

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

## Utilizando de macroinvertebrados bentónicos

Claudio M. Padilla-González<sup>1</sup>, Aldo I. Ortega-Morales<sup>2</sup>, Gregorio Álvarez-Fuentes<sup>3</sup>, Luis A. Bernal-Jácome<sup>1</sup>  
Centro de Investigación y Posgrado de la Facultad de Ingeniería<sup>1</sup>; Departamento de Parasitología<sup>2</sup>; Instituto de Investigaciones en Zonas Desérticas<sup>3</sup>  
Universidad Autónoma de San Luis Potosí<sup>1,3</sup>; Universidad Autónoma Agraria "Antonio Narro" Unidad Laguna<sup>2</sup>  
San Luis Potosí, S. L. P.<sup>1,3</sup>; Torreón, Coah.<sup>2</sup>; 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 las 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 Armealco 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.

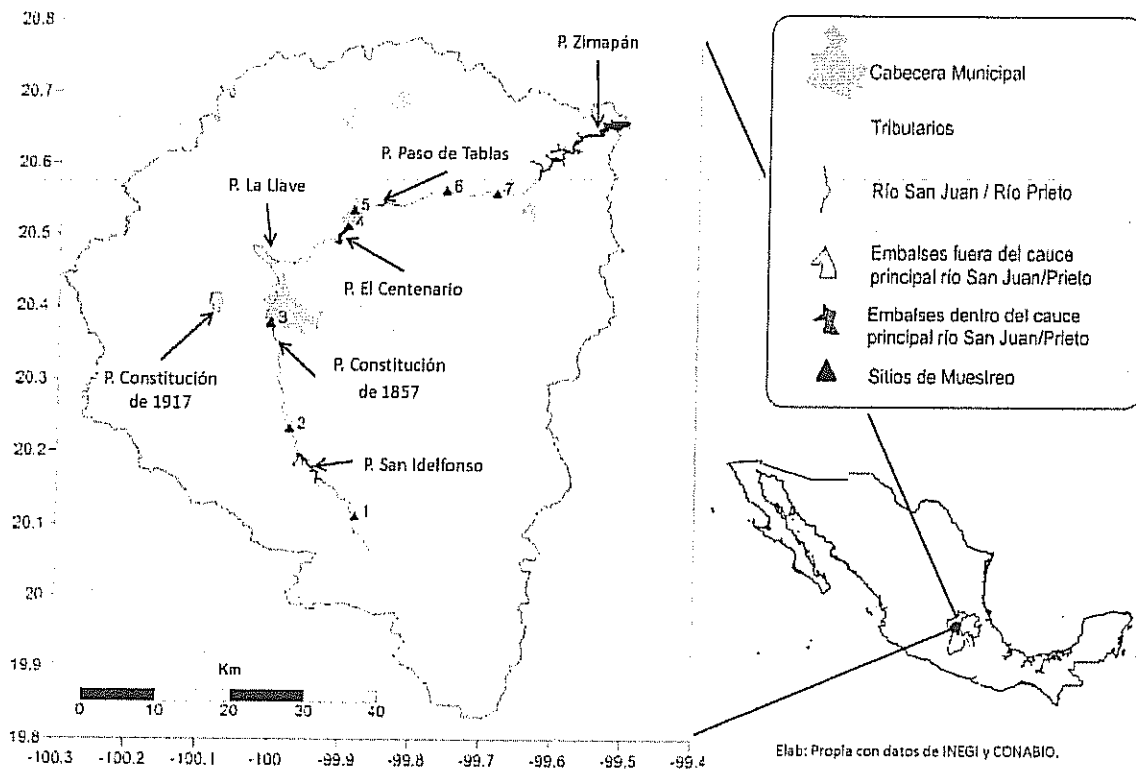


Fig. 1.- Cuenca del río San Juan, resaltando sitios de muestreo, cauce principal y los principales embalses.

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 ( $\text{N-NH}_3$ ) por el método de salicilato; nitrógeno en nitratos ( $\text{N-NO}_3^-$ ) por el método de reducción de Cadmio; nitrógeno en nitritos ( $\text{N-NO}_2^-$ ) por el método de diazotización; y fósforo en ortofosfatos ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) por el método del ácido Ascórbico; la clorofila  $\alpha$  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  $0.2\text{ m}^2$  (resultado de multiplicar  $0.4\text{m}$  de la longitud de la red y el área muestreal de  $0.5\text{m}$ ), las rocas, troncos y vegetación sumergida encontradas en el área muestreal 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 (% O<sub>2</sub>) 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 indice en cada localidad y temporada, y OD y % O<sub>2</sub>

Loc-Temp	IBF-1988	IBF-SV	IBF-mod-CR	IBF-MX-SD	IM	OD	% O <sub>2</sub>
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 fisico-químicas, con sus errores estándar (ES) por localidad.

Loc.	Temperatura °C		N-NO <sub>2</sub> mg/L		N-NO <sub>3</sub> mg/L		N-NH <sub>3</sub> mg/L		P-PO <sub>4</sub> 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 $\mu\text{S/cm}$		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-NH<sub>3</sub> y P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (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.

