

Impacto de los efluentes mineros en los macroinvertebrados acuáticos en la cabecera del río Tingo, Cajamarca, Perú

Impact of mining effluents on aquatic macroinvertebrates in the headwaters of the Tingo River, Cajamarca, Peru

Ever Núñez Bustamante^{1,*}  Elvis E. Tarrilo Campos², Denisse M. Alva Mendoza² 
Deyner Tarrillo Cieza²  Jesús Racón³ 

¹Universidad Nacional Agraria la Molina (UNALM). Av. La Molina s/n, La Molina, Lima, Perú.

² Universidad Nacional Autónoma de Chota (UNACH), Ciudad Universitaria Colpamatara, 06120, Chota, Cajamarca, Perú

³Laboratorio de Investigación de Aguas y Suelos, Instituto de Investigación para el Desarrollo Sustentable de Ceja de Selva, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza (UNTRM), Campus Universitario, 01001, Chachapoyas, Amazonas, Perú

*Autor corresponsal [e-mail: enubu@hotmail.com]

RESUMEN

La calidad del agua en los ríos altoandinos está amenazada por el aumento de las actividades mineras que afecta a los servicios ecosistémicos relacionados. El principal objetivo del estudio fue evaluar los parámetros fisicoquímicos, los metales pesados y los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico del río Tingo durante la época seca, de transición y lluvia. Se establecieron tres puntos de monitoreo, teniendo en cuenta la intervención minera de la zona. Se analizaron los parámetros fisicoquímicos caudal, pH, temperatura, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos y conductividad eléctrica. Mientras que los metales pesados analizados fueron aluminio, cadmio, cobre, hierro, magnesio y plomo. Además, con los datos de macroinvertebrados, se calculó el Índice Biótico para los ríos del norte del Perú (nPeBMWP), para determinar la calidad ecológica de la cabecera del río Tingo. En la cabecera del río Tingo destacaron más los cambios en la dinámica espacial, que en la dinámica temporal. Los parámetros más importantes del estudio fueron el caudal, pH, conductividad eléctrica, cobre, hierro y manganeso. Por otro lado, tanto el caudal como el pH, fueron los parámetros que más se correlacionaron con el resto de parámetros, encontrando cuatro correlaciones para cada uno. Los parámetros de pH, oxígeno disuelto, y plomo no cumplieron con los Estándares de Calidad Ambiental para la Categoría 4. En cuanto a los macroinvertebrados, solo se encontraron en la estación sin influencia de la minería. Se registraron un total de 366 individuos, pertenecientes a 12 familias distribuidas en tres clases y siete órdenes. La clase más abundante fue Insecta con el 99.5% del total de individuos, destacando el orden Diptera con un 79.5% de los individuos. Según el nPeBMWP, la calidad ecológica en general es mala, destacando el cambio de la calidad según la época de muestreo en la estación sin influencia (desde regular hasta mala). Todos estos resultados fueron estadísticamente significativos ($p < 0.05$). La evaluación de todos los parámetros, así como de los macroinvertebrados, evidencian que los efluentes mineros generan un gran impacto en la cabecera del río Tingo, al eliminar el 100% de los macroinvertebrados por

alteración de las propiedades fisicoquímicas de su agua.

Palabras clave: calidad del agua, contaminación minera, índices bióticos, parámetros fisicoquímicos.

ABSTRACT

Water quality in high Andean rivers is threatened by increased mining activities that affect related ecosystem services. The study's main objective was to evaluate the physicochemical parameters, heavy metals and aquatic macroinvertebrates as indicators of the ecological status of the Tingo River during the dry, transition and rainy seasons. Three monitoring points were established, taking into account the mining intervention in the area. The physicochemical parameters analyzed were flow, pH, temperature, dissolved oxygen, total dissolved solids and electrical conductivity. The heavy metals analyzed were aluminum, cadmium, copper, iron, magnesium and lead. In addition, with the macroinvertebrate data, the Biotic Index for the rivers of northern Peru (nPeBMWP) was calculated to determine the ecological quality of the headwaters of the Tingo River. In the sources of the Tingo River, changes in spatial dynamics were more noticeable than changes in temporal dynamics. The most critical parameters of the study were flow, pH, electrical conductivity, copper, iron and manganese. On the other hand, both flow and pH were the parameters that correlated the most with the rest of the parameters, finding four correlations for each one. The pH, dissolved oxygen, and lead parameters did not meet the Environmental Quality Standards for Category 4. As for macroinvertebrates, they were only found in the station without mining influence. Three hundred sixty-six individuals were recorded, belonging to 12 families distributed in three classes and seven orders. The most abundant class was Insecta with 99.5% of the total number of individuals, highlighting the order Diptera with 79.5%. According to the nPeBMWP, the ecological quality is generally poor, highlighting the change in rate according to the time of sampling in the season without influence (from fair to poor). All these results were statistically significant ($p < 0.05$). The evaluation of all parameters and macroinvertebrates shows that mining effluents have a significant impact on the headwaters of the Tingo River, eliminating 100% of the macroinvertebrates by altering the physicochemical properties of the water.

