



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA TIERRA Y AGUA

CARRERA DE HIDROLOGÍA

**¿ES IMPORTANTE LA ESTACIONALIDAD PARA EL
MONITOREO DE MACROINVERTEBRADOS EN UNA CUENCA
URBANA AMAZÓNICA ALTOANDINA?**

Proyecto de investigación previo a la obtención del Título de:

INGENIERO EN CIENCIAS DEL AGUA

AUTOR: CRISTOPHER BOLIVAR MENA SANTAFE

TUTOR: PhD. JORGE EMILIO CELI SANGURIMA

CO TUTOR: PhD. RODRIGO EDUARDO ESPINOZA BARRERA

Napo – Ecuador

2023

DECLARACIÓN DE DERECHO DE AUTOR, AUTENTICIDAD Y RESPONSABILIDAD

Tena, 01 de agosto de 2023

De mi consideración:

Yo, Cristopher Bolívar Mena Santafé con documento de identidad 1501014300, declaro que los resultados obtenidos en la investigación que presento en este documento final, previo a la obtención del título ingeniero/a en Ciencias del Agua son absolutamente inéditos, originales, auténticos y personales.

En virtud de lo cual, el contenido, criterios, opiniones, resultados, análisis, interpretaciones, conclusiones, recomendaciones y todos los demás aspectos vertidos en el presente documento son de mi autoría y de mi absoluta responsabilidad.

Por la favorable atención a la presente, suscribo de usted,

Atentamente,



Cristopher Bolívar Mena Santafé
CI: 1501014300

AUTORIZACION DE PUBLICACION EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL

Yo, Cristopher Bolívar Mena Santafé, con documento de identidad N° 1501014300, en calidad de autor/a y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación: ¿Es importante la estacionalidad para el monitoreo de macroinvertebrados en una cuenca urbana amazónica altoandina?, de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN, reconozco a favor de la Universidad Regional Amazónica Ikiam una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Así mismo autorizo a la Universidad Regional Amazónica Ikiam para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el Repositorio Institucional de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación superior.

Tena, 01 de agosto de 2023



Cristopher Bolívar Mena Santafé
CI:1501014300

CERTIFICADO DE DIRECCIÓN DE TRABAJO DE TITULACIÓN

Certifico que el trabajo de titulación: “¿Es importante la estacionalidad para el monitoreo de macroinvertebrados en una cuenca urbana amazónica altoandina?” en la modalidad de: artículo original, fue realizado por Christopher Bolívar Mena Santafé, bajo mi dirección.

El mismo ha sido revisado en su totalidad y analizado por la herramienta de verificación de similitud de contenido; por lo tanto, cumple con los requisitos teóricos, científicos, técnicos, metodológicos y legales establecidos por la Universidad Regional Amazónica Ikiám, para su entrega y defensa.

Tena, 01 de agosto de 2023



.....
Ph.D. Jorge Emilio Celi Sangurima
C.I: 1102662010

DEDICATORIA

A mis padres, Héctor Mena y Amparito Santafé, quienes me apoyaron y me formaron para estudiar una carrera universitaria y ser un buen profesional.

A mis hermanas, Valeria Mena y Nayelli Mena, quienes con su cariño y aprecio me dieron impulso para seguir con mis metas

A mis familiares que estuvieron siempre animando a seguir adelante y no desistir.

A mis Profesores quienes con entrega supieron enseñarme y guiarme durante la etapa universitaria.

A mis amigos, con quienes formé un lazo inigualable y me apoyaron en cada tropiezo en la universidad.

AGRADECIMIENTO

Primeramente, quiero agradecer a:

La Universidad Regional Amazónica Ikiam y a todo su equipo de trabajo formado por docentes y administración por contribuir poco a poco que cada proceso para la culminación de la carrera de Hidrología

Mi tutor, PhD. Jorge Celi, por su apoyo, conocimientos y experiencia durante la etapa del proyecto de investigación, además de la confianza para ser su aprendiz académico.

Mi co tutor, PhD. Rodrigo Espinoza, por su apoyo, enseñanzas y paciencia durante todo este proceso de formación.

Finalmente, quiero agradecer al apoyo de la cátedra UNESCO para el manejo de agua dulce tropical Universidad Regional Amazónica Ikiam, la cual brindó el apoyo financiero y logístico. Del mismo modo, se agradece a Regina Krause y el programa Erasmus + CBHE a través del proyecto NB LAB (Número de contacto: 619346-EPP-1-2020-1-DE-EPPKA2-CBHE-JP).

TABLA DE CONTENIDO

DECLARACIÓN DE DERECHO DE AUTOR, AUTENTICIDAD Y RESPONSABILIDAD	ii
AUTORIZACION DE PUBLICACION EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL.....	iii
CERTIFICADO DE DIRECCIÓN DE TRABAJO DE TITULACIÓN	iv
DEDICATORIA.....	v
AGRADECIMIENTO.....	vi
TABLA DE CONTENIDO.....	vii
ÍNDICE DE TABLAS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ABSTRACT	x
RESUMEN	xi
INTRODUCCIÓN	1
1. Materiales y métodos	3
1.1. Área de estudio	3
1.2. Recolección de muestras.....	4
1.3. Distribución temporal de Macroinvertebrados	5
1.4. Cobertura de la muestra	5
1.5. Alfa Diversidad	5
1.6. Análisis de componentes principales (PCA)	6
1.7. Beta diversidad.....	6
2. Resultados.....	7
2.1. Distribución de las abundancias	7
2.2. Cobertura de la muestra	8
2.3. Alfa Diversidad.	9
2.4. Beta diversidad.....	13
3. Discusión	15
CONCLUSIONES	19
REFERENCIAS.....	20

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Cobertura de la muestra en los diferentes sitios en diferentes épocas.	9
Tabla 2.	Correlación de Variables abióticas con el eje 1 y 2 del PCA	10
Tabla 3.	Resultados del MANOVA	11
Tabla 4.	Resultados Modelos lineales del eje PC1 y variables de diversidad alfa. ...	11
Tabla 5.	Resultados de la relación de las Variables Abióticas, Sitios y épocas con los Ejes del NMDS obtenidos a través del Índice de Jaccard (presencia-ausencia).....	13
Tabla 6.	Resultados de la relación de las Variables Abióticas, Sitios y épocas con los Ejes del NMDS obtenidos a través del Índice de Bray-Curtis (tomando en cuenta las abundancias).....	14

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Cuenca urbana del río Paushiyacu sombreada de color gris, el punto rojo representa la desembocadura y el punto verde representa el afloramiento.....	4
Figura 2. Distribución de las abundancias en los 6 meses en la zona de afloramiento. El gradiente representa los meses (de enero a junio) de forma ascendente.....	7
Figura 3. Distribución de las abundancias en los 6 meses en la zona de desembocadura. El gradiente representa los meses (de enero a junio) de forma ascendente.....	7
Figura 4. Cobertura de la muestra en los diferentes sitios en diferentes épocas.....	8
Figura 5. Números de Hill estimados para el afloramiento y desembocadura tanto en época seca como en la lluviosa. q_0 representa a las especies raras (riqueza), q_1 da importancia a las familias comunes (diversidad de Shannon), y q_2 a las familias dominantes (diversidad inversa de Simpson).....	9
Figura 6. Análisis de componentes principales (PCA) de las variables físicoquímicas.....	10
Figura 7. Regresiones Lineales. A) Diversidad de Especies Raras. B) Diversidad de especies Comunes. C) Diversidad de especies Dominantes.....	11
Figura 8. NMDS mediante el índice de Jaccard	13
Figura 9. NMDS mediante el índice de Bray-Curtis	14

ABSTRACT

The identification of macroinvertebrates shows the state of health of aquatic ecosystems since they are sensitive to disturbances. Accordingly, it is necessary to keep the evaluations of these bioindicators constantly in a certain time. Seasonality alters the results provided by the sampling of aquatic macroinvertebrates on the biota. The collection of these aquatic bioindicators within a high Andean Amazon basin allows evaluating the influence of seasonality and location of sampling site in terms of composition of macroinvertebrates, abundances, and richness, considering the location of the sampling points (outcrop and mouth). In this context, monitoring aquatic macroinvertebrates was carried out for six months within the urban basin of the Paushiyacu river, located in the foothills of the Ecuadorian Amazon. The results show that there are not significant differences in the composition of aquatic macroinvertebrates in different seasons. However, the deflection of physicochemical parameters such as conductivity and dissolved oxygen generates significant changes in the composition of aquatic macroinvertebrates between the outcrop and the mouth of the basin. This study suggests the possibility of collecting aquatic bioindicators at any time of the year. This reduces the time for sampling, identification and obtaining results to determine the quality of the environment.

Keywords: aquatic macroinvertebrates, seasonality, Ecuadorian Amazon, environmental monitoring.

