



Macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua en sitios de interés turístico de la provincia de Pastaza, Amazonía Ecuatoriana

Macroinvertebrates as bioindicators of water quality in tourist sites in the Pastaza province, Ecuadorian Amazon

Macroinvertebrados como bioindicadores da qualidade da água em locais de interesse turístico na província de Pastaza, Amazônia Equatoriana

Juan Carlos Carrasco-Baquero ^I

juancarlos.carrasco@epoch.edu.ec
<https://orcid.org/0000-0002-8412-0549>

Verónica Lucía Caballero-Serrano ^{II}

veronica.caballero@epoch.edu.ec
<https://orcid.org/0000-0003-3434-1877>

Jacqueline Madeleyn Cabrera-Hugo ^{III}

dereckmatias2014@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-5404-5920>

Luis Felipe Lema-Palaquibay ^{IV}

felipe_199326@hotmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-1898-0954>

Daisy Carolina Carrasco-López ^V

carolinalp2594@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-4161-176X>

Correspondencia: juancarlos.carrasco@epoch.edu.ec

Ciencias técnicas y aplicadas
Artículo de investigación

***Recibido:** 13 de septiembre de 2020 ***Aceptado:** 09 de octubre de 2020 * **Publicado:** 25 de noviembre de 2020

- I. Master Universitario en Biodiversidad y Conservación del Medio Natural, Ingeniero en Ecoturismo, Facultad de Recursos Naturales, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba, Ecuador.
- II. Doctora en Biodiversidad y Conservación del Medio Natural, Master of Science in Integrated Planning for Rural Development Environmental Management, Ingeniera en Ecoturismo, Guía Profesional de Turismo, Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba, Ecuador.
- III. Ingeniera en Ecoturismo, Investigadora Externa, Riobamba, Ecuador.
- IV. Ingeniera en Ecoturismo, Instituto de Investigaciones, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba, Ecuador.
- V. Ingeniera en Ecoturismo, Instituto de Investigaciones, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba, Ecuador.

Resumen

La actividad turística que se desarrolla en recursos hídricos se ha incrementado aceleradamente en el país, sobre todo en la provincia de Pastaza, en donde el Gobierno local construye "diques" que son represamientos del caudal del río, con fines de diversión y ocio. Con el objeto de determinar el impacto de la actividad turística en estos sitios, se utilizaron indicadores físico-químicos y biológicos para determinar así el estado de la calidad del agua en los tres diques de la Provincia de Pastaza.

Se realizaron dos muestreos, época lluviosa y seca del año en los diques: Mera, Shell y Pambay, en los cuales se determinó una abundancia total de 1307 individuos. La familia Leptophlebiidae fue la más abundante, siendo un indicador biológico de aguas moderadamente limpias. Además, se realizaron análisis físicos y químicos en los sitios de muestreo, los cuales determinaron que cumplen los requerimientos mínimos para el desarrollo de la vida acuática. Se analizaron índices de diversidad alpha (Margalef 2.8, Pielou 0.8, Shannon 2.1, Simpson 0.87) y beta (similaridad promedio de 65% en verano y 86% en invierno) mostrando variabilidad en riqueza y abundancia tanto de familias como de especies e individuos. La valoración biológica global según Biological Monitoring Working Party (BMWP) y Andean Biotic Index (ABI) catalogó al agua de los diques en su mayoría de MALA CALIDAD sobre todo en el punto de muestreo junto al dique.

Palabras clave: Biodiversidad; diques; parámetros físico-químicos; turismo.

Abstract

Macroinvertebrates as bioindicators of water quality in tourist sites interest in the Pastaza, province, Ecuadorian Amazon. The tourist activity that develops in water resources has increased rapidly in the country, especially in the province of Pastaza, where the local government builds "dams" that are damming the river flow, for fun and leisure purposes. To determine the impact of tourist activity in these sites, physical, chemical, and biological indicators were used to determine the state of water quality in the three levees of the Pastaza Province.

Two samplings were carried out, rainy and dry season of the year in the dikes: Mera, Shell and Pambay, in which a total abundance of 1307 individuals were determined. The Leptophlebiidae family was the most abundant, being a biological indicator of moderately clean waters. In addition, physical and chemical analyzes were performed at the sampling sites, which

determined that they meet the minimum requirements for the development of aquatic life. Alpha diversity indices (Margalef 2.8, Pielou 0.8, Shannon 2.1, Simpson 0.87) and beta (average similarity of 65% in summer and 86% in winter) were analyzed, showing variability in richness and abundance of both families and species and individuals. The global biological assessment according to the Biological Monitoring Working Party (BMWP) and Andean Biotic Index (ABI) classified the water of the levees as mostly POOR QUALITY WATER, especially at the sampling point next to the dam.

Keywords: Biodiversity; dykes; physico-chemical parameters; tourism.

Resumo

A atividade turística que se desenvolve nos recursos hídricos tem aumentado rapidamente no país, especialmente na província de Pastaza, onde a autarquia constrói “barragens” que represam o caudal do rio, para fins de diversão e lazer. Para determinar o impacto da atividade turística nestes locais, foram utilizados indicadores físico-químicos e biológicos para determinar o estado da qualidade da água nas três barragens da Província de Pastaza.

Foram realizadas duas coletas, estação chuvosa e seca do ano nos diques: Mera, Shell e Pambay, nas quais foi determinada uma abundância total de 1307 indivíduos. A família Leptophlebiidae foi a mais abundante, sendo um indicador biológico de águas moderadamente limpas. Além disso, foram realizadas análises físicas e químicas nos locais de amostragem, que determinaram que atendem aos requisitos mínimos para o desenvolvimento da vida aquática. Índices de diversidade alfa (Margalef 2,8, Pielou 0,8, Shannon 2,1, Simpson 0,87) e beta (similaridade média de 65% no verão e 86% no inverno) foram analisados, mostrando variabilidade na riqueza e abundância tanto de famílias quanto de espécies e indivíduos. A avaliação biológica global de acordo com o Biological Monitoring Working Party (BMWP) e o Andean Biotic Index (ABI) classificou as águas dos diques como MAIS DE QUALIDADE, principalmente no ponto de amostragem próximo ao dique.

Palavras-chave: Biodiversidade; diques; parâmetros físico-químicos; turismo.

Introducción

“El agua está en el epicentro del desarrollo sostenible, siendo el pilar fundamental para el desarrollo socioeconómico, energético, productivo y para la supervivencia misma del ser humano” (Naciones Unidas, s.f.).