Keywords: water quality, mining contamination, biotic indices, physicochemical parameters.

INTRODUCCIÓN

Los ríos altoandinos son de los ecosistemas más amenazados y al mismo tiempo de los de mayor importancia, al ser los antecesores de grandes ríos, como por ejemplo el río Marañón o el río Amazonas (Poma & Araujo, 2022; Villamarín et al., 2014). Aunque solo contienen una pequeña porción del agua dulce que hay en el mundo, son una de las principales fuentes de este recurso (Villamarín et al., 2020). Las principales actividades del hombre que hacen

uso de los ríos altoandinos son la agricultura, la ganadería, la hidroeléctrica y la minería (Tyagi et al., 2013). Todas estas actividades generan un grado de contaminación, que modifica la calidad del agua, afectando a los organismos que dependen tanto directamente como indirectamente del agua (Medeiros et al., 2017; Sutadian et al., 2016).

El crecimiento de la población en las últimas décadas, es el mayor precursor de las actividades que alteran la calidad el agua (Bwapwa, 2018;

Pereira, 2017). Para mantener este crecimiento, se han llevado a cabo acciones que han contaminado a los ríos. Algunas de estas acciones, son el cambio de uso de la tierra para la extracción de recursos naturales, tanto en los ecosistemas terrestres y acuáticos (Grill et al., 2019; Steffen et al., 2015). Otra de las acciones que más afectado, son las extracciones mineras ubicadas en las zonas altoandinas, generando un gran foco de contaminación por metales pesados. Esto ha conllevado a la degradación de los ríos, generando pérdidas de biodiversidad e impactando en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres y acuáticos de estas zonas (Carpenter, 2005; Carpenter et al., 2011; Tickner et al., 2020).

La calidad del agua en los ríos, se fundamenta principalmente en sus características biológicas o bióticas y físicas-químicas o abióticas (Béjaoui et al., 2016; Bettera et al., 2011; Jerves-Cobo et al., 2018). Las características biológicas o bióticas son las más importantes en los sistemas fluviales, debido a que permiten comprender la calidad del agua en función de su presencia, abundancia y patrones de distribución (Alomía Herrera & Carrera Burneo, 2017).

Los macroinvertebrados son considerados como uno de los mejores indicadores para evaluar y determinar la calidad del agua y del hábitat fluvial (Kefford et al., 2010; Lencioni et al., 2020; Pavlidou et al., 2015). La gran cantidad de familias de macroinvertebrados, su amplia adaptación a las condiciones ambientales y la dependencia de diversas fuentes de energía entre taxones los hace sensibles a todas las formas y niveles de perturbaciones en las aguas superficiales (Acosta et al., 2009; Itayama et al., 2015; Klem & Gutiérrez-Fonseca, 2017). Son organismos, que por sus características, ayudan a detectar el impacto de las actividades del

hombre que se dan tanto en los ecosistemas acuáticos, como en los terrestres (Khatri et al., 2020; Parikh et al., 2020) La estructura de la comunidad de macroinvertebrados depende de la exposición a la contaminación que recibe (Jacobsen et al., 2003; López-Rojo et al., 2020; Pestana et al., 2009). Es por ello, que la sensibilidad de las familias a la contaminación, es un criterio fundamental para evaluar la diversidad y abundancia relativa de estos, permitiendo deducir sobre las posibles cargas de contaminantes que hay en el ambiente (Grantham et al., 2012; Roldán, 2003). La gran variedad de factores y parámetros que afectan la calidad del agua hace que su evaluación sea una tarea compleja (Harja et al., 2016). Por lo que, las evaluaciones con macroinvertebrados, se deben complementar con evaluaciones de las características fisicoquímicas, y así tener un conocimiento completo de la calidad del agua (Blanchette et al., 2020; M. Santos et al., 2019).