RESUMEN

La identificación de macroinvertebrados muestra el estado de salud de los ecosistemas acuáticos, ya que estos son sensibles a perturbaciones. En consecuencia, es necesario mantener evaluaciones constantes de estos bioindicadores dentro de un tiempo determinado. La estacionalidad altera los resultados que brinda el muestreo de macroinvertebrados acuáticos sobre la biota. La recolección de estos bioindicadores acuáticos dentro de una cuenca amazónica altoandina permite evaluar la influencia de la estacionalidad y ubicación del sitio de muestreo en términos de composición de macroinvertebrados, abundancias y riquezas, teniendo en cuenta la ubicación de los puntos de muestro (afloramiento y desembocadura). En este contexto se realizó el monitoreo de macroinvertebrados acuáticos por seis meses dentro la cuenca urbana del río Paushiyacu, ubicado en el pie de monte de la amazonia ecuatoriana. Los resultados muestran que no existen diferencias significativas sobre la composición de macroinvertebrados acuáticos en diferentes estaciones. Sin embargo, la deflexión de los parámetros fisicoquímicos como conductividad y oxígeno disuelto, generan cambios significativos en la composición de macroinvertebrados acuáticos entre el afloramiento y la desembocadura de la cuenca. Este estudio sugiere la posibilidad de recolectar bioindicadores acuáticos en cualquier época del año. Esto reduce el tiempo de muestreo, identificación y obtención de resultados para determinar la calidad del ambiente.

Palabras clave: macroinvertebrados acuáticos, estacionalidad, Amazonía ecuatoriana, monitoreo ambiental.

INTRODUCCIÓN

A escala global se han evidenciado varios impactos sobre los recursos hídricos debido a la actividad antropogénica. La adquisición de recursos, la construcción de infraestructuras y la expansión de la urbanización son los principales estresores que deja la actividad humana sobre los ecosistemas acuáticos (Reid et al., 2019; Vörösmarty et al., 2010). La urbanización es una de las actividades con mayor impacto sobre las fuentes hídricas. Su expansión causa afectaciones a la conductividad hídrica, deflexión de oxígeno disuelto, aumento en la temperatura y conductividad, incremento de sólidos en el agua y destrucción de hábitats ribereñas (Martins et al., 2017).

Los macroinvertebrados acuáticos han sido ampliamente utilizados para evaluar el impacto de las actividades antrópicas (Erdozain et al., 2019; Gabriels et al., 2010; Galarza et al., 2021). La presencia y ausencia de estos bioindicadores muestran el estado de salud de los ecosistemas acuáticos, ya que las perturbaciones antropogénicas repercuten en sus ensamblajes, composición, estructura trófica, abundancia y riqueza (Siegloch et al., 2017). Asimismo, las perturbaciones sobre los macroinvertebrados acuáticos recaen sobre el sistema acuático completo, ya que estos bioindicadores procesan materia orgánica y la ponen a disposición de niveles tróficos superiores (Vannote et al., 1980). En consecuencia, es necesario mantener evaluaciones constantes de macroinvertebrados acuáticos con el objetivo de registrar el estado ambiente. Sin embargo, también es necesario comprender como la variación estacional compromete los resultados arrojados por estos indicadores bióticos, ya que de esto depende el número y la representatividad de los muestreos.

La estacionalidad es un factor influyente sobre la riqueza y abundancia de los macroinvertebrados. Es conocido que, en épocas secas las comunidades de macroinvertebrados poseen mayor abundancia y diversidad que en épocas lluviosas (Hernández-Abrams et al., 2023; Pond et al., 2022). Estos cambios marcados, producto de las crecidas de caudal en las épocas lluviosas tienen la capacidad de lavar los sustratos y organismos de los ecosistemas acuáticos (Righi-Cavallaro et al., 2010). Sin embargo, es fundamental comprender como afectan estos cambios a la composición de macroinvertebrados. En especial, en lugares donde la estacionalidad no tiene cambios distinguibles como la amazonia. Hasta el momento se han reportado

ciertos estudios que han evaluado estos cambios en la selva amazónica. Por ejemplo, (Couceiro et al., 2021) determina que la estacionalidad no es un factor influyente sobre el muestreo de macroinvertebrados, convirtiendo esta metodología en una herramienta de muestreo aplicable a cualquier época del año. Por otra parte, en la amazonia de Argentina se ha evidenciado que la variabilidad estacional genera un cambio en la composición de macroinvertebrados, particularmente, en especies sensibles a flujos elevados (Mesa et al., 2009). Como se puede apreciar, estos estudios muestran resultados indefinidos, por esta razón, es importante evaluar la influencia de la estacionalidad en diferentes sitios como la amazonia.

Dentro del contexto ecuatoriano, existen algunos estudios sobre la temática de macroinvertebrados acuáticos (Damanik-Ambarita et al., 2016; Van Echelpoel et al., 2018). Estas investigaciones se centran en evaluar el impacto de la ganadería en la región costera del Ecuador. Sin embargo, no se enfocan en describir los cambios de composición estructural según la estacionalidad. Del mismo modo, es importante comprender como esta estructura cambia según el perfil longitudinal (afloramiento y desembocadura) de una cuenca. (Cabrera et al., 2021; Galarza et al., 2021), ya que la riqueza y composición de familias tiene a modificarse según las características físicas del hábitat (Melo & Froehlich, 2001; Rempel et al., 2000). En especial, se presentan cambios marcados dentro de las microcuencas amazónicas donde la expansión de la actividad antrópica impulsa al deterioro del entorno.

La mayoría de estas investigaciones en la amazonia ecuatoriana solo se analizan los índices bióticos (e.g. BMWP/Col) y los correlacionan con otros parámetros de calidad. Sin embargo, comprender la variabilidad significativa entre las temporalidades, los puntos de muestreo y las comunidades de macroinvertebrados en el pie de monte amazónico. Permite la consolidación de índices genéricos, propios de las zonas de estudio, Por esta razón, esta investigación pretende evaluar la influencia de la estacionalidad en términos de composición de macroinvertebrados, abundancias y riquezas, teniendo en cuenta la ubicación de los puntos de muestro (afloramiento y desembocadura).

1. Materiales y métodos

1.1. Área de estudio

La cuenca urbana del río Paushiyacu está ubicada en la ciudad del Tena, Napo, Ecuador. El área de esta cuenca es 2,905 km², ocupando el 14% de la zona urbana, su caudal aproximado 10.5 l/s y un ancho promedio del cauce de 4 m y una longitud estimada de 4 km (Figura 1). Para el 2010, el número de habitantes dentro del área de estudio fue de 8862. Este crecimiento urbano ha generado la liberación de aguas residuales directas al río por tuberías clandestinas (desembocadura). Según los hallazgos presentados por el Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal de Tena (GADM Tena) en su informe de 2019, se pudo determinar que la precipitación anual en la zona de estudio alcanza un promedio aproximado de 3800 mm/año. Además, se observaron fluctuaciones en los rangos de temperatura, que oscilaron entre los 24.48 °C y los 23.41 °C. Mediante el análisis de los datos recopilados de la estación meteorológica Tena (M070) durante el periodo de 1995 a 2005, se pudo observar que no existe una estacionalidad definida. Sin embargo, se identificaron tres periodos con niveles abundantes de lluvias: el primero abarca los meses de abril a julio, el segundo se presenta exclusivamente en septiembre, y el tercero comprende los meses de noviembre a diciembre. Junio destaca como el mes con el promedio máximo de precipitación de 462.8 mm/año. Por otro lado, el resto de los meses presentaron menor cantidad de lluvia, siendo enero el mes con el promedio mínimo de precipitación de 191 mm/año. En consecuencia, este estudio ha definido una época seca que abarca los meses de enero a marzo, y una época de lluvia que se extiende de abril a junio.

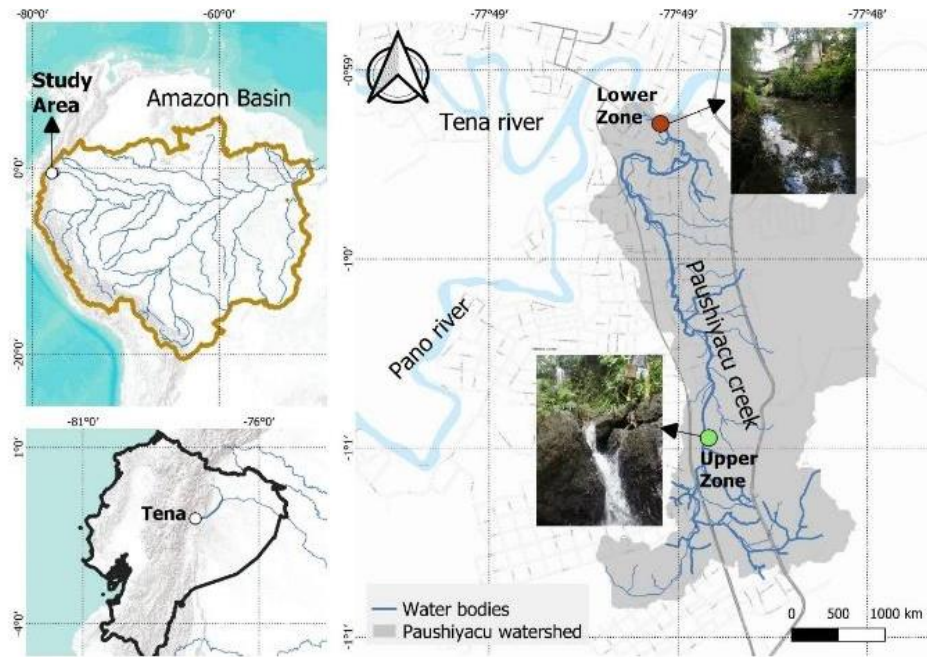


Figura 1. Cuenca urbana del río Paushiyacu sombreada de color gris, el punto rojo representa la desembocadura y el punto verde representa el afloramiento.

