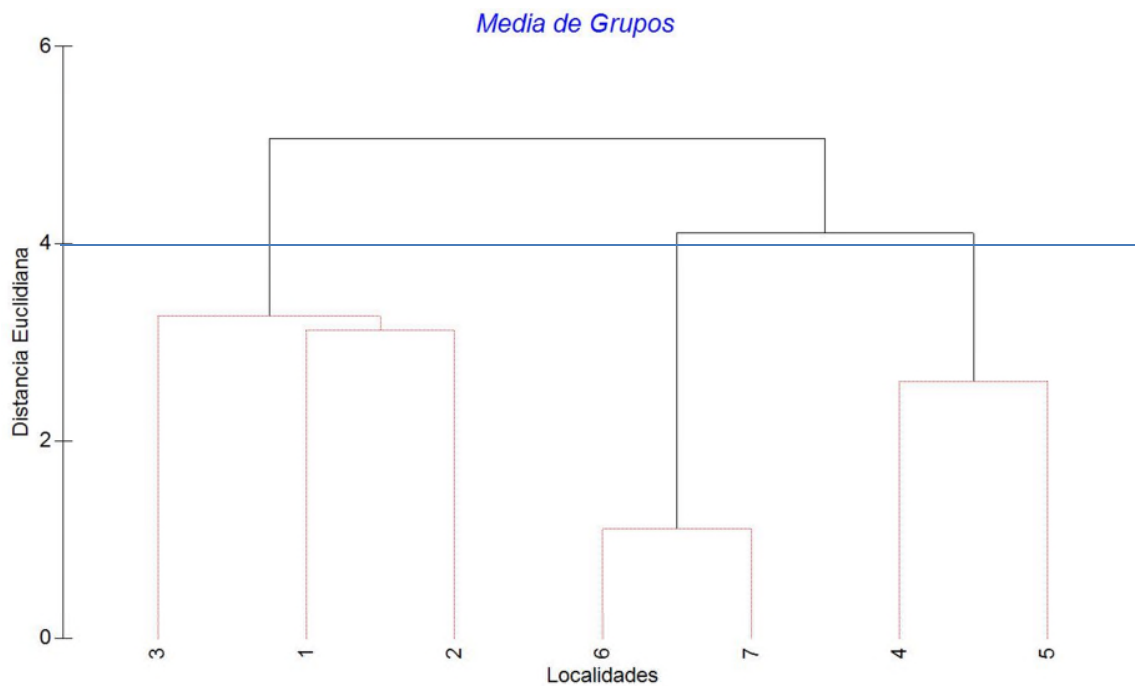


FIGURA 17.- DIAGRAMA DE CLUSTER POR LA MEDIDA DE DISTANCIA EUCLIDEANA, DONDE SE ORDENAN LAS LOCALIDADES DEACUERDO A SUS COEFICIENTES DE CORRELACIÓN

Por otro lado, Comas y colaboradores (1994) mencionan que a partir de la matriz de coeficientes del ACP (Tabla 7) se puede construir un modelo para predecir los cambios esperables en el río cuando los valores de algunas de las variables estudiadas cambien. Para construir dicho modelo son necesarias crear ecuaciones lineales o factores, son variables resultantes de un proceso de combinación lineal de las variables iniciales, utilizando los resultados obtenidos en el ACP, para el presente caso se utilizarán 2 ecuaciones (F1 y F2). Las ecuaciones son las siguientes:

$$F1 = 0.422 \text{ Cond} + 0.416 \text{ PO}_4^{3-} + 0.423 \text{ pH} + \varepsilon$$

$$F2 = -0.505 \text{ NO}_3^- + 0.456 \text{ NH}_3 - 0.414 \text{ NO}_2^- + \varepsilon$$

Entonces, con dichas ecuaciones seríamos capaces de predecir las variaciones en el río San Juan, pensando que se instalara una planta de tratamiento de aguas residuales en la ciudad de Tequisquiapan con una capacidad de remoción de nutrientes en un 90% se presentaría un desplazamiento de la localidad 5 del cuadrante inferior izquierdo, mala calidad de agua, al cuadrante inferior derecho donde adquirirá una clasificación de calidad de agua regular o buena (Figura 18). Esto quiere decir que, no habrá más aporte de aguas residuales municipales, los valores de nutrientes disminuirán por los procesos de digestión de materia orgánica y causará un aumento de oxígeno disuelto en el sistema, específicamente en la localidad 5 y subsecuentes.

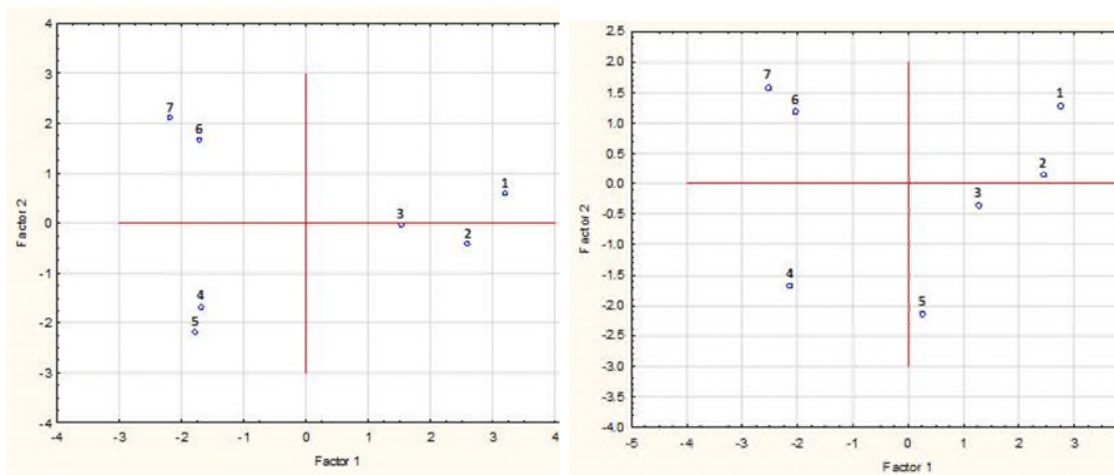


FIGURA 18.- UBICACIÓN DE LAS LOCALIDADES DE MUESTREO EN EL PLANO DEFINIDO POR LAS VARIABLES F1 Y F2, GRÁFICA ORIGINAL (IZQUIERDA), UBICACIÓN DE LAS LOCALIDADES DE MUESTREO EN EL PLANO DEFINIDO POR LOS FACTORES F1 Y F2, MODELADO (DERECHA).

CONCLUSIONES

- Los cuatro primeros factores extraídos por el ACP explican un 98.5 % de la varianza. Se puede establecer, pues, que si en lugar de trabajar con las 13 variables originales se estudian 3 nuevas variables (PC) que son combinación de 9 de ellas, las dos primeras PC dan cuenta de más de la mitad de la varianza acumulada en los datos, lo que simplifica la interpretación de los procesos predominantes en el río. El PC1 (54.3%) se asocia al enriquecimiento de nutrientes dado por la contaminación orgánica del agua, dada su elevada correlación con variables indicadoras de contaminación orgánica (ortofosfatos) así como con la conductividad y el pH, lo cual nos indica la existencia de vertidos de aguas residuales y/o lixiviados de agroquímicos. El PC2 explica el 25.4% de la varianza, las variables asociadas a este factor son todos los compuestos nitrogenados, donde se observan los tramos asociados a los procesos de degradación de materia orgánica. El PC3 (10.7%) resaltan que los cambios estacionales ya que las variables que actúan son saturación de oxígeno y caudal, donde se observan tramos de cabecera.
- Al analizar la variabilidad espacial, con una tendencia que va de la cabecera hasta la desembocadura, exceptuando las localidades 4 y 5, ya que estas reciben las aguas de desecho municipales, industriales y del distrito de riego y ello introduce un efecto distorsionador en la ordenación, ya que los vertidos generan discontinuidades espaciales.
- Al analizar el ordenamiento de las localidades por medio del Cluster, se mantiene la agrupación de la variación espacial: zonas de cabecera, zona impactada y la zona de recuperación. La localidad 3 se ordena junto con las localidades de cabecera debido a que este sistema es discontinuo por la presencia de embalses, en el presente caso: la presa Constitución de 1857, la cual sólo aporta gastos mínimos en las temporadas de lluvias y postlluvias, lo que genera que esta localidad se comporte como una localidad de cabecera,

tal como lo comentan Ward y Stanford (1983), mientras que en estiaje se comporta como un sistema léntico.

- A partir de la matriz de coeficientes del ACP se pudo construir un modelo para predecir los cambios en el río cuando los valores de las variables estudiadas cambien. Entonces, instalando una planta de tratamiento de aguas residuales en la ciudad de Tequisquiapan, se presentaría un mejoramiento de la calidad de agua de mala a regular o buena.

REFERENCIAS

Allan, J.D. 1995. Stream Ecology. Structure and function of running waters. Chapman y Hall (eds). Oxford, Gran Bretaña.

Alonso, M. 1998. Las lagunas de la España peninsular. *Limnética*, 15: 1-176.

Alvárez-Cobelas, M., Rubio-Olmo, A., Muñoz-Ruiz, P. 1992. Eutrophication in Spanish freshwater ecosystems. *Limnetica*, 8: 263-266

A.P.H.A. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Díaz de Santos, S.A., Madrid.

Armitage, P.D., Pardo, I. Furse, M.T., Wright, J.F. 1990. Assesment and prediction of biological quality, a demonstration of a British macroinvertebrate-based method in two Spanish rivers. *Limnética*, 6: 147-156.

Bravard, J. P., Petts, G. E. 1996. Human impacts on fluvial systems, en *Fluvial Hydrosystems* (eds. Petts, G. E. y Amoros, C.), pp. 242-262, Chapman y Hall, London.

Brooks, K., P. Folliott, J. Magner. 2012. Hydrology and the management of watersheds. 4th. Wiley-Blackwell. Iowa, USA.

Chapman, D. 1992. Water Quality Assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. UNESCO, WHO, UNEP. Chapman & Hall, University Press. Cambridge, U.K.

Campos, F., Lecuona, J.M., García-Fresca, C., Hoscos, J., Miranda, R., De la Riva, C., Escala, M.C. 1997. Annual variation of the fish community composition in the Urredera river (Navarra, Spain). *Limnética*, 13 (1): 25-29.

Casas, J.J., Zamora-Muñoz, C., Archila, F., Alba-Tercedor, J. 2000. The effect of a headwater dam on the use of leaf bags by invertebrate communities. *Regul. Rivers: Res. y Mgmt.*, 16: 577-591.

Comas, E., J. Armengol, S. Sabater, F. Sabater. Variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua en el río Urola (Guipuzkoa). *Ingeniería del Agua*. 5(4):29-36.

- Cortés, R.M.V., Monzón, A. 1991. Biological assesment of water quality in Northern Portugal using a meted combining species tolerance and diversity along the longitudinal axis. *Limnética*, 7: 123-132.
- Cushing, C.E., C.D. McIntire, J.R. Sedell, K.W. Cummins, G. W. Minshall, R.C. Petersen, R.L. Vannote, 1980. Comparative study of physical-chemical variables of stream using multivariate analysis. *Archives Hydrobiology*, 89 (3): 343-352.
- Dodds, W. K., J. R. Jones y E. B. Welch. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by Chlorophyll, Total Nitrogen, and Phosphorus. *Water Research* 32(5):1455-1462
- Downes, B. J., Barmuta, L. A., Fairweather, P. G., Faith, D. P., Keough, M. J., Lake, P. S., Mapstone, B. D. , Quinn, G. P. 2002. *Monitoring ecological impacts: concepts and practice in flowing waters*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Drastik, J., Kubecka, T., Chech, M.J., Frouzová, J., Prchalová, M. 2008. The effect of hydropower on fish stocks: comparison between cascade and non-cascade reservoirs. *Hydrobiología* 609:25-36.
- Dynesius, M., Nilsson, C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science*, 266: 753-762.
- Gaceta Ecológica. Enero de 1990. Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. CE-CCA- 001/89. *Gaceta Ecológica* 2(6):1-18.
- García-Ruiz, R., Pattinson, S.N. y Whitton, B.A. 1998. Denitrification in river sediments: relationship between process rate and properties of water and sediment. *Freshwat. Biol.*, 39:467-476
- Gasith, A. y Resh, V.H. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: Abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Ann. Rev. Ecol. Sist.*, 30:51-81
- Gauch, H. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Grove, A. T. y Rackham, O. 2001. *The Nature of Mediterranean Europe. An Ecological History*. Yale University Press, New Haven and London.
- Hauer, F. R. y Lamberti, G. A. 1996. *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego.
- Hynes, H.B.N. 1970. *The Ecology of the running waters*. Liverpool UP, Liverpool, 555 p.
- Hynes, H. B. N. 1975. The stream and its valley. *Verh. Int. Verein. Limonol*, 12: 1-57.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2010). *XIII Censo de Población y Vivienda*. INEGI. México.
- Graça, M.A.S., Fonseca, D.M. y Castro, S.T. 1989. The distribution of macroinvertebrate communities in two Portuguese rivers. *Freshwat. Biol.*, 22: 297-308.

- Jhonson, L. B., Richards, C. Host, G. E. y Arthur, J. W. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwat. Biol.*, 37: 193-208.
- Johnson, R. A.; Wichern, D.W. 1988. *Applied multivariate Statistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey.
- Jongman, R.H.G.; Ter Braak, C.F.J.; Van Tongeren, O.F.R. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press.
- Junk, W. J., Bayley, P. B. y Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems, En *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106: 110-127
- Karr, J. 1991. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*. 1(1): 66-84.
- Legendre P., L. Legendre. 2012. *Numerical Ecology*. 3rd. Elsevier. Amsterdam, Netherlands.
- Leopold, L. B., Maddock, T. Jr. 1953. The hydraulic geometry of streams channels and some physiographic implications. *US Geol. Surv. Prof Paper*, 252: 57pp.
- López-Camacho, B., Sánchez-González, A. y Baffle, A. 1992. Overexploitation problems in Spain. En *Selected papers on Aquifer Overexploitation*. *Hydrogeology*, 3: 363-371.
- López Hernández, M., M.G. Ramos-Espinosa y J. Carranza-Fraser. 2007. Multimetric Analyses for Assessing Pollution in the Lerma River and Chapala Lake, México. *Hidrobiologica* 17(1): 17–30.
- López-Hernández., M. G. Ramos-Espinosa y A. Flores-Macías. 2009. Insectos acuáticos como indicadores de contaminación del río Lerma. *Entomología Mexicana* 8:309-314.
- Manly, F. J. 1995. *Multivariate statistical methods. A primer*. Chapman and Hall. . Margalef, R. 1960. Ideas for a syntethic approach to the ecology of running waters. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 45: 133-153.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona.
- Manzanera-Manzanera, M.A. y Álvarez-Pellitero, M.P. 1987. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y su helmitofauna en un tramo del río Omañas (León). *Limnética*, 133-139.
- Membiela, P., Montes, C. y Martínez-Ansemil, E. 1991. Características hidroquímicas de los ríos de Galicia (NW Península Ibérica). *Limnética*, 7: 163-174.
- Mollá S., Maltchik, L. y Casado, C. 1994. Primeros datos sobre el metabolismo de un arroyo temporal mediterráneo de Sierra Morena (Córdoba). *Limnética*, 10 (1): 59-67.

- Monzón, A., Casado, C., Montes, C, y García de Jalón, D. 1991. Organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (Sistema Central, Río Manzanares, España). *Limnética*, 7: 97-112.
- Moreno, J.L., Suárez, M.L. y Vidal-Abarca, M.R. 1995. Hidroquímica de las ramblas litorales de la región de Murcia: variaciones espacio-temporales. *Limnética*, 11(1): 1-13.
- Morgan, A.M., M.B. David y L.E. Gentry. 2006. Relationships among Nutrients, Chlorophyll-a, and Dissolved Oxygen in Agricultural Streams in Illinois. *J. Environ. Qual.* 35:1110 – 1117.
- Neil, M. 1989. Nitrate concentrations in river waters in the South-East of Ireland and their relationships with agricultura) practice. *Wat. Res.*, 23: 1339-1355.
- Ortega, M., Vidal-Abarca, M. R., Suarez, M. L., González, J. L. y Ramirez-Díaz, L. 1988. Características físico-químicas de las aguas superficiales de la rambla del Moro después de una riada (Cuenca del río Segura, SE de España). *Limnética*, 4: 19-26.
- Pardo, I. 1994. Comparative water quality characterization by PCA of an unperturbed and polluted stream. *Arch. Hydrobiol.*, 132 (1): 95-114.
- Petts, G.E. 1984. *Impounded rivers*. Wiley. Chichester, UK.
- Petts, G. E. y Amoros, C. 1996. The fluvial hydrosystem,. En *Fluvial hydrosystems* (eds. Petts G. E. y Amoros, C.) pp. 1-12. Chapman y Hall, London, UK
- Pedrochi Renault, C. 1998. *Ecología de los Monegros. La paciencia como estrategia de supervivencia*. Instituto de estudios Altoaragoneses, Huesca.
- Picazo, J. y Alba-Tercedor, J. 1996. Caracterización físico-química de las aguas de la cuenca del río Guadiana Menor. IV Simposio sobre el Agua en Andalucía, 2. Almería.
- Plan de desarrollo Municipal 2016-2018, Aculco. (2016). <http://aculco.gob.mx/pdf/plan16-18.pdf>. Fecha de consulta:16/8/2017.
- Prat, N. 1993. El futuro de los ríos españoles: secos o contaminados. *Quercus*, febrero: 22-24.
- Prat, N., Rieradevall, M., Munné, A., Solá, C. y Bonada, N. 1999. La qualitat ecológica del Llobregat, el Besos i el Foix. Informe 1997. Diputació de Barcelona. Àrea de Medi Ambient (Estudis de la Qualitat Ecológica dels Rius, 6). 154pp.
- Roca, J.R. 1990. Tipología físico-química de las fuentes de los Pirineos centrales: síntesis regional. *Limnética*, 6: 57-79.
- Ruiz, E., Echeandía, A. y Romero, F. 1994. Relaciones entre agua y sedimento en ríos de origen torrencial. *Limnética*, 10 (1): 101-107.

- Sabater, F.; J. Armengol; S. Sabater. 1991. Physicochemical disturbances associated with spatial and temporal variation in a Mediterranean river. *J. of N.Am. Benthol. Soc.* 10(1):2-13.
- Sabater, F.; S. Sabater; J. Armengol. 1990. Chemical characteristics of a mediterranean river as influenced by land uses in the watershed. *Water Resources* 24 (2) 143-155.
- Saldaña-Fabela, M. P., Díaz-Pardo, E., Gutiérrez-Hernández, A. 2011. Diagnóstico de la calidad del agua en un sistema de embalses en cascada, cuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Tecnología y ciencias del agua.* 2(3): 115-126.
- SEDATU. 2015. Atals de riesgos Naturales, Aculco, México, 2014. SEDATU. México. http://www.anr.gob.mx/Docs/15003_ACULCO.pdf. Fecha de consulta:16/08/2017.
- Stanley, E. H.; Fisher, S.G.; Grimm, N.B. 1997. Ecosystem expansion and contraction in streams. *Bioscience* 47 (7): 427-435.
- StatSoft, Inc. (2011). STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com.
- Steinberg C., Schiefele S. 1988. Biological indication of trophy and pollution of running waters. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 21: 227–234.
- Thomas, G. W. y Crutchfield, J.D. 1974. Nitrate-nitrogen and phosphorus contents of streams draining small agricultura) watersheds in Kentucky. *J. Environ. Qual.*, 3: 9-46.
- Thorp, J. A., D. C. Rogers (eds). 2015. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. Volume I Ecology and General Biology. Elsevier Academic Press. 1097 pp.
- USEPA. 2000. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual Rivers and Streams. EPA. Washington, USA. 253pp.
- Uys, M.C. y O'keeffe, J.H. 1997. Simple words and fuzzy zones: early directions for temporary rivers research in South Africa. *Environmental Management.*, 21(4): 517-531
- Vanotte, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K.W. Sedell, J.R. and Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 37:130-137.
- Vidal-Abarca, M.R., Suarez, M.L. y Ramírez-Díaz, L. 1992. The ecology of Spanish semiarid streams. *Limnética*, 8: 151-160.
- Vidal-Abarca, M. R., Suárez, M.L., Moreno, J.L., Gómez, R. y Sánchez, I.2000. Hidrochirrnica de un río de características semiáridas (río Chicamo; Murcia). Análisis espacio temporal. *Limnética* 18: 57-73
- Vivas, S. y Casas, J.J. 2002. Macroinvertebrates colonising leaf litter of contrasting quality in a travertine Mediterranean stream. *Arch. Hydrobiol.* 154 (2): 225-238.

Walling, D. E. y Webb, B. W. 1975. Spatial variation of river water quality: a survey of the river Exe. *Trans. Inst. British Geographers*, 65: 155-169

Walling, D. E. y Webb, B. W. Water quality: I. Physical characteristics. p. 48–72. *In*: P. Calow and G.E. Petts (ed.) *The rivers handbook*. Vol. 1. Blackwell Scientific, Oxford, UK.

Ward, J.V.; Stanford, J.A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. 29-42. *In*: D. Fontaine and S.M. Bartell (eds). *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, USA.

Wilby R. y Gibert, J. 1996. Hydrological and hydrochemical dynamics. *En Fluvial Hydrosystems*, (eds. Petts, G. E. y C. Amoros), pp. 37-67. Chapman y Hall, London.

Wetzel y Linkens 1991. *Limnological Analyses*. 2nd. Springer-Verlag. New York, USA.

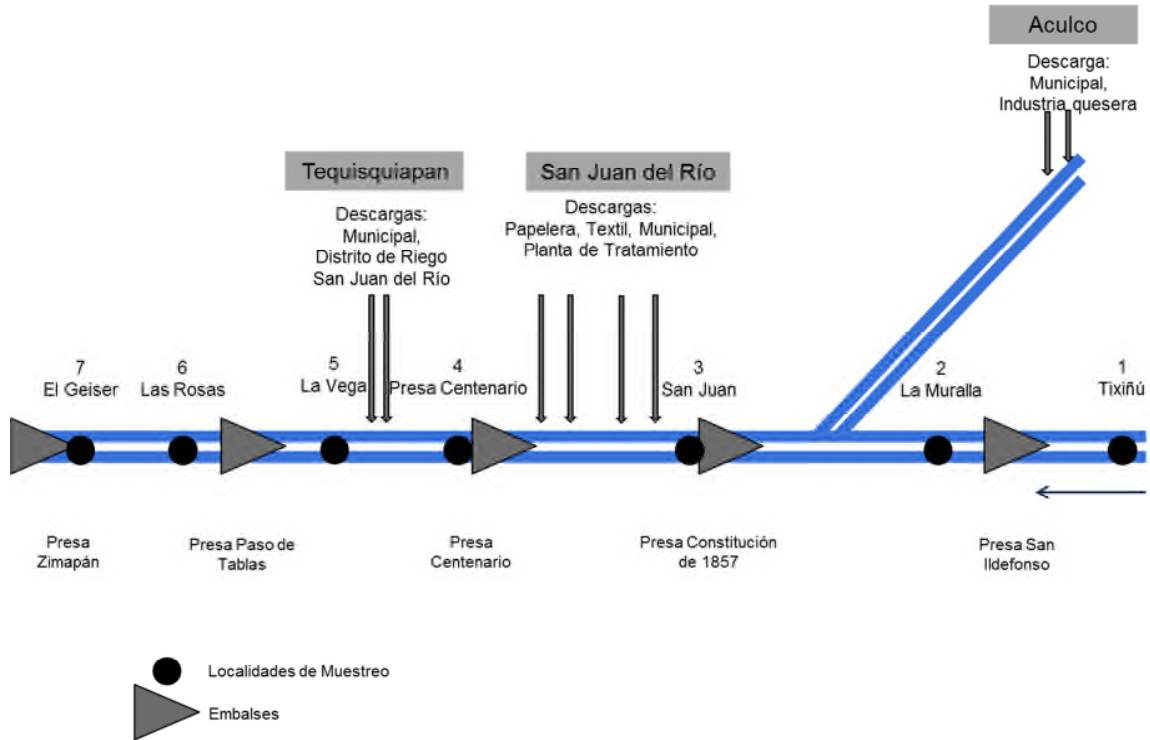
Zamora-Muñoz, C. y Alba-Tercedor, J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *J.N. Am. Benthol. Soc.*, 15 (3) :332-352.

Ward, J. Stanford, J. 1995. The Serial Discontinuity Concept: Extending the Model to Floodplain. *Rivers Regulated Rivers Research & Management* 10(2-4):159-168.

Ward, J.V.; Stanford, J.A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. 29-42. *In*: D. Fontaine and S.M. Bartell (eds). *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, USA.

ANEXO 1

Diagrama de la ubicación de las descargas aportadas al sistema y los sitios de muestreo (modificado de Saldaña-Fabela et al., 2011).



CAPÍTULO 4 RESPUESTA DE ENSAMBLES DE MACROINVERTEBRADOS A LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS.

INTRODUCCIÓN

Las variables físico-químicas del medio acuático suelen ejercer una importante influencia sobre la distribución de los macroinvertebrados (Giller y Malmqvist, 1998). La sensibilidad general de éstos a variables como caudal, temperatura, concentraciones de oxígeno disuelto y materia orgánica, los ha convertido en una valiosa herramienta para el biomonitoreo y bioevaluación de la calidad de los afluentes (Rosenberg y Resh, 1993).

Las comunidades de macroinvertebrados pueden ser utilizados para evaluar, a corto y largo plazo, la calidad de agua y pueden ser usados para determinar la calidad del ecosistema acuático. A corto plazo muestra el estado del cuerpo de agua, ya sea limpio o contaminado. A largo plazo muestra si las condiciones están mejorando o empeorando a lo largo del tiempo (Kolbe y Luedke, 2009).

Los macroinvertebrados bentónicos son categorizados basados en su tolerancia a la contaminación y como organismos indicadores en la evaluación de la salud de los ríos. Estas categorías están basadas en sus valores de tolerancia a las concentraciones de oxígeno disuelto, grupos alimenticios funcionales o tolerancia a ciertas concentraciones de nutrientes o contaminantes.

Los valores de tolerancia se aplican a nivel taxonómico de familia y pueden variar de acuerdo al género. Estos valores de tolerancia son asignados a ciertos organismos que son usados como indicadores de contaminación. Como regla general, en ríos con bajo impacto, los organismos intolerantes estarán presentes junto con organismos tolerantes y organismos intermedios (Facultativos y Moderados). El tipo y el número de organismos presentes puede decir mucho acerca del río. Si una comunidad acuático está constituida por más organismos intolerantes y pocos intermediarios y formas tolerantes, el río puede ser considerado saludable. La presencia de organismos intolerantes e intermedios generalmente significa que no existe contaminación significativa. Una pobre calidad de agua es indicativo que el número de organismos tolerantes excede al de intermediarios y que los organismos intolerantes están ausentes (Kolbe y Luedke, 2009).

Por otro lado, la clasificación de acuerdo al grupo funcional alimenticio (Functional Feeding Group, FFG) está basada en las preferencias alimenticias y en cómo un organismo come o lo que come. Esta clasificación es útil en examinar las asociaciones a nivel de comunidad con el hábitat físico (Rempel *et al.*, 2000). Se ha identificado que una serie de macroinvertebrados de los grupos funcionales alimenticios (una unidad no taxonómica) están implicados en el procesamiento de

materia orgánica en ríos (Rawer-Jost *et al.*, 2000). Estos grupos funcionales alimenticios son: Recolectores (collector-gatherers), Raspadores (scrapers/grazers), Trituradores (shredders), Depredadores (predators) y Filtradores (collector-filterers) (Vannote *et al.*, 1980; Rempel *et al.*, 2000; Dobson *et al.*, 2002; Miserendino y Pizzolon 2000 y 2003). Las cadenas tróficas en ríos con ecosistemas forestales son típicamente manejadas por las entradas de materia orgánica alóctona, principalmente hojarasca (Vannote *et al.* 1980; Cheshire *et al.*, 2005).

En los ríos, la hojarasca es fácilmente lixiviada, colonizada y descompuesta por microorganismos, y consumida por macroinvertebrados trituradores (Gessner *et al.*, 1999). Estos procesos conducen a la producción de materia orgánica particulada fina (FPOM), que es consumida por una serie de organismos colectores (recolectores y filtradores). Los trituradores y colectores son, por tanto, los principales consumidores primarios de los ríos forestales, proporcionando el principal vínculo entre los insumos orgánicos y los depredadores (Arimoro, 2007).

En países desarrollados, particularmente Europa con su Directiva Marco del Agua y Estados Unidos con su Ley de Aguas Limpias (Clean Water Act), proponen el uso de diversos protocolos dirigidos a la evaluación de la integridad ecológica o la evaluación del estado ecológico, entre ellos el uso de Grupos funcionales alimenticios, asignar valores de tolerancia de contaminantes, etc., todo esto lleva al aumento en el conocimiento de los procesos dinámicos complejos en los ecosistemas dulceacuícolas, lo cual es muy escaso en países en vías de desarrollo como México.

Como se mencionó en capítulos anteriores, el presente río estudiado, generalmente presenta un considerable grado de actividad antrópica, donde la actividad dominante suele ser la agricultura, aunque suelen ser frecuentes e intensas otro tipo de actividades (industriales y servicios). La cuenca del río San Juan fue considerada una de las 20 cuencas más contaminadas del país (CONAGUA, 2008), actualmente ya no se encuentra dentro de esta categoría, sin embargo, no hay estudios recientes acerca de las comunidades de macroinvertebrados que lo habitan, mucho menos, una evaluación de la calidad de este río utilizando los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores del grado de contaminación de este río. Por lo cual, los objetivos específicos del trabajo son: 1) examinar los patrones de distribución de los macroinvertebrados dentro de sus categorías de tolerancia, 2) identificar las variables físico-químicas fluviales generadoras de los principales gradientes ambientales potenciales condicionantes de estos patrones de distribución, y 3) analizar las relaciones de los grupos funcionales alimenticios con los gradientes ambientales obtenidos del río.

MATERIAL Y MÉTODOS

La descripción del área de estudio se encuentra en el capítulo 2 sólo como referencia se presentan aquí sus ubicaciones (Figura 19 y Tabla 8). Estas localidades fueron muestreadas, en general, con una periodicidad estacional (secas, lluvias y postlluvias) en los años de 2013 y 2014, esto estuvo condicionada por la temporalidad del río.

TABLA 8.-UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Localidad #	Nombre	Latitud E ° ' ''	Longitud N ° ' ''	Altitud msnm
1	Tixiñú	-99°52'50''	20°06'38''	2402
2	La Muralla	-99°58'29''	20°13'53''	2094
3	San Juan del Río	-100°00'14''	20°22'38''	1916
4	Presa Centenario	-99°53'57''	20°30'40''	1894
5	La Vega	-99°53'21''	20°32'05''	1873
6	Las Rosas	-99°45'23''	20°33'41''	1786
7	El Geiser	-99°41'07''	20°34'43''	1642

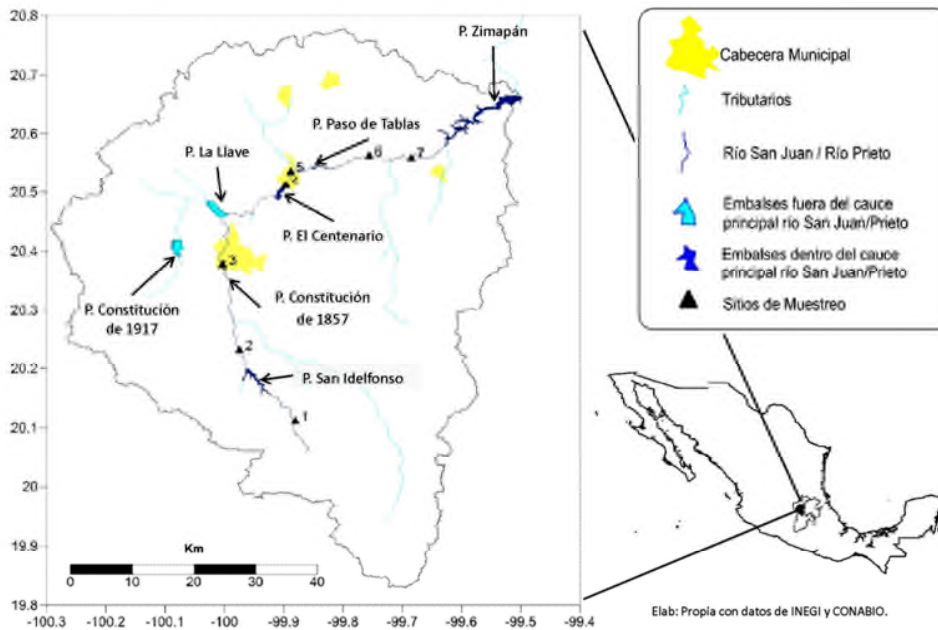


FIGURA 19.- CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, RESALTANDO SITIOS DE MUESTREO, CAUCE PRINCIPAL Y LOS PRINCIPALES EMBALSES.