El río Tingo, es un río altoandino localizado en la región Cajamarca, en el norte de Perú. Su cabecera es de gran importancia para la minería, en la que los últimos años ha aumentado la extracción de minerales de gran valor económico. Teniendo en cuenta la importancia ecológica y económica de dicha zona, el objetivo del estudio fue analizar la dinámica de los parámetros fisicoquímicos y de metales pesados en la cabecera durante la época seca, de transición y lluvia en la cabecera. También se analizó la relación entre todos los parámetros estudiados. Además, se determinó si los parámetros evaluados cumplen con la normativa nacional (Estándares de Calidad Ecológica del Agua. Categoría 4: Conservación del ambiente acuático). Por último, se determinó la calidad ecológica del agua mediante la aplicación de un índice biológico como es el Índice Biótico para

los ríos del norte del Perú (nPeBMWP), así como la evaluación de la composición funcional de macroinvertebrados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cabecera del río Tingo se encuentra en el Distrito y Provincia de Hualgayoc (Departamento Cajamarca). El área se clasifica en el perfil ecológico como Zona de Vida de Estepa -

Montano Tropical. Mientras que el clima del área se clasifica como Subhúmedo-Templado Frío, con una temperatura media anual que varía de 6 a 12°C, y una humedad relativa de 80 a 90%, con una precipitación pluvial anual de 764,9 mm (Sánchez Tello & Vásquez, 2011). La principal actividad de la zona es la ganadería a pequeña escala y la minería, destacando las explotaciones mineras de Coimolache y de Gold Fields (Figura 1).

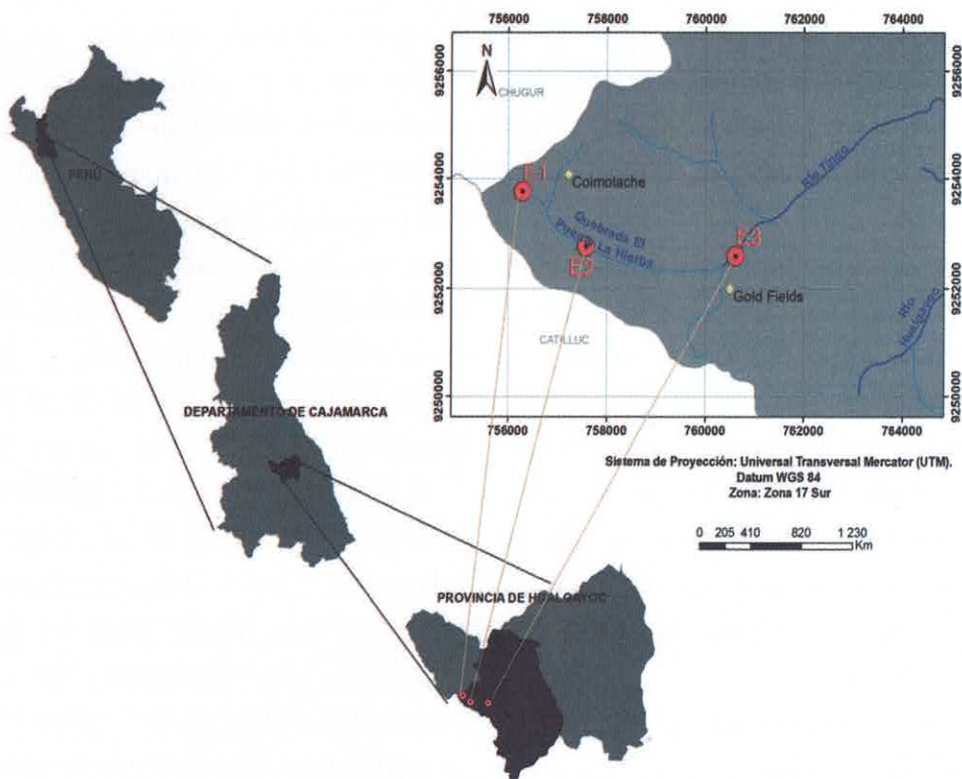


Figura 1. Ubicación de las estaciones de monitoreo en la cabecera del río Tingo, sin intervención minera (E1), con influencia de Cía Minera Coimolache (E2) y de minera Gold Fields (E3), en el Distrito y Provincia de Hualgayoc, Departamento Cajamarca (Perú)