Realizado por: Cristopher Mena

1.2. Recolección de muestras

La recolección de macroinvertebrados acuáticos fue establecida desde enero hasta junio de 2022. Se tuvo en cuenta que los meses con temporalidad seca son enero-febrero-marzo y los meses con temporalidad lluviosa pertenecen a abril-mayo-junio. De esta manera, se diferenció al muestreo de macroinvertebrados por temporalidad y por sitio de muestreo. Esto quiere decir que, se realizaron tres muestreos para época seca (enero-febrero-marzo) y tres muestreos para época lluviosa (abril-mayo-junio). Cada muestreo fue realizado después de un mínimo de tres días sin lluvias para no afectar los resultados. Para el monitoreo de la cuenca se utilizaron dos puntos de muestreo. El primero se ubicó en la desembocadura del río Paushiyacu (lower zone). El segundo se ubicó en el afloramiento del río Paushiyacu (upper zone), este punto de muestreo es denominado como control debido a la presencia de mayor cobertura vegetal. El muestreo multi-habitats es la metodología usada para la recolección de macroinvertebrados. La recolección de los bioindicadores acuáticos se la realizó con una red tipo D, durante tres minutos. Después de la recolección, las muestras fueron colocadas en fundas plásticas con alcohol al 75% para conservar a los individuos. Para la identificación de macroinvertebrados, se utilizaron distintas claves taxonómicas. Entre las guías más usadas se encuentran las de los autores (Darrigran

et al., 2007; Dominguez & Fernandez, 2009; Palma, 2013). Para la medición de los parámetros de temperatura, pH, amonio y oxígeno disuelto se utilizó la sonda multiparamétrica (YSI ProQuatro, OH, EUA) previamente calibrada. Los análisis de sólidos fueron realizados por el método gravimétrico siguiendo los análisis descritos en los Standard Methods (APHA, 2005).

1.3. Distribución temporal de Macroinvertebrados

Para entender la distribución temporal de los macroinvertebrados y entender el efecto que tiene la urbanización sobre esta, se graficó las abundancias de cada familia distribuida en los 6 meses de estudio.

1.4. Cobertura de la muestra

Para conocer si el esfuerzo de muestreo realizado fue el adecuado se empleó una curva de acumulación basado en la cobertura de la muestra. Esto permite comparar los sitios colectados en las diferentes épocas. Los valores van de 0 y 1, siendo los valores más cercanos a 1, muestras donde se han caracterizado de manera completa la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (Chao & Jost, 2012). La cobertura de la muestra hace más fiable las comparaciones entre los sitios. Esto se realizó mediante el lenguaje de Programación R, usando el paquete "iNext" (Hsieh et al., 2016).

1.5. Alfa Diversidad

Para evaluar las diferencias de diversidad alfa entre las diferentes épocas y sitios de muestreo, se agrupó los meses de enero a marzo como época seca y de abril a junio como época lluviosa para los siguientes análisis estadísticos. Posteriormente, estimó la diversidad de Hill (o un número efectivo de especies) a través del método de rarefacción e igualando a un mismo valor de cobertura de muestra (0.99). Los números de Hill representan un método de estandarización unificado para cuantificar y comparar la diversidad de especies en múltiples ensamblajes (Hsieh et al., 2016). Este parámetro nos indica el número de familias efectivas o abundantes encontradas en cada sitio y época. Dentro de los números de Hills.

Estos análisis se realizaron con un intervalo de confianza del 95% (Chao & Jost, 2012). Los análisis se realizaron mediante el lenguaje de Programación R, usando el paquete “iNext” (Hsieh et al., 2016).

1.6. Análisis de componentes principales (PCA)

Se llevó a cabo un análisis de componentes principales (PCA) con una matriz de correlación entre variables abióticas. Para evaluar si existen diferencias significativas entre los sitios y las épocas se realizó un Análisis de Varianzas Multivariado (MANOVA) usando los dos primeros ejes del PCA. Se emplearon modelos de regresiones lineales para evaluar la relación entre variables abióticas (representadas por el primer eje de la PCA) y la riqueza de familias, familias comunes y familias dominantes obtenidas anteriormente.

1.7. Beta diversidad

El Escalamiento Multidimensional No Métrica (NMDS), se utilizó para evaluar los efectos de la estacionalidad y la ubicación del muestreo con la composición de la comunidad de los macroinvertebrados. El NMDS se llevó a cabo con el índice de disimilitud de Jaccard (datos de presencia y ausencia) y Bray-Curtis (datos de abundancia), con 999 aleatorizaciones (Legendre & Legendre, 2012). Para evaluar el efecto de las variables abióticas y la estacionalidad en la composición de las comunidades, se usó la función `envifit()` en estas variables. Se convirtieron los datos continuos y categóricos en vectores y factores, respectivamente. En el caso de los vectores, su dirección en el espacio de ordenación va hacia los vectores ambientales con correlaciones máximas dentro de la configuración de la ordenación NMDS. En el caso de los factores, la función `envifit` compara los promedios de los ejes NMDS para encontrar diferencias significativas, para esto se usó el paquete “vegan” (Oksanen, 2011) y el software de programación R.

2. Resultados

2.1. Distribución de las abundancias

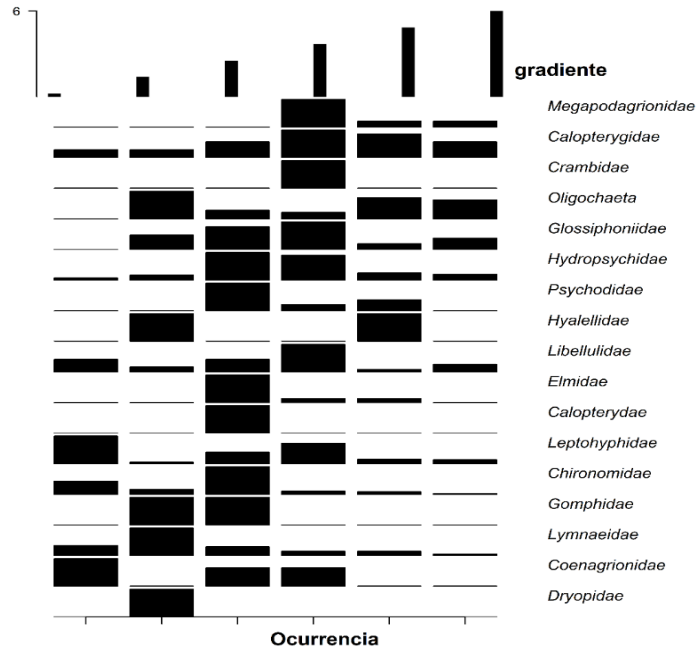


Figura 2. Distribución de las abundancias en los 6 meses en la zona de afloramiento. El gradiente representa los meses (de enero a junio) de forma ascendente.

Realizado por: Christopher Mena

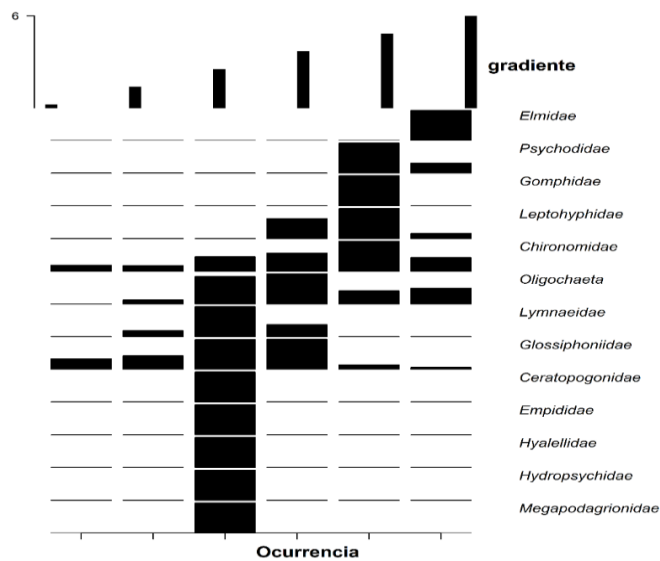


Figura 3. Distribución de las abundancias en los 6 meses en la zona de desembocadura. El gradiente representa los meses (de enero a junio) de forma ascendente.