MACROINVERTEBRADOS

La recogida de los macroinvertebrados se realizó en cada punto del muestreo, esta selección se hizo en función de la accesibilidad, velocidad de corriente y los hábitat existentes (presencia de vegetación y/o sustratos rocosos o fangosos, troncos sumergidos, etc). Se siguió el procedimiento para muestrear ríos utilizado por Hilsenhoff (1988) utilizando una red de cuchara colocada contra corriente, con una abertura de malla de 500µm, en un tramo del río de 100 m de longitud y un área total muestreada por sitio de 0.2 m² (resultado de multiplicar 0.4m de la longitud de la red y el área muestral de 0.5m), las rocas, troncos y vegetación sumergida encontradas en el área muestral fueron revisadas, siguiendo los procedimientos de McCafferty (1981).

Los organismos se conservaron para su posterior identificación en frascos con alcohol etílico al 96%. Los organismos fueron contados e identificados en microscopio estereoscópico de disección de 40X (Motic) hasta el nivel taxonómico requerido y se volvieron a fijar en etanol al 70% y se almacenaron en recipientes correctamente etiquetados y sellados. La identificación de los

organismos se realizó a nivel familia (excepto Anélidos, ostrácodos, hidrácaros y algunos Crustáceos), utilizando las claves taxonómicas de Thorp y Rogers (2011); Merritt y Cummins (1996); y Pennak (1978).

Una vez concluida la fase de identificación, para cada muestra se calcularon la riqueza del total de familias, la riqueza de familias de EPT (efemerópteros, plecópteros y tricópteros), la riqueza de familias de OCH (odonatos, coleópteros y heterópteros), riqueza de Chironómidos y riqueza de familias de Dípteros. También se clasificaron de acuerdo a la categoría de Tolerancia (IEPA, 1975; Myslinski y Ginsburg, 1977; y Merritt y Cummins, 1996) (Tabla 12). Se clasificaron los macroinvertebrados por categoría de tolerancia, se cuantificó su abundancia y porcentaje con respecto a la abundancia total por cada localidad y temporada, y también se clasificaron por características de grupos tróficos funcionales (Merritt y Cummins, 1996; y Mandaville, 2002) (Tabla 12).

VARIABLES ABIÓTICAS

Tanto la recolecta de muestras como las variables medidas *in situ* y *ex situ* ya fueron descritas en el capítulo 3.

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para explorar las principales tendencias de variación de las familias de macroinvertebrados y su relación con las variables físico-químicas del agua estudiadas se aplicaron dos tipos de análisis de ordenación: análisis de correspondencias (AC) y análisis de correspondencias canónicas (ACC). Ambos tipos de análisis fueron llevados a cabo mediante el paquete estadístico CANOCO en versión 4.5 para Windows (Ter Braak y Smilauer, 1998).

El análisis de correspondencias (AC) entre sus objetivos está el describir las relaciones existentes entre distintas variables. En el presente estudio, las familias de invertebrados se ordenaron sin ser condicionadas por variable ambiental alguna.

El análisis de correspondencias canónicas (ACC), permite representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones las proximidades existentes entre un conjunto de objetos condicionado por una serie de variables predictoras. Normalmente el ACC relaciona dos matrices: la matriz de variables dependientes (p.e. una matriz de localidades o una matriz de especies) y la matriz de variables independientes (p.e. una matriz de variables ambientales). La relación entre ambas matrices se hace por medio de técnicas de regresión multivariante (Ter Braak y Smilauer, 1998). Para el presente estudio, la matriz de variables dependientes (familias de macroinvertebrados) se ordenó siendo condicionada (constreñida) por la matriz de variables físico-químicas del agua y en otro caso para las localidades (variables independientes).

La matriz de variables ambientales estuvo compuesta por las variables físico-químicas que fueron transformadas logarítmicamente ($\log X+1$) excepto pH.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

EVALUACIÓN BIOLÓGICA DEL RÍO SAN JUAN DE ACUERDO CON LAS CATEGORÍAS DE TOLERANCIA

En términos generales, el río San Juan está impactado dada la dominancia de los macroinvertebrados Tolerantes a la contaminación (Figura 20). Sin embargo, las localidades de cabecera (1, Tixiñú y 2, La Muralla) presentan una dominancia de organismos Intolerantes, con más del 50% de su composición, y una proporción menor al 20% de organismos Tolerantes, lo cual, nos viene a indicar que hay un bajo nivel de contaminación (Kolbe y Luedke, 2009). En el otro extremo longitudinal, la localidad de desembocadura (7, El Geiser) se observa una co-dominancia entre los organismos Intolerantes y los Tolerantes, lo cual nos indica un proceso de autodepuración del sistema. Mientras que las localidades de las zonas medias del río presentan valores diversos, en un extremo tenemos la localidad 3 (San Juan), la cual presenta una co-dominancia entre los Intolerantes y los organismos Tolerantes en proporciones similares, ambos alrededor de un 40% de abundancia, lo cual nos indica que presentan cierto grado de impacto por contaminación, proveniente de las zonas agrícolas de los municipios de Amealco de Bonfil y Aculco, el cual vierte los desechos de la industria lechera sin tratamiento alguno (SEDATU, 2015). En las localidades 4 y 5 (Presa Centenario y La Vega) queda más que evidente el impacto que generan los vertidos de aguas municipales, industriales y lixiviados agrícolas de los municipios de San Juan del Río y Tequisquiapan, ya que la dominancia de organismos Tolerantes es cercana al 100%. Por último, en la localidad de las Rosas (6) ahí observamos cómo las comunidades de organismos Intolerantes comienzan a recuperarse, presentando una co-dominancia entre organismos Intermedios y Tolerantes.

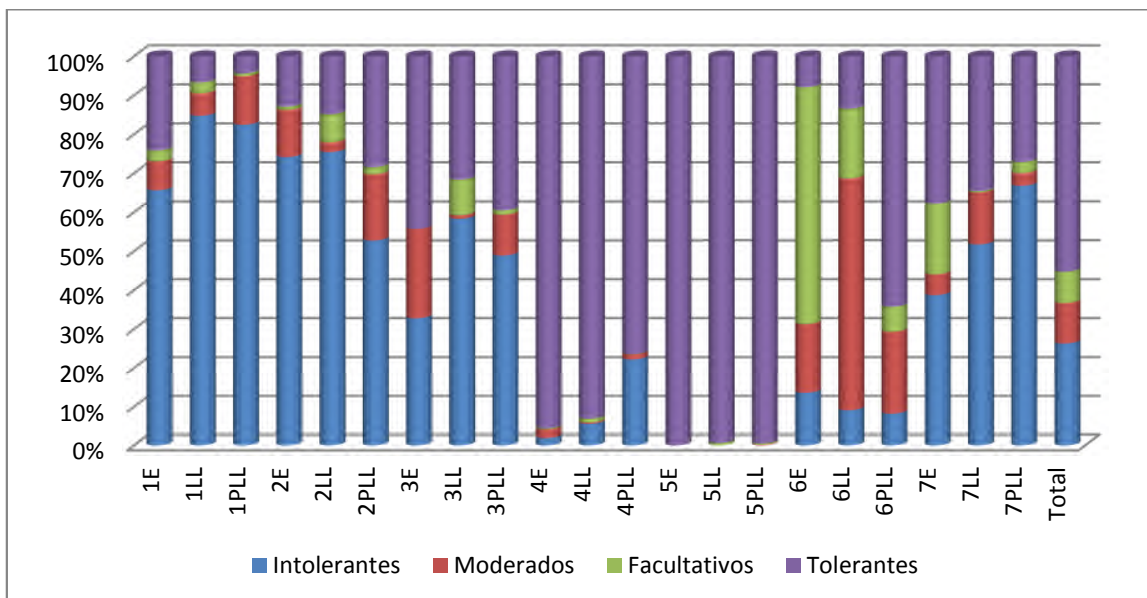


FIGURA 20.- PORCENTAJES DE ABUNDANCIA DE CADA UNA DE LAS CATEGORÍAS DE TOLERANCIA EN CADA LOCALIDAD Y EN CADA TEMPORADA.

RELACIONES ENTRE LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS CON ENSAMBLES DE MACROINVERTEBRADOS

De acuerdo con Ter Braak (1986) si las ordenaciones de “especies” resultantes de los análisis directo (ACC) e indirecto (AC) no resultan fundamentalmente diferentes, se puede considerar que ninguna variable ambiental importante ha sido pasada por alto. La correspondencia entre ordenaciones de las muestras (AC vs. ACC) se estudió mediante el análisis de correlación de Pearson de los valores de las muestras en los correspondientes ejes canónicos. Ambos tipos de análisis (AC y ACC) se llevaron a cabo con una matriz de rango de abundancia de las familias.

En el análisis de Correlación de Pearson se observa una muy fuerte correlación entre los eigenvalores del AC y del ACC (Tabla 9).

TABLA 9.- ANÁLISIS DE CORRELACIÓN ENTRE EL ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIAS (AC) Y EL ANÁLISIS DE CORRELACIÓN CANÓNICA (ACC)

	Medias	Desv.Std.	Eigenvalores AC
Eigenvalores AC	0.167750	0.118621	1.000000
Eigenvalores ACC	0.140750	0.113726	0.998936

De acuerdo con los coeficientes de correlación entre las variables ambientales y los ejes del ACC, la primera dimensión presentó un valor alto de correlación positiva con las variables Amonio y saturación de oxígeno, y correlaciones algo menores con conductividad eléctrica, ortofosfatos y pH (Tabla 10). Donde las localidades con mayor saturación de oxígeno, menores concentraciones de amonio y ortofosfatos, así como una biomasa algal baja las encontramos en el lado negativo (Figura 21), es decir las que presentan mejor calidad de agua. Las localidades con mayores concentraciones de amonio y ortofosfatos, alta biomasa algal y baja saturación de oxígeno los encontramos del lado positivo. Esta dimensión se relaciona principalmente con eventos de contaminación del agua, a juzgar por las importantes correlaciones con amonio y ortofosfatos (Tabla 10). Este gradiente ambiental segrega, en términos generales, en el extremo positivo numerosas localidades de tramos medios.

La segunda dimensión canónica se correlacionó positivamente sobre todo con Nitratos y Nitritos, y en menor proporción con la temperatura (Tabla 10). Las localidades con mayores concentraciones de estos compuestos nitrogenados se encuentran en el lado positivo y las que se encuentran en el lado negativo presentan menores concentraciones de estos compuestos y temperaturas más bajas.

La tercera dimensión está dada por el caudal, sin embargo presenta una correlación muy baja (Tabla 10).

TABLA 10.- COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE PEARSON ENTRE LOS CUATRO PRIMEROS EJES DEL ACC Y LAS VARIABLES AMBIENTALES INCLUIDAS EN EL ANÁLISIS.

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
sat O ₂	-0.7672	0.1145	-0.1752	0.1218
pH	0.5216	0.3304	-0.2207	-0.019
Cond	0.5814	0.3622	-0.2548	-0.2851
Temp	0.3135	0.4714	0.0729	0.2514
NO ₂	-0.0732	0.6257	-0.1496	-0.168
NH ₃	0.7792	-0.0497	-0.3605	0.0652
NO ₃	-0.1218	0.696	-0.0033	-0.2077
PO ₄	0.6827	0.1994	-0.3347	-0.2828
clorof a	0.6176	-0.0776	0.1928	-0.0368
caudal	0.1384	-0.0924	0.217	0.1366

La localidad de cabecera marcada con los números del 1 al 3, es decir, la localidad 1 (Tixiñú) en los tres periodos de muestreo: Estiaje, lluvias y Postlluvias, la encontramos en el cuadrante 3 (Figura 21), donde también encontramos la localidad 2 en sus tres periodos (números 4-6), así como la localidad 3 en los periodos de lluvias y postlluvias (8 y 9), porque es cuando los nutrientes se disuelven por efecto de las precipitaciones pluviales y el aumento del caudal. La localidad de desembocadura, localidad 7 el Geiser, sólo encontramos postlluvias (21) por efecto de la misma disolución de contaminantes y los procesos de autodepuración del sistema fluvial (Chapman, 1992), esta misma localidad en sus periodos de estiaje y lluvias (19 y 20) las encontramos en el cuadrante 2 donde aparecen con buena saturación de oxígeno pero altas concentraciones de nitritos y nitratos.

La localidad 4, Presa Centenario, en sus temporadas de lluvias y postlluvias (11 y 12) los encontramos en el cuadrante 4 (Figura 21) donde se presenta baja saturación de oxígeno, bajas concentraciones de nitritos y nitratos pero altas concentraciones de amonio. Algo similar ocurre con la localidad 5, la Vega, en su temporada de Estiaje (13), donde encontramos muy baja saturación de oxígeno y muy alta concentración de Amonio. Ambas localidades presentan grandes aportes de aguas de desecho municipal (Tequisquiapan y San Pedro Ahuacatlán), lixiviados de agroquímicos provenientes de las áreas de cultivo aledañas y del distrito de riego de San Juan del Río y aguas de desecho industrial (San Juan del Río), ver Anexo 1.

En el cuadrante I (Figura 21) encontramos las localidades con baja saturación de oxígeno y altas concentraciones de nutrientes, resaltando a la localidad 3 (San Juan) en su temporada de Estiaje (7) y la localidad 4, en esta misma temporada (10), que es cuando se concentran más los nutrientes por acción de la disminución de la lámina de agua y el aumento de la temperatura (Saldaña-Fabela *et al.*, 2011). Aquí también encontramos a la localidad 5 en sus temporadas de lluvia y postlluvias (14 y 15) que presentan saturaciones de oxígeno un poco mejores que en su temporada de estiaje, así como menores concentraciones de nutrientes, causado por las precipitaciones pluviales. Por último, encontramos a la localidad 6 (las Rosas) en su temporada de

lluvias (17) presenta mejor saturación de oxígeno y menores concentraciones de amonio y ortofosatos que en temporada de postlluvias (18) pero con mayores concentraciones de nitritos y nitratos. Estudios realizados en zonas semiáridas se menciona que junto con la regulación y derivación de caudales, la contaminación orgánica, producida principalmente por vertidos puntuales de aguas residuales de poblaciones o actividades agrícolas, suele ser la perturbación antrópica más frecuente en este tipo de ríos, cuyos efectos sobre la biota fluvial se multiplican cuando la dilución del efluente contaminante es pequeña al producirse en cauces con bajo caudal (Zamora-Muñoz y Alba-Tercedor, 1996; Gasith y Resh, 1999; Aguiar *et al.*, 2002; Vivas, 2002).

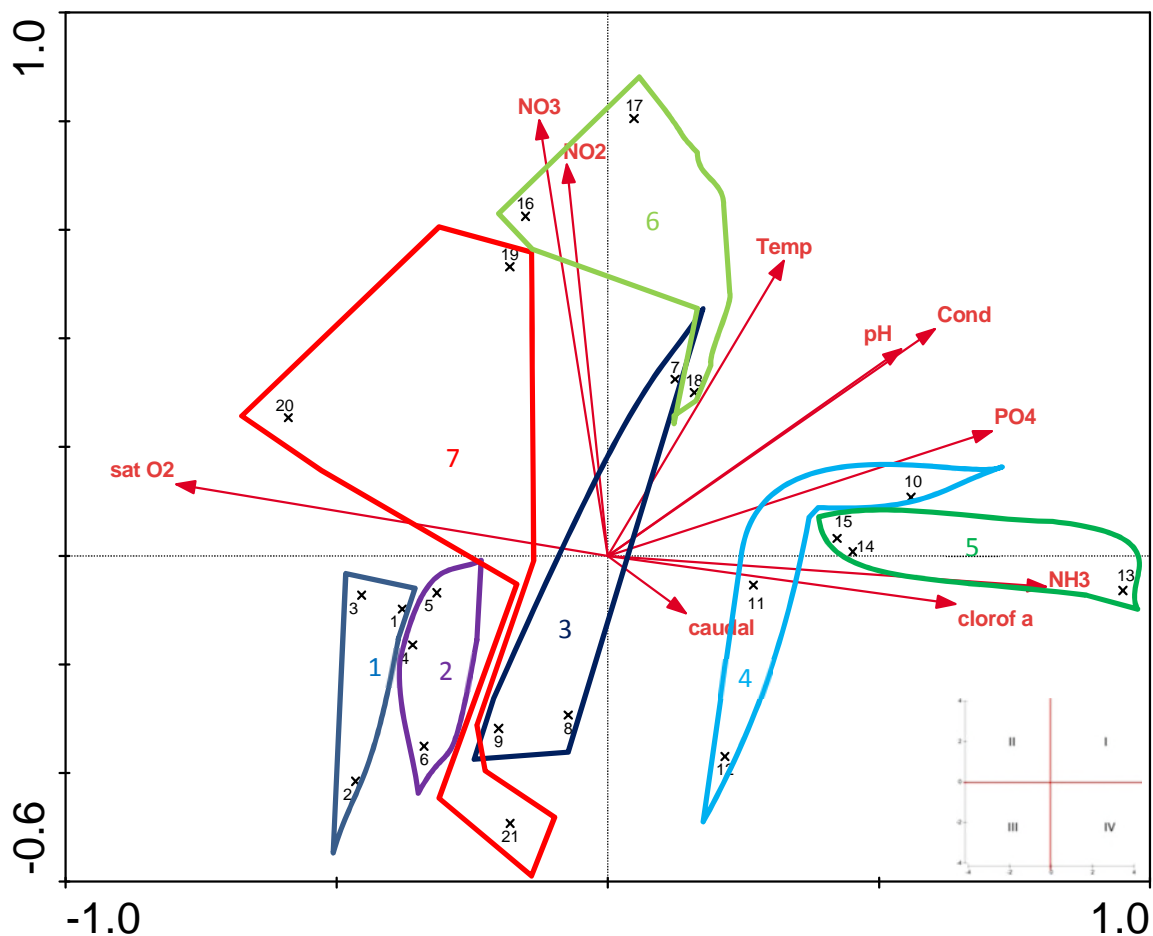


FIGURA 21.- DIAGRAMA DE ORDENACIÓN RESULTANTE DEL ANÁLISIS DE CORRELACIÓN CANÓNICA (ACC) (EJES 1 Y 2) EN EL QUE SE REPRESENTAN LAS MUESTRAS (LOCALIDADES DE ESTUDIO EN DISTINTAS TEMPORADAS) NÚMEROS 1-3: LOCALIDAD 1 TEMPORADA DE ESTIAJE 1; TEMPORADA DE LLUVIA 2 Y TEMPORADA POSTLLUVIA 3; 4-6 LOCALIDAD 2; 7-9 LOCALIDAD 3; 10-12 LOCALIDAD 4; 13-15 LOCALIDAD 5; 16-18 LOCALIDAD 6; Y 19-21 LOCALIDAD 7.

En el extremo negativo de la primera dimensión (Figura 22) se sitúan plecópteros, efemerópteros y tricópteros, característicos de cabeceras; también odonatos, heterópteros y coleópteros, características de tramos muy mineralizados (Vivas *et al.*, 2002), así como las familias de organismos bentónicos con categoría de Intolerante. En el extremo positivo se encuentran los dípteros y más específicamente los Chironómidos. Como se mencionó anteriormente esta

dimensión se encuentra caracterizada por eventos de contaminación del agua, a juzgar por las importantes correlaciones con amonio, ortofosfatos y saturación de oxígeno, que al presentarse mayor carga de materia orgánica por procesos de digestión aerobia provocan un consumo del oxígeno disuelto y aumento de nutrientes, así como un aumento en las comunidades de productores primarios dado por este enriquecimiento de nutrientes.

En la segunda dimensión segrega en el extremo positivo numerosas localidades de tramos medios y bajos. En este polo se ordenan las familias con Tolerancias intermedias (Facultativos y Moderados; Figura 22) y en posiciones más centradas se ordenan los heterópteros y dípteros. Mientras que en la parte negativa los Chironómidos y las familias con categoría de Tolerante (Figura 22). Esta dimensión se encuentra caracterizada por enriquecimiento de nitritos y nitratos.

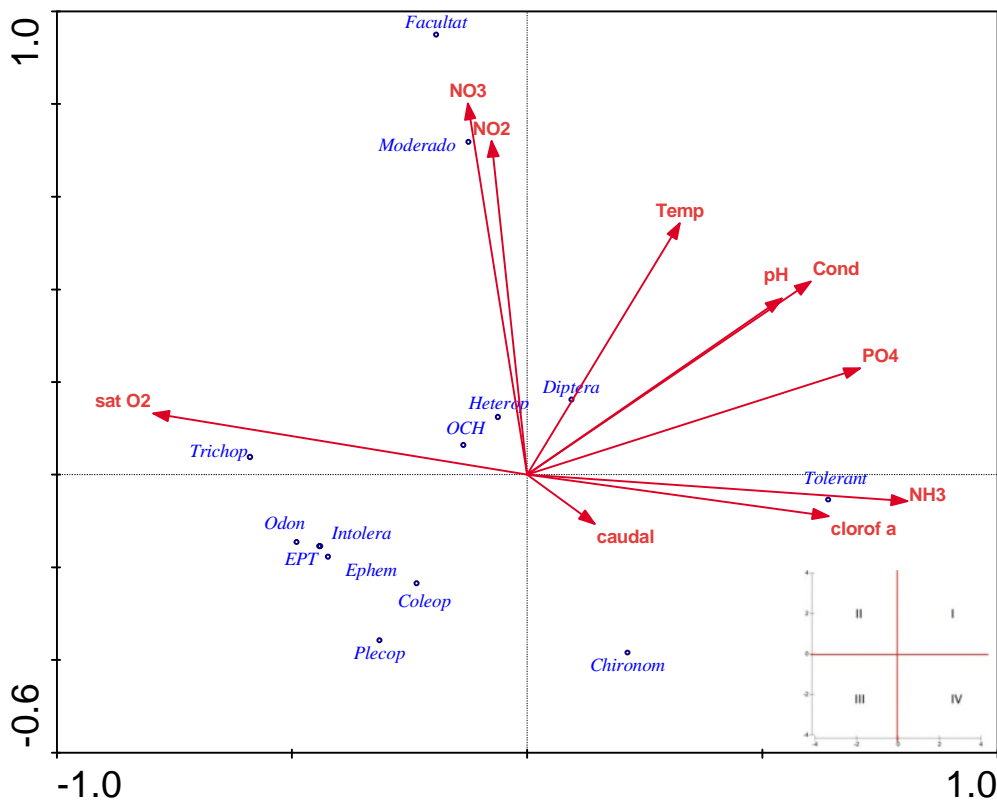


FIGURA 22.- DIAGRAMA DE ORDENACIÓN ACC (EJES 1 Y 2) EN EL QUE SE REPRESENTAN LAS FAMILIAS AGRUPADAS POR ORDENES DE INSECTOS (EPT=EPHEMEROPTERA, TRICHOPTERA, PLECOPTERA; OCH=ODONATA, COLEOPTERA Y HETEROPTERA; CHIRONOM=CHIRONOMIDAE, HETEROP=HETEROPTERA; TRICHOP=TRICHOPTERA; ODON=ODONATA; COLEOP=COLEOPTERA; EPHEM=EPHEMEROPTERA; PLECOPT=PLECOPTERA) Y CATEGORÍAS DE TOLERANCIA (INTOLERA=INTOLERANTE; TOLERANT=TOLERANTE; FACULTAT=FACULTATIVO). SE REPRESENTAN TAMBIÉN MEDIANTE VECTORES LAS VARIABLES AMBIENTALES MÁS CORRELACIONADAS CON LAS DIMENSIONES DEL ACC.

La tercera dimensión canónica se relaciona principalmente con el caudal, las familias más estrechamente asociadas con caudales altos son los EPT (Figura 23). En el extremo negativo de esta dimensión se encuentra caracterizada por OCH, Dípteros, y los que presentan una categoría de tolerancia a la contaminación intermedia (Facultativos y Moderados). Sin embargo, este río es

regulado por diversos embalses que funcionan para el control de avenidas y de riego, por lo cual funcionan con un gasto mínimo en periodos donde no ocurren precipitaciones pluviales.

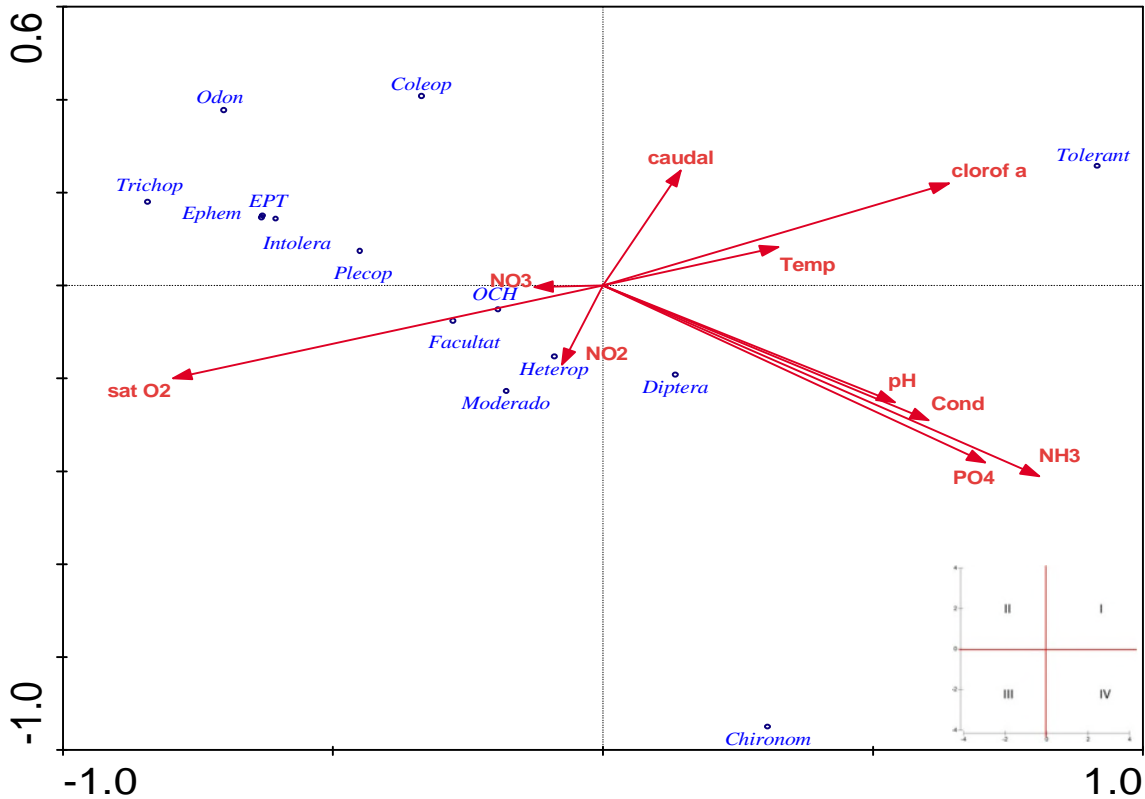


FIGURA 23.- DIAGRAMA DE ORDENACIÓN ACC (EJES 1 Y 3) EN EL QUE SE REPRESENTAN LAS FAMILIAS AGRUPADAS POR ORDENES DE INSECTOS (EPT=EPHEMEROPTERA, TRICHOPTERA, PLECOPTERA; OCH=ODONATA, COLEOPTERA Y HETEROPTERA; CHIRONOM=CHIRONOMIDAE, HETEROP=HETEROPTERA; TRICHOP=TRICHOPTERA; ODON=ODONATA; COLEOP=COLEOPTERA; EPHEM=EPHEMEROPTERA; PLECOPT=PLECOPTERA) Y CATEGORÍAS DE TOLERANCIA (INTOLERA=INTOLERANTE; TOLERANT=TOLERANTE; FACULTAT=FACULTATIVO). SE REPRESENTAN TAMBIÉN MEDIANTE VECTORES LAS VARIABLES AMBIENTALES MÁS CORRELACIONADAS CON LAS DIMENSIONES DEL ACC.

La riqueza de familias también es un indicador de calidad del agua. Un río con buena calidad tendrá mayor número de especies (familia) con menos individuos por taxa, es decir habrá una mayor variedad. Una comunidad no saludable incluirá unas pocas especies (familias) con muchos individuos, lo cual carecerá de variedad o con especies (familias) dominantes. A este respecto, la riqueza de familias se muestra condicionada negativamente de forma neta por la contaminación. El empobrecimiento de la comunidad de macroinvertebrados por contaminación orgánica es un patrón extensamente documentado, que ofrece poca discusión cualquiera que sea la resolución taxonómica utilizada (Rosenberg y Resh, 1993). También es cierto que se ha descrito cierto incremento de la riqueza de invertebrados a consecuencia de una ligera fertilización (eutrofización), especialmente cuando ocurre en tramos fluviales muy oligotróficos, no obstante, en sistemas fluviales claramente eutrofizados la comunidad bentónica sufre un neto empobrecimiento taxonómico (Giller y Malmqvist, 1999), tal como se presenta en las localidades 4 y 5 (Tabla 11), también López-Hernández y colaboradores (2009) mencionan la desaparición de

familias intolerantes a la contaminación y esto lo relacionan con actividades agrícolas y las densidades humanas. Las localidades con mayor riqueza en Familias son: 1, 2 y 7; es decir, las que presentan menor concentración de nutrientes y mayor saturación de oxígeno. La localidad 3 presenta un empobrecimiento en la riqueza es probablemente causado por los lixiviados de la zona agrícola de Amealco y por los vertidos de la industria láctea de Aculco. La localidad 6 presenta una recuperación del impacto generado por los vertidos de las aguas municipales de Tequisquiapan y San Juan del Río, los lixiviados del distrito de riego de San Juan del río y los vertidos de aguas industriales de San Juan del río, para finalmente recuperarse hacia la desembocadura (localidad 7).