La calidad del agua es relevante por los diversos roles que ésta cumple dentro y fuera de los cursos de agua (Rivera, Encina, Muñoz, & Mejías, 2004), aquella destinada para el consumo humano y para el hábitat de organismos acuáticos requiere altos niveles de pureza, mientras que las normas de calidad son mucho menos importantes cuando este recurso es destinado para la producción de energía hidroeléctrica, uso industrial entre otras, determinado así que la calidad del agua depende de su uso final deseado (Rodríguez, et al. 2016).

La supervivencia del hombre como especie se debe en parte al aprovechamiento de los recursos naturales (Samboni et al 2007); sin embargo, a lo largo de los años el deterioro de las fuentes de abastecimiento de agua ha incrementado el desarrollo de criterios biológicos que permitan estimar el efecto de las intervenciones humanas en los ecosistemas fluviales (Norris & Hawkins 2000).

Las metodologías de estudio y seguimiento de calidad de agua estaban basadas casi exclusivamente en análisis físico-químicos y bacteriológicos (Tercedor, 1996), pero sin desmerecer a estos parámetros, surge la necesidad de incluir también el análisis de componentes bióticos en el monitoreo biológico para obtener una valoración ambiental más precisa (Rodríguez, et al, 2016). Estas nuevas metodologías presentan una serie de ventajas como el uso de equipos simples y relativamente baratos, metodologías sencillas, rapidez en la producción de los resultados y una alta confiabilidad (Bullón, 2016).

Diversas especies han sido utilizadas como indicadoras del estado de los ecosistemas. En los últimos 14 años, casi el 50% de los taxones utilizados como indicadores fueron animales y el 70% de estos fueron invertebrados (Siddig et al., 2016). Los macroinvertebrados son considerados como importantes indicadores de la calidad del agua, ya que son especies muy susceptibles a los cambios en las características físico- químicas del agua, presentan varios niveles tróficos y una amplia distribución y diversidad (Mandaville, 2002), por lo que en la actualidad son ampliamente utilizados como indicadores del estado de los ecosistemas (O'Brien et al., 2016; Carrera & Fierro, 2001). Estas familias varían en múltiples escalas espaciales y temporales como resultado de un gran conjunto de diferencias en cuanto a su sensibilidad frente a los cambios en el hábitat físico y la calidad del agua (Ogbeibu & Oribhabor, 2002).

En el presente estudio se emplean macroinvertebrados como indicadores biológicos, así como parámetros físico-químicos, para determinar la calidad del agua en los diques de Mera, Shell y Pambay, ofreciendo un soporte en los procesos de toma de decisiones, relacionadas con la calidad del agua de los sitios de recreación turística con el objetivo de mejorar espacios de

desarrollo turístico y conservar la biodiversidad. Se realizó un inventario de los macroinvertebrados y un análisis físico químico del agua; se aplicaron índices de Biodiversidad y se establecieron abordajes multiparamétricos para determinar la calidad del agua en función a los diversos aspectos analizados.

En la provincia de Pastaza, muchos pobladores han plasmado innovadoras y diversas formas de emprendimientos, aprovechando los sitios turísticos y afluencia de personas a los mismos, para implementar y comercializar diferentes productos dinamizando la economía local. Una de estas iniciativas ha sido la construcción de embalses turísticos denominados “diques”, que permiten el desarrollo de actividades turísticas en el medio acuático, pero que, al mismo tiempo provocan alteraciones en las condiciones físico-químicas y biológicas de los ríos (Rojas, 2013). Entre las afectaciones en los ríos, se pronostican impactos ecológicos de gran magnitud, disminuyendo la calidad del agua y presentando riesgos para la salud de las personas y el equilibrio ambiental de las especies de flora y fauna que habitan en estos sitios (Arce & Leiva, 2009).

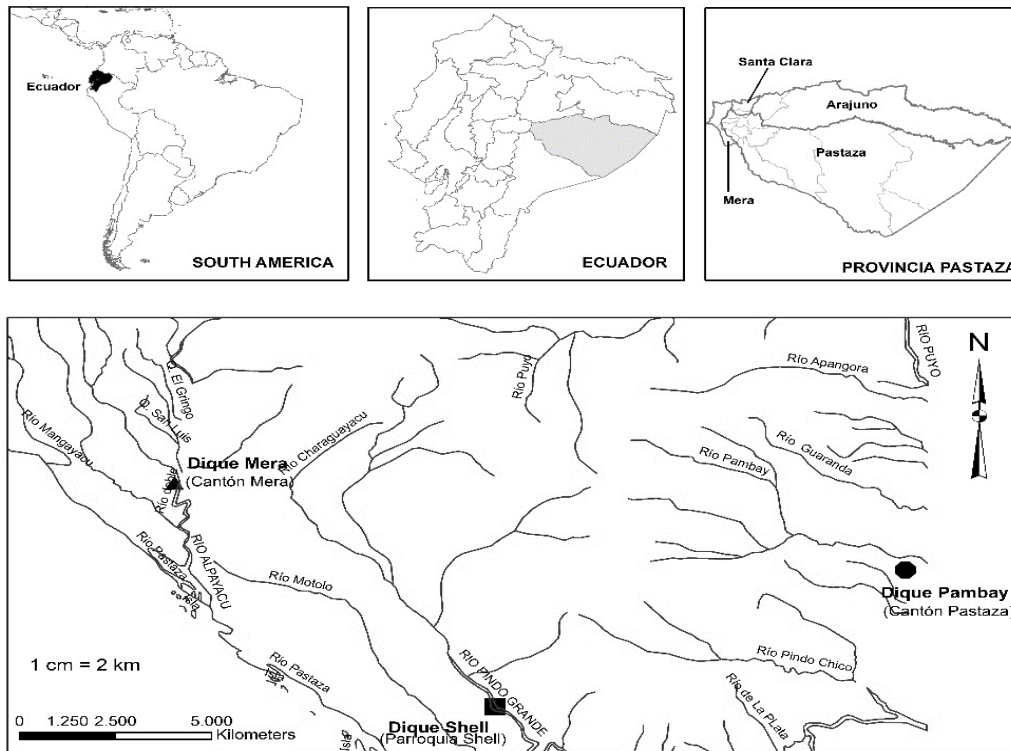
Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en tres diques de la provincia de Pastaza en la Amazonía ecuatoriana: Mera, Shell y Pambay. El dique de Mera (1027'19''S; 78o06'19''W se encuentra ubicado en el río Tigre, cantón Mera, a una altitud de 1094 m.s.n.m., el dique de Shell (1029'35''S; 78o03'40''W) en el río Pindo Grande a una altitud de 949 m.s.n.m. en la parroquia Shell, y en el dique de Pambay ubicado en el río Pambay, cantón Pastaza (1028'12''S; 78o00'18''W) a 955 m.s.n.m. (Figura 1).