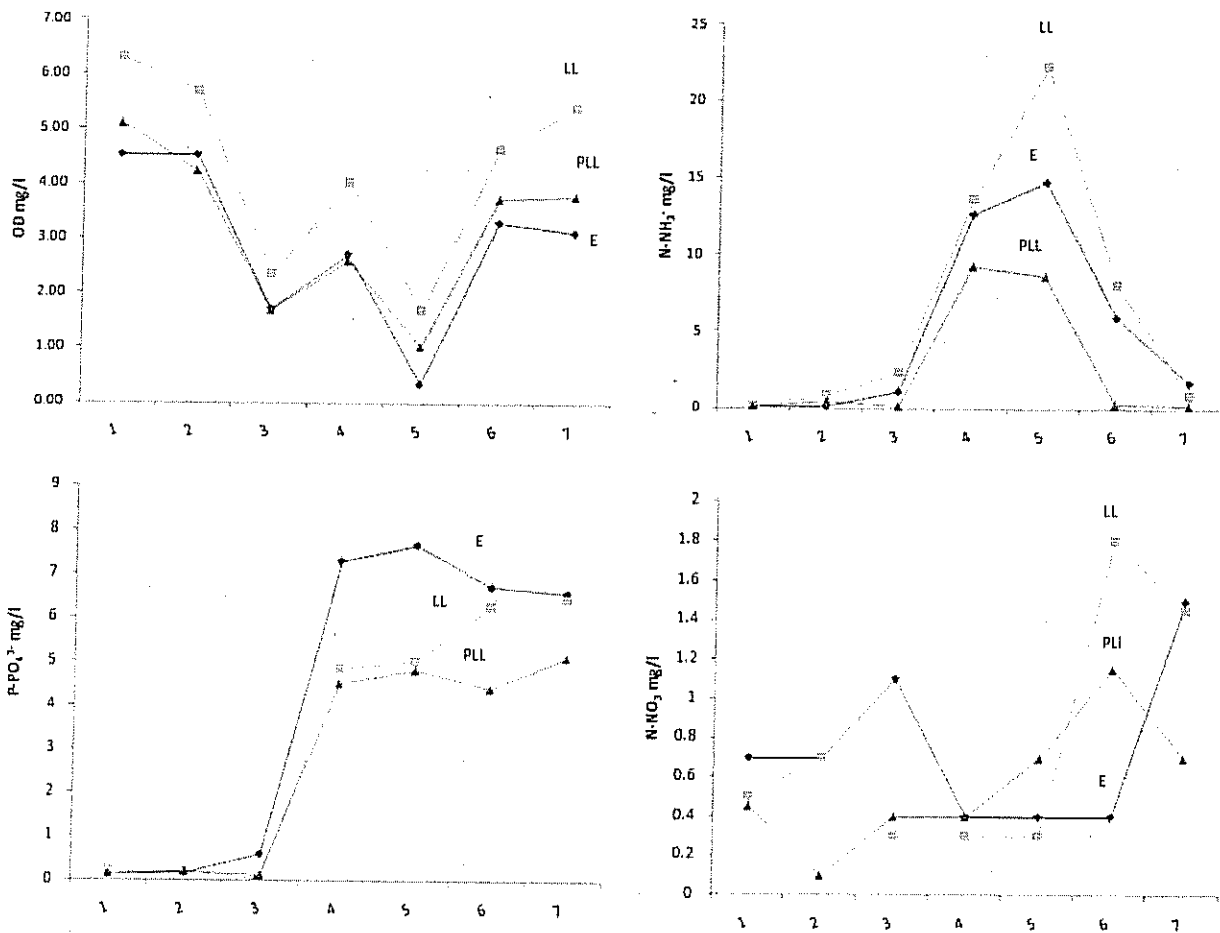


Fig. 2.- Oxígeno disuelto y Nutrientes en las campañas (E-Estiaje, LL-Lluvias PLL-Post-lluvias) y localidades de muestreo.

En lo que se refiere a las altas concentraciones de ortofosfatos (figura 2) y Clorofila  $\alpha$  (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  $\alpha$  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.

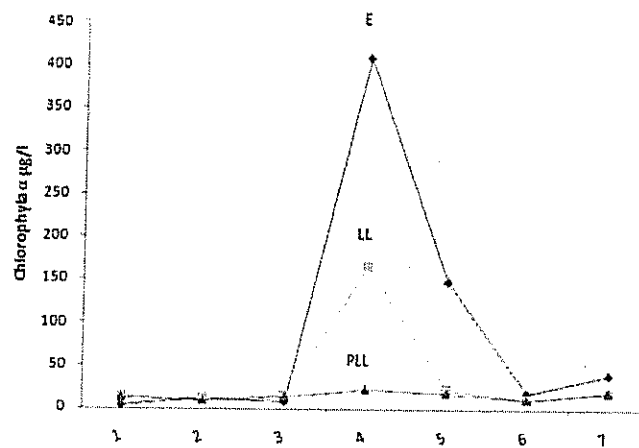


Fig. 3.-Clorofila  $\alpha$  en las distintas campañas (E-Estiaje, LL-Lluvias PLL-Post-lluvias) y localidades de muestreo.

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  $\alpha$  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.
<b>IBF-1988</b>	5.2906	6.2160	2.1739	3.3488	2.2422	3.3443	2.4028	3.5741	2.2443
<b>IBF-SV</b>	5.4316	5.7986	3.4066	8.5210	9.3025	5.1952	5.9777	6.2333	2.2716
<b>IBF-modif-CR</b>	1.5917	1.9273	1.1434	7.0812	8.7952	1.1615	4.7810	3.7830	3.1512
<b>IBF-MX-SD</b>	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 (% O<sub>2</sub>), 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 % O<sub>2</sub>.

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 <sub>2</sub>
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 <sub>2</sub>	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 % O<sub>2</sub>) 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.