TABLA 11.- RIQUEZA A NIVEL TAXONÓMICO DE FAMILIA EN LAS DISTINTAS LOCALIDADES Y POR TEMPORADA

	Media \pm Error Std	Media del # Total de Individuos	Total Familias (Riqueza)
1E	6.451 \pm 2.371	670.95	52
1LL	3.771 \pm 1.474	392.227	39
1PLL	4.821 \pm 2.652	501.4	40
2E	3.134 \pm 1.662	325.929	17
2LL	1.901 \pm 1.058	197.75	30
2PLL	4.907 \pm 2.206	510.286	41
3E	1.944 \pm 1.039	202.129	20
3LL	1.333 \pm 0.376	138.679	24
3PLL	3.484 \pm 1.451	362.286	30
4E	2.755 \pm 1.436	286.571	18
4LL	11.166 \pm 5.914	1161.25	12
4PLL	15.097 \pm 8.11	1570.125	16
5E	15.898 \pm 15.738	1653.429	7
5LL	1.813 \pm 0.995	188.5	11
5PLL	6.594 \pm 5.34	685.75	11
6E	10.077 \pm 5.264	1048.038	22
6LL	17.979 \pm 9.001	1869.8	30
6PLL	10.019 \pm 6.254	1042	39
7E	6.399 \pm 2.454	665.5	35
7LL	3.102 \pm 0.926	322.654	30
7PLL	3.869 \pm 1.79	402.375	35

GRUPOS FUNCIONALES ALIMENTICIOS DE MACROINVERTEBRADOS

En la mayoría de las localidades y en todas las temporadas el Grupo funcional dominante fue el de los Recolectores, salvo las localidades 3 y 6 en sus temporadas de estiaje y lluvias el grupo dominante fue el de los Raspadores. En general, el grupo funcional dominante fue el de los Recolectores (62.58%), mientras que los Raspadores con un 18.63% les siguieron, los Filtradores tuvieron un 13.7%, los Depredadores (4.76%), los Trituradores (0.32%) y el grupo de los Otros, donde se incluyen parásitos y perforadores obtuvo un 0.98%. De acuerdo con Vannote y

colaboradores (1980) los Trituradores deberían ser el grupo funcional dominante sobre todo en las áreas arboladas o las cabeceras del río, sin embargo como se puede apreciar en la Figura 24 no fueron abundantes en ninguna localidad ni temporada. Irons y colaboradores (1994) mencionan que la actividad microbiana puede ser la explicación a la escasez de trituradores en los trópicos, ya que la degradación de la hojarasca por actividad microbiana está mediada por la temperatura, es decir, que es más rápida la actividad en zonas tropicales que en zonas templadas. Esto reduce los recursos alimenticios de los Trituradores. Además, sugieren que la trituración de hojarasca puede ser un mecanismo que muy pocos órdenes de macroinvertebrados dulceacuícolas han desarrollado (Tabla 12), todos ellos adaptados evolutivamente a aguas templadas y por lo tanto escasos en los trópicos. Por otro lado, Cheshire y colaboradores (2005) mencionan que los trituradores aumentan con el orden del río. Miserendino y Pizzolon (2003) proponen que la escasez de trituradores, en sus áreas de estudio, se debió más a que estaban localizados en ríos de tamaño mediano que no proveían del hábitat para soportar a especies de las familias Limnephilidae y Tipulidae, las cuales son los trituradores comunes en muchos ríos similares. Kay y colaboradores (2001) añaden que, especialmente, la intermitencia y temporalidad característica de los ríos en climas con cierto grado de aridez, suelen acentuar de sobremanera la irregularidad en la distribución espacio-temporal de los macroinvertebrados, lo que puede acrecentar el ruido en la búsqueda de relaciones taxones-variables ambientales.

El concepto de Continuum de los ríos predice que los Trituradores disminuirán en abundancia desde las cabeceras hasta las partes bajas y que los Recolectores, los Filtradores y los Raspadores se incrementarán aguas abajo hasta la desembocadura (Vannote *et al.*, 1980), pero en el presente estudio no ocurre así ya que es un sistema discontinuo que se rige por el concepto de discontinuidad en serie (Ward y Stanford, 1983; y Ward y Stanford, 2001), donde se predicen las respuestas de los ecosistemas fluviales a la regulación de las corrientes en el contexto de la recuperación con la distancia aguas abajo de la presa (distancia de discontinuidad).

Sin embargo, la co-dominancia entre Recolectores/Filtradores con Raspadores en la mayoría de las localidades de la cabecera y parte media corresponde a la predicción hecha por el concepto de Continuum de los ríos en referencia a la parte media del río, donde los Recolectores y Filtradores de la cabecera transportan o recolectan del sedimento la materia orgánica fina particulada mientras que los Raspadores se alimentan de las algas adheridas a las superficies (Merritt y Cummins 1996). Por último, la localidad de desembocadura es dominada nuevamente por recolectores lo cual corresponde con la predicción del concepto de Continuum de los ríos. Según Barbour y colaboradores (1996) los consumidores especializados, como los Raspadores o los Trituradores, se presume que sean más sensibles a las perturbaciones, mientras que los generalistas como los Recolectores y los Filtradores, son más tolerantes a la contaminación que pudiera alterar la disponibilidad de ciertos alimentos, lo cual explicaría el por qué en las localidades 4 y 5 los Recolectores son los que dominan en más del 50% y hasta un 90% en la localidad 5.

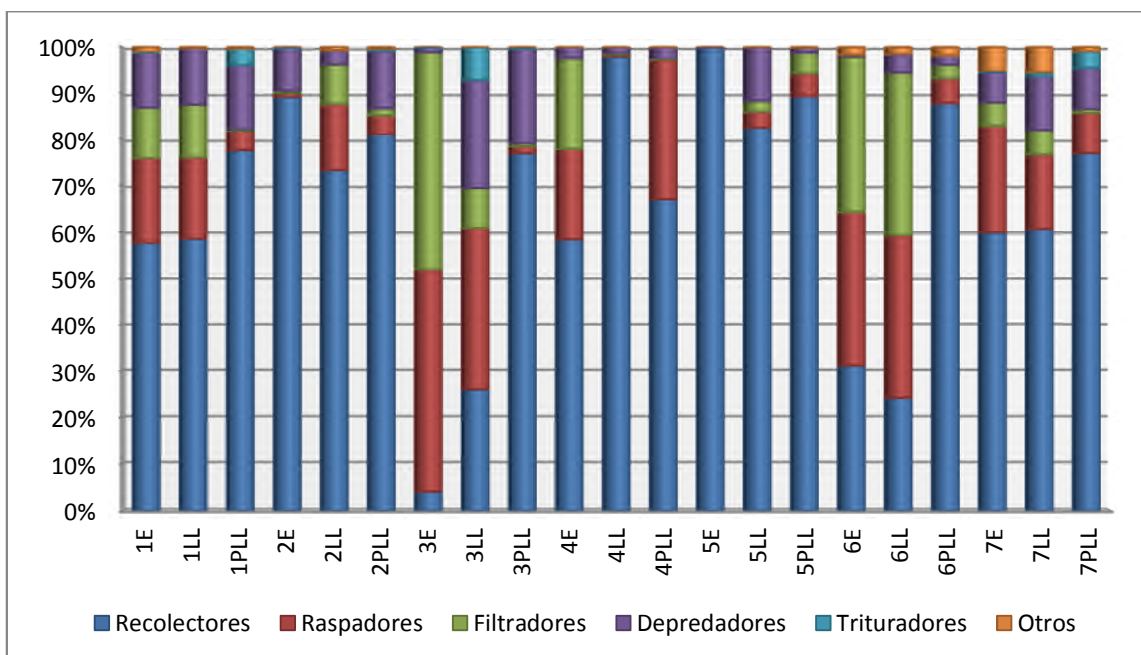


FIGURA 24.- ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS GRUPOS FUNCIONALES ALIMENTICIOS DE MACROINVERTEBRADOS DEL RÍO SAN JUAN, BASADOS EN LA DENSIDAD PORCENTUAL.

CONCLUSIONES

En términos generales, el río San Juan está impactado dada la dominancia de los macroinvertebrados Tolerantes a la contaminación. Sin embargo, las localidades de cabecera presentan un bajo nivel de contaminación por la dominancia de organismos Intolerantes. La localidad 3, la cual presenta una co-dominancia entre los Intolerantes y Tolerantes, indica que presenta cierto grado de impacto por contaminación, proveniente de los municipios de Amealco de Bonfil y Aculco. Mientras que localidades 4 y 5 se presenta una alta contaminación provocada por los vertidos de aguas municipales, industriales y lixiviados agrícolas de los municipios de San Juan del Río y Tequisquiapan (Anexo 1). En la localidad 6 las comunidades de organismos Intolerantes comienzan a recuperarse, presentando una co-dominancia entre organismos Intermedios y Tolerantes. En la localidad de desembocadura se observa una co-dominancia entre los organismos Intolerantes y los Tolerantes, lo cual nos indica un proceso de autodepuración del sistema.

Las variables que influyen por sus correlaciones altas son Amonio y saturación de oxígeno, y correlaciones algo menores con conductividad eléctrica, ortofosfatos y pH, para el eje 1. Para el eje 2, Nitratos y Nitritos, y en menor proporción con la temperatura. Finalmente en el eje 3 el caudal, a pesar de ser una variable mencionada por diversos autores como muy importante aquí no se presenta tanto, ya que al ser un sistema discontinuo va a depender siempre de la apertura de compuertas, siendo que la mayoría de los embalses funcionan con un gasto mínimo, y los periodos de precipitaciones fluviales.

En el ACC, en la primera dimensión se puede observar que las familias consideradas Intolerantes (EPT) se encuentran en el lado negativo y más alejados del centroide, mientras que las tolerantes se encuentran en el lado positivo que se asocia al aumento de concentraciones de Amonio y Ortofosfatos. En la segunda dimensión, las familias más tolerantes se encuentran más alejadas del centroide ya que es donde se presentan las concentraciones más altas de Nitritos, Nitratos y temperatura.

Los Recolectores y Raspadores son co-dominantes en este río, a lo cual éste se comporta como un río de orden medio o como la parte media del río de acuerdo al concepto Continuum de los ríos y se especula que el incumplimiento podría atribuirse a discontinuidad en serie, a los aportes de los desechos orgánicos y a la sensibilidad de los Trituradores ante las alteraciones provocadas por los ingresos de contaminantes (lixiviación o descarga puntual).

Todos los distintos métodos para evaluar la calidad del agua de este río señalaron que las localidades más impactadas o contaminadas son la 4 y 5, en menor grado 6 la cual demuestra que ocurre un proceso de autodepuración. Y con una baja contaminación las localidades 3 y 7. Las cabeceras son las que presentan mejor calidad de agua aunque no están exentas de cierta contaminación orgánica baja.

REFERENCIAS

Aguiar, F. C., M. T. Ferreira y P. Pinto. 2002. Relative influence of environmental variables on macroinvertebrate assemblages from an Iberian basin. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 21: 43-53.

Arimoro, F.O. 2007. Macroinvertebrates functional feeding groups in river Orogodo, a second order stream in southern Nigeria. *Nigerian Journal of Science and Environment* 6:45-57.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Synder y J.B. Stribling. 1997. Revision to rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers, Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. [Http://www.epa.gov/owow/wtr1/monitoring/Awpd/Rbp/html](http://www.epa.gov/owow/wtr1/monitoring/Awpd/Rbp/html)

Barbour, M.T., J. Gerritsen, G.E. Griffith, R. Frydenborg, E. McCarron, J.S. White y M.L. Bastian. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am Benthol. Soc.* 15:185-211.

Chapman, D. 1992. *Water Quality Assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring.* UNESCO, WHO, UNEP. Chapman & Hall, University Press. Cambridge, U.K.

Cheshire, K., L. Boyero, y R.G. Pearson. 2005. Food webs in tropical Australian streams: Shredders are not scarce. *Freshwater Biology* 50: 748-769.

Comisión Nacional del Agua (CNA). 2003. *Estadísticas del Agua en México.* CNA. México, D.F. 105 p.

Dobson, M., A. Magana, J.M. Mathooko y F.K. Ndegwa. 2002. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshwater Biology* 47: 909-919.

Dodds, W. K., J. R. Jones y E. B. Welch. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by Chlorophyll, Total Nitrogen, and Phosphorus. *Water Research* 32(5):1455-1462

Gasith, A. y V. H. Resh. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: Abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 30: 51-81.

Gessner, M.O., E. Chauvet y M. Dobson. 1995. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85: 377-384.

Giller, P. S. y B. Malmqvist. 1998. *The Biology of streams and rivers*. Oxford: Oxford University Press.

Irons, J. G., M. W. Oswood, R. J. Stout, y C. M. Pringle. 1994. Latitudinal patterns in leaf breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology*, 3: 401-411.

Karr, J. R. y E. W. Chu. 1999. *Restoring life in running waters. Better biological monitoring*. Washington DC: Island Press.

Kay, W.R., S. A. Halse, M. D. Scanlon y M. J. Smith. 2001. Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zone of southwestern Australia. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 20: 182-199

Kolbe, C. M. y M. W. Luedke. 2009. *A guide to freshwater ecology*. Texas Commission on Environmental Quality. Austin, Tex. 136 p.

López-Hernández., M. G. Ramos-Espinosa y A. Flores-Macías. 2009. Insectos acuáticos como indicadores de contaminación del río Lerma. *Entomología Mexicana* 8:309-314.

Mandaville, S.M. 2002. *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters. Taxa Tolerance values, Metrics, and Protocols*. Soil and water Conservation Society of Metro, Halix, 47 p + appendices

McAleece, N., Gage, J.D.G., Lamshead, P.J.D., Paterson, G.L.J. 1997. *BioDiversity Professional statistics analysis software*. Jointly developed by the Scottish Association for Marine Science and the Natural History Museum London. Available from: <http://www.sams.ac.uk>.

Merritt R.W. y K.W. Cummins. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd. Kendall-Hunt, Dubuque, IOWA 862 p.

Miserendino, M.L. y L.A. Pizzolon. 2003. Distribution of Macroinvertebrate assemblages in the Azual-Quemquemtrey river basin, Patagonia, Argentina. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37:525-539.

Myslinski, E. y W. Ginsburg. 1977. Macroinvertebrates as Indicators of Pollution. *Journal AWWA (American Water Works Association)* 69(10): 538-544.

Pielou, E.C. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience. John Wiley & Sons, 285 p.

Rempel, L.L., J.S. Richardson y M.C. Healey. 2000. Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology* 45: 57- 73.

Rosenberg, D. M. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. D.M. Rosenberg y V.H. Resh (eds.): 40-158. Chapman & Hall, New York, USA.

Rosenberg, D. M. y V. H. Resh. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York. Chapman & Hall.

Saldaña-Fabela, M. P., Díaz-Pardo, E., Gutiérrez-Hernández, A. 2011. Diagnóstico de la calidad del agua en un sistema de embalses en cascada, cuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Tecnología y ciencias del agua*. 2(3): 115-126

Shannon, C.E. y W. Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University Illinois Press, Urbana, IL

Sheldon, A.L. 1969. Equitability Indices: Dependence on the Species Count. *Ecology*, 50: 466-467.

StatSoft, Inc. 2011. *STATISTICA (data analysis software system)*, version 10. www.statsoft.com.

Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.

Ter Braak, C.J.F. y P. Smilauer. 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power. Ithaca, NY.

Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell y C.E. Cushing. 1980. The River Continuum concept. *Canadian J. Fish and Aquatic Sc.* 37:130-137.

Vivas, S., Casas, J., Pardo, I., Robles, S., Bonada, N., Mellado, A., Prat, N., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Bayo, M. M., Jáimez-Cuéllar, P., Suárez, M. L., Toro, M., Vidal-Abarca, M. R., Zamora-Muñoz, C. y Moyá, G. 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las

familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica* 21: 149-173.

Zamora-Muñoz, C. y Alba-Tercedor, J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 332-352.

ANEXO 2

TABLA 12.- MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS ORDENADOS POR PHYLUM/ORDEN, FAMILIA, GRUPO FUNCIONAL ALIMENTICIO (FFG) Y CATEGORÍA DE TOLERANCIA (CAT. TOLER). DEP-DEPREDAADOR, REC-RECOLECTOR, FILT-FILTRADOR, TRIT-TRITURADOR, RASP-RASPADOR. INTOL-INTOLERANTE, TOLER-TOLERANTE, FACULT-FACULTATIVO, MODER-MODERADO, ND-NO DETERMINADO.

PHYLUM /ORDEN	FAMILIA	FFG	Cat. Toler	PHYLUM /ORDEN	FAMILIA	FFG	Cat. Toler
Acariformes	Acariformes	Dep	Facult	Diptera	Chaoboridae	Dep	Facult
Acariformes	Bdellidae	Dep	Facult	Diptera	Chironomidae	Rec	Toler
Amphipoda	Amphipoda otros	Rec	Moder	Diptera	Culicidae	Filt	ND
Amphipoda	Gammaridae	Rec	Moder	Diptera	Dixidae	Rec	Facult
Amphipoda	Hyaellidae	Rec	Moder	Diptera	Dolichopodidae	Dep	ND
Amphipoda	Talitridae	Rec	Moder	Diptera	Empididae	Dep	ND
Annelida	Hirudinea	otro	Facult	Diptera	Ephydriidae	Rec	ND
Annelida	Oligochaeta	Rec	Toler	Diptera	Muscidae	Dep	ND
Annelida	Polychaeta	Filt	ND	Diptera	Psychodidae	Rec	ND
Annelida	Sabellidae	Filt	ND	Diptera	Ptychopteridae	Rec	ND
Arachnida	Trombidiformes	Dep	Facult	Diptera	Scizyomidae	Dep	ND
Coelenterata	otros	Dep	ND	Diptera	Simuliidae	Filt	Facult
Coelenterata	Hydriidae	Dep	ND	Diptera	Stratiomyidae	Rec	ND
Coleoptera	Chrysomelidae	Trit	ND	Diptera	Syrphidae	Rec	ND
Coleoptera	Clambidae	Trit	ND	Diptera	Tabanidae	Dep	ND
Coleoptera	Curculionidae	Trit	ND	Diptera	Tipulidae	Trit	Moder
Coleoptera	Dryopidae	Rasp	ND	Ephemeroptera	Baetidae	Rec	Intol
Coleoptera	Dytiscidae	Dep	ND	Ephemeroptera	Baetiscidae	Rec	Intol
Coleoptera	Elmidae	Rasp	Intol	Ephemeroptera	Caenidae	Rec	Intol
Coleoptera	Gyrinidae	Dep	ND	Ephemeroptera	Ephemerellidae	Rec	Intol
Coleoptera	Haliplidae	Trit	ND	Ephemeroptera	Ephemeridae	Rec	Intol
Coleoptera	Hydphilidae	Dep	ND	Ephemeroptera	Heptageniidae	Rasp	Intol
Coleoptera	Hydrophilidae	Dep	ND	Ephemeroptera	Isonychiidae	Filt	Intol
Coleoptera	Hygrobidae	Dep	ND	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Rec	Intol
Coleoptera	Psephenidae	Rasp	Intol	Ephemeroptera	Metretopodidae	Dep	Intol
Coleoptera	Scirtidae	Rasp	ND	Ephemeroptera	Oligoneuriidae	Filt	Intol
Coleoptera	Heteroceridae	Dep	ND	Ephemeroptera	Polymitarcyidae	Rec	Intol
Coleoptera	Georyssidae	Dep	ND	Ephemeroptera	Potomanthidae	Filt	Intol
Coleoptera	Melyridae	Dep	ND	Ephemeroptera	Siphonuridae	Rec	Intol
Collembola	todos	Rec	ND	Ephemeroptera	Tricorythidae	Rec	Intol
Decapoda	otros	ND	ND	Ephemeroptera	Ametropodidae	Rec	Intol
Decapoda	Cambaridae	Rec	ND	Ephemeroptera	Acanthometropodiidae	Dep	Intol
Decapoda	Palaemonidae	Rasp	ND	Heteroptera	Aphelocheiridae	Dep	ND
Diptera	Athericidae	Dep	ND	Heteroptera	Belostomatidae	Dep	ND
Diptera	Blephariceridae	Rasp	Facult	Heteroptera	Corixidae	Rec	ND
Diptera	Ceratopogonidae	Dep	Facult	Heteroptera	Gerridae	Dep	ND

TABLA 11.-CONTINUACIÓN

PHYLUM /ORDEN	FAMILIA	FFG	Cat. Toler.	PHYLUM /ORDEN	FAMILIA	FFG	Cat. Toler.
Heteroptera	Hebridae	Dep	ND	Plecoptera	Leuctridae	Trit	Intol
Heteroptera	Hydrometridae	Dep	ND	Plecoptera	Nemouridae	Trit	Intol
Heteroptera	Mesoveliidae	Dep	ND	Plecoptera	Perlidae	Dep	Intol
Heteroptera	Naucoridae	Dep	ND	Plecoptera	Perlodidae	Dep	Intol
Heteroptera	Nepidae	Dep	ND	Plecoptera	Pteronarcyidae	Trit	Intol
Heteroptera	Noctonectidae	Dep	ND	Plecoptera	Taeniopterygidae	Trit	Intol
Heteroptera	Pleidae	Dep	ND	Trichoptera	Beracidae	Rec	Intol
Heteroptera	Saldidae	Dep	ND	Trichoptera	Brachycentridae	Filt	Intol
Heteroptera	Veliidae	Dep	ND	Trichoptera	Calamoceratidae	Trit	Intol
Isopoda	otros	Rec	Moder	Trichoptera	Glossosomatidae	Rasp	Intol
Isopoda	Asellidae	Rec	Moder	Trichoptera	Goeridae	Rasp	Intol
Lepidoptera	Pyralidae	Trit	ND	Trichoptera	Helicopsychidae	Rasp	Intol
Megaloptera	Corydalidae	Dep	ND	Trichoptera	Hydroptilidae	otros	Intol
Megaloptera	Sialidae	Dep	ND	Trichoptera	Hydropsychidae	Filt	Intol
Mollusca	Bivalvia	Filt	Moder	Trichoptera	Lepidostomatidae	Rasp	Intol
Mollusca	Gastropoda	Rasp	Toler	Trichoptera	Leptoceridae	Rec	Intol
Mollusca	Lymnaeidae	Rasp	Toler	Trichoptera	Limnephilidae	Rasp	Intol
Mollusca	Physidae	Rasp	Toler	Trichoptera	Molannidae	Rasp	Intol
Mollusca	Planorbidae	Rasp	Toler	Trichoptera	Odontoceridae	Rasp	Intol
Mollusca	Sphaeridae	Filt	Moder	Trichoptera	Philpotamidae	Filt	Intol
Neuroptera	Sisyridae	otros	ND	Trichoptera	Phryganeidae	Dep	Intol
Odonata	Aeshnidae	Dep	Moder	Trichoptera	Polycentropodidae	Filt	Intol
Odonata	Calopterygidae	Dep	Moder	Trichoptera	Psychomyiidae	Rec	Intol
Odonata	Coenagrionidae	Dep	Moder	Trichoptera	Rhyacophilidae	Dep	Intol
Odonata	Cordulegastridae	Dep	Moder	Trichoptera	Sericostomatidae	Trit	Intol
Odonata	Corduliidae	Dep	Moder	Trichoptera	Uenoidae	Rasp	Intol
Odonata	Gomphidae	Dep	Moder				
Odonata	Lestidae	Dep	Moder				
Odonata	Libellulidae	Dep	Moder				
Odonata	Macromiidae	Dep	Moder				
Odonata	Platycnemididae	Dep	Moder				
Odonata	Protoneuridae	Dep	Moder				
Ostracoda	Ostracoda	Filt	ND				
Platyhelminthes	Turbellaria	Rec	Facult				
Plecoptera	Capniidae	Trit	Intol				
Plecoptera	Chloroperlidae	Dep	Intol				

TABLA 13.-PORCENTAJE DE COMPOSICIÓN DE ALGUNAS FAMILIAS DE INSECTOS INDICADORES DE CONTAMINACIÓN.

		% EPT	% OCH	% Diptera	% Chironomidae	% Odonata	% Ephemeroptera	% Trichoptera	% Plecoptera	% Coleoptera
1	1E	55.57	17.95	24.23	18.13	6.89	39.05	15.48	1.04	1.56
2	1LL	76.43	9.98	8.34	7.14	1.85	61.79	10.56	4.08	0.46
3	1PLL	78.10	8.59	5.15	0.00	6.88	65.52	10.49	2.09	1.79
4	2E	40.89	51.13	7.47	0.61	9.76	40.43	0.00	0.46	0.35
5	2LL	66.43	10.46	16.83	10.11	1.83	62.67	3.25	0.51	1.91
6	2PLL	45.93	18.63	23.75	13.52	7.52	43.91	0.55	1.47	1.37
7	3E	2.22	1.92	28.57	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	0.99
8	3LL	20.91	45.20	13.67	0.00	5.20	19.01	1.91	0.00	19.47
9	3PLL	36.21	31.72	27.76	7.44	9.13	35.85	0.35	0.00	1.24
10	4E	1.30	9.40	43.89	3.49	2.78	1.30	0.00	0.00	0.67
11	4LL	4.65	16.53	21.17	4.91	0.44	4.65	0.00	0.00	0.29
12	4PLL	19.70	12.48	46.41	72.22	0.74	18.64	0.07	0.99	0.25
13	5E	0.00	0.25	0.67	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04
14	5LL	0.00	12.52	21.96	36.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
15	5PLL	0.00	2.92	11.45	18.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.49
16	6E	11.13	16.17	53.67	1.53	0.00	9.38	1.75	0.00	0.00
17	6LL	3.68	10.85	7.78	4.97	0.00	3.63	0.05	0.00	0.05
18	6PLL	7.87	0.86	62.91	1.63	0.22	4.08	2.54	1.25	0.19
19	7E	36.29	6.16	14.73	1.35	5.94	29.53	6.61	0.15	1.35
20	7LL	46.90	9.84	2.98	2.12	8.69	31.17	15.74	0.00	0.00
21	7PLL	57.53	8.26	21.89	20.88	4.95	48.26	7.16	2.11	2.03

TABLA 14.-EIGENVALORES, CORRELACIONES Y PORCENTAJE DE LA VARIANZA ACUMULADA DEL ACC.

Ejes	1	2	3	4	Inercia Total
Eigenvalores	0.399	0.182	0.112	0.068	1.07
Correlaciones Familia-VARIABLES FQ	0.964	0.869	0.878	0.874	
Porcentaje de Varianza Acumulada					
De los datos de Familia	37.3	54.3	64.8	71.2	37.3
Relación de Familia-VARIABLES FQ	48.7	70.9	84.5	92.8	48.7
Sumatoria de todos los eigenvalores					1.07
Sumatoria de todos los eigenvalores canónicos					0.819

CAPÍTULO 5 ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO SAN JUAN (QUERÉTARO-HIDALGO, MÉXICO), APLICANDO ÍNDICES BIÓTICOS BASADOS EN HILSENHOFF (1988) UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, dado el crecimiento poblacional, la industrialización y la urbanización se han generado grandes presiones sobre los recursos hídricos. La contaminación de los recursos hídricos es uno de los mayores problemas a los que enfrentan los países en vías de desarrollo. Y ya que ocurre esto, es necesario utilizar métodos que faciliten la evaluación de los impactos ecológicos de la contaminación del agua de los sistemas epicontinentales. Asimismo es importante el uso de métodos biológicos que permitan la minimización de costos y reducción del tiempo que precisa su cálculo.

Los índices bióticos, han sido utilizados por décadas para la evaluación de la calidad del agua, y se basan en el análisis de algunos componentes de la comunidad biológica. Estos métodos tienen más ventajas para determinar la contaminación orgánica que los métodos que utilizan sólo variables físico-químicas, ya que estas últimas sólo proporcionan información relativa del momento puntual en que se toman estas mediciones (Rosenberg y Resh, 1993).

Los macroinvertebrados bentónicos son el grupo más utilizados en el biomonitoreo y la biovaloración de los cuerpos de agua, ya que presentan requerimientos específicos de hábitat y una movilidad reducida, no pueden cambiar de hábitat rápidamente y responden ante los contaminantes cambiando su composición de especies en la comunidad. Además, sus ciclos de vida son lo suficientemente largos como integrar eventos pasados y recientes de contaminación (Rosenberg y Resh, 1993).

En México, los índices bióticos se han utilizado escasamente (Henne, Schneider y Martínez, 2002), a diferencia de países como: Costa Rica, Colombia, Chile, El Salvador, Perú y Brasil; en los cuales, ya aparecen dentro de sus normativas de evaluación de calidad del agua.

Como se mencionó anteriormente, los antecedentes de aplicación de los índices bióticos, en México, se limitan a casos como los de: Rosas-Acevedo y colaboradores (2013); López-Hernández, Ramos-Espinosa y Carranza-Fraser (2007); o el de Henne, Schneider y Martínez (2002). Refiriéndonos específicamente a nuestra área de estudio de la cuenca del río San Juan, sólo se ha publicado un artículo (Hurtado, García-Trejo y Gutiérrez-Yurrita, 2005), en el que se realizó un análisis de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados y su variación, utilizando índices de diversidad y de similitud, en dicho estudio se sugieren estrategias para la conservación

biológica del río Tecozautla hasta su confluencia con el río San Juan, esto realizado en el estado de Hidalgo.

Dadas las fuentes de contaminación, puntuales y no puntuales que contribuyen a la degradación de la calidad del agua del río San Juan, los objetivos son: 1) Determinar la calidad del agua del río San Juan aplicando diferentes índices bióticos que utilizan macroinvertebrados bentónicos y 2) Comparar diferentes índices bióticos derivados del Índice Biótico de Familia (IBF) de Hilsenhoff (1988), con un IBF adaptado para la zonas semidesérticas de México.

MATERIALES Y MÉTODO

La descripción del área de estudio se encuentra en el capítulo 2 sólo como referencia se presentan aquí sus ubicaciones (Figura 25 y Tabla 15).

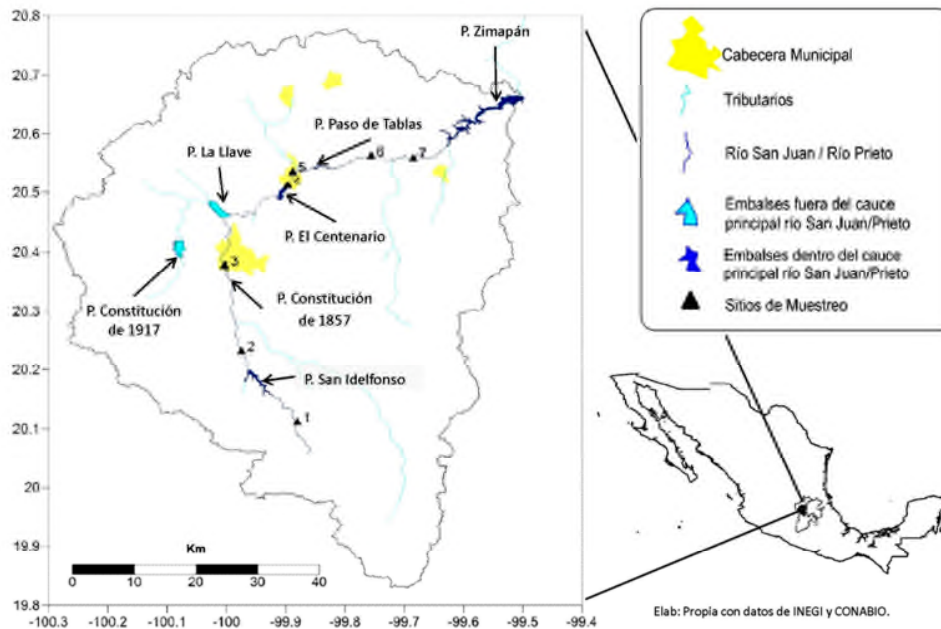


FIGURA 25.- CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, RESALTANDO SITIOS DE MUESTREO, CAUCE PRINCIPAL Y LOS PRINCIPALES EMBALSES.

TABLA 15.-UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Localidad #	Nombre	Latitud E ° ' "	Longitud N ° ' "	Altitud msnm
1	Tixiñú	-99°52'50"	20°06'38"	2402
2	La Muralla	-99°58'29"	20°13'53"	2094
3	San Juan del Río	-100°00'14"	20°22'38"	1916
4	Presa Centenario	-99°53'57"	20°30'40"	1894
5	La Vega	-99°53'21"	20°32'05"	1873
6	Las Rosas	-99°45'23"	20°33'41"	1786
7	El Geiser	-99°41'07"	20°34'43"	1642

MACROINVERTEBRADOS

La recogida de los macroinvertebrados ya se describió ampliamente en el capítulo 4.

Para determinar el grado de contaminación orgánica se utilizó el Índice Biótico de Familia (IBF) de Hilsenhoff (1988). Este índice es una adaptación del Índice Biótico de contaminación orgánica propuesto por Hilsenhoff en 1984, para una evaluación rápida, proveyendo valores de tolerancia para cada familia. Se calcula multiplicando el número de individuos de cada familia por su valor de tolerancia, se suman posteriormente los productos y se dividen por el número total de invertebrados en la muestra, para después realizar la interpretación de valores (Tabla 16) y así conocer el grado de contaminación orgánica.