Pastaza presenta una temperatura promedio anual de 24,7°C y una precipitación anual de 4500 mm (Mera, 2018).

Figura 1: Mapa de localización de los diques Mera, Shell y Pambay en la provincia de Pastaza, Amazonía Ecuatoriana.



Recolección e identificación de muestras

El dique de Mera ubicado en el río Pastaza, cuenta con una extensión de 43 m de ancho y 89 m de largo, sus aguas son utilizadas por la población con fines turísticos y de recreación exclusivamente.

El dique de Shell ubicado en el río Pindo Grande, cuenta con una extensión de 26,70 m de ancho y 83 m de largo, en sus márgenes se pueden apreciar zonas cubiertas por bosque secundario y pastizales.

El dique de Pambay ubicado en el río del mismo nombre y con una extensión de 46.40 m de ancho y 31.40 m de largo, presenta restos de contaminación en el agua, reflejando descargas domésticas y de establecimientos comerciales.

En los diques se realizaron dos monitoreos en cada estación del año: lluviosa (octubre-febrero) y seca (marzo-julio) del año 2019. En el proceso de recolección de macroinvertebrados se empleó la metodología propuesta por Posada et al (2008). Se tomaron tres puntos por cada sitio muestral: Punto uno (P1) ubicado 1000 m antes del dique, punto dos (P2) ubicado en el dique y punto tres (P3) localizado 1000 m después del represamiento (Figura 2).

Figura 2: Localización de las estaciones de muestreo por dique



Método de recolección

Los diques en estudio presentan aguas vadeables, lo cual permitió utilizar una red tipo D de 0,09 m² de área y una malla de luz de 250 μ m, al ser un fondo rocoso, se combinó la red tipo D con la técnica de captura directa (Zúñiga & Cardona, 2009), removiendo rocas del fondo y capturando los macroinvertebrados con pinzas entomológicas, logrando hacer un barrido en las orillas, medio y desvíos de caudal (Paaby et al. 1998). Lo colectado en todos los puntos de muestreo se tamizó en una torre de tamices de 2 cm y 500 μ m de luz, lo tamizado se colocó en una bandeja blanca para el separado de individuos. Las muestras fueron depositadas en botes de vidrio herméticos sumergidas en alcohol a 70% y transportadas a laboratorio de entomología de la Facultad de Recursos Naturales de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH) en Ecuador, donde se conservan las muestras.

Posteriormente se procedió a la identificación taxonómica a nivel de familia, usando un Estereomicroscopio Leica M12 y las guías disponibles (Roldán, 1996; Fernández & Domínguez, 2001; Castrer, 2006) si bien no existen claves dicotómicas para todas las familias encontradas.

Análisis físico-químico del agua

Los parámetros físico-químicos dan una información extensa de la naturaleza de las especies químicas del agua y sus propiedades físicas” (Samboni et al., 2007), los parámetros analizados en este estudio fueron: sólidos suspendidos totales, DBO₅, DQO, nitratos, nitritos, oxígeno disuelto, pH y temperatura (in situ) (Samboni et al., 2007). Se aplicó la metodología Standard Methods 10200 H (APHA, 1998), realizando el siguiente procedimiento:

1. Identificación del punto de la toma de muestra

- Identificación unívoca de la muestra (nombre, código, fecha y hora de muestreo etc.)
- Identificación del punto de muestreo (georreferenciación: latitud, longitud)
- Técnica de preservación realizada.
- Tipo de análisis a efectuar (físico-químico).

2. Procedimiento de toma de muestras para análisis físico-químico

- Se utilizaron botellas de polietileno de alta densidad esterilizadas.
- Se tomaron porciones individuales (una muestra de cuatro litros en cada estación de muestreo) en frascos de boca ancha.
- Las muestras fueron colocadas en neveras portátiles a -10°C , sin preservantes.
- Posteriormente las muestras fueron trasladadas al Laboratorio de calidad de agua CESSTA (Centro de Servicios Técnicos y Transferencia Tecnológica Ambiental) en la ESPOCH, para el análisis respectivo.

Abordajes multiparamétricos

1. Índices de diversidad Alpha

Los índices basados en la dominancia son parámetros inversos al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad. Toman en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las especies (Moreno, 2000).

Margalef

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{1n N}$$

donde: S = número de especies

N = número total de individuos

Al respecto, Magurran (1988), menciona que este índice transforma el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra. Supone que hay una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos $S = \sqrt{K \& N}$ donde k es constante. Si esto no se mantiene, entonces el índice varía con el tamaño de muestra de forma desconocida. Usando $S - 1$, en lugar de S, da $DMg = 0$ cuando hay una sola especie (Citado en Moreno, 2000, p. 44).

2. Pielou

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

donde $H'_{\max} = \ln(S)$.

Al respecto, Magurran (1988), menciona que este índice mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 0.1, de forma que 0.1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Citado en Moreno, 2000, p. 46).

3. Shannon – Wiener

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

Al respecto, Magurran (1988) & Baev y Penev (1995), manifiestan que este índice mide el grado promedio de incertidumbre al predecir la especie a la que pertenecerá un individuo escogido al azar en una colección, asumiendo que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Citado en Moreno, 2000, p. 46).

4. Simpson

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Dónde: p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Al respecto, Magurran (1988), menciona que “la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie, se determina por la importancia de las especies más dominantes” (Citado en Moreno, 2000, p. 44).

Índices de diversidad Beta

1. Coeficiente de similitud de Sorensen

$$I_s = \frac{2c}{a + b}$$






Al respecto, Magurran (1988), menciona que este índice “relaciona el número de especies en común con la media aritmética de las especies en ambos sitios” (Citado en Moreno, 2000, p. 44).

Análisis de susceptibilidad

Para determinar la susceptibilidad de los macroinvertebrados identificados, se realizó una revisión bibliográfica de los grupos tróficos a los que pertenecen las familias identificadas.

Posteriormente, se analizaron los índices bióticos según Kolkwitz & Marsson (1908): BMWP (Biological Monitoring Working Party), modificado para Costa Rica por Stein et al., (2008), el ABI (Andean Biotic Index) propuesto por Ríos et al., (2014) (Tabla 1).