Metodología empleada

Se llevaron a cabo tres muestreos entre octubre de 2018 y junio de 2019, cubriendo la época seca (octubre de 2018), la época de lluvias (marzo de 2019) y la época de transición de la época de lluvias a la época seca (junio de 2019). Se establecieron un total de tres estaciones de monitoreo a lo largo de la cabecera del río

siguiendo la metodología propuesta por la Autoridad Nacional del Agua (ANA) (2016). Los puntos se establecieron primero en fase de gabinete con la ayuda del software informático ArcGIS y fueron confirmados en campo con un receptor de posicionamiento global (GPS) marca Garmin, modelo Montana 610. La selección de estaciones de monitoreo se basó en una serie de

consideraciones: E1, es la estación más cercana al origen del río y sin intervención minera; E2, es la estación más cercana a la zona de influencia de la explotación minera gestionada por Coimolache; E3, es la estación más cercana a la zona de influencia de la explotación minera gestionada por Gold Fields. El rango altitudinal de las estaciones fue desde los 3861 m.s.n.m. hasta los 3604 m.s.n.m. (Figura 1).

La recolección, almacenamientos y traslado de las muestras de agua, así como los análisis de laboratorio, se realizaron de acuerdo con APHA et al. (2017). Los parámetros medidos *in situ* fueron: caudal (Q) con el método del flotador, pH, temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), sólidos disueltos totales (SDT), conductividad eléctrica (C.E) con un equipo multiparamétrico marca HANNA, Modelo HI98194. Para los parámetros de metales pesados de Aluminio (Al), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Manganeseo (Mn) y Plomo (Pb), se tomaron muestras en botellas de plástico de primer uso, refrigerándolas a 4°C durante su traslado, para su posterior análisis en el Laboratorio de Investigación de Suelos y Aguas de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas. Para la cuantificación de la concentración de metales pesados se usó el método 3120-B del APHA et al. (2017), con la ayuda de un espectrofotómetro de emisión atómica marca Agilent modelo MP-AES 4100.

La recolección de muestras de macroinvertebrados se realizó con red tipo Suber de 30x30 cm, de nylon con una abertura de malla de 250 µm. Se muestrearon todos los microhábitats posibles siguiendo la metodología GUADALMED (Jaímez-Cuéllar et al., 2002). Las muestras fueron conservadas en alcohol al 70% y trasladadas al Laboratorio de Investigación de Suelos y Aguas de la Universidad Nacional

Toribio Rodríguez de Mendoza para su limpieza. Posteriormente, se llevó a cabo la identificación con la ayuda de una lupa estereoscópica marca Zeiss, modelo Discovery V8. La identificación taxonómica de los macroinvertebrados recolectados fue hasta nivel de familia, usando las claves taxonómicas desarrolladas por Dominguez & Fernández (2009) y Gamarra et al. (2018).

La determinación de la calidad ecológica del agua se determinó aplicando el Índice Biótico para Ríos del Norte del Perú (nPeBMWP), desarrollado por Medina-Tafur et al. (2010).

Análisis de datos

Se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) de los parámetros fisicoquímicos y de metales pesados, para ordenarlos y poder graficarlos en forma de bitplot, y con ello establecer tanto la dinámica espacial como temporal. Luego, se aplicó una correlación de Pearson para analizar la relación entre todos los parámetros evaluados. Posteriormente, se compararon los valores de parámetros de cada época con dos normativas nacionales, los Estándares de Calidad Ambiental del Agua para la Categoría 4 (Conservación del ambiente acuático) (MINAM, 2017). Por último, se analizó la composición funcional de macroinvertebrados y se estableció la calidad ecológica de cada punto mediante el Índice nPeBMWP. Todos los análisis estadísticos se realizaron a un nivel de significancia de $p < 0.05$ con el software R versión 4.1.2 (R Development Core Team, 2021).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Dinámica espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos y metales pesados

Tras la aplicación del ACP, se graficaron los dos

primeras componentes, con las que se explicaron el 80.2% de la varianza total de los datos. Se comprobó que Q, Pb y SDT, son los que más se correlacionaron con la componente 1. Mientras que los metales pesados de Cu, Fe y Mn se correlacionan en mayor medida con la componente 2. También se puede ver que cuando hay una disminución de la temperatura y la conductividad, hay un aumento del pH y el

aluminio (Figura 2). En cuanto a la dinámica espaciotemporal, se observan diferencias espaciales, pero no temporales (Figura 2). Para la dinámica espacial, el agua en la E1 está asociada a mayores valores de pH, mientras que la E2 se asocia a mayores valores de C.E, Cu, Fe, Mn y Q y la E3 a la C.E y Q. Al mismo tiempo la E2 y E3 muestran una disminución del valor del pH (Figura 2a).