Los índices biótico a aplicar son el de Hilsenhoff, IBF-1988 (Hilsenhoff, 1988) y algunas adaptaciones regionales: IBF-SV (Sermeño-Chicas *et al.*, 2010), IBF-modif-CR (Wright, 2010) y la adaptación para zonas semidesérticas de México que se propone en este estudio, IBF-MX-SD.

TABLA 16.-INTERPRETACIÓN DE VALORES DE IBF-1988 (HILSENHOFF, 1988).

CLASE	IBF	CALIDAD DEL AGUA	COLOR	GRADO DE CONTAMINACIÓN ORGÁNICA
I	0.00-3.75	Excelente	Azul Marino	Sin contaminación orgánica aparente
II	3.76-4.25	Muy Buena	Azul Claro	Posible ligera contaminación orgánica
III	4.26-5.00	Buena	Aqua	Poca contaminación orgánica
IV	5.01-5.75	Aceptable	Verde	Ligeramente significativa contaminación orgánica
V	5.76-6.50	Ligeramente pobre	Amarillo	Significativa contaminación orgánica
VI	6.51-7.25	Pobre	Naranja	Muy significativa contaminación orgánica
VII	7.26-10.0	Muy Pobre	Rojo	Alta contaminación orgánica

VARIABLES ABIÓTICAS

Tanto la recolecta de muestras como las variables determinadas *in situ* y *ex situ* ya fueron descritas en el capítulo 3.

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Se transformaron los datos fisicoquímicos mediante la transformación $\text{Log}(X+1)$, a excepción del pH, esta transformación incrementa la importancia de los valores relativamente bajos de cada variable y minimiza el efecto de los valores inusualmente altos (Cushing *et al.*, 1980).

Se obtuvieron valores promedios de cada índice biótico así como el índice de Margalef, concentraciones de Oxígeno Disuelto y Porcentaje de Saturación de Oxígeno, así como la desviación estandard de los índices bióticos.

El Índice de Margalef (1958) es un índice de diversidad (riqueza) que se relaciona con el número total de taxas presentes en la comunidad (para nuestro caso se utilizará a nivel de familias), este índice a diferencia de otros no está limitado por el tamaño muestral, es decir, transforma el número de taxas por muestra a una proporción a la cual las taxas son añadidas por expansión de la muestra.

$$IM=(s-1)/Ln N$$

, donde: IM es el Índice de Margalef, s es el número de taxas presentes, y N es el número total de individuos encontrados. Dado que los índices de diversidad se basan en que las aguas limpias se presenta un gran número de taxas (especies), y cada una representada por un gran número de individuos, mientras que las aguas contaminadas caracterizadas por pocas taxas (especies) o un individuo presente, existe una relación directa entre la diversidad de la comunidad y el índice. Por lo tanto, valores de diversidad o IM (para el presente caso) <1 fueron reportados en áreas con alta contaminación orgánica, valores de 1-3 en áreas de contaminación moderada y valores de >3 en agua limpia. Un valor de cero significa que todos los organismos pertenecen a la misma especie (Myslinski y Ginsburg, 1977). A mayor valor de IM mayor riqueza entre más cercano a 0 menor riqueza.

Finalmente, se realizaron análisis de correlación de Pearson entre el índice de Margalef (Margalef, 1958) y los índices bióticos calculados, así como con la concentración de Oxígeno disuelto (OD) y el porcentaje de saturación de Oxígeno disuelto (% O_2), todo esto para observar como son las correlaciones que se establecieron entre los índices y el oxígeno disuelto.

El coeficiente de correlación de Pearson, es un índice que mide el grado de covariación entre distintas variables relacionadas linealmente. Sus valores absolutos oscilan entre 0 y 1. Se menciona que son valores absolutos aunque las magnitudes positivas y negativas si importan, ya que, tan fuerte es una relación de +1 como de -1. La primera es una relación que es perfecta positiva y en el segundo caso que es perfecta negativa (Cohen y Cohen, 1983).

AJUSTE DE LOS VALORES DE TOLERANCIA DE MACROINVERTEBRADOS

Existe la preocupación de que el uso de las puntuaciones publicadas del IBF de Hilsenhoff resultaría en una aproximación burda, y por consiguiente, una versión modificada del IBF de Hilsenhoff fue desarrollada para los propósitos de este estudio, se realizaron algunos ajustes en los valores de tolerancia de familias encontradas y para poderles asignar valores de tolerancia se utilizaron algunos valores de tolerancia de: Kolbe y Luedke (2005), Alba-Tercedor *et al.*, (2004), Bouchard Jr (2004), Mandaville (2002), Barbour *et al.*, (1999), Bode *et al.*, (1996, 2002), Hauer y Lamberti (1996), Lenat (1993), Plafkin *et al.*, (1989) y Hilsenhoff (1988). Los valores de tolerancia para cada una de las familias aparecen en Anexo 3 (Tabla 22).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este estudio se identificaron, para el año 2013, a nivel de familia un total de 10151 organismos y 18458 organismos para el 2014. Los más abundantes fueron el phylum Annelida estuvo representado por un total 1431 y 4914 individuos en los años 2013 y 2014, mientras que el Superclase Crustacea por 1026 y 1666 individuos, respectivamente. Finalmente el phylum Mollusca computó un total de 816 y 950 organismos identificados. Las familias más abundantes para la clase Insecta, estas fueron: Chironomidae y Baetidae (1851 y 1421 organismos, respectivamente), Corixidae (1266), Simuliidae (912), Corixidae (1266), en el año 2013, y para el 2014 fueron: Chironomidae con 3109 organismos, Baetidae (2657), Corixidae (711), Siphonuridae

(319) y Simulidae (313). De la Superclase Crustacea la familia más abundante fue Hyalellidae (1036) y Ostracoda (1051), del phylum Mollusca fue Physidae la más abundante con 744 y 563 para cada año. Finalmente, para Annelida y Plathelminthes fueron: Oligochaeta con 1099 y 4822, Turbellaria con 172 y 200 e Hirudinea con 142 y 16 individuos, para los años respectivos.

Al utilizar tanto variables fisicoquímicas como índices bióticos (Tabla 17, Tabla 18 y Tabla 19) se pudieron constatar las localidades con peor calidad de agua en el río San Juan. Como se esperaba, las concentraciones de nutrientes son mayores en la época de secas que en época de lluvias (Williams y Hynes, 1977) o postlluvias.

TABLA 17.- PROMEDIO DE CALIDAD DE AGUA DE CADA ÍNDICE BIÓTICO EN CADA LOCALIDAD Y TEMPORADA; ASÍ COMO EL PROMEDIO DE OD Y % O₂ PARA CADA LOCALIDAD Y TEMPORADA

Loc-Temp	IBF-1988	IBF-SV	IBF-mod-CR	IBF-MX-SD	IM	OD	% O ₂
1-E	6.46	5.71	2.70	5.22	8.65	4.71	63.29
1-LI	4.44	5.05	1.49	4.38	6.44	6.11	81.78
1-PLI	4.06	4.84	0.74	4.34	5.43	5.05	61.14
2-E	7.27	5.18	0.46	6.29	1.74	4.96	66.20
2-LI	4.99	5.79	1.70	5.68	4.86	5.79	77.69
2-PLI	5.20	6.00	2.45	5.57	5.63	3.87	49.75
3-E	0.76	4.33	0.49	6.60	3.57	1.71	23.30
3-LI	3.08	4.46	1.25	5.69	3.14	2.23	30.48
3-PLI	5.42	6.14	2.22	5.95	5.97	1.59	19.49
4-E	4.13	7.67	6.50	7.49	2.90	2.84	38.06
4-LI	3.06	9.00	7.83	8.40	1.79	4.07	55.57
4-PLI	5.80	7.52	5.82	7.01	1.56	2.50	31.47
5-E	0.33	9.89	9.77	8.51	0.85	0.46	6.43
5-LI	3.19	8.48	8.20	7.52	0.97	2.16	30.38
5-PLI	1.89	9.08	8.70	8.32	1.09	1.26	15.66
6-E	6.66	6.87	1.43	7.66	1.21	2.86	38.47
6-LI	2.54	3.88	1.11	6.29	1.03	4.64	64.82
6-PLI	4.42	5.99	3.56	6.60	4.65	3.45	42.50
7-E	2.42	6.57	3.60	5.58	3.99	3.31	44.70
7-LI	2.14	6.47	4.20	6.25	4.57	5.42	74.61
7-PLI	4.69	4.72	2.80	5.23	5.10	3.63	45.27

TABLA 18.- VALORES MEDIOS DE NUTRIENTES Y VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS, CON SUS ERRORES ESTÁNDAR (ES) POR LOCALIDAD.

Loc.	OD mg/L		Saturación O ₂ %		Temperatura °C		N-NO ₂ mg/L		N-NO ₃ mg/L		N-NH ₃ mg/L		P-PO ₄ mg/L		Chl a µg/L	
	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES
1	5.2909	0.2757	68.7353	5.0753	13.5683	1.7618	0.0065	0.0018	0.4750	0.08342	0.1222	0.0165	0.1268	0.0245	23.8416	7.7408
2	4.8722	0.3811	64.5495	5.9361	16.2033	1.1917	0.0079	0.0032	0.4667	0.12293	0.2944	0.1200	0.1553	0.0215	28.7340	11.26
3	1.8428	0.1305	24.4250	2.2909	17.0567	1.6127	0.0246	0.0133	0.5167	0.1352	0.7500	0.3463	0.4063	0.1717	18.1405	3.2954
4	3.137	0.3036	17.490	4.7009	18.617	1.4621	0.055	0.0316	0.483	0.0601	14.711	2.3699	9.285	2.1922	47.184	20.4553
5	1.295	0.3382	41.697	4.6680	17.392	1.1089	0.041	0.0115	0.400	0.0447	12.983	2.2887	10.510	3.2228	118.995	62.02
6	3.652	0.3590	48.594	5.6579	18.217	1.8773	0.185	0.1046	1.675	0.3530	2.572	1.4364	7.439	1.2472	26.888	6.154
7	4.119	0.4194	54.860	6.5465	19.028	1.5524	0.218	0.0678	1.475	0.1834	0.572	0.2470	7.592	1.0626	28.984	3.9258

TABLA 19.- VALORES MEDIOS DE SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES (SDT), PH, POTENCIAL RED-OX (ORP), CONDUCTIVIDAD Y CAUDAL CON SUS RESPECTIVOS ERRORES ESTÁNDAR (ES) POR LOCALIDAD.

Loc.	SDT mg/L		pH		ORP µS/cm		Conductividad mV		Caudal m ³ /seg	
	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES
1	64.000	12.897	7.7317	0.2426	-89.133	15.255	123.5000	16.98774	0.632	0.1467
2	47.833	11.656	7.7717	0.2603	-118.633	15.168	101.3333	17.60950	3.4603	1.5617
3	484.000	294.130	7.8333	0.0993	-164.800	28.501	531.2333	327.0062	0.9236	0.7847
4	807.000	384.111	8.202	0.1241	-250.867	70.000	1622.833	352.6264	1.633	0.2377
5	884.333	332.052	8.240	0.0538	-277.567	126.095	1475.167	424.6488	0.740	0.1643
6	962.667	687.683	8.273	0.0695	-161.967	39.546	1687.333	386.5773	0.807	0.2220
7	1152.000	676.740	8.343	0.0813	-180.700	48.693	2138.500	472.4335	0.547	0.1044

Partiendo de las variables físico-químicas se encontró que las localidades 4 y 5 son las que tienen baja calidad de agua, mientras que las localidades 1, 2 y 7 son las que presentan mejor calidad de agua, tomando en cuenta las variables de OD, N-NH₃ y P-PO₄³⁻ (Figura 26 y Figura 27, respectivamente). Específicamente, para la OD, en las localidades 3, 4 y 5 las concentraciones de OD son bajas. En la localidad 3 se atribuye principalmente a que es un sistema sin movimiento (aprox. 0 m/seg) y totalmente arbolado, se podría decir que es léntico, esto provocado por la actividad de la presa derivadora Constitución de 1857, la cual, sólo abre compuertas y abastece al río San Juan en su paso por la ciudad de San Juan del río en época de lluvias. Cabe hacer notar que el aumento de OD en la localidad 4 es causado por el desfogue constante del agua de dicho embalse causando corrientes turbulentas y un aporte de Oxígeno por tal movimiento de las aguas. En cuanto a la localidad 5 la caída de la concentración de OD es el resultado de los aportes de aguas residuales municipales provenientes parcialmente de San Juan del río (10% de sus aguas no son tratadas) y, en su totalidad, de Tequisquiapan (16 Tons/día; Vega, 2008). Aguas abajo de esta reducción en OD se puede observar cómo ocurre un proceso de autodepuración del sistema ya que las concentraciones de OD aumentan.

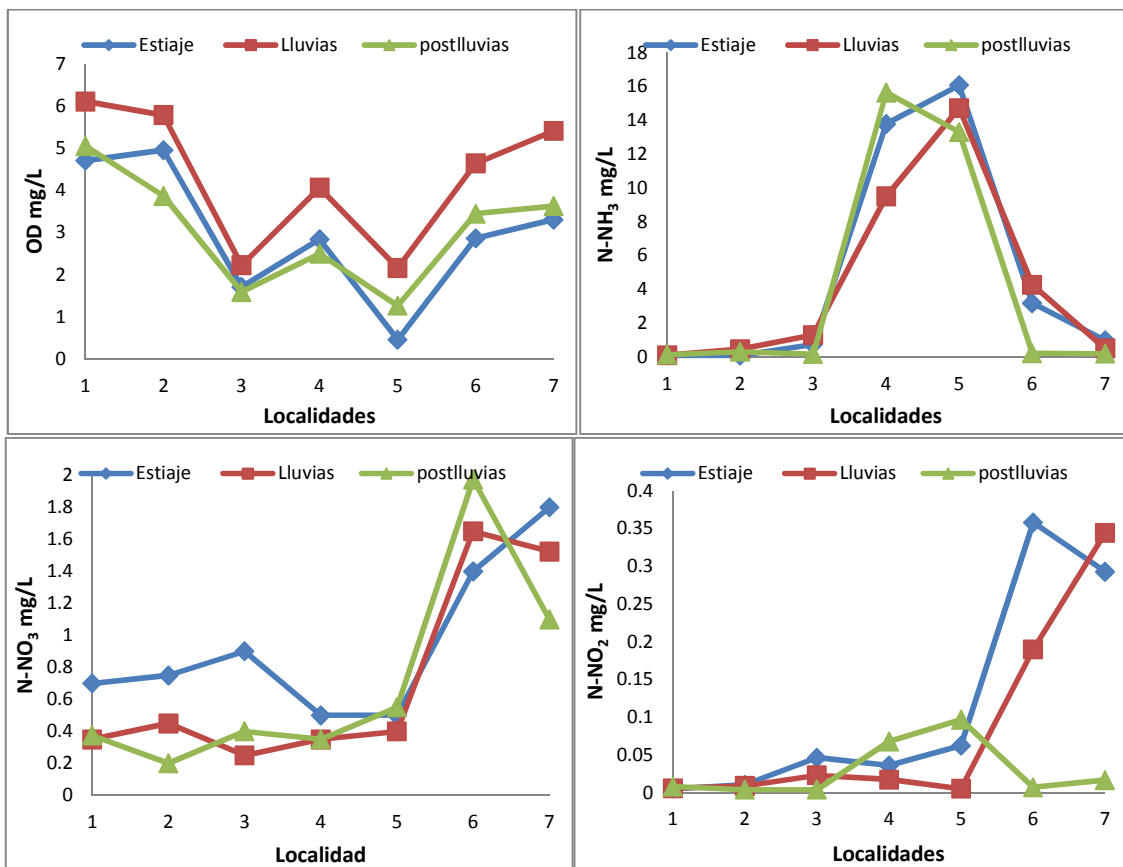


FIGURA 26.- OXÍGENO DISUELTO (OD) Y COMPUESTOS NITROGENADOS EN LAS DISTINTAS CAMPAÑAS Y LOCALIDADES DE MUESTREO.

En lo que se refiere a las altas concentraciones de ortofosfatos y Clorofila α (Figura 27) para las localidades 4-7, se atribuyen a la escorrentía de fósforo inorgánico que se aporta a los suelos del distrito de riego de San Juan del río y al aporte de aguas negras de la comunidad de San Pedro Ahuacatán y San Nicolás (2 Tons/día; Vega, 2008) y Tequisquiapan (Anexo 1). La Presa Centenario

es el reservorio que acumula el agua proveniente de las comunidades de San Juan del río, San Pedro Ahuacatán y San Nicolás. Las altas concentraciones de Clorofila α en secas y lluvias parecen relacionarse con las altas concentraciones de ortofosfatos, los cuales sirven como nutrientes para el crecimiento de fitoplancton. No se asume que se deban al tiempo de residencia del agua rica en fosfatos dentro de la Presa Centenario, aunque no es de nuestro conocimiento si debido a estas altas concentraciones de nutrientes se hayan presentado florecimientos algales en este embalse. Cabe hacer notar que en todas las localidades las concentraciones de ortofosfatos superan, tanto espacial como temporalmente, la concentración deseada de 0.08 mg/L (Kolbe y Luedke, 2005), incluso, Dodds y colaboradores (1998), señalan que las concentraciones limítrofes entre sistemas mesotróficos y eutróficos en ríos es de 75 $\mu\text{g/L}$ de Fósforo total y de 30 $\mu\text{g/L}$ de clorofila α (sestónica), ambos siendo superados por las localidades 4 y 5 en todas las temporadas. A su vez, los nitratos se encuentran debajo de 1 mg/L, exceptuando en 4 y 5, en las que se supera este valor recomendado por Kolbe y Luedke (2005) para la temporada de secas y lluvias. Algo similar ocurre con el amonio, ya que las concentraciones de este compuesto son mayores a 1 mg/L en secas, en todas las estaciones exceptuando en 1 y 2; en época de lluvias, 3-6 reflejan la escorrentía de las áreas de cultivo, coincidiendo con los estudios de salinización de los suelos del distrito de riego por el uso de compuestos químicos como abonos y plaguicidas (CONCYTEQ, 2010), además se encuentran afectadas por los aportes de las aguas residuales de las comunidades San Pedro Ahuacatán y San Nicolás y Tequisquiapan (Anexo 1). En post-lluvias sólo la 4 y la 5 presentan valores muy por encima de la concentración sugerida (1 mg/L; Kolbe y Luedke, 2005) probablemente originados en las escorrentías del distrito de riego y las aguas residuales.

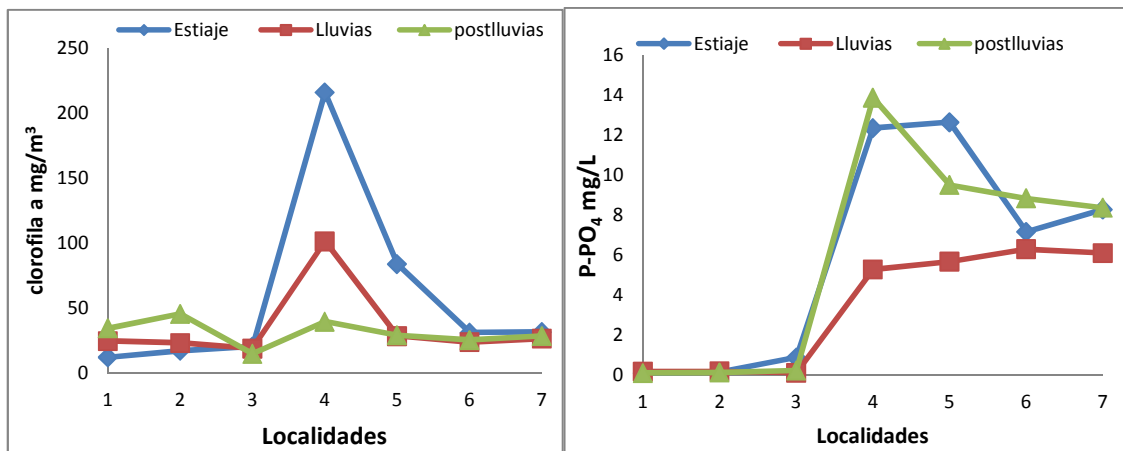


FIGURA 27.-CLOROFILA A Y ORTOFOSFATOS EN LAS DISTINTAS CAMPAÑAS Y LOCALIDADES DE MUESTREO.

El IBF-1988 reporta la calidad del agua del río San Juan con Muy Buena calidad, incluso las localidades con bajas concentraciones de OD y altas concentraciones de nutrientes reportan calidades de Buenas a Excelentes (4 y 5), incluso superiores a las localidades de cabecera (1 y 2) que presentan mayores concentraciones de OD y menores de nutrientes (Tabla 20). Incluso, como se puede observar en la Tabla 20, el IBF-1988 tiende a sobreestimar la calidad de agua de estas localidades cuando las concentraciones de OD son las más bajas de todas, mientras que las concentraciones de amonio y ortofosfatos son las más altas. Algo parecido ocurre con el IBF-mod-CR el cual, sobreestima las localidades 2, 3 y 6 dando calidades excelentes cuando las variables OD, amonio, ortofosfatos y clorofila α se aprecian cambios graduales dada la auto-remediación del

sistema. Estas sobreestimaciones de la calidad del agua ocurren por la ausencia de valores de tolerancia de algunas familias de macroinvertebrados presentes en este sistema y que en sistemas de aguas templadas o tropicales no se presentan o son desconocidas, incluso, si comparamos los promedios de la calidad de agua y el valor global promedio del río (Tabla 20), se observará cómo tanto el IBF-1988 y el IBF-mod-CR sobre estiman la calidad del agua del río señalándola como de calidad excelente mientras que los otros dos índices lo califican como Ligeramente Pobre (IBF-SV) o Pobre (IBF-MX-SD), estas diferencias que se aprecian en la calidad de agua entre el IBF-SV y el IBF-MX-SD sólo son las variaciones en los valores de tolerancia ya que algunos taxa responden de forma diferente en la región tropical y la cálida-templada. Y para todos aquellos taxa que en los índices IBF-1988, IBF-mod-CR no presentaban valores de tolerancia les fueron asignados. Ahora bien, los valores de tolerancia que se presentan en el IBF-MX-SD fueron obtenidos por la experiencia profesional o intuición científica (Jacobsen, Cressa, Mathooko, y Dudgeon, 2008) así como contrastando los valores de tolerancia de ambas regiones climáticas. Es por esto, que el índice propuesto para zonas semidesérticas de México (IBF-MX-SD) es el más completo en cuanto a valores de tolerancia y taxa incluidas, ya que hasta se le asigna valores de tolerancia a Ostracoda, lo que ninguno de los otros índices toman en cuenta.

En cuanto al Índice de Margalef las localidades consideradas con muy buena calidad del agua son 1, 2 y 7, tal como se esperaba, las localidades de cabecera con mayores concentraciones de OD y menores concentraciones de nutrientes son las que presentan mejor calidad, y la localidad de desembocadura (7) después de pasar el proceso de depuración la comunidad de macroinvertebrados se recupera. Por otro lado, encontramos a las localidades 3, 4, 5 y 6 con una moderada contaminación, de las localidades 4, 5 y 6 se esperaba este comportamiento por el impacto generado por el vertido de las aguas industriales y municipales de los municipios de San Juan del Río y Tequisquiapan. La localidad 3 presenta este valor posiblemente por el impacto generado por el vertido de residuos de la Industria láctea del municipio de Aculco (SEDATU, 2015).

TABLA 20.- PROMEDIO ANUAL DE CALIDAD DE AGUA DEL RÍO SAN JUAN POR IBF E IM, MEDIA Y DESVIACIÓN STANDARD.

	1	2	3	4	5	6	7	Media	Desv. Std.
IBF-1988	4.99	5.82	3.09	4.33	1.80	4.54	3.08	3.95	1.3642
IBF-SV	5.20	5.66	4.98	8.06	9.15	5.58	5.92	6.36	1.5947
IBF-modif-CR	1.64	1.54	1.32	6.72	8.89	2.04	3.53	3.67	2.9830
IBF-MX-SD	4.65	5.85	6.08	7.63	8.11	6.85	5.69	6.41	1.2005
IM	6.84	4.08	1.84	2.08	1.29	2.30	4.12	3.22	1.9322

Por otro lado, de acuerdo con los coeficientes de correlación de Pearson, el IBF-MX-SD es el índice que muestra las correlaciones más altas con el índice de Margalef y con la concentración de OD y el % O₂, ya que presenta una correlación fuerte con el IM (Tabla 21), mientras que los coeficientes de correlación son medianamente fuertes (Cann, 2003) con el OD y el % O₂.

TABLA 21.- CORRELACIONES DE PEARSON. LAS CORRELACIONES MARCADAS SON SIGNIFICATIVAS A $p < .05000$

	IBF-1988	IBF-SV	IBF-mod-CR	IBF-MX-SD	IM	OD	% O ₂
IBF-1988	1.0000						
IBF-SV	0.2464	1.0000					
IBF-mod-CR	-0.1646	0.7362	1.0000				
IBF-MX-SD	-0.2529	0.4883	0.6493	1.0000			
IM	0.1631	-0.3138	-0.2491	-0.7050	1.0000		
OD	0.4561	-0.0820	-0.3598	-0.4973	0.5222	1.0000	
% O ₂	0.4505	-0.1143	-0.3644	-0.4991	0.5119	0.9895	1.0000

Ahora bien, ya habiendo obtenido resultados favorables con la creación del índice propuesto, lo que resta es validarlo aplicándolo a este y a otros cuerpos de agua con condiciones similares es decir, que pertenezcan a zonas semidesérticas de México y observar cómo se comporta, elegir puntos de referencia dentro de cada río y compararlos con el resto del cuerpo de agua, a fin de detectar los sitios críticos y poder dar las herramientas para realizar trabajos de remediación de estos sitios impactados tanto por las fuentes puntuales como difusas.

CONCLUSIONES

La calidad del río San Juan es variable debido a los aportes de contaminantes de fuentes no puntuales que se encuentran en los puntos intermedios de este cuerpo de agua. La localidad 1 (Tixiñú) presentó mejor calidad de agua y a su parte final, localidades 5 y 6 (Las Rosas Y El Geiser) se presenta un mejoramiento en la calidad, autodepuración.

El IBF-MX-SD demostró por sus correlaciones fuertes (IM) y medianamente fuertes (concentraciones de OD y % O₂) ya que sus valores de tolerancia son cercanos a las tolerancias de los taxa, así como también que no es un índice que carezca de valores de tolerancia para todos los taxa encontrados y se ajusta mejor a la calidad de agua y la tolerancia de los macroinvertebrados que aquellos que provienen de zonas templadas o tropicales, ya que no tiende a sobre estimar o sub estimar valores.

En general, se puede decir que la calidad de agua, con el índice propuesto (IBF-MX-SD), del río San Juan va de Buena (4.65) en la cabecera (localidad 1) hasta Ligeramente Pobre (5.69) en la parte cercana a la desembocadura de la presa Zimapán (localidad 7), presentando 2 puntos críticos (Muy Pobre) por los aportes de aguas de aguas residuales municipales (localidades 4 y 5) con valores de 7.63 y 8.11. También resaltar que, como se esperaba, la estacionalidad altera dicha calidad del agua por lixiviación, concentración o disolución de nutrientes que termina impactando a las comunidades de macroinvertebrados. Por lo tanto, se considera que es necesario establecer plantas de tratamiento de aguas residuales industriales y municipales en estas zonas para permitir el restablecimiento de las comunidades de macroinvertebrados y mejorar la calidad del agua.

REFERENCIAS

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 abarca, S. Vivas Y C. Zamora-Muñoz. (2004). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (=BMWP'). *Limnética*, 21(3-4), **2002**: 175-185.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. 2nd. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. xiv, 11 chapters, 4 appendices.

Bode, R.W., Novak, M.A., and Abele, L.E. (1991). Methods for Rapid Biological Assessment of Streams. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 57p.

Bode, R.W., Novak, M.A., and Abele, L.E. (1996). Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 89p.

Bode, R.W., Novak, M.A., Abele, L.E., Heitzman, D.L., and Smith, A.J. (2002). Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 115p

Bouchard, R.W., Jr. (2004). Guide to Aquatic Invertebrates of the Upper Midwest: Identification Manual for Students, Citizen Monitors, and Aquatic Resource Professionals. University of Minnesota. Minnesota, U. S. A. 202p.

Cann, A. J. (2003). *Maths from Scratch for Biologists*. West Sussex, England: John Wiley & Sons.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2008). *Estadísticas del Agua en México*. México, D. F.: SEMARNAT

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2011). *Estadísticas del Agua en México*. México, D. F.: SEMARNAT

CONCYTEQ.(2010). *Diagnóstico del medio ambiente urbano para la ciudad de San Juan del río Querétaro*. Querétaro: CONCYTEQ.

Cohen, J., y P. Cohen. (1983). Applied multiple regression/correlation analysis for the behavioral sciences. Lawrence Erlbaum Associates, Inc. Hillsdale, NJ.

Cushing, C.E., C.D. McIntire, J.R. Sedell, K.W. Cummins, G. W. Minshall, R.C. Petersen y R.L. Vannote, (1980). Comparative study of physical-chemical variables of stream using multivariate analysis. *Archives Hydrobiology*, 89 (3): 343-352

Dewson, Z.S., A.B.W. James, y R.G. Death. (2007). Invertebrate community responses to experimentally reduced discharge in small streams of different water quality. *Journal of North American Benthological Society* 26(4): 754–766.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 26/10/1998. *Estudios técnicos para determinar la disponibilidad de las aguas superficiales de la cuenca del río Pánuco*. México: SEMARNAP-CNA.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 18/07/2011. Acuerdo por el que se actualiza la disponibilidad media anual de las aguas superficiales en las cuencas hidrológicas Arroyo Zarco, Río Ñadó, Río Galindo, Río San Juan 1, Río Tecozautla, Río San Juan 2, Río Grande de Tulancingo, Río Metztlán 1, Río Metzquitlán, Río Metztlán 2, Río Amajaque, Río Claro, Río Amajac, Río Calabozo, Río Los Hules, Río Tempoal 1, Río San Pedro, Río Tempoal 2, Río Verde 1, Río Verde 2, Río Verde 3, Arroyo El Puerquito o San Bartolo, Arroyo Altamira, Río Santa María 1, Río Santa María 2, Río Santa María 3, Río Tamasopo 1, Río Tamasopo 2, Río Gallinas, Río El Salto, Río Valles, Río Tampaón 1, Río Choy, Río Coy 1, Río Coy 2, Río Tampaón 2, Río Victoria, Río Tolimán, Río Extoraz, Embalse Zimapán, Río Moctezuma 1, Río Moctezuma 2, Río Tancuilín, Río Huchihuayán, Río Moctezuma 3, Río Moctezuma 4, Río Juamave-Chihue, Río Guayalejo 1, Río Guayalejo 2, Río Sabinas, Río Comandante 1, Río Comandante 2, Río Mante, Río Guayalejo 3, Arroyo El Cojo, Río Tantoán, Río Guayalejo 4, Río Tamesí, Río Moctezuma 5, Río Chicayán 1, Río Chicayán 2, Río Pánuco 1, Arroyo Tamacuil o La Llave y Río Pánuco 2, mismas que forman parte de la Subregión Hidrológica Río Pánuco de la Región Hidrológica número 26 Pánuco. México: SEMARNAP-CONAGUA.

Dodds, W. K., J. R. Jones y E. B. Welch. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by Chlorophyll, Total Nitrogen, and Phosphorus. *Water Research* 32(5):1455-1462.

Fisher, S. G., L. J. Gray, N. B. Grimm, y D. E. Busch. (1982). Temporal succession in a desert stream following flooding. *Ecological Monographs* 52:93–110.

Graça, M. A. S. y C. N. Coimbra. (1998). The elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Water Research* 32(2):380-392.

Hauer, F.R., Lamberti, G.A. (eds.). (1996). *Methods in Stream Ecology*. Academic Press.. 696pp

Hellawell, J.M. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. London: Elsevier Applied Science.