Tabla 1: Significado de los valores del índice biológico BMWP (Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988) y ABI (Ríos-Touma Acosta et al 2014) y colores a utilizar en representaciones cartográficas

NIVEL DE CALIDAD DEL AGUA					
CLASE	VALOR	BMWP	COLOR	VALOR	ABI
I	>150	Aguas de calidad excelente		>96	Muy Bueno
II	61-100	Aguas de calidad regular, contaminación moderada		59-96	Bueno
III	36-60	Aguas de calidad mala, contaminadas		35-58	Moderado
IV	16-35	Aguas de calidad mala, muy contaminadas		14-34	Malo
V	<15	Aguas de calidad muy mala, extremadamente contaminadas		<14	Pésimo

En base a estos índices se determinó la sensibilidad de las familias de macroinvertebrados recolectadas en la zona de estudio. Dependiendo del nivel de perturbación, este puede provocar la desaparición de determinadas especies de macroinvertebrados de la zona afectada.

Resultados

Inventario de macroinvertebrados

En la tabla 2 se detallan los grupos taxonómicos a los que pertenecen los ejemplares colectados en cada uno de los diques, en total se colectaron 1307 ejemplares pertenecientes a 26 familias. Respecto a la abundancia de las familias, en el dique de Mera se colectó un total de 455 individuos, distribuidos en 18 familias y 11 órdenes; el orden más representativo fue Ephemeroptera, con 335 individuos (25,63%). A nivel de familia, las más abundantes fueron: Leptophlebiidae, con 232 individuos (17,75%) y Baetidae, con 103 individuos (7,88%). Los grupos taxonómicos con menor abundancia de individuos fueron las clases Hirudinea y Entognatha.

En el dique de Shell, se colectaron 268 individuos, distribuidos en 19 familias y 10 órdenes; el más representativo fue Ephemeroptera, con 153 individuos (11,70%). A nivel de familia, las más abundantes fueron: Leptophlebiidae, con 149 individuos (11,40%) y Planariidae, con 35

individuos (2,67%). El grupo taxonómico con menor abundancia de individuos es la clase Hirudinea.

En el dique de Pambay se colectó un total de 584 individuos, distribuidos en 20 familias y 10 órdenes; el orden más representativo fue Ephemeroptera, con 407 individuos (31,14%). A nivel de familias, las más abundantes fueron: Leptophlebiidae, con 378 individuos (28,92%); Psephenidae con 52 individuos (3,97%) e Hidropsychidae, con 51 individuos (3,90%). El grupo taxonómico con menor abundancia de individuos fue la clase Rhabditophora.

Tabla 2: Inventario de macroinvertebrados de los diques turísticos de la provincia de Pastaza, Amazonía de Ecuador

CLASE	ORDEN	FAMILIA	DIQUE DE MERA						DIQUE DE SHELL						DIQUE DE PAMBAY						
			Época seca			Época lluviosa			Época seca			Época lluviosa			Época seca			Época lluviosa			
			P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	
Rhabditophora	Radiata	Planariidae	1	2	6	0	0	3	3	6	2	18	6	0	0	0	0	0	6	2	1
Entognatha	Diplura	Campodeidae	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudinea	Rhynchobdellida	Piscicolidae	0	0	2	0	0	2	1	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Baetidae	56	36	7	2	1	1	3	0	1	0	0	0	12	4	0	5	3	0	
	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	7	12	13	75	76	49	9	28	3	3	23	83	203	56	4	85	28	2	
		Euthyplociidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	0	
		Calopterygidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	
		Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0	2	2	0	3	0	0	
	Odonata	Aeshnidae	0	0	1	1	0	0	3	0	0	0	0	1	5	0	1	0	0	0	
		Libellulidae	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	
	Plecoptera	Perlidae	1	2	3	11	4	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	2	0	0	
		Thyreocoridae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Hemiptera	Naucoridae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	
		Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
		Corixidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Psephenidae	1	2	0	1	1	1	0	0	4	0	5	8	3	6	29	0	6	0	
	Coleoptera	Elmidae	0	1	0	2	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	
		Staphylinidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	3	0	1	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
	Megaloptera	Corydalidae	0	1	1	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	
		Hydrobiosidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	
		Glossosomatidae	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	11	1	2	0	0	0	0	
	Trichoptera	Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
		Hidropsychidae	0	5	25	6	5	12	7	5	12	1	0	2	22	8	9	0	10	2	
		Odontoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	
	Lepidoptera	Pyralidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	
Abundancia (Nº de individuos por unidad de esfuerzo)			72	63	62	99	87	72	33	49	29	29	33	95	282	75	39	134	43	11	
Nº de familias			9	10	12	8	5	8	11	8	6	6	6	8	14	7	11	9	4	4	

Indicadores físico-químicos del agua

La Tabla 2 muestra los resultados de los análisis físico-químicos de las muestras de agua correspondientes a los tres sitios de estudio.

Tabla 3: Valores máximos y mínimos de los parámetros físico-químicos de los diques de Mera, Shell y Pambay de la provincia de Pastaza, Amazonía de Ecuador

Sitio de estudio	Temperatura °C		pH		Demanda Química de Oxígeno mg/l		Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l		Sólidos Totales mg/l		Oxígeno Disuelto mg/l		Nitritos mg/l		Nitratos mg/l	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Mera	15	16	6	7	30	35	8	9	48	50	6.1	7.4	0.1	0.1	2.3	3.3
Shell	19	21	6	7	41	60	11	21	50	51	4	6.8	0.1	0.1	6.09	6.31
Pambay	20	21	7	9	30	43	6	13	50	50	6.2	7.4	0.1	0.1	4.05	7.96

Temperatura del agua

En los sitios de muestreo la temperatura del agua oscila entre 15 y 21°C, sobrepasando los límites permisibles según la ley ecuatoriana (Texto Unificado de Legislación Secundaria, Medio, Ambiente; TULSMA, 2017).

pH

El TULSMA menciona que el valor establecido para este parámetro debe hallarse entre 6.0 y 9.0 unidades de pH; en este estudio el 90% de las muestras analizadas cumplen con este valor.

Demanda biológica de oxígeno (DBO₅)

Este parámetro presenta un rango de 6 – 21 mg/L, por lo que según TULSMA (2017), presenta valores fuera de los límites permisibles (2 mg/l)

Demanda química de oxígeno (DQO)

Los valores correspondientes a este parámetro varían en los 3 sitios de estudio, pero según el TULSMA (2017) se encuentran dentro de los parámetros permisibles.