Realizado por: Christopher Mena

En la Figura 2 se muestran las abundancias de las diferentes familias distribuidas en los 6 meses del muestreo en la zona de afloramiento. Se observa que *Dryopidae* es la única familia que mantiene sus abundancias concentradas en un solo mes. El resto de familias tienen distribuidas sus abundancias a lo largo del tiempo indicando que estas familias pueden coexistir de manera relativamente estable en el mismo ecosistema, teniendo diversidad equitativa.

Para el caso de la zona impactada observamos un claro cambio en la distribución de las abundancias en comparación con la zona de afloramiento, generándose un gradiente en la distribución de las abundancias a lo largo del periodo de muestreo (Figura 3). Chironomidae, Oligochaeta, Lymnaeidae, Glossiphoniidae y Ceratopogonidae son las familias cuyas abundancias dominan a lo largo del tiempo, mientras Empididae, Hyallellidae, Hydropsychidae y Megapodagrionidae son familias que se encuentran solo en el tercer mes. Las familias Elmidae, Psychodidae, Gomphidae y Leptohyphidae se encuentran en los últimos 3 meses. La dominancia de ciertas familias en los diferentes meses indica una mala distribución de las abundancias, siendo un indicador del impacto en el ecosistema acuático al tener una baja diversidad equitativa.

2.2. Cobertura de la muestra

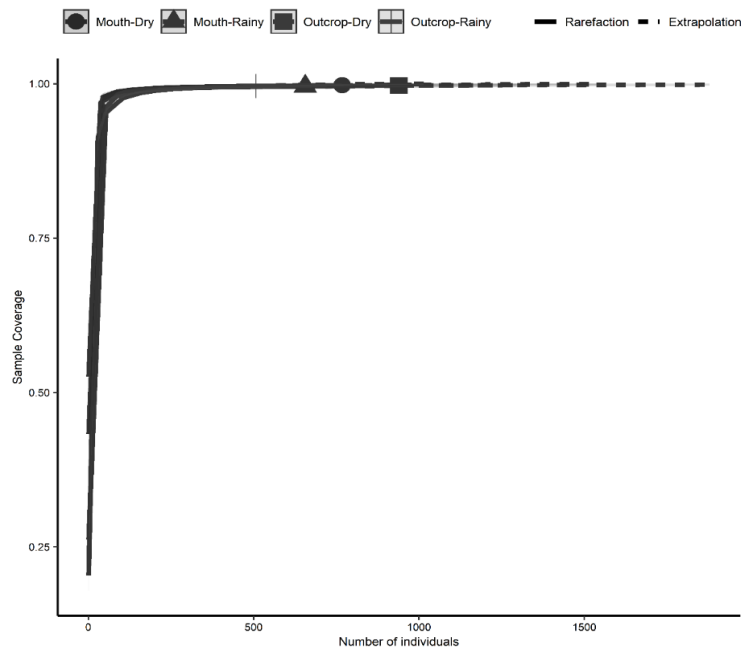


Figura 4. Cobertura de la muestra en los diferentes sitios en diferentes épocas.

Realizado por: Christopher Mena

Tabla 1. Cobertura de la muestra en los diferentes sitios en diferentes épocas.

Ensamblaje	Cobertura de la muestra
Desembocadura-época lluviosa	0.996
Desembocadura-época seca	0.997
Afloramiento-época lluviosa	0.997
Afloramiento-época seca	0.995

Realizado por: Cristopher Mena

La cobertura de la muestra una asíntota a la mitad del número de individuos para cada sitio de muestreo y en diferentes estacionalidades. La curva de acumulación permitió conseguir un resultado fiable sobre el muestreo de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (Figura 4). Todos valores de cobertura son mayores a 0.99 y señalan una alta completitud de la muestra. Las inferencias realizadas en la alfa diversidad a partir de estos resultados tienen mayor fiabilidad al tener una buena caracterización de las comunidades (Tabla 1).

2.3. Alfa Diversidad.

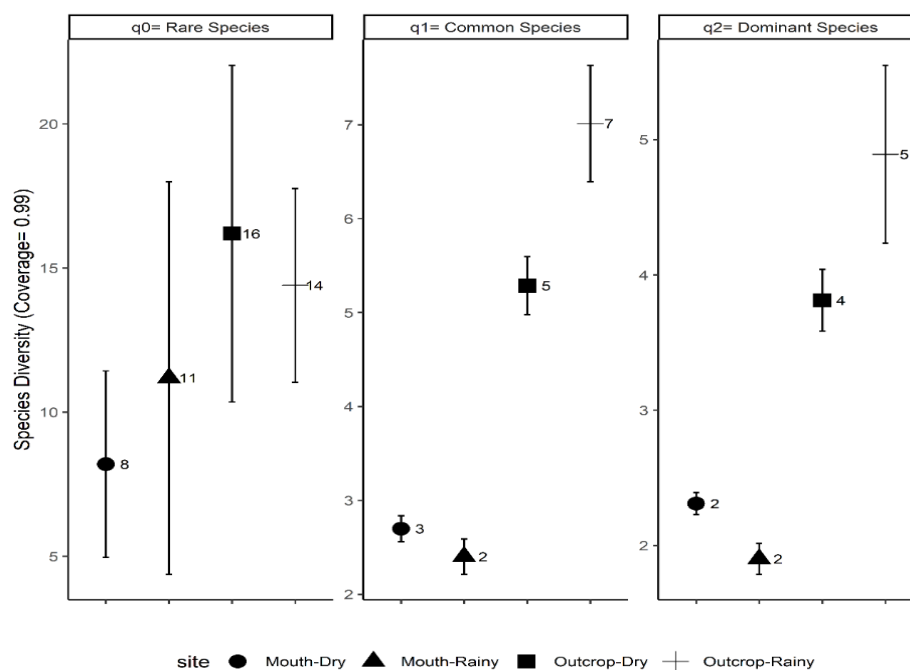


Figura 5. Números de Hill estimados para el afloramiento y desembocadura tanto en época seca como en la lluviosa. q0 representa a las especies raras (riqueza), q1 da importancia a las familias comunes (diversidad de Shannon), y q2 a las familias dominantes (diversidad inversa de Simpson).

Realizado por: Cristopher Mena

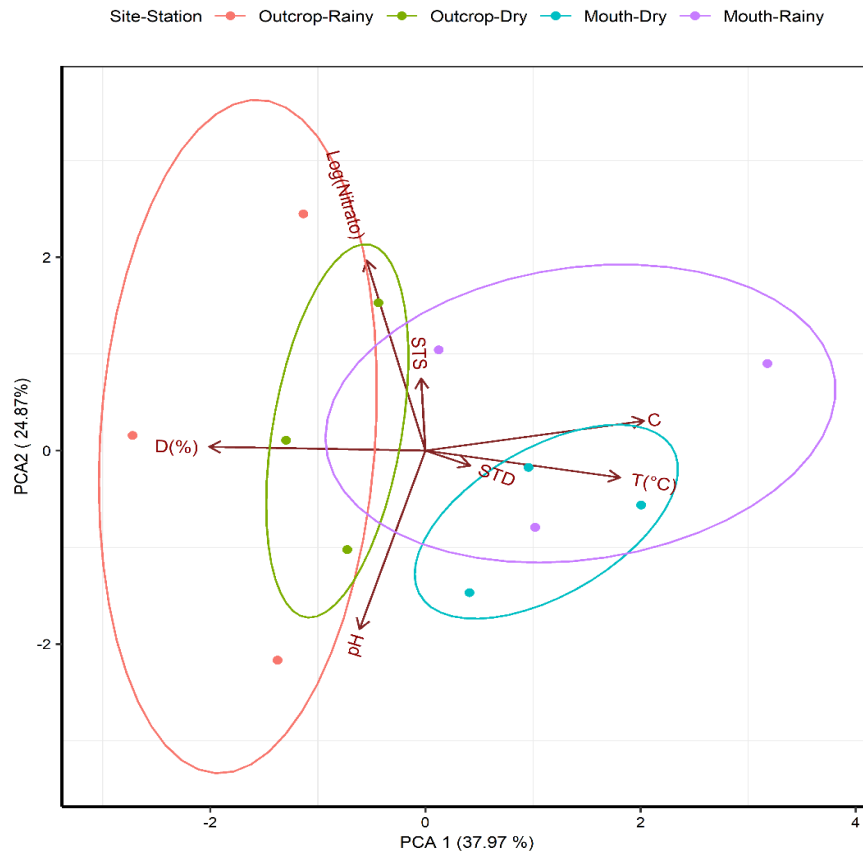


Figura 6. Análisis de componentes principales (PCA) de las variables fisicoquímicas.

Realizado por: Cristopher Mena

Tabla 2. Correlación de Variables abióticas con el eje 1 y 2 del PCA.