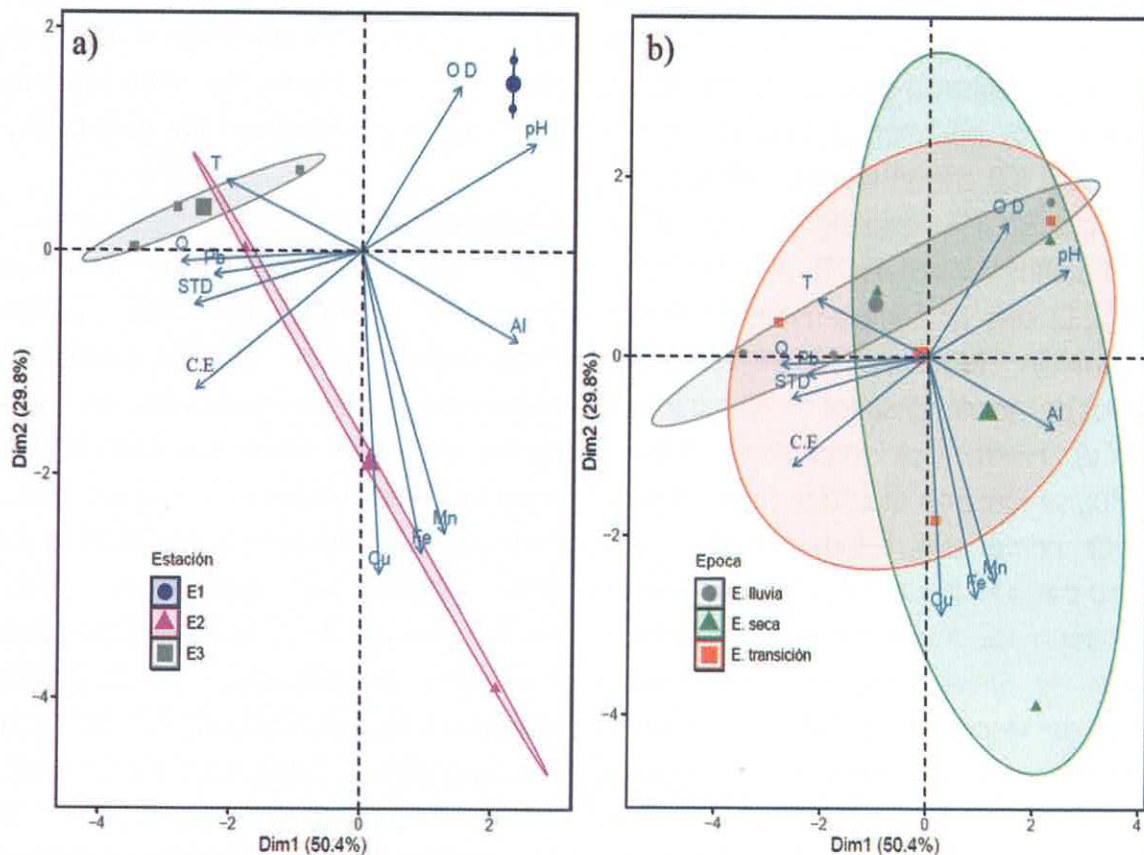


Figura 2. Bitplots para la dinámica espacial (a) y temporal (b) del análisis de componentes principales que muestra el comportamiento de los parámetros evaluados (Q: caudal; pH; T: temperatura; OD: oxígeno disuelto; STD: sólidos totales disueltos; C.E: conductividad eléctrica; Al: aluminio; Cu: cobre; Fe: hierro; Mn: manganeso; Pb: plomo).