Henne, L. J., D. W. Shenider y L. M. Martínez. (2002). Rapid Assessment of Organic Pollution in a west-Central Mexican river Using a Family-level Biotic Index. *Journal of Environmental Planning and Management* 45(5):613-632.

Hering, D., Moog, O., Sandin, L., y Verdonschot, P.F.M. (2004). Overview and application of the AQEM assessment system. En: D.Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog, and L. Sandin (Eds). *Integrated assessment of running waters in Europe. Hydrobiologia* 516 (pp. 1–20). Netherlands: Springer.

Hilsenhoff, W. L. (1977). *Use of Arthropods to Evaluate Water Quality of Streams*. Technical Bulletin No. 100. Madison, WI. USA: Department of Natural Resources.

Hilsenhoff, W. L. (1982). *Using a Biotic Index to Evaluate water Quality in Streams*. Technical Bulletin No. 132. Madison, WI. USA: Department of Natural Resources.

Hilsenhoff, W. L. (1987). An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomology* 20:31-39.

- Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7(1):65-68.
- Hurtado, S., F. García Trejo y P. J. Gutiérrez Yurrita. (2005). Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomológica Mexicana* 44(3): 271–286.
- Jacobsen, D., Cressa, C., Mathooko, J.M., y Dudgeon, D. (2008). Macroinvertebrates: Composition, Life Histories and Production. En: D. Dudgeon (Ed), *Tropical Stream Ecology*. (pp. 66-105) Oxford, UK: Elsevier Inc.
- Johnson, R.K. & Hering, D. (2009). Response of river inhabiting organism groups to gradients in nutrient enrichment and habitat physiography. *Journal of Applied Ecology* 46, 175-186.
- Kocatas, A. (1992). *Ekoloji ve Çevre Biyolojisi*. Ege Üniverity. Matbaasi, Izmir.
- Kolbe, C. y M. Luedke. (2005). *A Guide to Freshwater Ecology*. Texas Austin, TX: Commission on Environmental Quality.
- Lake, P. S. (2000). Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19(4):573–592.
- Lake, P. S. y L. A. Barmuta. (1986). Stream benthic communities: persistent presumptions and current speculations. En: P. De Deckker and W. D. Williams (eds). *Limnology in Australia*. (pp. 263–276) Dordrecht, Netherlands: CSIRO, Melbourne, and Dr. W. Junk Publishers.
- Lenat, D. R. (1993). A Biotic Index for the Southeastern United States: Derivation and List of Tolerance Values, with Criteria for Assigning Water-Quality Ratings. *Journal of the North American Benthological Society*, 12(3):279-290.
- López-Hernández, M., M. G. Ramos-Espinosa y J. Carranza-Fraser. (2007). Multimetric Analysis for Assessing Pollution in the Lerma River and Chapala Lake, México. *Hidrobiologica* 17(1): 17–30.
- Mandaville, S. M. (2002). *Benthic Macroinvertebrates in Freshwater—Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols, Project H - 1*. (Nova Scotia: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax).
- Margalef, R. (1958). "Information Theory in Ecology." *International Journal of General Systems* 3: 36-71.
- Merritt, R. W. y K. W. Cummins. (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company.
- McCafferty, W.P.(1981). *Aquatic entomology*. Science Book International. Boston, Mass.: Science Book International.
- Myslinski, E. y W. Ginsburg. 1977. Macroinvertebrates as Indicators of Pollution. *Journal AWWA (American Water Works Association)* 69(10): 538-544.

- Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Potter, S. K. Gross, y R. M Hughes. (1989). *Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001.
- Resh, V. H., A. V. Brown, A. P. Covich, M. E. Gurtz, H. W. Li, G. W. Minshall, S. R. Reice, A. L. Sheldon, J. B. Wallace, y R. Wissmar. (1988). The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 7:433– 455.
- Rosenberg, D. M. y V. H. Resh. 1993. Introduction to Freshwater biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. En: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. (pp. 1-9). New York, N.Y. USA: Chapman and Hall.
- Rosenberg, D. y V. H. Resh (Eds.).(1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York, N.Y. USA: Chapman and Hall.
- Rosas-Acevedo, J. L., H. Ávila-Pérez, A. Sánchez-Infante, A. Y. Rosas-Acevedo, S. García-Ibañez, L. Sampedro-Rosas, J. G. Granados-Ramírez, y A. L. Juárez-López. 2014. Índice BMWI', FBI y EPT para determinar la calidad del agua en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 1 (2):62-88.
- SEDATU. 2015. Atals de riesgos Naturales, Aculco, México, 2014. SEDATU. México. http://www.anr.gob.mx/Docs/15003_ACULCO.pdf. Fecha de consulta:16/08/2017.
- SIMBAD. 2013a. Agropecuario y aprovechamiento forestal. Sistema Estatal y Municipal de Bases de Datos v. 2.0. INEGI. <http://sc.inegi.org.mx/sistemas/cobdem/resultados.jsp> Fecha de consulta: 18/06/2013.
- SIMBAD. 2013b. Censo de Población y Vivienda 2010.Sistema Estatal y Municipal de Bases de Datos v. 2.0. INEGI. <http://sc.inegi.org.mx/sistemas/cobdem/resultados.jsp> Fecha de consulta: 18/06/2013.
- Pennak, R. W., 1978. *Freshwater invertebrates of the United States*. New York: Ronal Press.
- Stark, J. D. 1998. SQMCI: a biotic index for freshwater macroinvertebrate coded-abundance data. New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research* 32:55-66.
- Thorne, R. St J., y W. P. Williams. 1997. The response of benthic macroinvertebreres to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater biology* 37:671-686.
- Thorp, J. H. D. C. Rogers. 2011. *Field guide to Freshwater Invertebrates of North America*. Oxford: Academic Press.
- Türkmen, G., y N. Kazancı. 2010. Applications of various biodiversity indices to benthic macroinvertebrate assemblages in streams of a national park in Turkey. *Review of Hydrobiology* 3, 2: 111-125
- Tyson, J. M. y M. A. House. 1989. The application of water quality index to river management. *Water Science Technology* 21: 1149-1159.

Università degli Studi di Trento, Agenzia Provinciale per L'Ambiente, Istituto Agrario di San Michele. European Training course on Water Quality Measurement.(2000). Comparing among European biotic indexes. *Biologia Ambientale* 14(2):37-80.

Usinger, R.L.(1956). *Aquatic Insects of California. With keys to North American Genera and California species*. Berkeley, Los Angeles: Univ. of Calif. Press.

Voelz, N.J., and McArthur, J.V. (2000).An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity Conservation* 9(11): 1543–1570.

Wallace, R. L., Taylor, W. K. Litton, J. R. (1989). *Invertebrate zoology*. New York: Macmillan.

Washington, H. G. (1984). Diversity, Biotic and similarity Indices. *Water Research* 18(6): 653-694.

ANEXO 3

TABLA 22.- VALORES DE TOLERANCIA DE LOS DISTINTOS ÍNDICES BIÓTICOS UTILIZADOS EN EL PRESENTE ESTUDIO.

PHYLUM / ORDEN	FAMILIA	IBF 1988	IBF-SV	IBF modif CR	IBF-MX-SD	
Ephemeroptera	Baetidae	4	6		4	
	Baetiscidae	3			3	
	Caenidae	7	7		7	
	Ephemerellidae	1			1	
	Ephemeridae	4			4	
	Heptageniidae	4	3	3	3	
	Isonychiidae				2	
	Leptophlebiidae	2	5		2	
	Metretopodidae	2			2	
	Oligoneuriidae	2			2	
	Polymitarcyidae	2			2	
	Potamanthidae	4			4	
	Siphonuridae	7			7	
	Tricorythidae	4	6		4	
Plecoptera	Capniidae	1			1	
	Chloroperlidae	1			1	
	Leuctridae	0			0	
	Nemouridae	2			2	
	Perlidae	1	2		1	
	Perlodidae	2			2	
	Pteronarcyidae	0			0	
	Taeniopterygidae	2			2	
	Trichoptera	Brachycentridae	1			1
		Calamoceratidae		2	2	2
Glossosomatidae		0	1		0	
Helicopsychidae		3	5	5	3	
Hydroptilidae		4	4		4	
Hydropsychidae		4	5	5	4	
Lepidostomatidae		1	2		1	
Leptoceridae		4	4		4	
Limnephilidae		4			4	
Molannidae		6			6	
Odontoceridae		0	2		0	
Philpotamidae		3	5	5	3	
Phryganeidae		4			4	
Polycentropodidae		6	3	3	3	
Psychomyiidae		2			2	
Rhyacophilidae		0			1	
Sericostomatidae	3			3		

	Uenoidae				3
Diptera	Athericidae	2		1	1
	Blephariceridae	0	0		0
	Ceratopogonidae	6	8		6
	Chaoboridae				8
	Chironomidae	8	8	7	7
	(Chironomini)	8		7	8
	Otros Chironomidae	6		7	6
	Culicidae		10		8
	Dixidae		5	4	4
	Dolichopodidae	4	6		5
	Empididae	6	6		6
	Ephydriidae	6	9		7
	Muscidae	6	9		7
	Psychodidae	10	7		9
	Ptychopteridae				7
	Scizyomidae	6			5
	Simuliidae	6	6		6
	Stratiomyidae	8	6	9	7
	Syrphidae	10	10		10
	Tabanidae	6	6		6
	Tipulidae	3	5	5	3
Coleoptera	Chrysomelidae				
	Curculionidae		6		6
	Dryopidae	5	4		5
	Dytiscidae		7	7	5
	Elmidae	4	4		4
	Gyrinidae		3		4
	Haliplidae				6
	Hydrophilidae		7	7	6
	Psephenidae	4	4		4
	Scirtidae		6	7	7
Megaloptera	Corydalidae	0	7	4	3
	Sialidae	4			4
Lepidoptera	Pyralidae	5			5
Neuroptera	Sisyridae	5			5
Collembola	TODOS	10	5		8
Odonata	Aeshnidae	3	4		3
	Calopterygidae	5	7	7	6
	Coenagrionidae	9	9		9
	Cordulegastridae	3	2	2	2
	Corduliidae	5	1	1	3
	Gomphidae	1	7	3	3

	Lestidae	9	6	6	7
	Libellulidae	9	7	7	8
	Macromiidae	3			3
	Protoneuridae				4
Hemiptera	Aphelocheridae				5
	Belostomatidae	10	7	6	6
	Corixidae	9	5		7
	Gerridae		6		6
	Hebridae		6		6
	Hydrometridae		6		6
	Mesoveliidae		5		5
	Naucoridae	5	6	5	5
	Nepidae	8	5		6
	Noctonectidae		5		5
	Pleidae		4		4
	Veliidae	6	5		6
	DEMÁS		5		5
Amphipoda	Gammaridae	4	5		4
	Hyalellidae		5		7
	Talitridae	8	5		7
	DEMÁS				8
Isopoda	Asellidae	8			8
	DEMÁS		6		6
Decapoda	Cambaridae		6		6
	Palaemonidae		6		4
	Trombidiformes				4
Arachnida	TODOS		5	4	4
Acariformes	TODOS				
Coelenterata	Hydridae				5
	Bivalvia		4		5
Mollusca	Gastropoda		4		5
	Lymnaeidae				6
	Physidae		9	10	8
	Planorbidae		7	7	7
	Sphaeridae			6	7
Annelida	Hirudinea		7	10	8
	Oligochaeta		10	10	9
	Polychaeta				6
	Sabelidae				5
Platyhelminthes	Turbellaria		5		4
Ostracoda	Ostracoda				4

CAPÍTULO 6 EVALUACIÓN VISUAL DEL HÁBITAT (EH) DEL RÍO SAN JUAN (ESTADOS DE: MÉXICO, QUERÉTARO E HIDALGO) COMO UNA HERRAMIENTA PARA MEDIR LA CAPACIDAD DE ALBERGAR FAUNA.

INTRODUCCIÓN

La Evaluación Visual del Hábitat (EH) es una aproximación para la identificación y evaluación de los elementos del hábitat del río (Water Action Volunteers, 2006).

En sentido estricto, el término hábitat incorpora todos los aspectos físico-químicos y sus interacciones bióticas. Sin embargo, en el presente estudio el término hábitat se restringirá a la calidad del hábitat ripario y del río, tal como lo describen Barbour *et al.*, (1999) y, Bain y Stevenson (1999).

El hábitat suministra espacio físico y proporciona fuente de alimento para las especies. La heterogeneidad del hábitat fluvial se considera actualmente como uno de los principales factores de influencia de la riqueza de especies de invertebrados acuáticos (Voelz y McArthur, 2000), a una mayor heterogeneidad y diversidad de estructuras físicas del hábitat se encontrará una mayor diversidad de las comunidades biológicas que lo ocupan (Smith y Smith, 2000).

La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América (US EPA) al evaluar los recursos acuáticos realiza una descripción del sitio, una caracterización física, una evaluación de la calidad del agua, una evaluación visual del río y de la calidad del hábitat ripario. Mientras que en Europa la Directiva Marco del agua utiliza una serie de indicadores biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos y en relación con las condiciones naturales o de referencia en ausencia de presiones para determinar el estado ecológico de las aguas superficiales (DOCE, 2000). A partir de esto, se han desarrollado técnicas y métodos de muestreo en ríos para evaluar la calidad biológica en función de los macroinvertebrados, y en los cuales se contempla el muestreo de todos los hábitats fluviales existentes para obtener listados exhaustivos de las especies presentes (Wright *et al.*, 1984; Davies, 1994; Barbour *et al.*, 1999). La evaluación de la calidad del hábitat es crítico para cualquier evaluación ecológica integral de los ríos y debe ser realizada en cada lugar cada vez que se realice el muestreo biológico. En términos generales, la diversidad biológica y de hábitat en los ríos están íntimamente relacionados (Raven *et al.*, 1998), la forma del río, su fluir (velocidad, sinuosidad), las cantidades y cualidades de los bancos vegetales, su vegetación riparia y el tipo de fondo, así como su heterogeneidad, ayudan a determinar el tipo y la cantidad de vida que este cuerpo de agua puede mantener. Además, el hábitat sirve para medir el impacto humano tanto en los hábitat de los ríos y el corredor ripario (Niemela y Feist, 2002; Genet y Chirhart, 2004), ya que, encontrar un hábitat alterado es considerado como un estresor mayor para los sistemas acuáticos (Karr *et al.*, 1986).

Las evaluaciones de los hábitat fluviales valoran la capacidad del hábitat físico de albergar una fauna determinada, valoran aspectos físicos tanto del cauce como de su vegetación riparia relacionándolos con la heterogeneidad de los hábitat los cuales dependen en gran medida de la hidrología, sustrato y estructuras existentes. Entre ellos, la frecuencia de rápidos, la existencia de distintos regímenes de velocidad y profundidad, el grado de inclusión y sedimentación en pozas, y la diversidad y representación de sustratos. También se evalúa la presencia y dominancia de distintos elementos de heterogeneidad, que contribuyen a incrementar la diversidad de hábitat físico y de las fuentes alimenticias, entre ellos materiales de origen alóctono (hojas, madera) y de origen autóctono (vegetación acuática). La alternancia y variación natural entre fuentes alóctonas y autóctonas de materia orgánica puede verse modificada por cambios en el uso del suelo, deforestación, urbanización, etc (Pardo *et al.*, 2002). Estos cambios son capaces de alterar la hidrología y la relación entre las fuentes de energía (radiación solar, fuentes de carbono, fósforo o nitrógeno) características de cada sistema fluvial con los organismos que lo habitan y como consecuencia el hábitat físico en general.

Esta evaluación es útil como una herramienta para identificar a los factores estresantes del hábitat fluvial y como un método para comprender al río y establecer medidas de protección. Por esto, en el presente estudio se desea evaluar el grado de alteración del hábitat del río San Juan utilizando la Evaluación Visual del Hábitat (EH) y su relación a otros parámetros: biológicos (índice biótico y número de familias de macroinvertebrados), hidrológicos (caudal) y físico-químicos (amonio, fosfatos y conductividad eléctrica), para evaluar la calidad de este cuerpo de agua.

MATERIAL Y MÉTODOS

La descripción del área de estudio se encuentra en el capítulo 2 sólo como referencia se presentan aquí sus ubicaciones (Figura 28 y Tabla 23). Sin embargo, se presenta una descripción de las localidades de muestreo y fotografías de cada una de ellas en el Anexo 4.0.

TABLA 23.-UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Localidad #	Nombre	Latitud E ° ' "	Longitud N ° ' "	Altitud msnm
1	Tixiñú	-99°52'50"	20°06'38"	2402
2	La Muralla	-99°58'29"	20°13'53"	2094
3	San Juan del Río	-100°00'14"	20°22'38"	1916
4	Presa Centenario	-99°53'57"	20°30'40"	1894
5	La Vega	-99°53'21"	20°32'05"	1873
6	Las Rosas	-99°45'23"	20°33'41"	1786
7	El Geiser	-99°41'07"	20°34'43"	1642

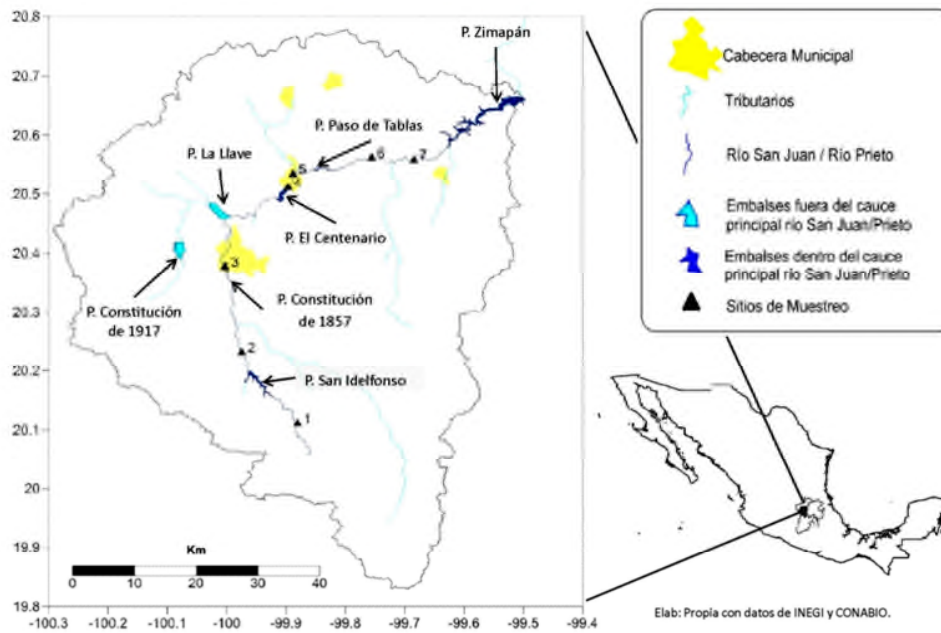


FIGURA 28.- CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, RESALTANDO SITIOS DE MUESTREO, CAUCE PRINCIPAL Y LOS PRINCIPALES EMBALSES.

Las técnicas de colecta de muestras, identificación de macroinvertebrados y medición de parámetros físico-químicos, así como las localidades de muestreo ya fueron descritas en capítulos anteriores, por lo cual no se describirán en este apartado.

MUESTREO VISUAL DEL RÍO

La Evaluación visual del Hábitat del río San Juan (EH) consta de 10 apartados en los que se valora de manera independiente la presencia de distintos componentes en el cauce fluvial. La puntuación final del índice es el resultado de la suma de la puntuación obtenida en cada uno de los bloques y nunca puede ser mayor que 160 (Florida Department of Environmental Protection, 2017) (Tabla 24). El formato para el cómputo del EHR se presenta en los Anexos 1.1-1.3. Se suministran indicaciones adicionales para su estima en el campo en el Rapid Bioassessment Protocols (Barbour *et al.*, 1999), Aquatic habitat assessment: common methods (Bain y Stevens, 1999), Hábitat Assessment (Water Action Volunteer, 2006), DEP SOP FT 3100 (Florida Department of Environmental Protection, 2017), entre muchos otros.

TABLA 24.- INTERPRETACIÓN Y CATEGORÍAS DE LA EVALUACIÓN VISUAL DEL HÁBITAT DE ACUERDO CON EL FLORIDA DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION.

VALOR	CAT. DE CAL. DEL HÁBITAT	ATRIBUTOS
121-160	ÓPTIMO	Excelente estructura general hábitat propicio para el apoyo a la comunidad biológica sana.
81-120	SUBÓPTIMO	Hábitat diversos del propio caudal etán bien desarrollados; cierta degradación de la zona ribereña y de los bancos, una pequeña cantidad de alteración del canal puede estar presente.
41-80	MARGINAL	El hábitat es el principal factor limitante para el apoyo a una comunidad biológica sana.
<40	POBRE	La alteración del hábitat es grave en todos los niveles.

Las puntuaciones del índice de hábitat analizadas en este trabajo corresponden a la evaluación realizada durante las campañas de muestreo de los años 2013-2014. La matriz del EH consta de 42 muestras, recogidas en 7 localidades, colectadas en tres temporadas del año: Estiaje (Est), Lluvia (Lluv) y postlluvia (Postll), para cada una se analizan los 10 componentes del índice y la puntuación final.

Para explorar y analizar las relaciones entre el EH y los restantes parámetros biológicos utilizados en la caracterización ecológica de este río (Número de familias), índice biótico (IBF-MX-SD, Padilla-González *et al.*, 2016).

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para el análisis de los resultados se han utilizado las técnicas de análisis de componentes principales (ACP), Modelo General Lineal (MGL) y coeficientes de correlación de Spearman, todas ellas ejecutadas con el programa estadístico Statistica v. 10.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

De las 42 muestras colectadas, sus valores de EH se encuentran en un intervalo que va desde los 47.75 hasta los 151.25 (Tabla 25) siendo este río categorizado entre Marginal y Óptimo. El caudal se encuentra entre los 0 hasta 10.7 m³/seg, siendo las temporadas de estiaje el más bajo mientras que en la época de lluvias los valores más altos, como era de esperarse. La conductividad fluctúa entre los 86 y los 3284 µS/L, siendo las localidades de aguas abajo las que presentan los valores más altos. Los valores de nutrientes amonio van desde los 0.1 hasta 22.27 mg/L, mientras que los fosfatos van desde los 0.038 hasta los 23.26 mg/L. Partiendo de estas las variables fisicoquímicas se encontró que las localidades 4 y 5 son las que tienen peor calidad de agua, mientras que las localidades 1, 2 y 7 son las que presentan mejor calidad de agua. En cuanto a los aspectos biológicos el IBF-MX-SD detecta a las localidades más degradadas (4 y 5), mientras que las localidades con mejor calidad son 1, 2, 6 y 7.

TABLA 25.- VALORES OBTENIDOS PARA LA EVALUACIÓN VISUAL DE HÁBITAT (EH), CAUDAL, CONDUCTIVIDAD (COND), AMONIO (NH₃), FOSFATOS (PO₄) ÍNDICE BIÓTICO (IBF-MX-SD) Y NÚMERO DE FAMILIAS DE MACROINVERTEBRADOS (# FAMILIAS)

	EH	Caudal	COND	NH ₃	PO ₄	IBF-MX-SD	# familias
1E2013	128	0.150	178	0.1	0.137	5.37231969	26
2E2013	116.5	0.174	140	0.1	0.17075	6.80952381	9
3E2013	37.25	0.000	2116	1.1	0.592	5.43473571	13
4E2013	58.75	0.450	3146	12.73	7.305	7.03506406	11
5E2013	86.75	1.200	3040	14.77	7.6545	8.87254902	4
6E2013	118	0.300	3130	6	6.723	6.44297096	8
7E2013	120.75	0.267	3284	1.7	6.5985	5.8287037	18
1LI2013	145.5	0.700	93	0.133	0.21775	4.1039604	31
2LI2013	121.75	3.260	61.5	0.833	0.205	6.3592233	17
3LI2013	47.75	0.000	64.2	2.333	0.0375	5.81896552	10
4LI2013	85.5	0.560	814	13.667	4.87	8.23346304	7
5LI2013	91.75	1.920	1466	22.267	5.031	7.3496732	8
6LI2013	134	0.500	1963	8.0667	6.273	5.66101515	8
7LI2013	132.5	0.388	3036	0.833	6.4455	7.48073022	17
1PLI2013	142	0.770	103	0.1	0.15175	4.06052632	15
2PLI2013	133.5	3.308	86	0.433	0.19275	4.99226804	27
3PLI2013	85.75	0.742	152	0.167	0.12625	5.55913978	16
4PLI2013	89.5	0.480	878	9.3	4.504	6.53013393	11
5PLI2013	88.5	0.876	801	8.633	4.817	8.11428571	6
6PLI2013	141.5	0.480	533	0.267	4.4	6.0773639	21
7PLI2013	142	0.563	743	0.2	5.118	5.52740341	21
1E2014	141.5	0.260	93	0.1	0.069	4.61346363	21
2E2014	115.75	0.385	61.5	0.1	0.142	5.75562701	13
3E2014	47.75	0.000	64.2	0.4	1.169	7.28205128	10
4E2014	85.5	0.700	814	14.85	17.42	6.47826087	13
5E2014	71.75	1.512	1466	17.4	17.67	8.99400171	5
6E2014	125	0.614	1963	0.4	7.608	8.84219858	18
7E2014	126.5	0.405	3036	0.3	9.984	5.21134594	29
1LI2014	151	0.812	98	0.1	0.133	4.30967742	23
2LI2014	136.5	10.710	92	0.1	0.163	4.78901099	23
3LI2014	85.75	4.800	196	0.3	0.188	5.55776892	16
4LI2014	96.5	1.530	776	5.35	5.7	8.27241379	8
5LI2014	95.5	2.540	790	7.2	6.32	7.01666667	6
6LI2014	152	1.691	736	0.5	6.332	5.46775039	27
7LI2014	152	0.975	804	0.2	5.764	4.9375848	21
1PLI2014	148	1.100	176	0.2	0.052	4.56213873	20
2PLI2014	123.5	2.925	167	0.2	0.058	5.91260163	20
3PLI2014	57.75	0.000	595	0.2	0.325	6.01829268	23
4PLI2014	94.25	0.720	2423	22	23.26	7.07	12
5PLI2014	93	1.752	2174	18	14.22	8.57929515	10
6PLI2014	146.25	1.256	1799	0.2	13.296	6.97035693	26
7PLI2014	151.25	0.688	1928	0.2	11.64	4.75213675	23

El EH y sus componentes

Las puntuaciones del EH van desde los 37.25 hasta los 151.25, siendo las localidades 3, 4 y 5 las que presentan los valores más bajos (Tabla 26), lo cual nos indica que son las localidades más alteradas por las actividades antrópicas. Estos valores coinciden de forma inversamente proporcional, con los valores del IBF-MX-SD (Tabla 27). Sin embargo, al transformar los valores del EH a su valor cualitativo (Categoría) se observa que estos 3 localidades de muestreo se encuentran entre el subóptimo y Marginal de la escala, mientras que en la escala del IBF-MX-SD se ubican entre el muy pobre hasta el aceptable, lo cual, nos hace pensar que la escala sobreestima los valores obtenidos porque los formatos de campo alcanzan la escala máxima de 200 puntos.

TABLA 26.- VALORES OBTENIDOS DEL EH Y SUS CATEGORÍAS DE VALORES.

	Es13	llu13	postll13	Es14	Llu14	Postll14	VALOR	CAT. DE CAL. DEL HÁBITAT
1	128	145.5	142	141.5	151	148	121-160	ÓPTIMO
2	116.5	121.75	133.5	115.75	136.5	123.5	81-120	SUBÓPTIMO
3	37.25	47.75	85.75	47.75	85.75	57.75	41-80	MARGINAL
4	58.75	85.5	89.5	85.5	96.5	94.25	<40	POBRE
5	81.75	91.75	88.5	71.75	95.5	93		
6	118	134	141.5	125	152	146.25		
7	120.75	132.5	142	126.5	152	151.25		

TABLA 27.- VALORES OBTENIDOS DEL IBF-MX-SD Y SU INTERPRETACIÓN DE VALORES DE IBF-1988 (HILSENHOFF, 1988).

	Est13	lluv13	postll13	Est14	Lluv14	Postll14	IBF	CAT. DE CALIDAD
1	5.37	4.10	4.06	4.61	4.31	4.56	0.00-3.75	Excelente
2	6.81	6.36	4.99	5.76	4.79	5.91	3.76-4.25	Muy Buena
3	5.43	5.82	5.56	7.28	5.56	6.02	4.26-5.00	Buena
4	7.04	8.23	6.53	6.48	8.27	7.07	5.01-5.75	Aceptable
5	8.87	7.35	8.11	8.99	7.02	8.58	5.76-6.50	Ligeramente pobre
6	6.44	5.66	6.08	8.84	5.47	6.97	6.51-7.25	Pobre
7	5.83	7.48	5.53	5.21	4.94	4.75	7.26-10.0	Muy Pobre

Por lo cual, proponemos una nueva escala, es decir, los intervalos de clase van por 50 unidades (Tabla 28), de esta forma la mayoría de las categorías de las localidades 3, 4 y 5 se encontrarán dentro del intervalo de Pobre y Marginal, mientras el resto de las localidades quedarían dentro de la categoría Subóptima.

TABLA 28.- INTERPRETACIÓN Y CATEGORÍAS DE LA EVALUACIÓN VISUAL DEL HÁBITAT, INTERVALOS DE LOS VALORES PROPUESTOS,

VALOR	CATEGORIA	ATRIBUTOS
>151	ÓPTIMO	Excelente estructura general hábitat propicio para el apoyo a la comunidad biológica sana.
101-150	SUBÓPTIMO	Hábitat diversos del propio caudal bien desarrollados; cierta degradación de la zona ribereña y de los bancos, una pequeña cantidad de alteración del canal puede estar presente.
51-100	MARGINAL	El hábitat es el principal factor limitante para el apoyo a una comunidad biológica sana.
<50	POBRE	La alteración del hábitat es grave en todos los niveles.

Para evaluar la relación entre los distintos componentes del EH se realizó un análisis de componentes principales sobre la matriz de muestras. El primer eje explicó el 58.6% de la varianza, y el segundo eje el 14.6% (Tabla 29). El eje I viene determinado en su parte positiva por todos los componentes del índice, pero principalmente por la deposición de sedimentos (Depos sed), Protección de Bancos Vegetados (Protecc. B veg), Ancho de Zona riparia (Zona Rip), Zonas de Refugio y Fijación de macroinvertebrados (Refugio-Fijacion), y Alteración del canal (Alt. canal) (Figura 29,Tabla 30). El eje II muestra en su parte positiva a los rápidos y sinuosidad (Rápid-Sinuos), velocidad y profundidad de pozas (Vel.Prof/pozas) y la condición de los bancos (Cond. Bancos). El eje III Sustrato de fijación para organismos (Sust fij), y flujo del canal (Flujo canal).