Sólidos totales

En los tres diques mostraron un valor <50 mg/L, según el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (2007), se considera una concentración baja y ofrecen condiciones aceptables para el desarrollo de la vida acuática.

Oxígeno disuelto

El Oxígeno Disuelto, en la mayoría de los puntos estuvo por encima de 5 mg/L, por lo que según TULSMA (2017), cumple con el requisito mínimo para sustentar la vida acuática

Nitritos

Este parámetro en el agua indica contaminación de carácter fecal reciente, en los tres diques los nitritos se presentaron en cantidades mínimas (<0.1 mg/L), de modo que los valores obtenidos se encuentran en el rango permisible para la vida acuática TULSMA (2017).

Nitratos

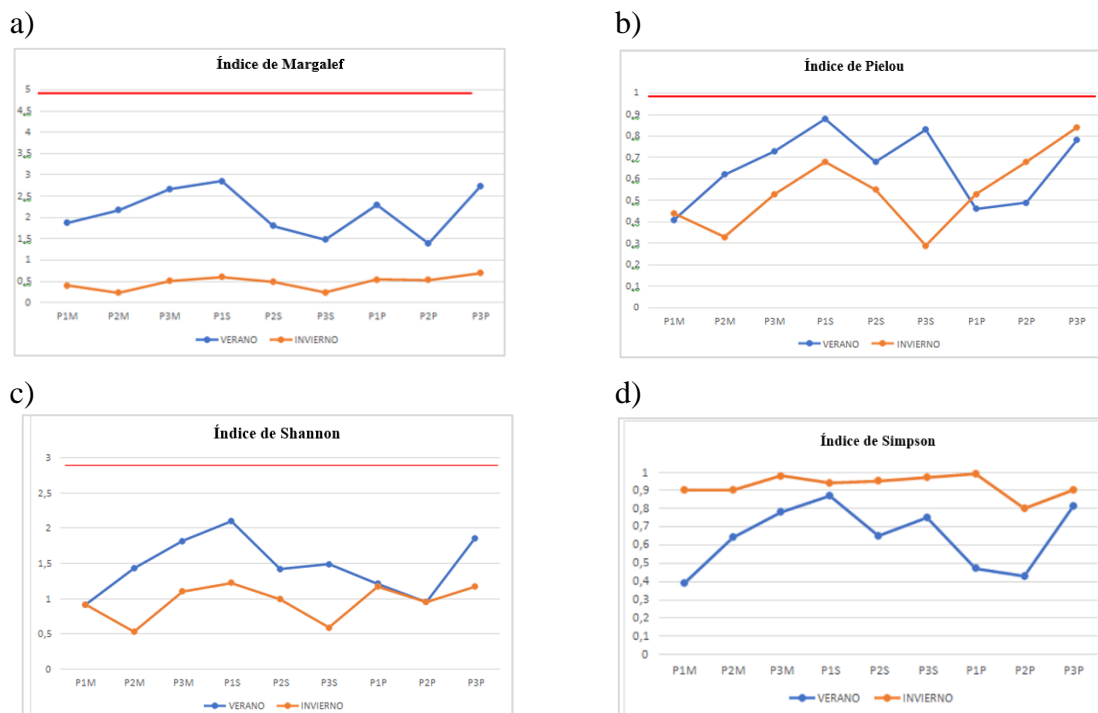
Los nitratos indican que existen compuestos químicos inorgánicos derivados del nitrógeno, en este estudio los valores obtenidos se encuentran dentro del rango permisible para la vida acuática TULSMA (2017).

Abordajes multiparamétricos

Índices de biodiversidad Alpha

Una vez aplicados los índices, los resultados muestran los siguientes datos (Figura 4).

Figura 4: Diversidad (a); Equidad (b,c) y Dominancia (d) de macroinvertebrados en los diques de la provincia de Pastaza, durante los dos monitoreos por cada estación del año, lluviosa (octubre-febrero) y seca (marzo-julio) del año 2019.



Índice de Margalef

Presenta en los tres diques un valor máximo de 2,8 indicando que, en general, el área de estudio presenta una baja diversidad en las dos épocas del año, si tenemos en cuenta que cualquier valor menor que 5 representa baja diversidad (González et al., 2012).

Índice de Equidad de Pielou

Con un valor máximo de 0.8 y siendo cercano a 1, indica que las especies son igualmente abundantes, relacionándose con la investigación realizada por Estrada (2013), en cuatro sistemas lénticos, que menciona que el valor del índice de equidad más alto es de 0,81.

El índice de equidad de Shannon

Las tres estaciones de muestreo presentan un valor máximo de 2,1, por lo que la diversidad es baja, puesto que según Castellanos & Serrano (2008) todos los valores inferiores a 3 corresponden a una baja diversidad.

El índice de dominancia de Simpson

De acuerdo con el estudio realizado por Arroyo & Encalada (2009), este índice señala que cuanto menor sea la dominancia de una especie, más diverso es el ecosistema. Nuestros resultados muestran que en época seca existe una mayor diversidad de especies, en comparación con la época lluviosa.

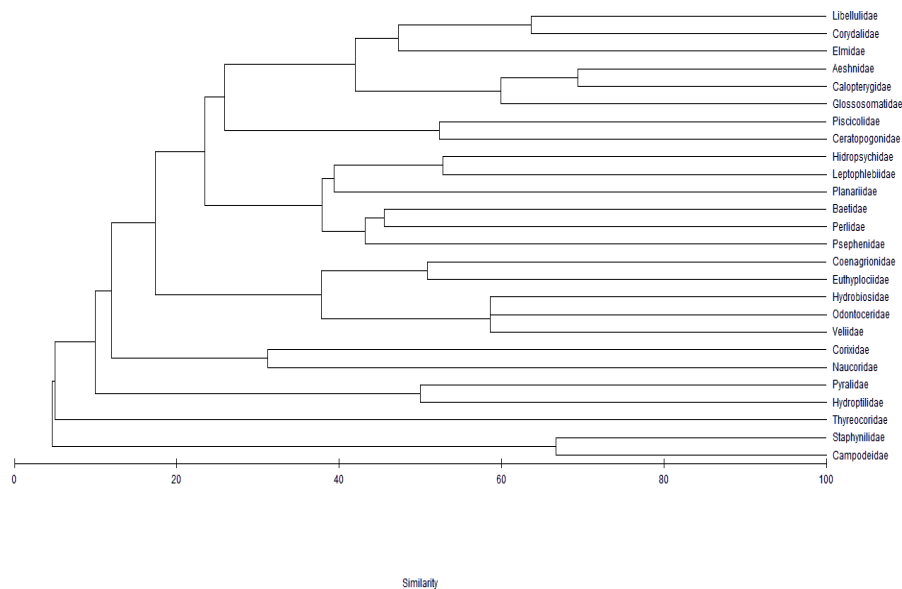
Índice de diversidad Beta

Se aplicó el índice de Sorensen, que mostró que, en las dos épocas del año, los diques de Mera y Pambay son los que presentan mayor similitud entre familias de macroinvertebrados (Figura 5).