Variables abióticas	PC1	PC2
Temperatura(°C)	0.516	-0.1
Oxígeno Disuelto (%)	-0.574	0.014
Conductividad (us/s)	0.58	0.108
pH	-0.174	-0.651
Sólidos totales suspendidos (mg/L)	-0.011	0.263
Sólidos disueltos totales(mg/L)	0.118	-0.054
Log (Nitrato (mg/L))	-0.156	0.694

Realizado por: Cristopher Mena

Tabla 3. Resultados del MANOVA.

Categoría	<i>p</i>
Sitio	<0.05
Época	>0.05
Sitio-Epoca	>0.05

Realizado por: Christopher Mena

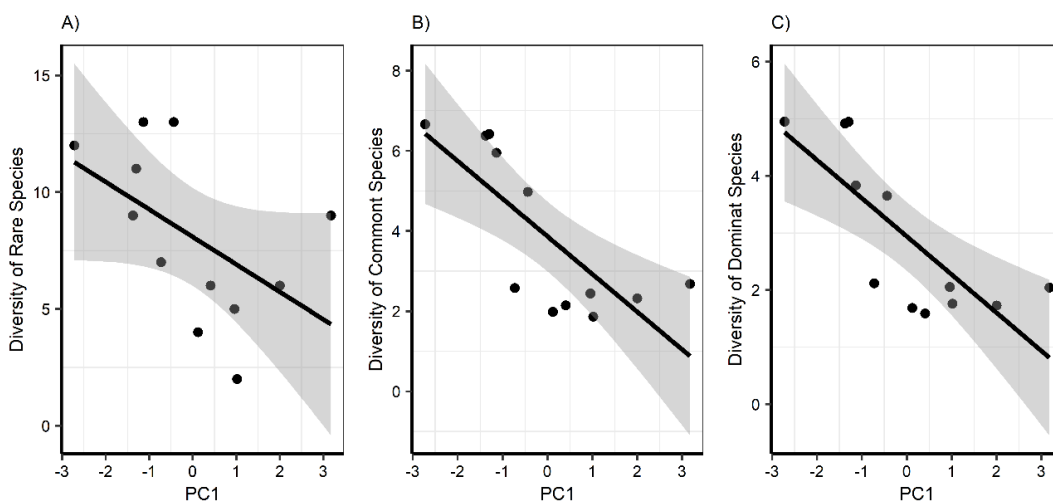


Figura 7. Regresiones Lineales. A) Diversidad de Especies Raras. B) Diversidad de especies Comunes. C) Diversidad de especies Dominantes.

Realizado por: Christopher Mena

Tabla 4. Resultados Regresiones Lineales del eje PC1 y variables de diversidad alfa.

Diversidad	PC1		
	Modelo	R2	<i>p</i>
Especies raras	Especies raras = 1.893 - 0.234PC1	0.203	>0.05
Especies comunes	Especies comunes = 2.403 - 0.623PC1	0.542	<0.05
Especies dominantes	Especies dominantes = 2.636 - 0.896PC1	0.56	<0.05

Realizado por: Christopher Mena

En los resultados estimados para la alfa diversidad, observamos que para la riqueza de especies o especies raras ($q=0$), no existe diferencias significativas entre sitios y épocas, al comparar las barras de error, sugiriendo que no existe un impacto por la urbanización o diferencias entre la época lluviosa o seca. Se debe tener en cuenta que en este resultado no considera las abundancias y además las barras de error son amplias por lo que indica un intervalo de confianza demasiado amplio (Figura 5).

En cuanto a la diversidad de especies comunes, se observa que en la zona impactada no existe una diferencia significativa entre épocas, mientras que en la zona de afloramiento se observan diferencias significativas, siendo la época lluviosa ligeramente más diversa en especies comunes (mayor con 2 familias comunes en comparación a la época seca). Existe una mayor diferencia entre el afloramiento y la desembocadura, siendo mayor la diversidad de especies comunes en la cabecera de la cuenca. En cuanto a la diversidad de especies dominantes, la zona impactada posee diferencias significativas entre la época lluviosa y seca por una especie dominante, mientras que la diversidad de especies dominantes se mantiene alta en el afloramiento en ambas épocas (Figura 5). El incluir a las abundancias dentro de los análisis muestra el verdadero impacto en las comunidades. Los dos primeros ejes del PCA captaron un 62.85% de variabilidad dentro de los datos abióticos, siendo el eje PC1 (37.97%) el que mejor separa los grupos entre los diferentes sitios (Figura. 6). Este eje posee una correlación positiva con temperatura y conductividad, y negativa con Oxígeno disuelto. Por lo tanto, a lo largo del eje PC1 existen cambios en las variables que muestran la calidad ambiental mediante las variables abióticas, siendo la zona de afloramiento en ambas épocas caracterizada por altas concentraciones de oxígeno disuelto, bajas temperaturas y baja conductividad, mientras que en la zona impactada en ambas épocas se caracteriza por altas temperaturas, alta conductividad y bajo oxígeno disuelto. Por otra parte, el eje PC2 (24.87%) tiene una mayor correlación con el pH y el Log del nitrato, pero no permite diferenciar de manera adecuada sitios o épocas (Fig. 7; Tabla 2). Los resultados del MANOVA muestran que existen diferencias significativas entre sitios en las variables abióticas, pero no entre épocas y tampoco en la interacción entre estos dos factores (Tabla 3). Los modelos lineales muestran que la riqueza de especies o diversidad de especies raras, no mantiene una relación significativa con el eje PC1, mientras que la diversidad de especies dominantes y comunes posee una relación significativa negativa (Fig.7; Tabla 4), es decir que el deterioro de las variables abióticas, cuya relación se explicó anteriormente con el eje PC1, influye en la pérdida de diversidad de especies comunes y dominantes, el no encontrar una relación significativa al usar solo la riqueza de especies demuestra la importancia de las abundancias en los análisis.

2.4. Beta diversidad

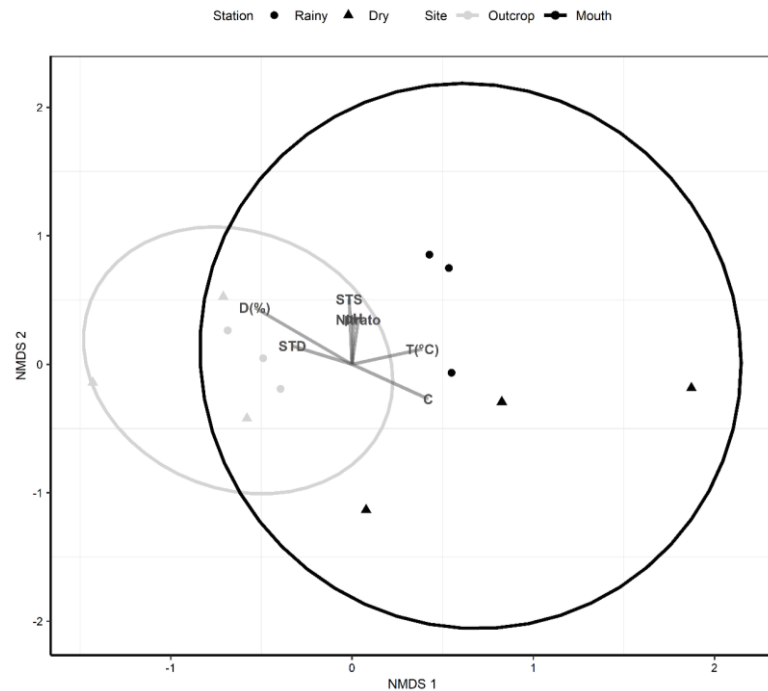


Figura 8. Análisis de escalamiento multidimensional no métricos (NMDS) mediante el índice de Jaccard.
Realizado por: Christopher Mena

Tabla 5. Resultados de la relación de las Variables Abióticas, Sitios y épocas con los Ejes del NMDS obtenidos a través del Índice de Jaccard (presencia-ausencia)

Jaccard Index				
Variables	Cor NMDS1	Cor NMDS2	R2	<i>p</i>
Temperatura (°C)	0.957	0.291	0.165	>0.05
Oxígeno disuelto (%)	-0.773	0.635	0.483	<0.05
Conductividad (us/s)	0.841	-0.541	0.251	>0.05
pH	0.024	0.999	0.129	>0.05
Nitrato(mg/L)	-0.625	0.78	0.237	>0.05
Solidos totales suspendidos (mg/L)	0.099	0.995	0.122	>0.05
Solidos totales disueltos(mg/L)	-0.031	0.999	0.257	>0.05
Sitio-Afloramiento	-0.715	0.013	0.511	<0.05
Sitio-Desembocadura	0.715	-0.13		
Época-Lluviosa	-0.009	0.276	0.076	>0.05
Época-Seca	0.009	-0.276		