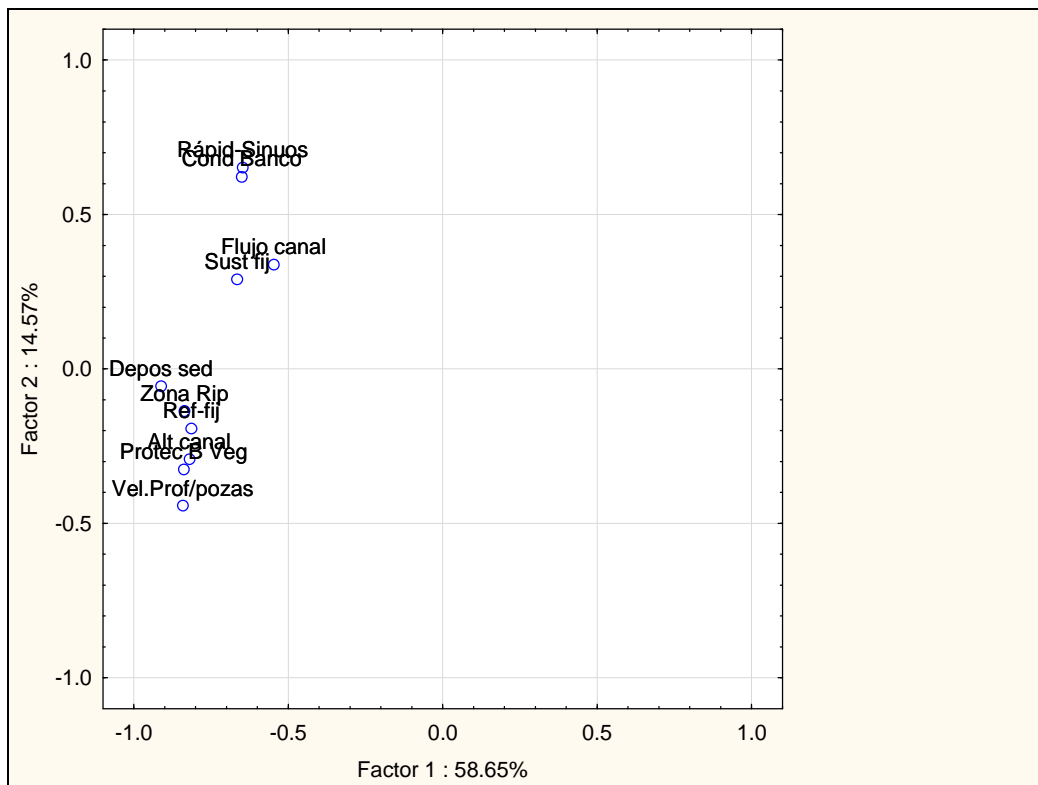


FIGURA 29.- ORDENACIÓN (ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES) DE LOS COMPONENTES DEL EH

TABLA 29.- CARGAS Y PORCENTAJES DE VARIANZA POR COMPONENTE DEL ACP

	Eigenvalor	% Total variancia	Eigenvalor Acumulado	% Acumulado
1	5.865265	58.65265	5.865265	58.65265
2	1.456899	14.56899	7.322164	73.22164
3	0.858854	8.58854	8.181018	81.81018

TABLA 30.- CARGAS DE CADA VARIABLE POR COMPONENTE DEL ACP

	Comp 1	Comp 2	Comp 3
Ref-fij	-0.336	-0.205	0.075
Sust fij	-0.255	0.183	0.476
Vel.Prof/pozas	-0.303	-0.318	-0.221
Depos sed	-0.584	-0.168	0.056
Flujo canal	-0.262	0.563	-0.695
Alt canal	-0.301	-0.206	-0.219
Rápid-Sinuos	-0.261	0.467	0.409
Protec B Veg	-0.223	-0.188	-0.049
Cond Banco	-0.216	0.404	0.068
Zona Rip	-0.255	-0.14	0.1

El valor del EH se correlaciona en primer lugar con la deposición de sedimentos (coeficiente de correlación de Spearman, $r=0.90$), probablemente por ser el apartado con mayor puntuación en el mismo, seguido por las áreas de refugio / fijación de invertebrados ($r=0.79$), la conservación de la zona riparia ($r=0.79$), regímenes de velocidad y profundidad de pozas ($r=0.78$), alteración del canal ($r=0.77$), la protección de bancos vegetales ($r=0.77$) y el sustrato para fijación de macroinvertebrados ($r=0.71$) (Tabla 31).

TABLA 31.- CORRELACIONES DE SPEARMAN ENTRE LOS PARÁMETROS BIOLÓGICOS CONSIDERADOS. LAS CORRELACIONES MARCADAS SON SIGNIFICATIVAS A UN P <.05000

	Refugio / fijación	Sustrato fijación	Vel. Prof / pozas	Depos sedim	Flujo canal	Alterac canal	Rápidez Sinuosid	Protec Banco Vegetal	Condic Banco Vegetal	Zona Riparia
EH	0.7912	0.7148	0.7807	0.9010	0.4032	0.7714	0.6900	0.7689	0.6191	0.7866

En los ríos con marcadas estacionalidades, como es este el caso, las crecidas de caudal y los períodos secos, ocasionan una dinámica temporal de contracción y expansión del hábitat físico (Gasith y Resh, 1999), en relación a esto, se establece que los componentes de rápidos y sinuosidad, y regímenes de velocidad y profundidad de Pozas, incrementan la diversidad del hábitat en las épocas de mayor caudal, y la reducen debido al descenso de caudal en estiaje.

Relación entre el EH y otros indicadores de calidad del río

En un primer análisis se constató la existencia de correlaciones significativas (coeficiente de correlación de Spearman) entre el EH y todos los parámetros biológicos considerados en este estudio. La más fuerte se da entre el IBF-MX-SD y el número de familias ($r=-0.70$), el EH se correlacionó en mayor medida con el número de familias ($r=0.65$), mientras que el EH tiene una correlación medianamente fuerte IBF-MX-SD ($r=-0.59$) (Tabla 32), esto quiere decir que El EH se relaciona con otras variables biológicas, mostrando relaciones de interdependencia ya conocidas, pero que ayudan a entender las interrelaciones existentes entre ellas. En este estudio, se han encontrado relaciones de dependencia entre los valores del EH, y el número de familias de

invertebrados y su calidad biológica, con independencia del efecto de la alteración de la composición química del agua debida a la contaminación.

TABLA 32.- CORRELACIONES DE SPEARMAN ENTRE LOS PARÁMETROS BIOLÓGICOS CONSIDERADOS. LAS CORRELACIONES MARCADAS SON SIGNIFICATIVAS A UN P <.05000

	EH	IBF-MX-SD	# familias
EH	1.000000	-0.584941	0.652660
IBF-MX-SD	-0.584941	1.000000	-0.697517
# familias	0.652660	-0.697517	1.000000

La existencia de correlaciones fuertes entre el EH y el índice biótico, IBF-MX-SD y el número de familias, indica una dependencia que hay que explorar. Se realizaron análisis MLG utilizando como variables dependientes el IBF-MX-SD y el número de familias, como variable independiente el EH, y como covariables la conductividad eléctrica, contaminación (la interacción entre amonio y fosfatos) y caudal. Los modelos fueron significativos, indicando la existencia de relaciones de dependencia funcional de la biota con el hábitat que habita (Tabla 33), (Vivas *et al.*, 2002; Pardo *et al.*, 2002). Las condiciones del hábitat son el resultado de las interrelaciones complejas entre los factores hidromorfológicos y las alteraciones antrópicas del paisaje (Karr *et al.*, 1986; Gregory *et al.*, 1991). La evaluación de la calidad del hábitat permite detectar impactos en la estructura del hábitat, y en último término, sobre las comunidades acuáticas (Barbour y Stribling, 1994), siempre y cuando se realice una caracterización de variables físico-químicas, ya que a través de estos acercamientos, las características claves llevarán a una evaluación de la calidad del hábitat útil (Barbour *et al.*, 1999).

TABLA 33.- ANÁLISIS DE LA VARIANZA (MGL) DE LOS ÍNDICES BIÓTICOS Y NÚMERO DE FAMILIAS SEGÚN EL IHF, UTILIZANDO COMO COVARIABLES: AMONIO, FOSFATOS, CAUDAL Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA. LOS VALORES MARCADOS SON SIGNIFICATIVOS A UN P <.05000

	IBF-SD-MX		# Familias	
	F	p	F	p
EH	8.31242	0.006308	14.01973	0.000569
Caudal	0.02254	0.881422	0.15351	0.697284
COND	13.34283	0.000744	3.74416	0.060086
NH ₃	32.05453	0.000001	60.10283	0.000000
PO ₄	19.51646	0.000074	4.85545	0.033379
r ²	0.553959		0.669568	

De la variación temporal del EH

El valor del EH varía estacionalmente (Figura 30), esto es evidente al presentar muchos de sus componentes fluctuaciones muy contrastadas sobre todo el régimen hidrológico, a pesar de ser este un río muy regulado, 4 embalses que funcionan como controles de avenidas.

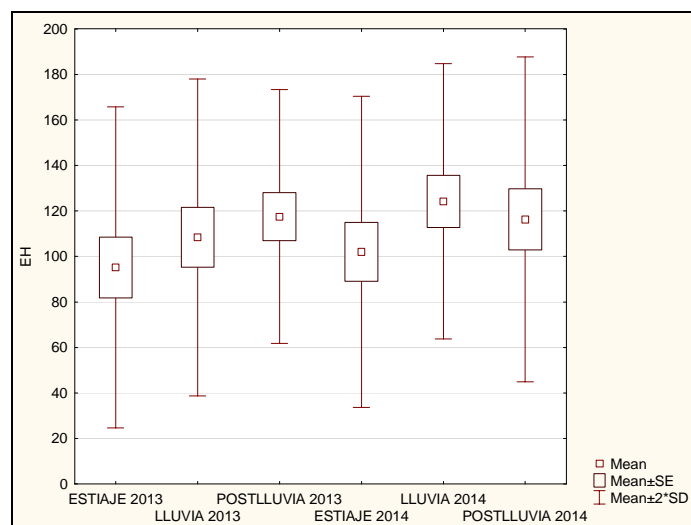


FIGURA 30.-DIAGRAMA DE BOX-WINKLER DE LOS VALORES DE EH POR ESTACIÓN.

El hábitat se ve favorecido por los mayores caudales de la temporada de lluvias (verano y algunas lluvias de otoño), cuando los componentes relacionados con la hidrología producen una amplia selección de distintos tipos de sedimentos (De March, 1976), o cuando la inclusión es mínima por el lavado de sedimentos finos a mayores velocidades de corriente (Gasith y Resh, 1999). Las variables relacionadas con el caudal se ven afectadas en gran medida en los ríos por precipitaciones o la apertura de compuertas funcionando como grandes temporales, (frecuencia de rápidos, regímenes de velocidad / profundidad, sinuosidad...) (Gasith y Resh, 1999; Drastik *et al.*, 2008; Saldaña-Fabela *et al.*, 2011), de ahí su influencia sobre el valor general del índice entre el estiaje y la temporada de lluvias. Esta reducción temporal de la diversidad del hábitat, en estiaje, se debe a la influencia temporal sobre la composición del agua por la reducción de caudal, sobre todo en localidades afectadas por enriquecimiento en nutrientes y provocando el descenso de la calidad biológica, frente a épocas de mayor dilución (Álvarez *et al.*, 2001).

CONCLUSIONES

- La escala de calificaciones de la FDEPA sobreestima el estado de conservación del hábitat. La escala que se propone califica a las localidades dentro del intervalo de Pobre y Marginal y Subóptimo.
- El valor del EH se correlaciona fuertemente con la deposición de sedimentos, por las áreas de refugio / fijación de invertebrados, la conservación de la zona riparia, regímenes de velocidad y profundidad de pozas, los cuales son variables que generan la mayor heterogeneidad, áreas de protección y refugio así como el aporte de fuentes de nutrientes.
- La existencia de correlaciones fuertes entre el EH, el IBF-MX-SD y el número de familias, indica una existencia de relaciones de dependencia funcional de la biota con el hábitat que habita, lo cual coincide con lo establecido por diversos autores.

- Existe una marcada estacionalidad siendo el régimen hidrológico el mayor estresor generando contracciones y expansiones del hábitat físico.

REFERENCIAS

Álvarez, M., I. Pardo, G. Moyá, G. Ramón, A. Martínez-Taberner. 2001. Invertebrate communities in temporary streams of the island of Majorca: a comparison of catchments with different land use. *Limnetica*, 20: 255-266.

Bain, M. B., N. J. Stevenson, editors. 1999. Aquatic habitat assessment: common methods. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Davies, P. E. 1994. National River Processes and Management Program Monitoring River Health Initiative. River Bioassessment Manual Version 1.0. Canberra: Department of Environment, Sport and Territories.

Davies, B. R., M. C. Thoms, K. F. Walker, J. H. O'keeffe, J. A. Gore. 1994. Dryland rivers: their ecology, conservation and management. In: *The Rivers Handbook* vol. 2. P. Calow & G.E. Petts (eds.): 484-512. Blackwell Scientific, Oxford.

De March, B. G. E. 1976. Spatial and temporal patterns in macrobenthic stream diversity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33: 1261-70.

DOCE (2000). Directiva 2000/60/CE. Norma del parlamento europeo y del consejo de la Unión Europea. Por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. Diario Oficial L 327. 22 de Diciembre de 2000.

Drastik, J., T., Kubecka, M.J., Chech, J., Frouzová, M. Prchalová. 2008. The effect of hydropower on fish stocks: comparison between cascade and non-cascade reservoirs. *Hydrobiología*. No. 609, , pp. 25-36

Gasith, A., V. H. Resh. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: Abiotic Influences and Biotic Responses to Predictable Seasonal Events. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 30: 51-81.

Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. Mckee, K. W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41, 540-551.

Genet, J., J. Chirhart. 2004. Upper Mississippi River Basin Macroinvertebrate Index of Biological Integrity. Minnesota Pollution Control Agency (MPCA). Saint Paul. 23 pp

Karr, J.R., E. W. Chu. 1999. Restoring life in running waters. Better biological monitoring. Washington DC: Island Press.

Niemela, S., Feist, M., 2002. Index of Biotic Integrity (IBI) Guidance for Coolwater Rivers and Streams of the Upper Mississippi River Basin. Minnesota Pollution Control Agency, Biological Monitoring Program, St. Paul

Pardo, I., P. D. Armitage. 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia*, 344: 111-128.

Pardo, I., N. Felpeito, E. S. López, C. Fernández, C. Cillero. 1998. *Estudio de caracterización ambiental del río Louro (Pontevedra). Saneamiento general de la cuenca del río Louro. Informe Técnico*. Dirección General de Obras hidráulicas y Calidad de las Aguas. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente.

Pardo, I., M. Álvarez, J. Casas, J. L. Moreno, S. Vivas, N. Bonada, J. Alba-Tercedor, P. Jáimez-Cuéllar, G. Moyà, N. Prat, S. Robles, M. L. Suárez, M. Toro, M. R. Vidal-Abarca. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21(3-4): 115-133.

Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Porter, S. K. Gross y R. M. Hughes. 1989. Rapid Bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA/444/4-89-001. United States Environmental Protection Agency, Washington D. C., USA.

Raven, P. J., P. Fox, M. Everard, N. T. H. Holmes, F. H. Dawson. 1997. River Hábitat Survey: a new system for classifying rivers according to their hábitat quality. In: *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* P. J. Boon, D. L. Howell (eds.): 215-234. Stationery Office, Edinburgh

Raven, P. J., N. T. H. Holmes, P. J. A. Fox, F. H. Dawson, M. Everard, I. Fozzard, K. Rouen, 1998a. River Hábitat Quality: the physical character of rivers and streams in the U.K. the Isle of Man. Environment Agency, Bristol.

Raven, P. J., N. T. H. Holmes, F. H. Dawson, M. Everard, 1998b. Quality assessment using River Hábitat Survey Data. *Aqua. Cons.: Mar. Freshwat. Eco.* 8: 477-499

Saldaña-Fabela, M. P., Díaz-Pardo, E., Gutiérrez-Hernández, A. 2011. Diagnóstico de la calidad del agua en un sistema de embalses en cascada, cuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Tecnología y ciencias del agua.* 2(3): 115-126.

Smith, R.L., T.M. Smith. 2000. *Elements of Ecology*. 4th edition update. Adison Wesley Longman, Inc.

Southwood, T.R.E. 1988. Tactics, strategies and templets. *Oikos*, 52: 3-18.

Vivas, S., J. Casas, I. Pardo, S. Robles, N. Bonada, A. Mellado, N. Prat, J. Alba- Tercedor, M. Álvarez, M. M. Bayo, P. Jáimez-Cuéllar, M. L. Suárez, M. Toro, M. R. Vidal-Abarca, C. Zamoramunoz, N. Prat,

G. Moyà. 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21: 149-173.

Voelz, N. J., J. V. McArthur. 2000. An exploration of factors influencing lotic species richness. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1543-1570.

Water Action Volunteers. 2006. Habitat Assessment: the Parts equal the whole. University of Wisconsin. Wisconsin Department of Natural Resources. Wisconsin. 6 pp.

Wright, J.F., D. Moss, P.D. Armitage, M.T. Furse. 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwat. Biol.*, 14: 221-256.

ANEXO 4.0

DESCRIPCIÓN DE LAS LOCALIDADES DE MUESTREO

1.- TIXIÑÚ

Fondo Rocoso (Cantos rodados, rocas y arena), áreas con vegetación sumergida, pozas, rápidos, troncos. Pastizal natural arbolado y algunas veces se utiliza como recreativo. A 0.4Km previo a una cascada. Agua clara sin olor, zonas un poco turbias en temporada de lluvias y baja turbidez en postlluvias, buena transparencia en temporada de estiaje.



Secas



Postlluvias

2.- LA MURALLA

Fondo Rocoso (algunos cantos rodados, rocas, arenas y lodo), áreas con vegetación sumergida, pozas, algunos rápidos, troncos. Pastizal natural arbolado y de forraje. Posterior a Presa San Ildefonso (5Km aguas abajo). Agua Turbia café. Sin olor alguno, baja transparencia, sin importar temporada.



Secas



Postlluvias

3.- SAN JUAN DEL RÍO

Fondo Lodoso (algunas rocas y arena, predomina lodo), áreas con vegetación sumergida, pozas, troncos. Residencial y Caminos pavimentados. Río urbanizado y arbolado. A 3Km aguas abajo de la presa Constitución de 1857. Agua turbia de color café oscuro, sin ningún olor en temporada de lluvias y postlluvias, en temporada de secas agua con buena transparencia y sin velocidad de del cauce.



Secas



Postlluvias

4.- PRESA CENTENARIO

Fondo Lodoso (algunas rocas y arena, predomina lodo), pocas áreas con vegetación sumergida y pozas, algunos rápidos. Residencial y Caminos pavimentados. Zona de pastizal forrajero. A 0.5Km del desfogue de la presa. Agua un poco turbia con color verdoso, celulosa blanca y verde atrapada entre las rocas, en algunas ocasiones presencia de espuma, presenta olor a materia orgánica en descomposición.



Secas



Postlluvias

5.- LA VEGA

Fondo Lodoso (arena, predomina lodo), áreas con vegetación sumergida, pozas, rápidos, troncos y raíces, basura aparente. Tierras de cultivo aledañas, arbolado con caminos no pavimentados. A 1Km posterior al área urbana de Tequisquiapan, Qro. Agua turbia color café y con olor a materia orgánica en descomposición (drenaje).



Secas



Postlluvias

6.- LAS ROSAS

Fondo Rocoso (cantos rodados, rocas y arena), pozas, rápidos, troncos. Arbolado, Caminos no pavimentado, recreativo. Posterior a cascada (1.5Km) y 18Km después de la Presa Paso de Tablas. Agua clara con colores verdosos y olor a humedad, Buena transparencia.



Secas



Postlluvias

7.- EL GEISER

Fondo Rocoso (cantos rodados, rocas, arenas y lodo), áreas con vegetación sumergida, pozas, rápidos, troncos. Arbolado, camino no pavimentado, cercano a balneario El Geiser. A 1.5Km antes de la Presa Zimapán. Agua clara con tonalidades verdosas y sin olor y alta transparencia.



Secas

Postlluvias

ANEXO 4.1

Nombre de la localidad		Sitio de muestreo #										
Fecha/ Hora		Coordenadas GPS										
CLIMA En las pasadas 24 horas: <input type="checkbox"/> Tormenta (fuerte) <input type="checkbox"/> Lluvia (constante) <input type="checkbox"/> Llovizna (intermitente) <input type="checkbox"/> Nublado <input type="checkbox"/> Claro/Soleado		TIPO DE MUESTREO (Marcar 1): <input type="checkbox"/> Fondo Rocoso <input type="checkbox"/> Fondo Lodoso o Fangoso Marcar el número de patadas dadas en cada tipo de hábitat: Márgenes con vegetación en bancos ____ Maderos y tocones ____ Lecho con vegetación acuática ____ Limo/arena/sustrato de grava ____										
Ahora: <input type="checkbox"/> Tormenta(fuerte) <input type="checkbox"/> Lluvia(constante) <input type="checkbox"/> Llovizna (intermitente) <input type="checkbox"/> Nublado <input type="checkbox"/> Claro/Soleado		ANCHO DEL RÍO (METROS) <table border="1" style="width: 100%; height: 40px;"> <tr> <td style="width: 33%;"></td> <td style="width: 33%;"></td> <td style="width: 33%;"></td> </tr> <tr> <td colspan="3" style="text-align: center;">Promedio</td> </tr> </table>				Promedio						
Promedio												
TEMPERATURA (tomada en la sombra) Temperatura del Agua Temperatura del Aire		PROFUNDIDAD DEL RÍO (METROS) Medir del banco derecho al izquierdo en intervalos de 1 metro (mín 10) <table border="1" style="width: 100%; height: 40px;"> <tr> <td style="width: 20%;"></td> <td style="width: 20%;"></td> <td style="width: 20%;"></td> <td style="width: 20%;"></td> <td style="width: 20%;"></td> </tr> <tr> <td colspan="5" style="text-align: center;">Promedio</td> </tr> </table>						Promedio				
Promedio												
APARIENCIA DEL AGUA (Marcar 1) <input type="checkbox"/> Clara <input type="checkbox"/> Verde <input type="checkbox"/> Café <input type="checkbox"/> Azul-verde <input type="checkbox"/> Turbia <input type="checkbox"/> Amarilla <input type="checkbox"/> Lechosa <input type="checkbox"/> Espumosa <input type="checkbox"/> Naranja <input type="checkbox"/> Aceitoso		OLOR DEL AGUA (Marcar 1) <input type="checkbox"/> Ninguno <input type="checkbox"/> Humedad(mohoso) <input type="checkbox"/> Pescado <input type="checkbox"/> Drenaje (descomposición) <input type="checkbox"/> Huevo podrido										
USO DE SUELO LOCAL Uso de suelo de la cuenca dentro de los 300 metros próximos al sitio. Marcar todas las que apliquen y poner en un círculo la característica dominante. <input type="checkbox"/> Residencial <input type="checkbox"/> Caminos pavimentados o puentes <input type="checkbox"/> Comercial <input type="checkbox"/> Caminos no pavimentados <input type="checkbox"/> Agrícola <input type="checkbox"/> Construcción <input type="checkbox"/> Natural/Preservado <input type="checkbox"/> Recreativo <input type="checkbox"/> Pastizal (natural) <input type="checkbox"/> Industrial <input type="checkbox"/> Arbolado <input type="checkbox"/> Relleno sanitario <input type="checkbox"/> Tierra de cultivo <input type="checkbox"/> Planta de tratamiento de desechos <input type="checkbox"/> Potreros <input type="checkbox"/> Pastizal (forraje) <input type="checkbox"/> Evidencia de alteración pasada												

NOTA: Llevar a cabo todas las evaluaciones del hábitat EN EL CAMPO. Complete todas las hojas de datos antes de abandonar el sitio.

ANEXO 4.2

FONDO LODOSO

Parámetro del Hábitat	Categoría			
	Óptimo	Sub óptimo	Marginal	Pobre
1 REFUGIO PARA PECES Y MACRO-INVERTEBRADOS	Más del 50% de sustrato favorable para la colonización macroinvertebrados, epifauna y cubierta de peces Troncos sumergidos y tocones, bancos socavados, cantos rodados y grandes rocas u otro hábitat estable; troncos / tocones son caídas viejas.	entre 30-50% del sitio. Troncos sumergidos y tocones, bancos socavados, cantos rodados y grandes rocas u otro hábitat estable; algunas de caídas viejas pero predominan las nuevas.	entre 10-30% del sitio. Troncos sumergidos y tocones, bancos socavados, cantos rodados y grandes rocas u otro hábitat estable se encuentran parece inestable, algunas nueva caídas.	Menos del 10% hábitat estable; La falta de hábitat es obvia; Sustrato inestable o carente. Parece inestable, no hay ni viejas ni nueva caídas.
	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
2 CARACTERIZACIÓN DEL SUSTRATO DE LAS POZAS	Las pozas tienen mezcla de materiales de sustrato, con grava y arena firme frecuente, alfombras de raíces y vegetación sumergida común.	Las pozas tienen mezcla de arena blanda, barro, o sustrato de arcilla; el lodo puede ser dominante; algunas alfombras de raíces y vegetación sumergida presentes.	Las pozas tienen puro barro o arcilla o sustrato de arena, capa de raíces poco o nada, sin vegetación sumergida.	Las pozas tienen una capa dura de arcilla o sustrato roca madre, sin capa de raíces o la vegetación.
	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
3 VARIABILIDAD DE LAS POZAS	Hay mezcla de pozas desde las grandes y bajas, a grandes y profundas, pequeñas poco profundas pozones pequeños y profundos.	La mayoría de las pozas gran profundidad, muy pocas poco profundas.	Pozas de poca profundidad mucho más frecuentes que Pozas profundas.	La mayoría de las pozas pequeñas de poca profundidad o pozas ausentes.
	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

<p>4 DEPOSICIÓN DE SEDIMENTO</p>	<p>Menos del 20% del fondo del arroyo afectado por la extensiva deposición de sedimentos, pequeña acumulación de material fino y grueso en tocones y vegetación sumergida, poco o nada de la ampliación de las islas o barras de puntos.</p> <p>20 19 18 17 16</p>	<p>20-50% de fondo de la corriente afectada por la extensa deposición de sedimentos; acumulación moderada, movimiento sustancial de sedimentos sólo durante el evento de tormenta; aumento de la formación de barras.</p> <p>15 14 13 12 11</p>	<p>50-80% del fondo del arroyo afectado por la extensa deposición de sedimentos, pozas poco profundas, muy colmatado; taludes pueden estar presentes en las dos orillas, el movimiento de sedimentos frecuente y sustancial durante las tormentas.</p> <p>10 9 8 7 6</p>	<p>Más del 80% del fondo del arroyo afectado por la extensa deposición de sedimentos; depósitos pesados; lodo, limo y / o arena en los canales trenzados o no trenzados; pozas casi ausentes debido a la deposición.</p> <p>5 4 3 2 1 0</p>
<p>5 STATUS DEL FLUJO DEL CANAL</p>	<p>El agua llega a la base de ambas márgenes más bajas y una mínima cantidad de sustrato canal está expuesto.</p> <p>20 19 18 17 16</p>	<p>El agua llena > 75% de los canales disponibles; <25% de sustrato de canal está expuesto.</p> <p>15 14 13 12 11</p>	<p>El agua llena el 25-75% de canal disponible y / o sustratos de los rápidos están en su mayoría expuestos.</p> <p>10 9 8 7 6</p>	<p>Muy poco de agua en el canal y en su mayoría presentes como pozas quietas.</p> <p>5 4 3 2 1 0</p>
<p>6 ALTERACIÓN DEL CANAL</p>	<p>Enderezamiento del cauce, dragado, Terraplenes artificiales, presas o columnas de puente ausente o mínima; corriente con patrón de meandros.</p> <p>20 19 18 17 16</p>	<p>Algún enderezamiento de la corriente, dragado, Terraplenes artificiales o presas presentes, generalmente en las zonas de columnas de puente, sin evidencia de alteración reciente de la actividad del canal.</p> <p>15 14 13 12 11</p>	<p>Terraplenes artificiales presentes hasta cierto punto en ambas orillas, y 40 - 80% del cauce de sitio se enderezó, dragado, o de alguna forma alterado.</p> <p>10 9 8 7 6</p>	<p>Bancos apuntalados con gaviones o de cemento, más de 80% del cauce del sitio se enderezó e interrumpida.</p> <p>5 4 3 2 1 0</p>
<p>7 SINUOSIDAD DEL CANAL</p>	<p>Las curvas de la corriente aumentaría longitud de 3 a 4 veces más largo que si estuviera en una línea recta.</p> <p>20 19 18 17 16</p>	<p>Las curvas de la corriente aumentaría longitud de 2 a 3 veces más largo que si estuviera en una línea recta.</p> <p>15 14 13 12 11</p>	<p>Las curvas de la corriente aumentarían en longitud de 1 a 2 veces más que si estuviera en una línea recta.</p> <p>10 9 8 7 6</p>	<p>Canal recto, vía fluvial se ha canalizado.</p> <p>5 4 3 2 1 0</p>

<p>8 PROTECCIÓN DEL BANCO DE VEGETACIÓN (CALIFICAR CADA BANCO Nota: Determine lado izquierdo o derecho viendo corriente abajo) DER IZQ</p>	<p>Más del 90% de las superficies de riberas fluviales cubiertas por vegetación natural, incluyendo árboles, arbustos u otras plantas; alteración vegetativa, mediante el pastoreo o siega, mínimo o no evidente, casi todas las plantas se dejaron crecer naturalmente.</p>	<p>70-90% de las superficies de riberas fluviales cubiertas por vegetación natural; alguna interrupción vegetal evidente; más de la mitad del rastrojo de la altura de planta potencial restante.</p>	<p>50-75% de la superficie cubierta por vegetación de riberas fluviales, parches de suelo desnudo o es común la vegetación muy corta; menos de la mitad del rastrojo de la altura de planta potencial restante.</p>	<p>Menos del 50% de la superficie cubierta por vegetación de riberas fluviales; alteración de la vegetación de riberas fluviales es muy elevada, la vegetación ha sido retirada hasta 5 cm o menos de altura del rastrojo promedio.</p>
<p>9 CONDICIÓN DE LOS BANCOS (CALIFICAR CADA BANCO Nota: lado izq o der viendo corriente abajo) DER IZQ</p>	<p>Los bancos estables, sin evidencia de erosión o destrucción del banco; pocas posibilidades de problemas en el futuro.</p>	<p>Medianamente estable, poco frecuentes, pequeñas áreas de erosión sobre todo reparado.</p>	<p>Moderadamente inestable, hasta el 60% de los bancos en el sitio tienen áreas de erosión alto potencial de erosión durante las inundaciones.</p>	<p>Inestable, muchas áreas erosionadas; frecuentes secciones "en bruto" a lo largo de las áreas rectas y curvas; colapso del banco o destrucción evidente; 60-100% del banco tienen marcas de erosión.</p>
<p>10 ANCHO DE LA ZONA DE VEGETACIÓN RIPARIA (CALIFICAR CADA BANCO DE ZONA RIPARIA) DER IZQ</p>	<p>Ancho de la zona riparia >15m, sin evidencia de actividad humana (es decir, estacionamientos, lechos de carreteras, salidas claras, zonas segadas o cultivos) dentro de la zona ribereña.</p>	<p>Ancho de la zona riparia 10 - 15m</p>	<p>Ancho de la zona riparia 6 -10 m</p>	<p>Ancho de la zona riparia < 6 m</p>