El clúster muestra que las familias que presentan mayor similitud (66%) son Aeshnidae y Calopterygidae, las mismas que actúan como bioindicadores de las aguas más contaminadas de este estudio; mientras que las familias que presentan menor similitud (7%) con el resto de las familias de los otros diques son Campodeidae y Staphylinidae. Según Carrera y Fierro (2001), la mayoría de las especies fluviales, tienen la capacidad de adaptarse a cambios leves en su ambiente, a medida que se incrementan los niveles de contaminación estas adaptaciones van minorando su eficacia y afectando a su supervivencia, por lo que en los sitios muestrales del

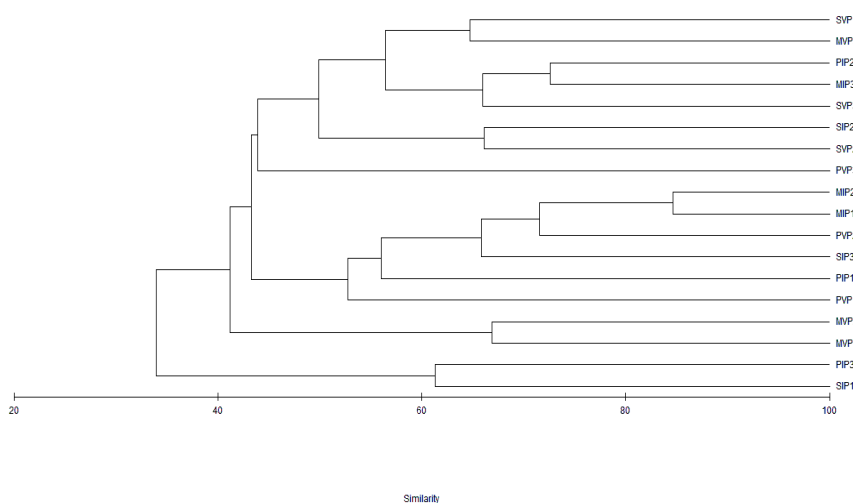
presente estudio el emporamiento de la calidad del agua está afectando a la supervivencia de las especies más sensibles a la contaminación.

Tabla 5: Índice de Sorensen



En el clúster de similitud se observa que los puntos de muestreo 1 y 2 en el dique de Mera presentan una similitud del 86% en invierno, mientras que en verano los mismos puntos de muestreo reflejan una similitud del 65%, lo cual sugiere que la afectación de las estaciones (invierno y verano) es un determinante en la composición biótica del río Tigre en el Dique de Mera, debido posiblemente al incremento de la actividad turística en la estación de verano (Benítez, 2010). (Figura 6)

Tabla 6: Clúster de similitud



Susceptibilidad de los indicadores biológicos identificados

El Biological Monitoring Working Party (BMWP) se considera un método simple y rápido de evaluar la calidad del agua, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores, analizando hasta nivel de familia, con datos cuantitativos de presencia y ausencia (Figura 7). El puntaje va de 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica, siendo 10 el más sensible y 1 el más tolerante (Roldán, 2003), independientemente de la cantidad de individuos encontrados. Se aplicaron los índices biológicos BMWP y ABI.

Una vez calculados los valores con las familias obtenidas, los resultados muestran los siguientes datos (Tabla 4).

Tabla 4: Calidad del agua dique Mera, según los índices BMWP y ABI en la época seca y en la lluviosa.

	Época Seca			Época Lluviosa		
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 1	Punto 2	Punto 3
	BMWP	73	74	57	53	41
Clase	Clase II	Clase II	Clase III	Clase III	Clase III	Clase III
Significado	Aguas contaminadas	Evidentes algunos efectos de contaminación	Evidentes algunos efectos de contaminación	Aguas contaminadas	Aguas contaminadas	Aguas contaminadas
ABI	73	74	73	53	41	43
Clase	Buena	Buena	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada
Significado	Aguas contaminadas, Dudosas	Aguas ligeramente contaminadas	Aguas ligeramente contaminadas	Aguas contaminadas, Dudosas	Aguas contaminadas, Dudosas	Aguas contaminadas, Dudosas

Tabla 5: Calidad del agua dique Shell, según los índices BMWP y ABI en la época seca y en la lluviosa.

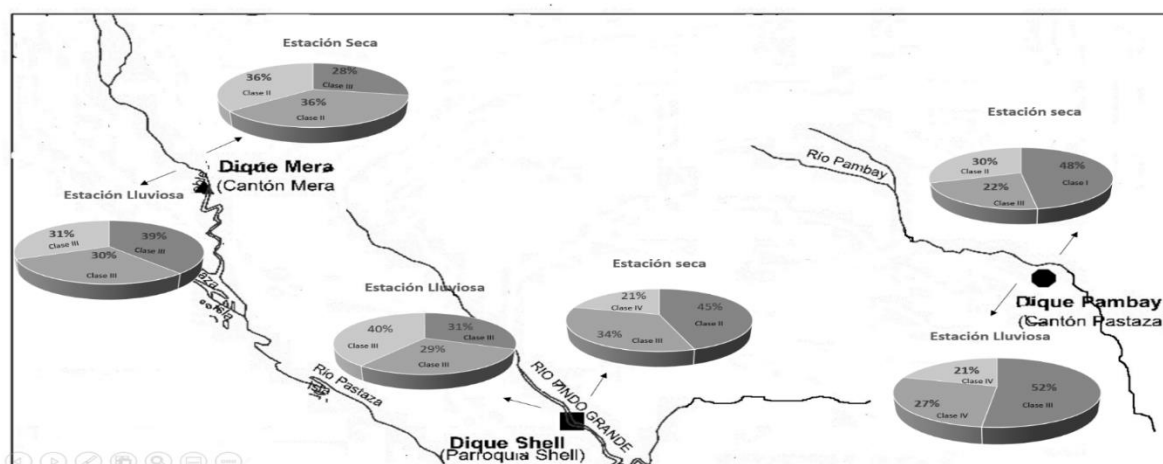
BMWP	66	50	31	45	43	58
Clase	Clase II	Clase III	Clase IV	Clase III	Clase III	Clase III
Significado	Evidentes algunos efectos de contaminación	Aguas contaminadas	Aguas muy contaminadas	Aguas contaminadas	Aguas contaminadas	Aguas contaminadas
ABI						
Clase del agua	Buena	Buena	Mala	Moderada	Moderada	Moderada
Significado	Aguas ligeramente contaminadas	Aguas ligeramente contaminadas	Aguas muy contaminadas críticas	Aguas contaminadas, Dudosas	Aguas contaminadas, Dudosas	Aguas contaminadas, Dudosas

Tabla 6: Calidad del agua dique Pambay, según los índices BMWP y ABI en la época seca y en la lluviosa.