Realizado por: Christopher Mena

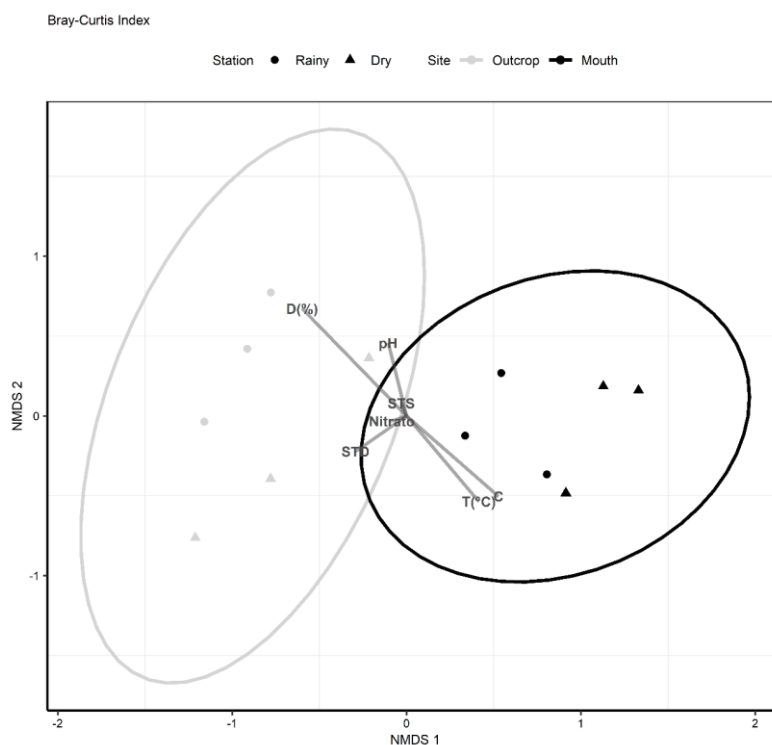


Figura 9. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) mediante el índice de Bray-Curtis.

Realizado por: Cristopher Mena

Tabla 6. Resultados de la relación de las Variables Abióticas, Sitios y épocas con los Ejes del NMDS obtenidos a través del índice de Bray-Curtis (tomando en cuenta las abundancias)

Bray-Curtis Index				
Variables	Cor NMDS1	Cor NMDS2	R2	p
Temperatura (°C)	0.611	-0.791	0.46	>0.05
Oxígeno disuelto (%)	-0.665	0.747	0.809	<0.05
Conductividad (us/s)	0.723	-0.69	0.533	<0.05
pH	-0.224	0.975	0.22	>0.05
Nitrato (mg/L)	-0.792	-0.61	0.271	>0.05
Solidos totales suspendidos (mg/L)	-0.932	-0.362	0.008 1	>0.05
Solidos totales disueltos(mg/L)	-0.354	0.935	0.007	>0.05
Sitio-Afloramiento	-0.843	0.06	0.714	<0.05
Sitio-Desembocadura	0.843	0.06		
Época-Lluviosa	-0.194	0.155	0.062	>0.05
Época-Seca	0.194	-0.155		

Realizado por: Cristopher Mena

En cuanto a la Beta diversidad, los resultados del análisis NMDS realizados con la matriz de presencia y ausencia muestran una clara separación del afloramiento y la desembocadura con el eje NMDS1 (Fig. 8), pero no se muestra una separación entre épocas, esto se respalda con los resultados obtenidos a través de la función “envfit()”, en el cual existe diferencias significativas en la composición de las comunidades a través de los sitios, pero no de las épocas (Tabla 5). También se observa que existe una mayor variación en las comunidades de macroinvertebrados a lo largo del tiempo en la zona impactada en comparación al afloramiento. En cuanto a las variables abióticas, la única significativa en la composición de las comunidades basado en la presencia y ausencia de las familias es el oxígeno disuelto, con un $R^2 = 0.483$ (Tabla 5). Al tomar en cuenta las abundancias para analizar el impacto que tiene la ubicación del sitio de muestreo y la época en el cambio en las comunidades, se observa una mayor separación de los sitios por medio el eje NMDS1 (Fig. 9), en comparación al análisis realizado con la matriz de presencia-ausencia, pero tampoco se observa una separación por la época. Esto se respalda por la obtenido en la función envfit, en donde los sitios influyen de manera significativa en el cambio en las comunidades (Tabla 6). Las variables abióticas que mantienen una relación significativa con el eje NMDS1 son el oxígeno disuelto y la conductividad, siendo las principales variables que determinan el cambio en la composición de macroinvertebrados bentónicos. Al incluir las abundancias en los análisis de Beta diversidad se observa que el afloramiento posee una mayor dispersión de los puntos, sugiriendo una mayor heterogeneidad de las comunidades en la zona a lo largo del tiempo.

3. Discusión

Los ríos urbanos son ecosistemas mundialmente alterados por el hombre, quien se ha asentado tradicionalmente en sus orillas por necesidades de agua y de canales de desagüe para sus aguas servidas (Ávila Daza, 2019). En la ciudad de Tena al igual que en muchas ciudades ecuatorianas, se han llevado políticas de preservación ambiental urbana que de alguna manera se muestran deficientes, como la falta de control ante el desecho de residuos orgánicos e inorgánicos por parte del GAD Municipal. Además, en los últimos años se han planteado y ejecutado proyectos de descontaminación del agua implementando plantas de tratamiento e instalado una red de alcantarillado en las orillas del río Paushiyacu (GADM Tena, 2019; Suárez Vera, 2015). Sin embargo, la cuenca del río Paushiyacu continúa mostrándose contaminada,

generando degradación ambiental y riesgo de enfermedades; como se muestra en el primer boletín informativo que Estudiantes de la Universidad Regional Amazónica Ikiám (2020) emitió.

En general, los ensambles de invertebrados bentónicos de los ecosistemas fluviales ubicados en zonas urbanas se caracterizan por presentar baja riqueza taxonómica, y ausencia de los órdenes de insectos sensibles a la contaminación (*p.e.* Ephemeroptera, Plecoptera, y Trichoptera); y un aumento de abundancias de familias tolerantes (como Chironomidae y Oligochaeta) (Ávila Daza, 2019; Edegbene et al., 2019). En este estudio las familias Chironomidae, Oligochaeta, Lymnaeidae, Glossiphoniidae y Ceratopogonidae catalogadas como tolerantes (Alvarez -Arango, 2005; Andino et al., 2017) a las presiones de urbanizaciones se encontraron a lo largo del tiempo. Mientras que familias de sensibilidad relativa como Elmidae, Gomphidae, y Leptohyphidae (Hamada et al., 2014; Kaur et al., 2020) se encontraron a finales de las épocas lluviosas. En la zona urbana del río Paushiyacu se describen descargas de agua residual de hogares, lavadoras de autos, pozos sépticos, comerciales y paradas de buses; la presencia de las familias mencionadas quizá se deba a que la época con tasas de precipitación baja aumenta el caudal, reduce la concentración de la materia orgánica (diluyendo contaminantes), y generar hábitats temporales con buena calidad (Urdanigo et al., 2019). Este estudio describe que no existen variaciones de diversidad por factores estacionales (época seca o lluviosa), sino más bien la diferencia es notable solo entre las zonas de estudio (afloramiento y desembocadura). La zona de la desembocadura (zona impactada) no tiene diferencias significativas en la diversidad de familias entre épocas mientras que en la zona de afloramiento se presentan variaciones mínimas entre familias comunes y dominantes (q_1 y q_2) en época lluviosa, ya que las barras de error (intervalo de confianza) son amplias. Por lo tanto, para trabajos posteriores se deben incluir abundancias dentro de los análisis de alfa diversidad para comprender el impacto real de la actividad antropogénica sobre las comunidades de macroinvertebrados. Pues los análisis estadísticos que contienen asociación de variables ambientales junto con datos de composición y abundancia suelen evidenciar cambios mucho más visibles en la comunidad de macroinvertebrados (Pineda Osorio & Cañón Páez, 2022).

En varios trabajos se han documentado los efectos de la estacionalidad sobre los macroinvertebrados acuáticos de arroyos, en donde la tendencia es hacia mayor abundancia y riqueza en la época seca (Leung et al., 2012; Nogueira et al., 2011);

mientras que la corriente de crecida en época lluviosa redistribuye el material del sustrato, además de arrastrar y mover a los macroinvertebrados, provocando cambios en composición (Cordova, 2021; Couceiro et al., 2021). Entonces, al igual que Brasil et al (2018) se esperaría que el efecto del clima sea más pronunciado en otras regiones con estaciones más marcadas, mas no en la región amazónica.

La zona de afloramiento presentó diversidad equitativa, lo que significa que la mayoría de las familias descritas en este lugar tienen distribuidas sus abundancias de manera heterogénea a lo largo del tiempo. Esto podría ser un indicativo positivo para esta zona, ya que los ambientes acuáticos categorizados como poco afectados suelen presentar equidad en la diversidad y abundancia de macroinvertebrados diferentes, y contienen familias comunes que pueden adaptarse a casi cualquier condición ambiental (Smolders et al., 2003; Türkmen & Kazanci, 2010). Además de que la distribución de los insectos acuáticos al igual que cualquier otro organismo, está relacionada con la disponibilidad de alimento y refugio (Brasil et al., 2018). En este sitio también se encontró una familia (Dryopidae) cuya abundancia estuvo concentrada en un solo mes. Pero hay que tomar en cuenta que esta familia es abundante y eurioica para la mayoría de las condiciones ambientales que se presentan en una cuenca, encontrándose prácticamente en casi todos los ambientes definidos (Gil et al., 1990).