ANEXO 4.3

FONDO ROCOSO

Parámetro del Hábitat	Categoría			
	Óptimo	Sub óptimo	Marginal	Pobre
1 SITIOS DE FIJACIÓN O REFUGIO PARA LOS MACROINVERTEBRADOS, EPIFAUNA Y PECES	Más del 70% de sustrato favorable para la colonización de macroinvertebrados, epifauna y cubierta de peces; Mezcla de troncos sumergidos, bancos subyacentes, cantos u otros hábitats estables y en la etapa para permitir el pleno potencial de colonización (troncos que no son nuevos y no transitorios). <div style="border: 1px solid black; display: flex; justify-content: space-between; padding: 2px;"> 2019181716 </div>	40-70% mezcla de hábitat estable; Bien adaptado para el potencial de colonización total; Hábitat adecuado para el mantenimiento de las poblaciones; Presencia de sustrato adicional en la forma de nueva caída, pero aún no preparado para la colonización (puede clasificarse en el extremo superior de la escala). <div style="border: 1px solid black; display: flex; justify-content: space-between; padding: 2px;"> 1514131211 </div>	20-40% mezcla de hábitat estable; Disponibilidad de hábitat menos de lo deseable; Sustrato frecuentemente perturbado o eliminado. <div style="border: 1px solid black; display: flex; justify-content: space-between; padding: 2px;"> 109876 </div>	Menos del 20% hábitat estable; La falta de hábitat es obvia; Sustrato inestable o carente. <div style="border: 1px solid black; display: flex; justify-content: space-between; padding: 2px;"> 543210 </div>
2 ARRAIGO	El sedimento fino rodea y llena en 0-25% de los espacios vivos alrededor y entre la grava, bloques y cantos rodados. <div style="border: 1px solid black; display: flex; justify-content: space-between; padding: 2px;"> 2019181716 </div>	El sedimento fino rodea y llena en 25-50% de los espacios vivos alrededor y entre la grava, bloques y cantos rodados. <div style="border: 1px solid black; display: flex; justify-content: space-between; padding: 2px;"> 1514131211 </div>	El sedimento fino rodea y llena en 50-70% de los espacios vivos alrededor y entre la grava, bloques y cantos rodados. <div style="border: 1px solid black; display: flex; justify-content: space-between; padding: 2px;"> 109876 </div>	El sedimento fino rodea y llena en >70% de los espacios vivos alrededor y entre la grava, bloques y cantos rodados. <div style="border: 1px solid black; display: flex; justify-content: space-between; padding: 2px;"> 543210 </div>
3 VELOCIDAD/REGÍMENES DE PROFUNDIDAD	4 Regímenes Lento (< 0.3m/s). Profundo (>0.5m), las combinaciones de todos los presentes.	de 3 a 4 categorías de velocidad/profundidad están presentes; áreas de corrientes rápidas dominan generalmente.	de 2 a 4 categorías de velocidad/profundidad están presentes; Puntuación más baja si áreas de corrientes rápidas están ausentes.	Dominado por 1 categoría de velocidad/profundidad (generalmente áreas: lento/Somero)
	<div style="border: 1px solid black; display: flex; justify-content: space-between; padding: 2px;"> 2019181716 </div>	<div style="border: 1px solid black; display: flex; justify-content: space-between; padding: 2px;"> 1514131211 </div>	<div style="border: 1px solid black; display: flex; justify-content: space-between; padding: 2px;"> 109876 </div>	<div style="border: 1px solid black; display: flex; justify-content: space-between; padding: 2px;"> 543210 </div>

4 DEPOSICIÓN DE SEDIMENTO	Poco o ningún ampliación de islas o barras de puntos y menos del 5% de la parte inferior afectados por el sedimento deposición. <table border="1" data-bbox="562 512 837 547"> <tr> <td>20</td><td>19</td><td>18</td><td>17</td><td>16</td> </tr> </table>	20	19	18	17	16	Algún nuevo aumento en la formación de barras, en su mayoría por grava gruesa; 5-30% de la parte inferior afectado, ligera deposición en las pozas. <table border="1" data-bbox="927 512 1202 547"> <tr> <td>15</td><td>14</td><td>13</td><td>12</td><td>11</td> </tr> </table>	15	14	13	12	11	Deposición moderada de grava nueva, arena gruesa en barras viejas y nuevas, 30-50% del fondo afectado; depósitos de sedimentos en obstrucciones del cauce y curvas moderadas; deposición en las pozas. <table border="1" data-bbox="1346 512 1592 547"> <tr> <td>10</td><td>9</td><td>8</td><td>7</td><td>6</td> </tr> </table>	10	9	8	7	6	Depósitos pesados de material fino, aumento en el desarrollo de barra, más del 50% del fondo afectado; pozas casi ausentes debido a la deposición sustancial de sedimento. <table border="1" data-bbox="1711 512 1964 547"> <tr> <td>5</td><td>4</td><td>3</td><td>2</td><td>1</td><td>0</td> </tr> </table>	5	4	3	2	1	0
20	19	18	17	16																					
15	14	13	12	11																					
10	9	8	7	6																					
5	4	3	2	1	0																				
5 STATUS DEL FLUJO DEL CANAL	El agua llega a la base de ambas márgenes más bajas y una mínima cantidad de sustrato canal está expuesto. <table border="1" data-bbox="562 746 837 782"> <tr> <td>20</td><td>19</td><td>18</td><td>17</td><td>16</td> </tr> </table>	20	19	18	17	16	El agua llena > 75% de los canales disponibles; <25% de sustrato de canal está expuesto. <table border="1" data-bbox="927 746 1202 782"> <tr> <td>15</td><td>14</td><td>13</td><td>12</td><td>11</td> </tr> </table>	15	14	13	12	11	El agua llena el 25-75% de canal disponible y / o sustratos de los rápidos están en su mayoría expuestos. <table border="1" data-bbox="1346 746 1592 782"> <tr> <td>10</td><td>9</td><td>8</td><td>7</td><td>6</td> </tr> </table>	10	9	8	7	6	Muy poco de agua en el canal y en su mayoría presentes como pozas quietas. <table border="1" data-bbox="1711 746 1964 782"> <tr> <td>5</td><td>4</td><td>3</td><td>2</td><td>1</td><td>0</td> </tr> </table>	5	4	3	2	1	0
20	19	18	17	16																					
15	14	13	12	11																					
10	9	8	7	6																					
5	4	3	2	1	0																				
6 ALTERACIÓN DEL CANAL	Enderezamiento del cauce, dragado, Terraplenes artificiales, presas o columnas de puente ausente o mínima; corriente con patrón de meandros . <table border="1" data-bbox="562 1034 837 1069"> <tr> <td>20</td><td>19</td><td>18</td><td>17</td><td>16</td> </tr> </table>	20	19	18	17	16	Algún enderezamiento de la corriente, dragado, Terraplenes artificiales o presas presentes, generalmente en las zonas de columnas de puente, sin evidencia de alteración reciente de la actividad del canal. <table border="1" data-bbox="927 1034 1202 1069"> <tr> <td>15</td><td>14</td><td>13</td><td>12</td><td>11</td> </tr> </table>	15	14	13	12	11	Terraplenes artificiales presentes hasta cierto punto en ambas orillas, y 40 - 80% del cauce de sitio se enderezó, dragado, o de alguna forma alterado. <table border="1" data-bbox="1346 1034 1592 1069"> <tr> <td>10</td><td>9</td><td>8</td><td>7</td><td>6</td> </tr> </table>	10	9	8	7	6	Bancos apuntalados con gaviones o de cemento, más de 80% del cauce del sitio se enderezó e interrumpida. <table border="1" data-bbox="1711 1034 1964 1069"> <tr> <td>5</td><td>4</td><td>3</td><td>2</td><td>1</td><td>0</td> </tr> </table>	5	4	3	2	1	0
20	19	18	17	16																					
15	14	13	12	11																					
10	9	8	7	6																					
5	4	3	2	1	0																				
7 FRECUENCIA DE RÁPIDOS O CURVAS	Rápidos bien desarrollados y con corriente; rápidos son tan amplios como el cauce y la longitud se extiende 2 veces el ancho del cauce; predominan los cantos rodados; los bloques y grava son comunes. <table border="1" data-bbox="562 1329 837 1364"> <tr> <td>20</td><td>19</td><td>18</td><td>17</td><td>16</td> </tr> </table>	20	19	18	17	16	El rápido es tan ancho como el cauce pero la longitud es menos de 2 veces ancho; los cantos rodados son menos abundantes; los bloques y la grava son comunes. <table border="1" data-bbox="927 1329 1202 1364"> <tr> <td>15</td><td>14</td><td>13</td><td>12</td><td>11</td> </tr> </table>	15	14	13	12	11	La corriente tal vez falte; El rápido no es tan amplio como el cauce y su longitud es menos de 2 veces que la anchura; grava o grandes rocas y lecho de roca es predominante; algunos cantos rodados presentes. <table border="1" data-bbox="1346 1329 1592 1364"> <tr> <td>10</td><td>9</td><td>8</td><td>7</td><td>6</td> </tr> </table>	10	9	8	7	6	El rápido o la corriente son virtualmente inexistentes, grandes bloques y roca madre frecuente; cantos rodados ausentes. <table border="1" data-bbox="1711 1329 1964 1364"> <tr> <td>5</td><td>4</td><td>3</td><td>2</td><td>1</td><td>0</td> </tr> </table>	5	4	3	2	1	0
20	19	18	17	16																					
15	14	13	12	11																					
10	9	8	7	6																					
5	4	3	2	1	0																				

<p>8 PROTECCIÓN DEL BANCO DE VEGETACIÓN (CALIFICAR CADA BANCO Nota: Determine lado izquierdo o derecho viendo corriente abajo)</p> <p>DER IZQ</p>	<p>Más del 90% de las superficies de riberas fluviales cubiertas por vegetación natural, incluyendo árboles, arbustos u otras plantas; alteración vegetativa, mediante el pastoreo o siega, mínimo o no evidente, casi todas las plantas se dejaron crecer naturalmente.</p> <table border="1" data-bbox="680 539 779 609"> <tr><td>10</td><td>9</td></tr> <tr><td>10</td><td>9</td></tr> </table>	10	9	10	9	<p>70-90% de las superficies de riberas fluviales cubiertas por vegetación natural; alguna interrupción vegetal evidente; más de la mitad del rastrojo de la altura de planta potencial restante.</p> <table border="1" data-bbox="1034 539 1160 609"> <tr><td>8</td><td>7</td><td>6</td></tr> <tr><td>8</td><td>7</td><td>6</td></tr> </table>	8	7	6	8	7	6	<p>50-75% de la superficie cubierta por vegetación de riberas fluviales, parches de suelo desnudo o es común la vegetación muy corta; menos de la mitad del rastrojo de la altura de planta potencial restante.</p> <table border="1" data-bbox="1393 539 1518 609"> <tr><td>5</td><td>4</td><td>3</td></tr> <tr><td>5</td><td>4</td><td>3</td></tr> </table>	5	4	3	5	4	3	<p>Menos del 50% de la superficie cubierta por vegetación de riberas fluviales; alteración de la vegetación de riberas fluviales es muy elevada, la vegetación ha sido retirada hasta 5 cm o menos de altura del rastrojo promedio.</p> <table border="1" data-bbox="1733 539 1859 609"> <tr><td>2</td><td>1</td><td>0</td></tr> <tr><td>2</td><td>1</td><td>0</td></tr> </table>	2	1	0	2	1	0
10	9																									
10	9																									
8	7	6																								
8	7	6																								
5	4	3																								
5	4	3																								
2	1	0																								
2	1	0																								
<p>9 CONDICIÓN DE LOS BANCOS (CALIFICAR CADA BANCO</p> <p>DER IZQ</p>	<p>Los bancos estables, sin evidencia de erosión o destrucción del banco; pocas posibilidades de problemas en el futuro.</p> <table border="1" data-bbox="680 890 779 960"> <tr><td>10</td><td>9</td></tr> <tr><td>10</td><td>9</td></tr> </table>	10	9	10	9	<p>Medianamente estable, poco frecuentes, pequeñas áreas de erosión sobre todo reparado.</p> <table border="1" data-bbox="1034 890 1160 960"> <tr><td>8</td><td>7</td><td>6</td></tr> <tr><td>8</td><td>7</td><td>6</td></tr> </table>	8	7	6	8	7	6	<p>Moderadamente inestable, hasta el 60% de los bancos en el sitio tienen áreas de erosión alto potencial de erosión durante las inundaciones.</p> <table border="1" data-bbox="1393 890 1518 960"> <tr><td>5</td><td>4</td><td>3</td></tr> <tr><td>5</td><td>4</td><td>3</td></tr> </table>	5	4	3	5	4	3	<p>Inestable, muchas áreas erosionadas; frecuentes secciones "en bruto" a lo largo de las áreas rectas y curvas; colapso del banco o destrucción evidente; 60-100% del banco tienen marcas de erosión.</p> <table border="1" data-bbox="1733 890 1859 960"> <tr><td>2</td><td>1</td><td>0</td></tr> <tr><td>2</td><td>1</td><td>0</td></tr> </table>	2	1	0	2	1	0
10	9																									
10	9																									
8	7	6																								
8	7	6																								
5	4	3																								
5	4	3																								
2	1	0																								
2	1	0																								
<p>10 ANCHO DE LA ZONA DE VEGETACIÓN RIPARIA (CALIFICAR CADA BANCO DE ZONA RIPARIA</p> <p>DER IZQ</p>	<p>Ancho de la zona riparia >15m, sin evidencia de actividad humana (es decir, estacionamientos, lechos de carreteras, salidas claras, zonas segadas o cultivos) dentro de la zona ribereña.</p> <table border="1" data-bbox="680 1184 779 1254"> <tr><td>10</td><td>9</td></tr> <tr><td>10</td><td>9</td></tr> </table>	10	9	10	9	<p>Ancho de la zona riparia 10 - 15m</p> <table border="1" data-bbox="1034 1184 1160 1254"> <tr><td>8</td><td>7</td><td>6</td></tr> <tr><td>8</td><td>7</td><td>6</td></tr> </table>	8	7	6	8	7	6	<p>Ancho de la zona riparia 6 - 10 m</p> <table border="1" data-bbox="1393 1184 1518 1254"> <tr><td>5</td><td>4</td><td>3</td></tr> <tr><td>5</td><td>4</td><td>3</td></tr> </table>	5	4	3	5	4	3	<p>Ancho de la zona riparia < 6 m</p> <table border="1" data-bbox="1733 1184 1859 1254"> <tr><td>2</td><td>1</td><td>0</td></tr> <tr><td>2</td><td>1</td><td>0</td></tr> </table>	2	1	0	2	1	0
10	9																									
10	9																									
8	7	6																								
8	7	6																								
5	4	3																								
5	4	3																								
2	1	0																								
2	1	0																								

2.-ARRAIGO

Granulometría	
Partícula	Tamaño
Arcilla	< 0.002 mm
Limo	0.002-0.06 mm
Arena	0.06-2 mm
Grava	2.01-6 cm
Canto rodado	6.01-25 cm
Bloque	>25 cm

Sitios de unión se basan sobre la de la cantidad de guijarros: cantidad de grava, arena y cantos rodados.

Más guijarros = Cantos rodados proporcionan más sitios de fijación.

3.- COMBINACIÓN DE LA VELOCIDAD DEL CAUCE Y LA PROFUNDIDAD

Velocidad	Profundidad
Lento: < 0.3 m/s	Profundo: >0.5 m
Rápido: >0.3 m/s	Somero: <0.5 m

Cuatro patrones de flujo posibles:

Velocidad/Profundidad	Profundo	Somero
Lento	Lento-Profundo	Lento-Somero
Rápido	Rápido-Profundo	Rápido-Somero

CONCLUSIONES GENERALES

- Las variables más significativas en cuanto a su influencia en la distribución de las localidades fueron los nutrientes (nitritos, nitratos, amonio y ortofosfatos), la saturación de oxígeno, pH, la conductividad, caudal y la temperatura.
- Las variables más significativas en cuanto a su influencia en la distribución de los macroinvertebrados fueron los nutrientes (nitritos, nitratos, amonio y ortofosfatos), la saturación de oxígeno, la conductividad, caudal y la temperatura.
- El Índice Biótico propuesto (IBF-MX-SD) demostró ser una muy buena opción para la evaluación de este afluente por sus correlaciones fuertes con el Índice de Margalef y medianamente fuertes con las concentraciones de Oxígeno Disuelto y el porcentaje de saturación de Oxígeno, además no es un índice que carezca de valores de tolerancia para todos los taxa encontrados y se ajusta mejor a la calidad de agua y la tolerancia de los macroinvertebrados que aquellos que provienen de zonas templadas o tropicales.
- Se propuso una nueva escala para la Evaluación Visual del Hábitat, la cual, califica a las localidades dentro del intervalo de Pobre y Marginal y Subóptimo, siendo las de mejor calidad las de cabecera y las que presentan peor calidad fueron Presa Centenario y Tequisquiapan.
- La existencia de correlaciones fuertes entre la Evaluación Visual del Hábitat, el IBF-MX-SD y el número de familias, indica una existencia de relaciones de dependencia funcional de la biota con el hábitat que habita, lo cual, coincide con lo propuesto con diversos autores.
- Las localidades con mejor calidad fueron las de cabecera.
- Sin importar el tipo de análisis que se realizó las localidades que presentaron una muy mala calidad fueron Presa Centenario y La Vega, esto causado por los lixiviados del Distrito de Riego de San Juan del río y los vertidos industriales y municipales de San Pedro Ahuacatlán y Tequisquiapan, por lo tanto, son consideradas como puntos rojos.
- La localidad 3, San Juan, es una clara imagen del impacto que genera la discontinuidad del río provocada por la presa derivadora Constitución de 1857 ya que genera que en temporada de secas, el río San Juan que cruza la ciudad de San Juan de río se comporte como un sistema léntico y sólo se comporte como sistema lótico en temporada de avenidas, es decir, es necesario que se mantenga un caudal ecológico para mantener el continuum en este tramo del río. Esta localidad requiere una atención especial dado el impacto que se genera en la calidad biológica y de paisaje a dicho tramo del río San Juan.
- Este río presenta una serie de discontinuidades por la presencia de embalses para el control de avenidas y para riego, que contribuyen en mejorar la calidad de agua por los tiempos de residencia y que concluyen con una significativa mejoría en su desembocadura.
- La marcada estacionalidad, en estiaje, provoca enriquecimiento en nutrientes y descenso de la calidad biológica por la reducción de caudal, mientras que en épocas de mayor dilución, lluvias y postlluvias, la calidad biológica mejora.

PROSPECTIVOS DEL TRABAJO

El presente trabajo tiene como fin el crear una base científica sobre el estado actual de las condiciones físico-químicas, hidrológicas y de estructura comunitaria del río San Juan.

Sentar un precedente en cuanto a la necesidad de mantener un caudal ecológico en los ríos fragmentados de México, utilizando al río San Juan como modelo.

Mostrar la capacidad y la factibilidad de adaptación de los Índices Bióticos para evaluar la calidad del agua de los ríos de México.

Llevar a validación el Índice Biótico propuesto en el presente trabajo (IBF-MX-SD) en otros ríos de zonas semisecas (semidesérticas) y que el presente Índice Biótico sirva de referencia para la creación y/o adaptación de otros para los distintos ambientes lóticos y lénticos.

Que la implementación de los Índices Bióticos como indicadores de calidad de agua de los sistemas epicontinentales sea el punto de partida para su posible implementación dentro de un marco legal tal como lo sugieren Mendoza-Cariño y colaboradores (2014)¹⁰ y se pudiera crear un índice multimétrico para la evaluación del estado ecológico de estos sistemas.

¹⁰ Mendoza Cariño, M., A. Quevedo Nolasco, A. Bravo Vinaja, H. Flores Magdaleno, M. De La Isla De Bauer, F. Gavi Reyes, B. P. Zamora Morales. 2014. Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva Ley General de Aguas de México. Rev. Int. Contam. Ambie. 30 (4):429-436.

APÉNDICE PADILLA-GONZÁLEZ, C. M., A. I. ORTEGA-MORALES, G. ÁLVAREZ-FUENTES,
L. A. BERNAL-JÁCOME. 2016. ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO
SAN JUAN (CENTRO DE MÉXICO). UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS.
REVISTA IBEROAMERICANA DE CIENCIAS 3(6):1-14.

Estudio de evaluación de la calidad del agua del río San Juan (centro de México)

Utilizando macroinvertebrados bentónicos

Claudio M. Padilla-González¹, Aldo I. Ortega-Morales², Gregorio Álvarez-Fuentes³, Luis A. Bernal-Jácome¹
Centro de Investigación y Posgrado de la Facultad de Ingeniería¹; Departamento de Parasitología²; Instituto de Investigaciones en Zonas Desérticas³

Universidad Autónoma de San Luis Potosí^{1,3}; Universidad Autónoma Agraria "Antonio Narro" Unidad Laguna²
San Luis Potosí, S. L. P.^{1,3}; Torreón, Coah.²; México

padillacm@yahoo.com, agrortega@hotmail.com, gregorio.alvarez@uaslp.mx, luis.bernal@uaslp.mx

Abstract— In Mexico, the use of biotic indices is limited, commonly physicochemical parameters are used. However, there is growing interest in using this indices. In this study: 1) a biotic index for the semi-desert area of Mexico is proposed, and 2) the most impacted sites by organic pollution are determined. Some Central-American biotic indices derived from IBF (Hilsenhoff, 1988) were applied. Three samples were taken during 2013 in the San Juan river. There were strong correlations between the proposed index and Margalef index, dissolved oxygen, and oxygen saturation percentage. Favorable results were obtained in implementing the proposed biotic index and allowed the identification of 3 locations in the San Juan River very polluted.

Keyword— *Benthic macroinvertebrates, Family biotic Index, Organic pollution.*

Resumen— El uso de índices bióticos en México es escaso, comúnmente se utilizan los parámetros fisicoquímicos, sin embargo, hay un creciente interés por utilizar estos índices. En este estudio: 1) se propone un índice biótico para la zona semidesértica de México y 2) se determinan los sitios más impactados por contaminación orgánica. Se aplicaron algunos índices bióticos centroamericanos derivados del IBF (Hilsenhoff, 1988), el propuesto y el índice de Margalef. Se realizaron 3 muestreos durante el año 2013 a en el río San Juan. Hubo fuertes correlaciones entre el índice propuesto y el índice de Margalef, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno. Se obtuvieron resultados favorables en la aplicación del índice biótico propuesto y permitieron la identificación de 3 localidades del río San Juan muy contaminadas.

Palabras claves— *Macroinvertebrados bentónicos, Índice biótico de familia, Contaminación orgánica*

I. INTRODUCCIÓN

Actualmente, dado el crecimiento poblacional, la industrialización y la urbanización se han generado grandes presiones sobre los recursos hídricos. La contaminación de los recursos hídricos es uno de los mayores problemas a los que enfrentan los países en vías de desarrollo. Y ya que ocurre esto, es necesario utilizar métodos que faciliten la detección de los impactos ecológicos de la contaminación del agua de los sistemas epicontinentales. Asimismo es importante el uso de métodos biológicos que permitan la minimización de costos y reducción del tiempo que precisa su cálculo.

Los índices bióticos, han sido utilizados por décadas para la evaluación de la calidad del agua, y se basan en el análisis de algunos componentes de la comunidad biológica. Estos métodos tienen más ventajas para determinar la contaminación orgánica que los métodos que utilizan sólo variables fisicoquímicas, ya que estas últimas sólo proporcionan información relativa del momento puntual en que se toman estas mediciones (Rosenberg y Resh, 1993).

Los macroinvertebrados bentónicos son el grupo más utilizados en el biomonitoreo y la biovaloración de los cuerpos de agua, ya que presentan requerimientos específicos de hábitat y una movilidad reducida, no pueden cambiar de hábitat rápidamente y responden ante los contaminantes cambiando su composición de especies en la comunidad. Además, sus ciclos de vida son lo suficientemente largos como integrar eventos pasados y recientes de contaminación (Rosenberg y Resh, 1993).

En México, los índices bióticos se han utilizado escasamente (Henne, Schneider y Martínez, 2002), a diferencia de países como: Costa Rica, Colombia, Chile, El Salvador, Perú y Brasil; en los cuales, ya aparecen dentro de sus normativas de evaluación de calidad del agua.

Como se mencionó anteriormente, los antecedentes de aplicación de los índices bióticos, en México, se limitan a casos como los de: Rosas-Acevedo y colaboradores (2013), López-Hernández, Ramos-Espinosa y Carranza-Fraser (2007), o el de Henne, Schneider y Martínez (2002). Refiriéndonos específicamente a nuestra área de estudio de la cuenca del río San Juan, sólo se ha publicado un artículo (Hurtado, García Trejo y Gutiérrez Yurrita, 2005), en el que se realizó un análisis de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados y su variación, utilizando índices de diversidad y de similitud, en dicho estudio se sugieren estrategias para la conservación biológica del río Tecozautla hasta su confluencia con el río San Juan, esto realizado en el estado de Hidalgo.

Dadas las fuentes de contaminación, puntuales y no puntuales que contribuyen a la degradación de la calidad del agua del río San Juan, los objetivos son: 1) Determinar la calidad del agua del río San Juan aplicando diferentes índices bióticos que utilizan macroinvertebrados bentónicos y 2) Comparar diferentes índices bióticos derivados del Índice Biótico de Familia (IBF) de Hilsenhoff (1988), con un IBF adaptado para la zonas semidesérticas de México.

II. MATERIALES Y MÉTODO

El río San Juan nace en la confluencia del río Prieto, y del arroyo Zarco en el Estado de México, en la porción suroriental del municipio de Amealco de Bonfil, Qro; tiene su inicio en las coordenadas: 20°03'56'' de latitud norte y -99°47'39'' de longitud este y finaliza en la presa Zimapán en las coordenadas, 20°36'50'' de latitud norte y -99°35'29'' de longitud este.

El río San Juan discurre de sur a norte hacia el estado de Querétaro pasando por la población de San Juan del Río y posteriormente por Tequisquiapan, en el estado de Querétaro. También, es el límite estatal entre Querétaro e Hidalgo, cruzando los municipios de Ezequiel Montes y Cadereyta de Montes en Querétaro y Tecozautla en el de Hidalgo, antes de descargar en la Presa Zimapán (Figura 1) donde confluye con el río Tula y forman el río Moctezuma.

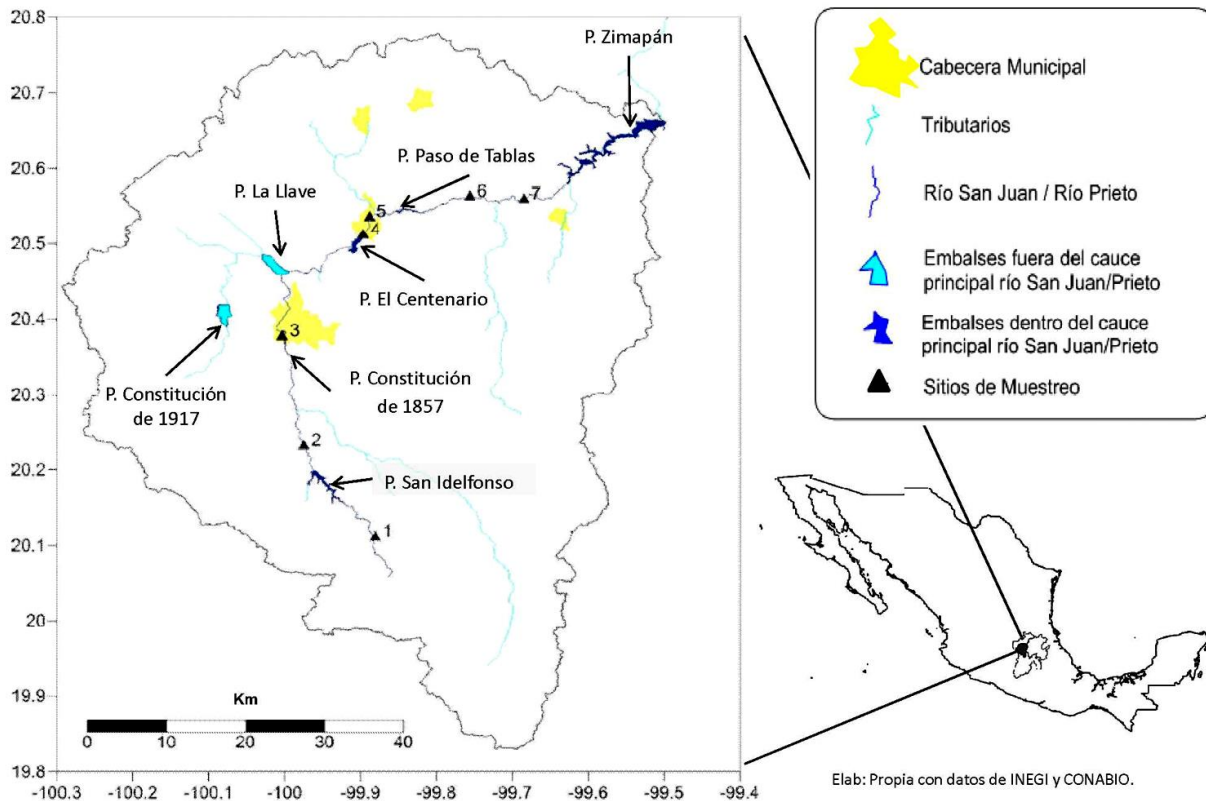


Fig. 1.- Cuenca del río San Juan, resaltando sitios de muestreo, cauce principal y los principales embalses.

A lo largo del recorrido total del cauce principal, 168 kilómetros (Palacios-Vélez, 2003), el río San Juan presenta una serie de obras hidráulicas (presas): San Idelfonso, Constitución de 1857, Centenario, Paso de Tablas y Zimapán, donde desemboca. Todos estos embalses, exceptuando Zimapán, tienen una función de control de avenidas y riego. La cuenca de este río, beneficia a 14,111 hectáreas de riego aproximadamente, generando un volumen de producción de 409,467 toneladas de los principales cultivos (alfalfa, avena forrajera, chile, frijol, maíz, sorgo, tomate rojo y verde y trigo) (SIMBAD, 2013a). Es debido al crecimiento de los municipios de la región (desarrollo industrial, agrícola y turístico), específicamente al del municipio de San Juan del Río y Tequisquiapan, que para el año del 2008, la CONAGUA consideraba a la cuenca del río San Juan como una de las 20 cuencas que requerían atención prioritaria por su alta carga orgánica total en términos de demanda bioquímica de oxígeno y sólidos suspendidos totales. Actualmente, esta cuenca ya no se encuentra dentro de estas 20 cuencas prioritarias (CONAGUA, 2011).

Esta cuenca tiene una marcada temporada de lluvias en los meses de Mayo a Octubre y con precipitaciones anuales que van de los 630 a 860mm, sus precipitaciones más abundantes se registran en los meses de Junio y Julio, con unas temperaturas medias anuales que fluctúan de los 12°C a los 22°C.

Este trabajo se realizó con muestras y datos obtenidos de la realización de 3 campañas de muestreo durante 2013. La primera campaña en estiaje (E), otra en lluvias (LL) y, la última, en post-lluvias (PLL). Para la selección de las estaciones de muestreo se tomó en cuenta el eje principal y el volumen de agua transportada según fuera la temporada, de lluvias o no, así como la apertura de compuertas de las presas. Los 7 puntos de muestreo se encuentran distribuidos a lo largo del río San Juan, desde su parte alta, previo a la Presa San Idelfonso, hasta antes de su desembocadura en la Presa Zimapán (Figura 1 y

tabla 1), situados en el eje principal del río. Cabe hacer notar que los embalses no fueron considerados en el presente estudio.

Tabla 1.-Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo

Localidad #	Nombre	Latitud E ° ‘ ‘	Longitud N ° ‘ ‘	Altitud msnm
1	Tixiñú	-99°52'50''	20°06'38''	2402
2	La Muralla	-99°58'29''	20°13'53''	2094
3	San Juan del Río	-100°00'14''	20°22'38''	1916
4	Presa Centenario	-99°53'57''	20°30'40''	1894
5	La Vega	-99°53'21''	20°32'05''	1873
6	Las Rosas	-99°45'23''	20°33'41''	1786
7	El Geiser	-99°41'07''	20°34'43''	1642

En cada estación se midieron los siguientes parámetros hidrológicos: ancho promedio de río, profundidad media, velocidad de corriente superficial, color, y transparencia. Se registraron *in situ* los valores de oxígeno disuelto (mg/L), pH, conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), sólidos disueltos totales (ppm), potencial redox (mV) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$), utilizando una sonda paramétrica de marca Hanna modelo HI-9828, previamente calibrada. Estos parámetros se midieron con la inmersión en el agua a por lo menos 15 cm con la sonda. A la misma profundidad se tomaron muestras de agua para la posterior determinación de nutrientes en laboratorio: nitrógeno amoniacal (N-NH_3) por el método de salicilato; nitrógeno en nitratos (N-NO_3^-) por el método de reducción de Cadmio; nitrógeno en nitritos (N-NO_2^-) por el método de diazotización; y fósforo en ortofosfatos (P-PO_4^{3-}) por el método del ácido Ascórbico; la clorofila α fue determinada por método espectrofotométrico. Las muestras de agua se mantuvieron en hielo y, posteriormente, se filtraron con membranas de nitrocelulosa con un tamaño de poro de $0.4\mu\text{m}$.