Estos resultados indican que los efluentes producidos en las E2 y E3 de las mineras Coimolache y Gold Fields incrementaron los valores fisicoquímicos del agua principalmente de la C.E, Cu, Fe, Mn y acidificación del agua con la disminución del pH, lo que provoca que las condiciones ambientales sean desfavorables

para el desarrollo de los macroinvertebrados acuáticos en la cabecera del río (Pascual et al., 2019). Esto puede llevar a que no se pueda encontrar ningún individuo de macroinvertebrado, como fue el caso, ni siquiera de las familias que más toleran la contaminación como son Oligochaeta o Syrphidae (Medina-

Tafur et al., 2010; Mwedzi et al., 2016; Roldán, 2003). Por consiguiente, la naturaleza del suelo y efluentes de las actividades mineras conllevarían a la acidificación del agua. Son este tipo de actividades humanas, llevadas a cabo en las riberas de los ríos las que justifican el alto nivel de contaminantes encontrados en el agua (Cheng et al., 2018; Kumar et al., 2019; Sun et al., 2018). Por otro lado, la disminución del pH se debe a los protones libres (H^+) y a la acidez de los mineral de Fe y Mn disueltos en el agua, creando condiciones ácidas debido a la formación de ácido sulfúrico (de Klerk et al., 2016; Wei et al., 2017).

La E3 está relacionado con los máximos caudales y conductividad eléctrica en comparación con la E1 y E2. Esto indica que el incremento del caudal aguas abajo incide en la resuspensión de sedimentos y disolución de minerales, favorecidos por las descargas de efluentes de las mineras Coimolache y Gold Fields. El comportamiento de estos parámetros cuando hay actividades mineras cerca de los ríos, es algo altamente demostrado. Además, estos procesos llevan a un aumento de la salinidad, gracias a los ácidos y sales disueltas emitidas por los relaves mineros (El Rasafi et al., 2021; González-Marañón et al., 2021; Ma et al., 2019; Zhu et al., 2018).

En cuanto a las concentraciones de metales pesados, la E2 se evidencia la mayor concentración de metales, seguido de la E3 y E1. Las altas correlaciones, son indicativos de la presencia de efluentes con metales, que alteran la química del agua y los sedimentos. El Fe en el agua natural proviene de la disolución de las

rocas y minerales, dando un color amarillo intenso debido a las reacciones entre los iones férricos (Tapia et al., 2018). Sin embargo, el Fe y Mn se ve incrementado debido a las descargas de drenajes ácidos de mina con altas concentraciones de metales disueltos, los cuales fluyen a aguas subterráneas, arroyos y ríos dando lugar a varios problemas ambientales (Carolín et al., 2017; Ruihua et al., 2011).

Relación entre los parámetros analizados

En lo referente a las relaciones entre los diferentes parámetros, se evidencia que existe fuerte correlación negativa entre el Q con el pH ($r = -0.83$, $p < 0.01$) y Al ($r = -0.87$, $p < 0.01$), registrándose disminuciones de pH (mayor acidificación) y concentraciones de Al a medida que se incrementa el caudal aguas abajo. La relación positiva fuerte y moderada entre el Q con los STD ($r = 0.91$, $p < 0.001$) y C.E ($r = 0.77$, $p < 0.05$) indica que, a medida que aumenta el Q aumenta la concentración de STD y la capacidad de la C.E. El pH presenta correlaciones negativas fuertes con STD ($r = -0.82$, $p < 0.01$) y C.E ($r = -0.95$, $p < 0.001$), moderada con la T ($r = -0.74$, $p < 0.05$) y Pb ($r = -0.72$, $p < 0.05$), indicando que las disminuciones del pH en el agua favorecen el incremento de los valores de los STD, C.E, T y Pb. Así mismo existen correlaciones positivas moderadas para la C.E con los STD ($r = 0.77$, $p < 0.05$) y Pb ($r = 0.78$, $p < 0.05$), fuerte para el Cu con el Fe ($r = 0.93$, $p < 0.001$) y Mn ($r = 0.90$, $p < 0.001$) y muy fuerte para el Fe y Mn ($r = 0.97$, $p < 0.001$), indicando que a medida que incrementa los valores de un elemento lo hace el otro (Figura 3).