La zona urbana (Figura 2 y 3) en cambio evidenció dominancia de ciertas familias por periodos de tiempo, indicándose una mala distribución de las abundancias y un impacto en el ecosistema acuático por tener baja diversidad equitativa. Esto es un resultado común cuando existe urbanización de los ecosistemas fluviales; ya que se reduce el número de taxones menos tolerantes a las modificaciones de hábitat, y aumentan taxones tolerantes a la contaminación (Smith & Lamp, 2008), usualmente resultando en la extinción local de especies nativas (Roy et al., 2003). En el río Paushiyacu, varios estudios locales han descrito presiones humanas que generan contaminación sobre el ecosistema acuático como los hoteles, mecánicas, lavadoras de autos, servicios de comida, y una estación de buses (Suárez Vera, 2015); presiones que podrían estar afectando a la diversidad de macroinvertebrados. Pues se sabe que la contaminación acuática a causa del urbanismo y actividades industriales influye negativamente en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos; repercutiendo en una menor riqueza y diversidad de familias (Portilla, 2015; Yépez Rosado et al., 2017).

El estudio encontró que los macroinvertebrados están influenciados por las condiciones abióticas locales según las zonas de estudio. La zona de afloramiento presentó altas concentraciones de oxígeno disuelto, pero parámetros de temperatura, STD y conductividad bajos. Esta zona, caracterizada por ser un sistema fluvial sin tanto impacto antropogénico y con mayor cobertura vegetal, muestra mayor heterogeneidad de las comunidades de macroinvertebrados a lo largo del tiempo. Mientras que la zona urbana, que se caracterizó por temperaturas, STD y conductividades altas, y una baja concentración de oxígeno disuelto; y existe una mayor variación en las comunidades de macroinvertebrados a lo largo del tiempo. En los ecosistemas acuáticos, los patrones de distribución de la abundancia y la composición resultan de la interacción entre los hábitos de las especies, las condiciones físicas de los hábitats, y los parámetros del agua como por ejemplo temperatura, nutrientes, y turbidez (Nogueira et al., 2011). Los cambios en la composición fisicoquímica del agua y las actividades antrópicas afectan la presencia, dominancia y equidad de macroinvertebrados acuáticos (Ávila Daza, 2019).

La bibliografía científica evidencia que los factores del ambiente como la temperatura, el oxígeno disuelto, la conductividad y el pH determinan los parámetros de distribución y composición de los macroinvertebrados (Cordova, 2021). Los índices de biodiversidad suelen correlacionarse inversamente con STD, pH y turbidez; pero positivamente con oxígeno disuelto (Ndaruga et al., 2004). La deficiencia de oxígeno o aumento de sólidos totales por ejemplo afecta a la vida acuática, en especial a invertebrados que poseen respiración branquial (como los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) (Csábrágyi et al., 2019; Francisca & Jara, 2014). Mientras que cantidades altas de TDS pueden aumentar la temperatura del agua porque los materiales sólidos absorben el calor de la luz solar, lo que puede aumentar la tasa de descomposición de materia orgánica (Effendi et al., 2015); siendo un factor determinante para la integridad funcional de un río, ya que se pierden recursos para la colonización y fragmentación por macroinvertebrados (Gutiérrez-López et al., 2016). Por lo que es usual que en sistemas fluviales con cobertura de vegetación ribereña nativa presente ensamblajes más heterogéneos de macroinvertebrados, debido a la abundancia y variedad de hábitats; mientras que una disminución de la riqueza taxonómica y diversidad más baja generalmente describe a las áreas urbanas (Hepp et al., 2010; Urdanigo et al., 2019).

CONCLUSIONES

Para analizar las diferencias entre grupos de macroinvertebrados acuáticos durante varias estacionalidades y en diferentes sitios es necesario examinar la diversidad de familias y su abundancia. Estos análisis arrojan resultados más marcados entre la estructura de las comunidades de macroinvertebrados.

Las comunidades de macroinvertebrados acuáticos no presentan diferencias marcadas por el cambio de estacionalidad. Sin embargo, el deterioro de las variables abióticas, si presenta cambios en la estructura de las comunidades. Con estos resultados se puede inferir que los muestreo se deben mantener en diferentes zonas, mas no en diferentes estaciones dentro de la cuenca del Paushiyacu.

Las variables abióticas que determinan el cambio en la composición estructural de los macroinvertebrados acuáticos están relacionadas con el Oxígeno disuelto y conductividad. Tener en cuenta estos parámetros en los próximos estudios puede servir como un indicador de cambio.

Este estudio sugiere la posibilidad de recolectar bioindicadores acuáticos en cualquier época del año. Esto reduce el tiempo de muestreo, identificación y obtención de resultados para determinar la calidad del ambiente.

REFERENCIAS

- Alvarez -Arango, L. (2005). Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Andino, P. G., Espinosa, R. E., Guevara, E., & Santander, T. (2017). Cartilla de identificación de macroinvertebrados acuáticos: Guía para el monitoreo participativo. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.25555.81447>
- APHA. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. In American Public Health Association (21st ed.). American Public Health Association.
- Ávila Daza, C. (2019). Composición y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados a lo largo de un tramo urbano del Río Tunjuelo, Bogotá [Maestría en Ciencias Ambientales, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Obtenido de: <http://expeditiorepositorio.utadeo.edu.co/handle/20.500.12010/7753>
- Brasil, L. S., Santos, D. C., Vieira, T. B., Cabette, H. S. R., Umetsu, R. K., & Da Silva Giehl, N. F. (2018). Spatiotemporal dynamics in caddisfly (Insecta: Trichoptera) of a Cerrado stream, Brazil. *Journal of Limnology*. <https://doi.org/10.1051/limn/2018028>
- Cabrera, S., Eurie Forio, M. A., Lock, K., Vandenbroucke, M., Oña, T., Gualoto, M., Goethals, P. L. M., & Van der heyden, C. (2021). Variations in Benthic Macroinvertebrate Communities and Biological Quality in the Aguarico and Coca River Basins in the Ecuadorian Amazon. *Water*, 13(12), 1692. <https://doi.org/10.3390/w13121692>
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Cordova, A. C. (2021). Relación de los parámetros fisicoquímicos con las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca baja del río, Osmore Ilo-Moquegua, 2021. Obtenido de: <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/75652>
- Couceiro, S. R. M., Dias-Silva, K., & Hamada, N. (2021). Influence of climate seasonality on the effectiveness of the use of aquatic macroinvertebrates in urban impact evaluation in central Amazonia. *Limnology*, 22(2), 237–244. <https://doi.org/10.1007/s10201-020-00648-6>
- Csábráji, A., Molnár, S., Tanos, P., Kovács, J., Molnár, M., Szabó, I., & Hatvani, I. G. (2019). Estimation of dissolved oxygen in riverine ecosystems: Comparison of differently optimized neural networks. *Ecological Engineering*, 138, 298–309. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.07.023>
- Damanik-Ambarita, M. N., Lock, K., Boets, P., Everaert, G., Nguyen, T. H. T., Forio, M. A. E., Musonge, P. L. S., Suhareva, N., Bennetsen, E., Landuyt, D., Dominguez-Granda, L., & Goethals, P. L. M. (2016). Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. *Limnologica*, 57, 27–59. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.01.001>
- Darrigran, G., Vilches, A., Legarralde, T., & Damborenea, C. (2007). Guía para el estudio de macroinvertebrados. I.-Métodos de colecta y técnicas de fijación. Obtenido de: <https://aquadocs.org/handle/1834/19531>
- Dominguez, E., & Fernandez, H. R. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. (1st ed., Vol. 656). Sistemática y biología.
- Edegbene, A. O., Arimoro, F. O., & Odume, O. N. (2019). Developing and applying a macroinvertebrate-based multimetric index for urban rivers in the Niger Delta, Nigeria. *Ecology and Evolution*, 9(22), 12869–12885. <https://doi.org/10.1002/ece3.5769>
- Effendi, H., Romanto, & Wardiatno, Y. (2015). Water Quality Status of Ciambulawung River, Banten Province, Based on Pollution Index and NSF-WQI. *Procedia Environmental Sciences*, 24, 228–237. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.03.030>
- Erdozain, M., Kidd, K., Kreuzweiser, D., & Sibley, P. (2019). Increased reliance of stream macroinvertebrates on terrestrial food sources linked to forest management intensity. *Ecological Applications*, 29(4), e01889. <https://doi.org/10.1002/eap.1889>
- Estudiantes de la Universidad Regional Amazónica Ikiam. (2020). Calidad de agua de la cuenca del río Tena. Boletín informativo de la Universidad Regional IKIAM. Obtenido de: <https://bit.ly/32G7pfG>
- Francisca, H., & Jara, P. (2014). Análisis desde la perspectiva de los Índices bióticos, EVCA-Agua y manejo adaptativo; usando macroinvertebrados bentónicos en ríos altoandinos-Camisea 2009-2012. Obtenido de: <https://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/1906>