	ÉPOCA SECA						ÉPOCA LLUVIOSA					
	Punto 1		Punto 2		Punto 3		Punto 1		Punto 2		Punto 3	
	BMWP	106	50%	47	22%	60	28%	70	58%	24	20%	27
Clase	Clase I	Clase III	Clase III	Clase III	Clase II	Clase IV	Clase IV	Clase IV	Clase IV	Clase IV	Clase IV	Clase IV
Significado	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	Aguas moderadamente contaminadas	Aguas moderadamente contaminadas	Aguas moderadamente contaminadas	Aguas ligeramente contaminadas	Aguas muy contaminadas	Aguas muy contaminadas	Aguas muy contaminadas	Aguas muy contaminadas	Aguas muy contaminadas	Aguas muy contaminadas	Aguas muy contaminadas
ABI	94	37	55	60	21	22						
Clase	Muy buena	Moderada	Moderada	Bueno	Mala	Mala						

Numerosas investigaciones han demostrado que alterar o cambiar los cursos de agua de caudales naturales altera y paralelamente afectan las condiciones físicas de los ríos, perjudicando así la abundancia, estructura y distribución de sus comunidades biológicas que en ellos habitan y en función de los valores obtenidos por los índices biológicos aplicados, se puede evidenciar que las aguas de casi los puntos de muestreo se encuentran contaminadas y a su vez que tanto en el dique de Mera, Shell y Pambay el nivel de calidad se deteriora después del punto 2, es decir después del represamiento por la presencia de los diques y de la actividad turística que en ellos se realiza.

Figura 7: Calidad biológica media según el índice BMWP de los diferentes diques estudiados de la provincia de Pastaza. Se presenta la clase de calidad que corresponde a cada estación de muestreo (I= Aguas de calidad excelente; II = Aguas de calidad regular, contaminación moderada; III=Aguas de calidad mala, contaminadas; IV= Aguas de calidad mala, muy contaminadas; V= Aguas de calidad muy mala, extremadamente contaminadas).



Discusión

Con respecto a la identificación de familias de macroinvertebrados acuáticos presentes en los tres diques estudiados de la provincia de Pastaza, la predominancia de individuos pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera, se relaciona con la existencia de aguas transparentes, oligotróficas (Roldán-Pérez, 1999). La mayor cantidad de individuos de la familia Leptophlebiidae se registró en Pambay y puede considerarse como un indicio de que la calidad de agua de este dique es superior a la de Mera y a la de Shell (Arroyo-Encalada, 2009). En el otro extremo de la situación se encuentra el dique de Shell, en el que se encontraron las familias de macroinvertebrados más tolerantes a la contaminación como Aeshnidae y Libellulidae, pero no se registraron especies capaces de habitar por extensos periodos en aguas

con concentraciones muy bajas de oxígeno como Oligochaeta (Tubifex), Hyrudinea, Diptera (Chironomidae spp), encontradas en el estudio realizado por Figueroa et al., (2003).

Los parámetros físico-químicos dan una información extensa de la naturaleza química del agua y sus propiedades físicas, sin aportar información de su influencia en la vida acuática (Samboni, et al 2007).

Los sitios de muestreo en su gran mayoría presentaron la temperatura admisible (TULSMA, 2017) para la preservación de flora y fauna en aguas dulces, sin embargo, los puntos 2 y 3 del dique Shell presentaron valores fuera del límite permisible.

Los niveles del parámetro oxígeno disuelto, fueron siempre superiores a 4.1 mg/L, considerándose de buena calidad.

La DBO5 es una medida de la cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para descomponer la materia orgánica en el agua, en los tres diques se obtuvieron concentraciones por encima del límite permisible, lo que implica que estos ríos no tienen capacidad para descomponer toda la materia orgánica que les llega.

Las concentraciones de nitritos en los 3 sitios muestrales se mantuvieron en 0,01 mg/L indicando que no existe contaminación fecal elevada (Sardiñas et al, 2006).

Las concentraciones de nitratos superan los 0,70 mg/L, y se encuentran dentro de límite máximo permisible para consumo humano y uso doméstico del agua de acuerdo con lo que establece el TULSMA.

Es importante recalcar que en el presente estudio, las conclusiones referentes a la calidad del agua coincidieron en los dos casos, independientemente del tipo de índices utilizados (BMWP y ABI), indicando así que el agua de los diques Mera, Shell y Pambay de la provincia de Pastaza son Aguas Contaminadas, a diferencia del estudio realizado por Arroyo y Encalada (2008) en el que no se obtuvo concordancia en cuanto a la calidad de agua, puesto que cada índice biológico calificaba la calidad de distinta manera.

Conclusión

Los parámetros analizados mostraron una variación mínima en los tres puntos de muestreo de cada dique turístico: Mera, Shell y Pambay. El agua en estos puntos mostró valores dentro del rango máximo permisible para el desarrollo de la vida acuática.

Los puntos que muestran mayor similitud (97%) respecto a los índices de diversidad son SIP3 y MIP1, mientras que los puntos que presentan menor similitud (72%) son PVP3 y SVP1, lo

cual es determinante en demostrar los cambios que se producen respecto a la ausencia y presencia de familias de macroinvertebrados en los tres ríos estudiados, así como en la abundancia de individuos en los puntos de muestreo.

En cuanto a la clasificación de los macroinvertebrados en los grupos tróficos, predomina el grupo de los recolectores. Finalmente, el estudio muestra que la actividad turística y el represamiento de los ríos causan un daño grave a la ecología acuática por lo cual se debería tener en cuenta estudios de este tipo para planificar de mejor manera el desarrollo turístico de la región amazónica del Ecuador.