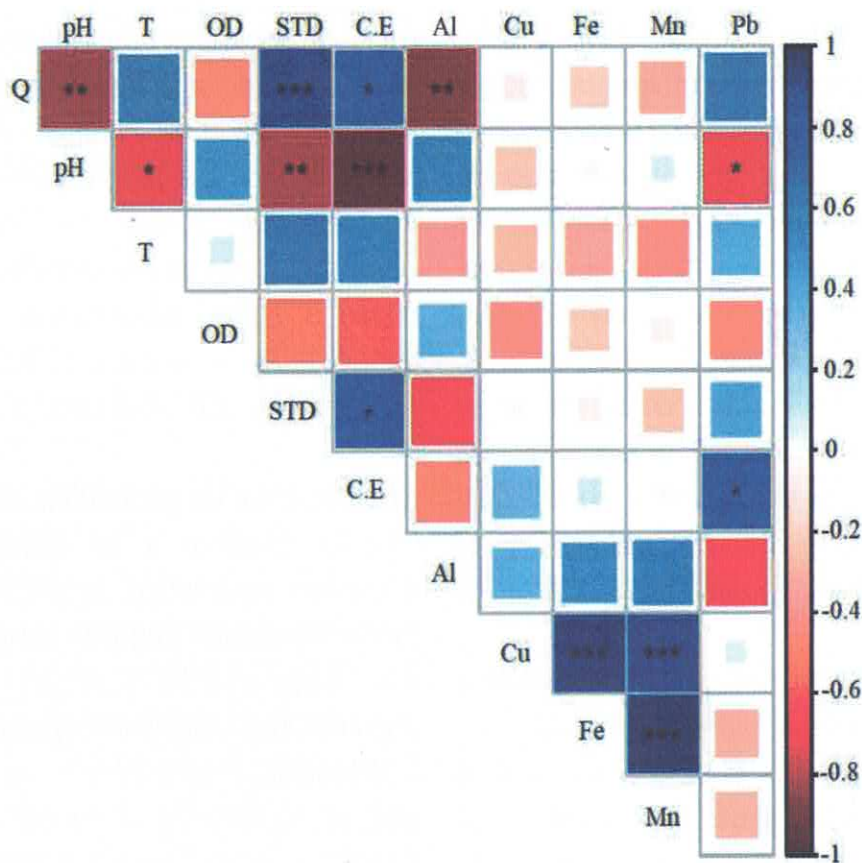


Figura 3. Coeficiente de correlación de Pearson para los parámetros analizados. Nivel de significancia de * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$) e *** ($p < 0,001$). (Q: caudal; pH; T: temperatura; OD: oxígeno disuelto; STD: sólidos totales disueltos; C.E: conductividad eléctrica; Al: aluminio; Cu: cobre; Fe: hierro; Mn: manganeso; Pb: plomo).

Esto es algo normal en aguas relacionadas con las minas, donde las descargas mineras, aumentan el caudal, lo que conlleva a una disminución del pH dada la naturaleza acida de estas aguas (Duncan, 2020; Martin et al., 2019). Al mismo tiempo, esto implica un aumento en los SDT y en la C.E dado el material disuelto, proveniente de la actividad minera (El Azhari et al., 2017; Ma et al., 2020; Mehler et al., 2019). Por último, cuando los relaves mineros no han tenido un adecuado tratamiento, estos, además de las características descritas anteriormente, también hay presencia de metales como el aluminio o el plomo, que son más estables, cuanto más ácido es el medio en el que se encuentran (Custodio et

al., 2020; Quispe-Zuniga et al., 2019; Santos & Johnson, 2018).

Comparación de los parámetros analizados con las normativas nacionales

Los parámetros evaluados en cada estación de muestreo se observan en la Tabla 1. Al comparar con los Estándares de Calidad Ambiental del Agua para la Categoría 4: Conservación del Ambiente Acuático de Ríos de Sierra, indica que las condiciones ecológicas eran mejores en la E1, que en la E2 y E3, donde hay actividad minera relacionada, en especial para el OD, el pH y el Pb en todas las épocas y la C.E en la época de lluvia.

Tabla 1. Resultados de los parámetros fisicoquímicos en el río Tingo, para estación sin intervención minera (E1), con influencia de Cía Minera Coimolache (E2) y de minera Gold Fields (E3) y su comparación con los ECA-C4.