- Gabriels, W., Lock, K., De Pauw, N., & Goethals, P. L. M. (2010). Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 40(3), 199–207. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.001>
- GADM Tena. (2019). PLAN DE ORDENAMIENTO TERRITORIAL GADMT. Obtenidode: <https://bit.ly/2X2JG9n>
- Galarza, E., Cabrera, M., Espinosa, R., Espitia, E., Moulatlet, G. M., & Capparelli, M. V. (2021). Assessing the Quality of Amazon Aquatic Ecosystems with Multiple Lines of Evidence: The Case of the Northeast Andean Foothills of Ecuador. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(1), 52–61. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03089-0>
- Gil, E., Montes, C., Millán, A., & Soler, A. G. (1990). LOS COLEÓPTEROS ACUÁTICOS (DRYOPIDAE & ELMIDAE) DE LA CUENCA DEL RIO SEGURA (S. E. ESPAÑA). *Anales de Biología*, 0(16), 23–31. Obtenido de: <https://revistas.um.es/analesbio/article/view/33031>
- Gutiérrez-López, A., Meza-Salazar, A., & Guevara, G. (2016). Descomposición de hojas y colonización de macroinvertebrados acuáticos en dos microcuencas tropicales (Manizales, Colombia). *Hidrobiológica*, 26(3), 347–357. Obtenido de: https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-88972016000300347&script=sci_arttext
- Hamada, N., Nessimian, J., Querino, R., & HAMADA, N. (2014). Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Obtenido de: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1000609>
- Hepp, L., Milesi, S., & Biasi, C. (2010). Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia (Curitiba)*, 27, 106–113. Obtenido de: <https://www.scielo.br/zool/a/XsH5TbxVr9h7kDGt8qPL47t/>
- Hernández-Abrams, D. D., Connelly, S., Freeman, M. C., Gutiérrez-Fonseca, P. E., & Wenger, S. J. (2023). Seasonal variability in macroinvertebrate assemblages in paired perennial and intermittent streams in Costa Rica. *Hydrobiologia*, 850(1), 215–230. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05055-9>
- Hsieh, T., Ma, K., & Chao, A. (2016). iNEXT: un paquete R para rarefacción y extrapolación de diversidad de especies (números de Hill). *Métodos En Ecología y Evolución*, 7(12), 1451–1456.
- Kaur, S., Saxena, A., & Johal, M. S. (2020). Water quality and aquatic coleoptera and hemiptera in two ponds of Mansa District, Punjab. *Indian Journal of Entomology*, 82(1), 156. <https://doi.org/10.5958/0974-8172.2020.00035.8>
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). Numerical ecology. Obtenido de: [https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=6ZBOA-iDviQC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Legendre,+P.,+%26+Legendre,+L.+\(2012\).+Numerical+ecology.+Elsevier&ots=uzei05N8Sj&sig=dmtuFjFycsQqpjJScg3Bsy7CCyiw](https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=6ZBOA-iDviQC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Legendre,+P.,+%26+Legendre,+L.+(2012).+Numerical+ecology.+Elsevier&ots=uzei05N8Sj&sig=dmtuFjFycsQqpjJScg3Bsy7CCyiw)
- LEUNG, A. S. L., LI, A. O. Y., & DUDGEON, D. (2012). Scales of spatiotemporal variation in macroinvertebrate assemblage structure in monsoonal streams: the importance of season. *Freshwater Biology*, 57(1), 218–231. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02707.x>
- Martins, R. T., Couceiro, S. R. M., Melo, A. S., Moreira, M. P., & Hamada, N. (2017). Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological Indicators*, 73, 480–491. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.013>
- Melo, A. S., & Froehlich, C. G. (2001). Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. *Journal of the North American Benthological Society*, 20(1), 1–16. <https://doi.org/10.2307/1468184>
- Mesa, L. M., Fernández, H. R., & Manzo, M. V. (2009). Seasonal patterns of benthic arthropods in a subtropical Andean basin. *Limnologica*, 39(2), 152–162. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.03.005>
- Ndaruga, A. M., Ndiritu, G. G., Gichuki, N. N., & Wamicha, W. N. (2004). Impact of water quality on macroinvertebrate assemblages along a tropical stream in Kenya. *African Journal of Ecology*, 42(3), 208–216. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2004.00516.x>
- Nogueira, D. S., Cabette, H. S. R., & Juen, L. (2011). Structure and composition of Trichoptera (Insecta) community in streams and wetlands of Suiá-Miçú river Basin, Mato Grosso, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*.
- Oksanen, J. (2011). Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial v. 2.02. Obtenido de: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>
- Palma, A. (2013). Guía para la identificación de macroinvertebrados acuáticos. Santiago, Chile: Departamento de Ecología y Medio Ambiente, Instituto de Filosofía y Ciencias de La Complejidad.

- Pineda Osorio, M. C., & Cañón Páez, M. L. (2022). Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados marinos asociada a sustratos duros artificiales en la bahía de Cartagena, durante 2018 y 2019 en diferentes épocas climáticas.
- Pond, G. J., Krock, K. J. G., & Ettema, L. F. (2022). Macroinvertebrates at the source: flow duration and seasonality drive biodiversity and trait composition in rheocrene springs of the Western Allegheny Plateau, USA. *Aquatic Ecology*, 56(1), 99–121. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09900-2>
- Portilla, N. (2015). Distribución espacial y temporal de macroinvertebrados acuáticos en la quebrada La Cascajosa-Garzón (Huila). *Entornos*, 28(1), 56–75. Obtenido de: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6937085>
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Rempel, L. L., Richardson, J. S., & Healey, M. C. (2000). Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology*, 45(1), 57–73. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00617.x>
- Righi-Cavallaro, K. O., Roche, K. F., Froehlich, O., & Cavallaro, M. R. (2010). Structure of macroinvertebrate communities in riffles of a Neotropical karst stream in the wet and dry seasons. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(3), 306–316. <https://doi.org/10.4322/actalb.02203007>
- Roy, A. H., Rosemond, A. D., Leigh, D. S., Paul, M. J., & Wallace, J. B. (2003). Habitat-specific responses of stream insects to land cover disturbance: Biological consequences and monitoring implications. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(2), 292–307. <https://doi.org/10.2307/1467999>
- Siegloch, A. E., Schmitt, R., Spies, M., Petrucio, M., & Hernández, M. I. M. (2017). Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators in Brazilian subtropical streams. *Marine and Freshwater Research*, 68(3), 519. <https://doi.org/10.1071/MF15162>
- Smith, R., & Lamp, W. (2008). Comparison of insect communities between adjacent headwater and main-stem streams in urban and rural watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(1), 161–175. <https://doi.org/10.1899/07-071.1>
- Smolders, A. J. P., Lock, R. A. C., Van der Velde, G., Medina Hoyos, R. I., & Roelofs, J. G. M. (2003). Effects of Mining Activities on Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, and Macroinvertebrates in Different Reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(3), 314–323. <https://doi.org/10.1007/s00244-002-2042-1>
- Suárez Vera, D. E. (2015). Estudio de factibilidad financiera de una procesadora de aguas servidas en la ciudad de Tena [Maestría, Universidad de Guayaquil]. Obtenido de: <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/8378>
- Türkmen, G., & Kazanci, N. (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. Obtenido de: <https://www.academia.edu/download/26493944/3-2b.pdf>
- Urdanigo, J. P., Díaz Ponce, M., Tay-Hing Caja, C., Sanchez Fonseca, C., Young Benitez, R., Armijo Albán, K., Guerrero Chúez, N., & Mancera-Rodríguez, N. J. (2019). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en quebradas con diferente cobertura ribereña en el bosque Protector Murocomba, Ecuador. *Revista de Biología Tropical*, 67(4), 861–878. Obtenido de: https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0034-77442019000400861&script=sci_arttext
- Van Echelpoel, W., Forio, M. A. E., Van Butsel, J., Lock, K., Utreras, J. A. D., Dominguez-Granda, L. E., & Goethals, P. L. M. (2018). Macroinvertebrate functional feeding group structure along an impacted tropical river: The Portoviejo River (Ecuador). *Limnologica*, 73, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.10.001>
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555–561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- Yépez Rosado, Á., Yépez Yanez, Á. B., Urdánigo Zambrano, J., Morales Cabezas, D. C., Guerrero Chuez, N. M., & TayHing Cajas, C. C. (2017). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de

calidad hídrica en áreas de descargas residuales al río Quevedo, Ecuador. Ciencia y Tecnología, 10(1), 27–34. <https://doi.org/10.18779/cyt.v10i1.196>