Referencias

1. Alba-Tercedor, J., & Sánchez-Ortega, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4(5), 1-56.
2. Arce, M. & Leiva, C. 2009. Determinación de la calidad de agua de los ríos de la ciudad de Loja y diseño de líneas generales de acción para su recuperación y manejo. Tesis de Grado. Universidad Técnica Particular de Loja. 93 p.
3. Arroyo, C., & Encalada, A. 2009. Evaluación de la calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos en ríos tropicales en bosque de Neblina montano. https://www.usfq.edu.ec/publicaciones/avances/archivo_de_contenidos/Documents/volumen_1/Avances_2009_vol1_11-16.pdf
4. APHA. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th
5. Benítez, J. A. 2010. Situación actual de las cuencas de los Ríos Candelaria y Hondo. Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización, SEMARNATINE, Fundación Gonzalo Arronte, 203-209. ed., American Public Health Association.
6. Bullón Alcalá, V. E. 2016. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad de agua en la cuenca del río Perene, Chanchamayo.
7. Calor, A. 2009. Considerações Acerca da filogenia de Trichoptera Kirby 1813: da análise dos dados para as hipóteses ou dos cenários para os dados. *Entomobrasilis* 2 (1): 01-10. DOI: 10.12741/ebrasilis.v2i1.24

8. Carrera, C & Fierro, K. 2001. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua (Primera ed.). (O. Zambrano, Ed.) Quito, Ecuador: EcoCiencia.
9. Castner, J. 2006. Photographic Atlas of Entomology & Guide to Insect Identification.
10. Castellano, P., & Serrato, C. 2008. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en un nacimiento de río en el páramo de Santurbán, norte de Santander. <https://www.researchgate.net/publication/26660490>
11. Chará, J., Zúñiga, C., Giraldo, L., Pedraza, G., Astudillo, A., Ramírez, L., & Posso, C. 2009. Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos en quebradas de la cuenca del río La Vieja, Colombia. Valoración de la biodiversidad en la ecorregión del eje cafetero. pp. 127-142.
12. Estrada, A. 2013. Diagnóstico de la biodiversidad de los macroinvertebrados en cuatro sistemas lénticos de Zamorano. <https://bdigital.zamorano.edu/handle/11036/1701>
13. Fernández H.R & Domínguez E. 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán, Argentina. 282 p.
14. Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E., & Parra, O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 76(2), 275-285
15. Gonzales, S., Ramirez, Y., Meza, A., & Dias, L. 2012. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. <https://www.biodiversitylibrary.org/part/114687>
16. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia. 2007. Sólidos suspendidos totales en agua secados.
17. Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1908). *Ökologie der pflanzlichen Saprobien*. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 26A:505-19.
18. Mandaville, S. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters – Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax.
19. Mera, M. (2018). Cantón Mera (Ecuador). Recuperado de: <http://turismoaccesible.ec/site/information/region-amazonica/pastaza/clima/>
20. Ministerio del Ambiente del Ecuador. 2017. Texto unificado de legislación ambiental. Secundaria del ministerio del ambiente.

21. Monzón, A., Casado, C., Montes, C., & García de Jalón, D. 1991. Organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (Sistema Central, río Manzanares, España).
22. Moreno, C. E. (2000). Métodos para medir la biodiversidad. Volumen 1. Manuales y tesis SEA.
23. O'Brien, A., Townsend, K., Hale, R., Sharley, D & Pettigrove, V. 2016. How is ecosystem health defined and measured? A critical review of freshwater and estuarine studies. *Ecological Indicators* 69, 722–729.
24. Ogbeibu, A & Oribhabor, B.J. 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Res.* 36, 2427–2436
25. Ogden, T., J. Gattolliat, M. Sartori, A. Staniczek, T. Soldán, & M. Whiting. 2009. Towards a new paradigm in mayfly phylogeny (Ephemeroptera): Combined analysis of morphological and molecular data. *Systematic Entomology* 34: 616-634. DOI: 10.1111/j.1365-3113.2009.00488.x
26. Paaby, P., Ramirez, A., & Pringle, C. M. 1998. The benthic macro invertebrate community in Caribbean Costa Rican streams and the effect of two sampling methods. *Revista de biología tropical*, 185-199.
27. Paredes, C., Iannacone, J., & Alvarino, L. 2004. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en dos ríos de Cajamarca y Amazonas, Perú. *Revista peruana de Entomología*, 44, 107-118.
28. Paulson, D., Schorr M. 2017. World Odonata List. Retrieved from <https://www.pugetsound.edu/academics/academic-resources/slate-museum/biodiversity-resources/dragonflies/world-odonata-list2>
29. Posada, J., Abril, G & Parra, L. 2008. Diversidad de los macroinvertebrados acuáticos del páramo de frontino (Antioquia, Colombia). *Caldasia* 30(2):441-455.
30. Ribera, I. (1999). Evolución, filogenia y clasificación de los Coleoptera (Arthropoda: Hexapoda). *Boletín de la SEA*, (26), 435-458.
31. Ríos-Touma., Acosta, R., & Prat, N. 2014. The Andean Biotic Index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrates families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62, 249-273
32. Rodríguez, L., Ríos, P., Espinosa, M., Cedeño, P., & Jiménez, G. 2016. Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la

Amazonía

Ecuatoriana.

http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S01888897201600030049

33. Rojas, D. 2013. la flora y fauna de Pastaza. <http://faunadeespecies.blogspot.com/2013/06/la-flora-y-fauna-en-pastaza.html>
34. Roldán, G. 1996. Guía para el estudio de macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Bogotá, Colombia: Impredes Prescencia S.A.
35. Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia.
36. Samboni, N., Carvajal, Y., & Escobar, J. C. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. Ingeniería e investigación.
37. Siddig, A.A., Ellison A.M., Ochs, A., et al. 2016. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. *Ecol Indic* 60:223–30.
38. Stein, H., Springer M., & Kohlmann, B. 2008. Comparison of two sampling methods for biomonitoring using aquatic macroinvertebrates in the Dos Novillos River, Costa Rica. *Ecological Engineering*, 34, 267-275.
39. Zúñiga, M & Cardona, W. 2009. Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental. pp. 167-198, En: Cantera, J., Carvajal, Y. y Castro, L. (Compiladores). Caudal ambiental: conceptos experiencias y desafíos. Programa Editorial de la Universidad del Valle, Cali, Colombia.