La recogida de los macroinvertebrados se realizó en cada punto del muestreo, esta selección se hizo en función de la accesibilidad, velocidad de corriente y los hábitat existentes (presencia de vegetación y/o sustratos rocosos o fangosos, troncos sumergidos, etc). Se siguió el procedimiento para muestrear ríos utilizado por Hilsenhoff (1988) utilizando una red de cuchara colocada contra corriente, con una abertura de malla de $500\mu\text{m}$, en un tramo del río de 100 m de longitud y un área total muestreada por sitio de 0.2 m^2 (resultado de multiplicar 0.4m de la longitud de la red y el área muestral de 0.5m), las rocas, troncos y vegetación sumergida encontradas en el área muestral fueron revisadas, siguiendo los procedimientos de McCafferty (1981).

Los organismos se conservaron para su posterior identificación en frascos con alcohol etílico al 96%. La identificación de los organismos se realizó a nivel familia, utilizando las claves taxonómicas de Thorp y Rogers (2011); Merrit y Cummins (1996); y Pennak (1978).

Para determinar el grado de contaminación orgánica se utilizó el Índice Biótico de Familia, tabla 2 IBF-1988 (Hilsenhoff, 1988) y algunas adaptaciones regionales: IBF-SV (Sermeño-Chicas *et al.*, 2010), IBF-modif-CR (Wright, 2010) y la adaptación para zonas semidesérticas de México que se propone, IBF-MX-SD.

Tabla 2.-Interpretación de valores de IBF-1988 (Hilsenhoff, 1988).

Clase	Ibf	Calidad del agua	Color	Grado de contaminación orgánica
I	0.00-3.75	Excelente	Azul Marino	Sin contaminación orgánica aparente
II	3.76-4.25	Muy Buena	Azul Claro	Posible ligera contaminación orgánica
III	4.26-5.00	Buena	Aqua	Poca contaminación orgánica
IV	5.01-5.75	Aceptable	Verde	Ligeramente significativa contaminación orgánica
V	5.76-6.50	Ligeramente pobre	Amarillo	Significativa contaminación orgánica
VI	6.51-7.25	Pobre	Naranja	Muy significativa contaminación orgánica
VII	7.26-10.0	Muy Pobre	Rojo	Alta contaminación orgánica

Análisis Estadísticos: Se transformaron los datos fisicoquímicos mediante la transformación Log (X+1), a excepción del pH, esta transformación incrementa la importancia de los valores relativamente bajos de cada variable y minimiza el efecto de los valores inusualmente altos (Cushing *et al.*, 1980). Finalmente, se realizaron análisis de correlación de Pearson entre el índice de Margalef (Margalef, 1958) y los índices bióticos, así como con el OD y el porcentaje de saturación de oxígeno (% O₂) para observar como son las correlaciones que se establecieron entre los índices y el oxígeno.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este estudio se identificaron a nivel de familia un total de 10151 organismos. Los más abundantes fueron el phylum Annelida estuvo representado por un total 1431 individuos, mientras que el Superclase Crustacea por 1026 individuos. Finalmente el phylum Mollusca computó un total de 816 organismos identificados. Las familias más abundantes, estas fueron: Chironomidae y Baetidae (1851 y 1421 organismos, respectivamente), Corixidae (1266), Simulidae (912), Corixidae (1266). De la Superclase Crustacea la familia más abundante fue Hyalellidae(1036), del phylum Mollusca fue Physidae la más abundante con 744. Finalmente, para Annelida y Plathelminthes fueron: Oligochaeta con 1099, Turbellaria con 172 e Hirudinea con 142 individuos.

Al utilizar tanto variables fisicoquímicas como índices bióticos (Tablas 3, 4 y 5) se pudo constatar cuales son las localidades con peor calidad de agua en el río San Juan. Como se esperaba, las concentraciones de nutrientes son mayores en la época de secas que en época de lluvias (Williams y Hynes, 1977).

Tabla 3.-Calidad de agua de cada índice en cada localidad y temporada, y OD y % O₂

Loc-Temp	IBF-1988	IBF-SV	IBF-mod-CR	IBF-MX-SD	IM	OD	% O ₂
1-E	8.00	5.89	2.99	5.84	8.65	4.52	57.95
1-LI	4.15	5.26	1.33	4.45	6.44	6.30	88.24
1-PLI	3.72	5.14	0.45	4.13	5.43	5.11	68.80
2-E	8.53	5.05	0.13	6.82	1.74	4.52	58.63
2-LI	5.29	6.29	2.82	6.58	4.86	5.68	77.65
2-PLI	4.82	6.05	2.82	5.22	5.63	4.23	58.51
3-E	0.30	0.43	0.00	5.92	3.57	1.72	22.69
3-LI	1.64	3.63	1.09	5.82	3.14	2.36	33.10
3-PLI	4.58	6.16	2.34	5.88	5.97	1.70	22.52
4-E	2.21	8.96	7.79	8.50	2.90	2.73	35.78
4-LI	2.49	9.26	8.23	8.53	1.79	4.03	54.90
4-PLI	5.35	7.35	5.22	6.95	1.56	2.60	34.76
5-E	0.65	9.79	9.56	8.92	0.85	0.36	4.79
5-LI	2.55	9.19	8.61	7.57	0.97	1.71	24.57
5-PLI	3.53	8.92	8.22	8.48	1.09	1.04	13.87
6-E	5.44	5.65	0.39	6.48	1.21	3.32	42.30
6-LI	3.13	5.48	1.43	7.12	1.03	4.65	66.76
6-PLI	1.47	4.45	1.66	6.23	4.65	3.74	50.16
7-E	1.09	6.74	4.11	5.95	3.99	3.12	39.90
7-LI	1.38	7.52	6.26	7.56	4.57	5.40	76.38
7-PLI	4.73	3.67	3.97	5.72	5.10	3.79	50.90

Tabla 4.- Valores medios de nutrientes y variables físico-químicas, con sus errores estándar (ES) por localidad.

Loc.	Temperatura °C		N-NO ₂ mg/L		N-NO ₃ mg/L		N-NH ₃ mg/L		P-PO ₄ mg/L		Chl a µg/L	
	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES
1	15.257	1.158	0.007	0.002	0.550	0.076	0.111	0.011	0.169	0.025	10.393	3.436
2	17.357	0.962	0.014	0.004	0.500	0.200	0.456	0.212	0.190	0.010	11.448	1.062
3	18.317	0.937	0.040	0.025	0.600	0.252	1.200	0.627	0.252	0.172	12.677	1.885
4	18.040	0.511	0.054	0.012	0.367	0.033	11.900	1.328	5.560	0.879	199.405	112.582
5	19.283	1.278	0.068	0.059	0.467	0.120	15.222	3.942	5.834	0.912	62.998	42.480
6	19.227	1.674	0.160	0.111	1.117	0.404	4.778	2.333	5.799	0.711	13.512	2.190
7	19.920	1.423	0.239	0.123	1.217	0.259	0.911	0.435	6.054	0.470	26.469	7.155

Tabla 5.- Promedios de SDT, pH, potencial Red-Ox (ORP) y Conductividad con sus respectivos errores estándar (ES).

Loc.	SDT mg/L		pH		ORP μS/cm		Conductividad mV	
	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES
1	64.000	12.897	8.223	0.199	-89.133	15.255	124.667	26.822
2	47.833	11.656	8.157	0.418	-118.633	15.168	95.833	23.188
3	484.000	294.130	7.807	0.213	-164.800	28.501	777.400	669.779
4	807.000	384.111	8.233	0.162	-250.867	70.000	1612.667	1328.291
5	884.333	332.052	8.097	0.360	-277.567	126.095	1769.000	1149.842
6	962.667	687.683	8.263	0.163	-161.967	39.546	1875.333	1300.718
7	1152.000	676.740	8.390	0.200	-180.700	48.693	2354.333	1400.954

Partiendo de las variables fisicoquímicas se encontró que las localidades 4 y 5 son las que tienen peor calidad de agua, mientras que las localidades 1, 2 y 7 son las que presentan mejor calidad de agua, tomando en cuenta las variables de OD, N-NH₃ y P-PO₄³⁻ (figura 2). Específicamente, para la concentración de OD, en las localidades 3, 4 y 5 las concentraciones de OD son bajas. En la localidad 3 se atribuye principalmente a que es un sistema sin movimiento (0 m/seg) y totalmente arbolado, por la actividad de la presa derivadora Constitución de 1857, la cual, sólo abre compuertas y abastece al río San Juan en su paso por San Juan del río en época de lluvias. Cabe hacer notar que el aumento de OD en la 4 es causado por el desfogue constante del agua de dicho embalse causando corrientes turbulentas y un aporte de Oxígeno por tal movimiento de las aguas. En cuanto a la localidad 5 la caída de la concentración de OD es el resultado de los aportes de aguas residuales municipales provenientes de Tequisquiapan (16 Tons/día; Vega, 2008). Aguas abajo de esta reducción en OD se puede observar cómo ocurre un proceso de autodepuración o auto-remediación del sistema ya que las concentraciones de OD aumentan.

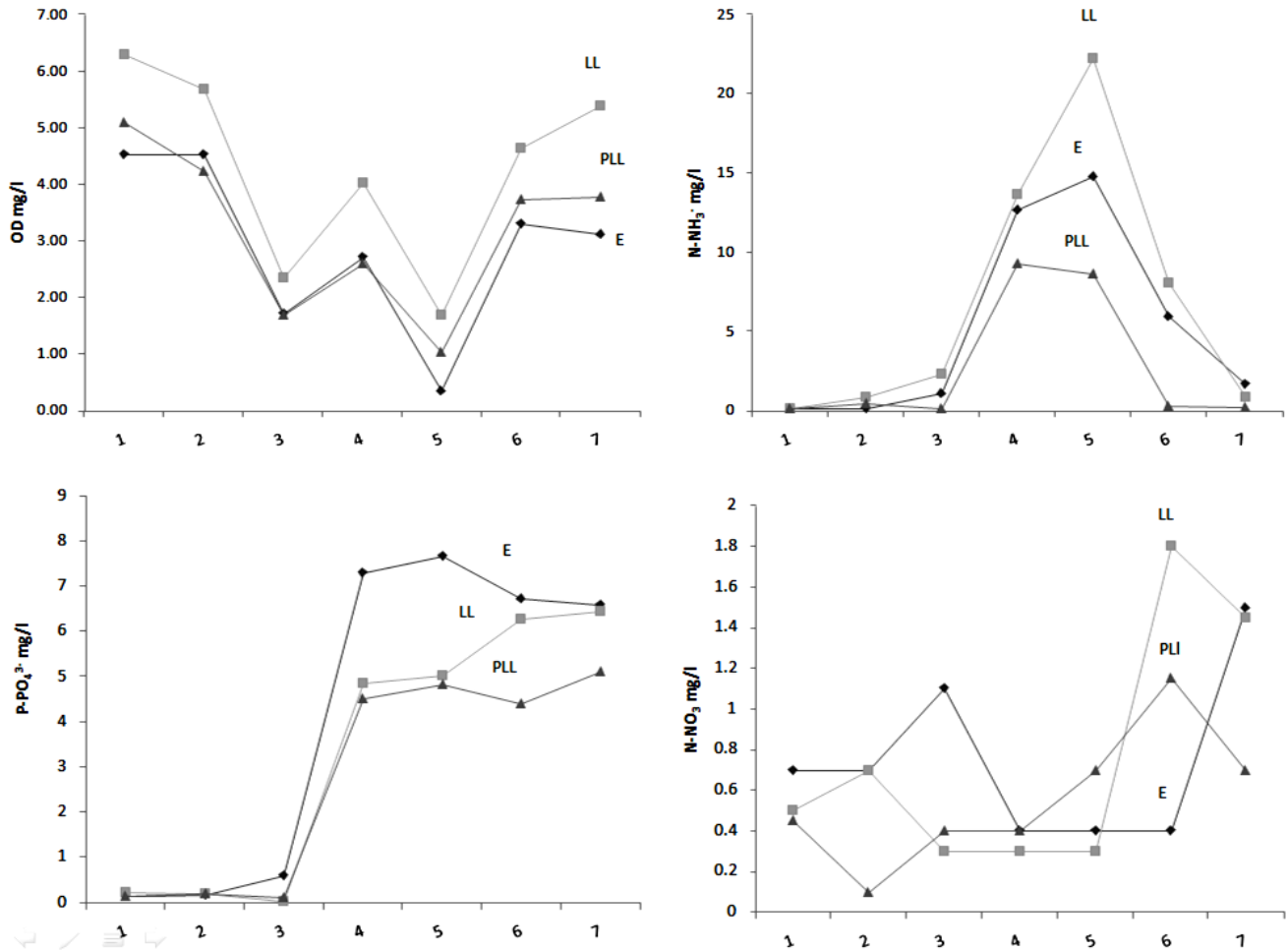


Fig. 2.- Oxígeno disuelto y Nutrientes en las campañas (E-Estiaje, LL-Lluvias PLL-Post-lluvias) y localidades de muestreo.

En lo que se refiere a las altas concentraciones de ortofosfatos (figura 2) y Clorofila α (figura 3) para las localidades 4-7, se atribuyen a la escorrentía de fósforo inorgánico que se aporta a los suelos del distrito de riego de San Juan del río y al aporte de aguas negras de la comunidad de San Pedro Ahuacatán y San Nicolás (2 Tons/día; Vega, 2008) y Tequisquiapan. La Presa Centenario es el reservorio que acumula el agua proveniente de San Pedro Ahuacatán y San Nicolás. Las altas concentraciones de Clorofila α en secas y lluvias parecen relacionarse con las altas concentraciones de ortofosfatos, los cuales sirven como nutrientes para el crecimiento de fitoplancton. No se asume que se deban al tiempo de residencia del agua rica en fosfatos dentro de la Presa Centenario, aunque no es de nuestro conocimiento si debido a estas altas concentraciones de nutrientes se hayan presentado florecimientos algales en este embalse. Cabe hacer notar que en todas las localidades las concentraciones de ortofosfatos superan, tanto espacial como temporalmente, la concentración deseada de 0.08mg/l (Kolbe y Luedke, 2005). A su vez, los nitratos se encuentran debajo de 1mg/l, exceptuando en 4 y 5, en las que se supera este valor recomendado por Kolbe y Luedke (2005) para la temporada de secas y lluvias. Algo similar ocurre con el amonio, ya que las concentraciones de este compuesto son mayores a 1mg/l en secas, en todas las estaciones exceptuando en 1 y 2; en época de lluvias, 3-6 reflejan la escorrentía de las áreas de cultivo, coincidiendo con los estudios de salinización de los suelos del distrito de riego por el uso de compuestos químicos como abonos y plaguicidas (CONCYTEQ,

2010), además se encuentran afectadas por los aportes de las aguas residuales de las comunidades San Pedro Ahuacatán y San Nicolás y Tequisquiapan. En post-lluvias sólo 4 y 5 presentan valores muy por encima de la concentración sugerida (1 mg/l; Kolbe y Luedke, 2005) probablemente originados en las escorrentías del distrito de riego y las aguas residuales.

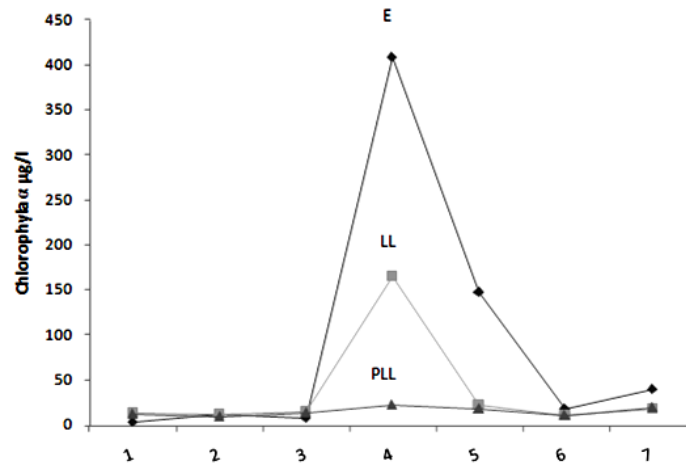


Fig. 3.-Clorofila α en las distintas campañas (E-Estiaje, LL-Lluvias PLL-Post-lluvias) y localidades de muestreo.

Este estudio pone de manifiesto que el índice biótico propuesto (IBF-MX-SD) se relaciona con la composición de las aguas y detecta a las localidades más degradadas (4 y 5). Incluso, como se puede observar en la tabla 3, el IBF-1988 tiende a sobreestimar la calidad de agua de estas localidades cuando las concentraciones de OD son las más bajas de todas, mientras que las concentraciones de amonio y ortofosfatos son las más altas. Algo parecido ocurre con el IBF-mod-CR el cual, sobre estima las localidades 2, 3 y 6 dando calidades excelentes cuando las variables OD, amonio, ortofosfatos y clorofila α se aprecian cambio gradual dado la auto-remediación del sistema. Estas sobreestimaciones de la calidad del agua ocurren por la ausencia de valores de tolerancia de algunas familias de macroinvertebrados presentes en este sistema y que en sistemas de aguas templadas o tropicales no se presentan o son desconocidas, incluso, si comparamos los promedios de la calidad de agua y el valor global promedio del río (tabla 6), se observará cómo tanto el IBF-1988 y el IBF-mod-CR sobre estiman la calidad del agua del río señalándola como de calidad excelente mientras que los otros dos índices lo califican como Ligeramente Pobre (IBF-SV) o Pobre (IBF-MX-SD), estas diferencias que se aprecian en la calidad de agua entre el IBF-SV y el IBF-MX-SD sólo son las variaciones en los valores de tolerancia ya que algunos taxa responden de forma diferente en la región tropical y la cálida-templada. Y para todos aquellos taxa que en los índices IBF-1988, IBF-mod-CR no presentaban valores de tolerancia les fueron asignados. Ahora bien, los valores de tolerancia que se presentan en el IBF-MX-SD fueron obtenidos por la experiencia profesional o intuición científica (Jacobsen, Cressa, Mathooko, y Dudgeon, 2008) así como contrastando los valores de tolerancia de ambas regiones climáticas. Es por esto, que el índice propuesto para zonas semidesérticas de México (IBF-MX-SD) es el más completo en cuanto a valores de tolerancia y taxa incluidas, ya que hasta se le asigna valores de tolerancia a Ostracoda, lo que ninguno de los otros índices toman en cuenta.

Tabla 6.- Promedio anual de calidad de agua del río San Juan por IBF, media y desviación standard.

	1	2	3	4	5	6	7	Media	Desv. Std.
IBF-1988	5.2906	6.2160	2.1739	3.3488	2.2422	3.3443	2.4028	3.5741	2.2443
IBF-SV	5.4316	5.7986	3.4066	8.5210	9.3025	5.1952	5.9777	6.2333	2.2716
IBF-modif-CR	1.5917	1.9273	1.1434	7.0812	8.7952	1.1615	4.7810	3.7830	3.1512
IBF-MX-SD	4.8032	6.2058	5.8733	7.9949	8.3245	6.6102	6.4114	6.6033	1.3182

Por otro lado, de acuerdo con los coeficientes de correlación de Pearson, el IBF-MX-SD es el índice que muestra las correlaciones más altas con el índice de Margalef y con la concentración de OD y el porcentaje de saturación de Oxígeno (% O₂), ya que presenta una correlación fuerte con el IM (Tabla 7), mientras que los coeficientes de correlación son medianamente fuertes (Cann, 2003) con el OD y el % O₂.

Tabla 7.-Correlaciones de Pearson. Las correlaciones marcadas son significativas a $p < .05000$

	IBF-1988	IBF-SV	IBF-mod-CR	IBF-MX-SD	IM	OD	% O ₂
IBF-1988	1.000000						
IBF-SV	0.246418	1.000000					
IBF-mod-CR	-0.164648	0.736197	1.000000				
IBF-MX-SD	-0.252941	0.488349	0.649262	1.000000			
IM	0.163104	-0.313833	-0.249075	-0.705018	1.000000		
OD	0.456125	-0.081999	-0.359761	-0.497314	0.522184	1.000000	
% O ₂	0.450468	-0.114322	-0.364395	-0.499056	0.511855	0.989541	1.000000

Ahora bien, ya habiendo obtenido resultados favorables con la creación del índice propuesto, lo que resta es validarlo aplicándolo a este y a otros cuerpos de agua con condiciones similares es decir, que pertenezcan a zonas semidesérticas de México y observar cómo se comporta, elegir puntos de referencia dentro de cada río y compararlos con el resto del cuerpo de agua, a fin de detectar los sitios críticos y poder dar las herramientas para realizar trabajos de remediación de estos sitios impactados tanto por las fuentes puntuales como difusas.

IV. CONCLUSIONES

La calidad del río San Juan es variable debido a los aportes de contaminantes de fuentes no puntuales que se encuentran en los puntos intermedios de este cuerpo de agua. La localidad 1 (Tixiñú) presentó mejor calidad de agua y a su parte final, localidades 5 y 6 (Las Rosas Y El Geiser) se presenta un mejoramiento en la calidad, autodepuración.

El IBF-MX-SD demostró por sus correlaciones fuertes (IM) y medianamente fuertes (concentraciones de OD y % O₂) ya que sus valores de tolerancia son cercanos a las tolerancias de los taxa, así como también que no es un índice que carezca de valores de tolerancia para todos los taxa encontrados y se ajusta mejor a la calidad de agua y la tolerancia de los macroinvertebrados que aquellos que provienen de zonas templadas o tropicales, ya que no tiende a sobre estimar o sub estimar valores.

En general, se puede decir que la calidad de agua, con el índice propuesto (IBF-MX-SD), del río San Juan va de Buena (4.80) en la cabecera (localidad 1) hasta Ligeramente Pobre (6.41) en la parte cercana a la desembocadura de la presa Zimapán (localidad 7), presentando 2 puntos críticos (Muy Pobre) por

los aportes de aguas de aguas residuales municipales (localidades 4 y 5) con valores de 7.99 y 8.32. También resaltar que, como se esperaba, la estacionalidad altera dicha calidad del agua por lixiviación, concentración o disolución de nutrientes que termina impactando a las comunidades de macroinvertebrados. Por lo tanto, se considera que es necesario establecer plantas de tratamiento de aguas residuales industriales y municipales en estas zonas para permitir el restablecimiento de las comunidades de macroinvertebrados y mejorar la calidad del agua.

AGRDECIMIENTOS

Saúl Escoto, Cristobal Aldama, Gregor Zieke, Aida García, Coral Regules, Alejandro Padilla y Magdalena González, por su apoyo técnico y en campo. Isabel Pardo por sus observaciones y apoyo profesional. CONACyT y Fundación Telmex por el apoyo económico.

REFERENCIAS

- Cann, A. J. (2003). *Maths from Scratch for Biologists*. West Sussex, England: John Wiley & Sons.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2008). *Estadísticas del Agua en México*. México, D. F.: SEMARNAT
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2011). *Estadísticas del Agua en México*. México, D. F.: SEMARNAT
- CONCYTEQ.(2010). *Diagnóstico del medio ambiente urbano para la ciudad de San Juan del río Querétaro*. Querétaro: CONCYTEQ.
- Cushing, C.E., C.D. McIntire, J.R. Sedell, K.W. Cummins, G. W. Minshall, R.C. Petersen y R.L. Vannote, 1980. Comparative study of physical-chemical variables of stream using multivariate analysis. *Archives Hydrobiology*, 89 (3): 343-352
- Dewson, Z.S., A.B.W. James, y R.G. Death. (2007). Invertebrate community responses to experimentally reduced discharge in small streams of different water quality. *Journal of North American Benthological Society* 26(4): 754–766.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 26/10/1998. Estudios técnicos para determinar la disponibilidad de las aguas superficiales de la cuenca del río Pánuco. México: SEMARNAP-CNA.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 18/07/2011. Acuerdo por el que se actualiza la disponibilidad media anual de las aguas superficiales en las cuencas hidrológicas Arroyo Zarco, Río Ñadó, Río Galindo, Río San Juan 1, Río Tecozautla, Río San Juan 2, Río Grande de Tulancingo, Río Metztlán 1, Río Metzquitlán, Río Metztlán 2, Río Amajaque, Río Claro, Río Amajac, Río Calabozo, Río Los Hules, Río Tempoal 1, Río San Pedro, Río Tempoal 2, Río Verde 1, Río Verde 2, Río Verde 3, Arroyo El Puerquito o San Bartolo, Arroyo Altamira, Río Santa María 1, Río Santa María 2, Río Santa María 3, Río Tamasopo 1, Río Tamasopo 2, Río Gallinas, Río El Salto, Río Valles, Río Tampaón 1, Río Choy, Río Coy 1, Río Coy 2, Río Tampaón 2, Río Victoria, Río Tolimán, Río Extoraz, Embalse Zimapán, Río Moctezuma 1, Río Moctezuma 2, Río Tancuilín, Río Huchihuayán, Río Moctezuma 3, Río Moctezuma 4, Río Juamave-Chihue, Río Guayalejo 1, Río Guayalejo 2, RíoSabinas, Río Comandante 1, Río Comandante 2, Río Mante, Río Guayalejo 3, Arroyo El Cojo, Río Tantoán, Río Guayalejo 4, Río Tamesí, Río Moctezuma 5, Río Chicayán 1, Río Chicayán 2, Río Pánuco 1, Arroyo Tamacuil o La Llave y Río Pánuco 2, mismas que forman parte de la Subregión Hidrológica Río Pánuco de la Región Hidrológica número 26 Pánuco. México: SEMARNAP-CONAGUA.

- Fisher, S. G., L. J. Gray, N. B. Grimm, y D. E. Busch. (1982). Temporal succession in a desert stream following flooding. *Ecological Monographs* 52:93–110.
- Graça, M. A. S. y C. N. Coimbra. (1998). The elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Water Research* 32(2):380-392.
- Hellawell, J.M. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. London: Elsevier Applied Science.
- Henne, L. J., D. W. Shenider y L. M. Martínez. (2002). Rapid Assessment of Organic Pollution in a west-Central Mexican river Using a Family-level Biotic Index. *Journal of Environmental Planning and Management* 45(5):613-632.
- Hering, D., Moog, O., Sandin, L., y Verdonschot, P.F.M. (2004). Overview and application of the AQEM assessment system. En: D.Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog, and L. Sandin (Eds). *Integrated assessment of running waters in Europe*. *Hydrobiologia* 516 (pp. 1–20). Netherlands: Springer.
- Hilsenhoff, W. L. (1977). Use of Arthropods to Evaluate Water Quality of Streams. Technical Bulletin No. 100. Madison, WI. USA: Department of Natural Resources.
- Hilsenhoff, W. L. (1982). Using a Biotic Index to Evaluate water Quality in Streams. Technical Bulletin No. 132. Madison, WI. USA: Department of Natural Resources.
- Hilsenhoff, W. L. (1987). An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomology* 20:31-39.
- Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7(1):65-68.
- Hurtado, S., F. García Trejo y P. J. Gutiérrez Yurrita. (2005). Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomológica Mexicana* 44(3): 271–286.
- Jacobsen, D., Cressa, C., Mathooko, J.M., y Dudgeon, D. (2008). Macroinvertebrates: Composition, Life Histories and Production. En: D. Dudgeon (Ed), *Tropical Stream Ecology*. (pp. 66-105) Oxford, UK: Elsevier Inc.
- Johnson, R.K. & Hering, D. (2009). Response of river inhabiting organism groups to gradients in nutrient enrichment and habitat physiography. *Journal of Applied Ecology* 46, 175-186.
- Kocatas, A. (1992). *Ekoloji ve Çevre Biyolojisi*. Ege Üniverity. Matbaasi, Izmir.
- Kolbe, C. y M. Luedke. (2005). *A Guide to Freshwater Ecology*. Texas Austin, TX: Commission on Environmental Quality.
- Lake, P. S. (2000). Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19(4):573–592.
- Lake, P. S. y L. A. Barmuta. (1986). Stream benthic communities: persistent presumptions and current speculations. En: P. De Deckker and W. D. Williams (eds). *Limnology in Australia*. (pp. 263–276) Dordrecht, Netherlands: CSIRO, Melbourne, and Dr. W. Junk Publishers.
- López-Hernández, M., M. G. Ramos-Espinosa y J. Carranza-Fraser. (2007). Multimetric Analyses for Assessing Pollution in the Lerma River and Chapala Lake, México. *Hidrobiologica* 17(1): 17–30.
- López-Hernández., M., G. Ramos-Espinosa y M. Hernández-García. (2007). Biomonitorio rápido para evaluar contaminación orgánica en el río Lerma. *Hidrobiologica*
- Mandaville, S. M. (2002). *Benthic Macroinvertebrates in Freshwater—Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols, Project H - 1*. (Nova Scotia: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax).

- Margalef, R. (1958). "Information Theory in Ecology." *International Journal of General Systems* 3: 36-71.
- Merritt, R. W. y K. W. Cummins. (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company.
- McCafferty, W.P.(1981). *Aquatic entomology*. Science Book International. Boston, Mass.: Science Book International.
- Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Potter, S. K. Gross, y R. M Hughes. (1989). *Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001.
- Resh, V. H., A. V. Brown, A. P. Covich, M. E. Gurtz, H. W. Li, G. W. Minshall, S. R. Reice, A. L. Sheldon, J. B. Wallace, y R. Wissmar. (1988). The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 7:433– 455.
- Rosenberg, D. M. y V. H. Resh. 1993. Introduction to Freshwater biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. En: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. (pp. 1-9). New York, N.Y. USA: Chapman and Hall.
- Rosenberg, D. y V. H. Resh (Eds.).(1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York, N.Y. USA: Chapman and Hall.
- Rosas-Acevedo, J. L., H. Ávila-Pérez, A. Sánchez-Infante, A. Y. Rosas-Acevedo, S. García-Ibañez, L. Sampedro-Rosas, J. G. Granados-Ramírez, y A. L. Juárez-López. 2014. Índice BMWI, FBI y EPT para determinar la calidad del agua en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 1 (2):62-88.
- SIMBAD. 2013a. Agropecuario y aprovechamiento forestal. Sistema Estatal y Municipal de Bases de Datos v. 2.0. INEGI. <http://sc.inegi.org.mx/sistemas/cobdem/resultados.jsp> Fecha de consulta: 18/06/2013.
- SIMBAD. 2013b. Censo de Población y Vivienda 2010.Sistema Estatal y Municipal de Bases de Datos v. 2.0. INEGI. <http://sc.inegi.org.mx/sistemas/cobdem/resultados.jsp> Fecha de consulta: 18/06/2013.
- Pennak, R. W., 1978. *Freshwater invertebrates of the United States*. New York: Ronal Press.
- Stark, J. D. 1998. SQMCI: a biotic index for freshwater macroinvertebrate coded-abundance data. New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research* 32:55-66.
- Thorne, R. St J., y W. P. Williams. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater biology* 37:671-686.
- Thorp, J. H. D. C. Rogers. 2011. *Field guide to Freshwater Invertebrates of North America*. Oxford: Academic Press.
- Türkmen, G., y N. Kazanci. 2010. Applications of various biodiversity indices to benthic macroinvertebrate assemblages in streams of a national park in Turkey. *Review of Hydrobiology* 3, 2: 111-125
- Tyson, J. M. y M. A. House. 1989. The application of water quality index to river management. *Water Science Technology* 21: 1149-1159.
- Università degli Studi di Trento, Agenzia Provinciale per L'Ambiente, Istituto Agrario di San Michele. European Training course on Water Quality Measurement.(2000). Comparing among European biotic indexes. *Biologia Ambientale* 14(2):37-80.
- Usinger, R.L.(1956). *Aquatic Insects of California*. With keys to North American Genera and California species. Berkeley, Los Angeles: Univ. of Calif. Press.

- Voelz, N.J., and McArthur, J.V. (2000). An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity Conservation* 9(11): 1543–1570.
- Wallace, R. L., Taylor, W. K. Litton, J. R. (1989). *Invertebrate zoology*. New York: Macmillan.
- Washington, H. G. (1984). Diversity, Biotic and similarity Indices. *Water Research* 18(6): 653-694.