Parámetros	E1			E2			E3			ECA
	Épocas de muestreo									
	Lluvia	Transición	Seca	Lluvia	Transición	Seca	Lluvia	Transición	Seca	
Q	11.64	8.36	5.39	45.15	32.63	22.34	111.75	86.4	69.85	-
pH	6.93	7.37	7.8	4.92nc	5.52nc	6.12nc	4.45nc	4.45nc	6.24nc	6.5 – 9.0
T	13.13	12.78	12.42	13.33	12.87	12.4	13.6	13.6	12.4	Δ 3
OD	4.37nc	3.31nc	2.25nc	2.25nc	2.22nc	2.18nc	2.23nc	2.23nc	2.23nc	≥ 5
STD	64ne	93ne	122ne	175ne	159ne	143ne	365ne	256.5ne	148ne	-
C.E	407.58	369.37	331.16	1152.7nc	953.68	754.66	1162.25nc	958.46	754.67	1000
Al	2.16ne	2.11ne	2.06ne	1.64ne	2.07ne	2.49ne	0.61ne	0.37ne	0.13ne	-
Cu	0.02	0.02	0.02	0.04	0.06	0.09	0.03	0.03	0.03	0.1
Fe	0.38ne	0.36ne	0.33ne	0.12ne	1.52ne	2.93ne	0.55ne	0.35ne	0.14ne	-
Mn	0.19ne	0.09ne	0.01ne	0.02ne	0.4ne	0.78ne	0.01ne	0.03ne	0.05ne	-
Pb	0.04nc	0.02nc	<0.005	0.22nc	0.13nc	0.04nc	0.11nc	0.15nc	0.19nc	0.0025

Q- caudal (l/s), pH, T (°C), OD (mg/l), STD (mg/l), C.E ($\mu\text{s}/\text{cm}^2$), metales (Al, Cu, Fe, Mg y Pb) ppm, nc- no cumple D.S N° 004-2017 - ECA-C4, ne- no establece concentración el ECA-C4.

Tanto el comportamiento del OD como del pH, están altamente relacionados con la actividad minera, dado que solo se da en las estaciones E2 y E3. Una de las principales consecuencias de los vertidos mineros, tratados o no, es una disminución del OD y el pH (Naveen Saviour, 2012; Xia et al., 2017; Yang et al., 2018). Esto conlleva a una modificación del ecosistema desde la cabecera del río (Ekka et al., 2020). Los valores encontrados para C.E durante la época de lluvia, es algo de esperar, dado que el incremento de las precipitaciones, conlleva un aumento de la escorrentía superficial, y por ende de los iones, sobre todo cuanto más debajo de la cuenca (Khan et al., 2017; Rascón et al., 2021). Por último, el comportamiento del Pb a lo largo de la cabecera, indica que dicho mineral está presente de forma natural. Este mineral es arrastrado por la erosión del agua, de ahí que sus valores superen la normativa en todas las estaciones (Jarsjö et al., 2017; Pakusina et al., 2019; Patterson, 1965).

Composición funcional de macroinvertebrados y calidad ecológica

Durante las evaluaciones solo se reportaron individuos de macroinvertebrados en la estación E1 para las tres épocas evaluadas, pero no reportándose ningún individuo en las E2 y E3.

En la estación E1, la familia Chironomidae presenta la mayor abundancia durante todas las épocas de muestreo, seguido por la familia Odontoceridae y Tabanidae. Se registró un total 366 individuos, distribuidos en 3 clases, 7 órdenes y 12 familias de macroinvertebrados en el río Tingo. Para las tres épocas de muestreo la clase Insecta representa el 99% de la población, con un total de 255 individuos para la familia Chironomidae. En la mayoría de estudios en zonas altoandinas, la clase Insecta es la que suele representar del 70% al 90% del total de organismo reportados (Custodio & Chávez, 2019; Scheibler et al., 2014). A demás, es la clase donde se encuentran los principales organismos

considerados para evaluar la calidad ecológica de los ríos (Shahady & Boniface, 2018; Springer, 2010). Cabe destacar la alta abundancia de la familia Chironomidae, al ser un buen indicador

de alteraciones en la calidad del agua, normalmente por compuestos orgánicos y metales pesados (Borkent & Dominiak, 2020; Deliberalli et al., 2018; Youbi et al., 2020).

Tabla 2. Abundancia de macroinvertebrados registrados en el río Tingo, estación sin intervención minera (E1), con influencia de Cía Minera Coimolache (E2) y de minera Gold Fields (E3).

Clase	Orden	Familia	Épocas de muestreo									
			E1			E2			E3			
			Lluvia	Transición	Seca	Lluvia	Transición	Seca	Lluvia	Transición	Seca	
Insecta	Diptera	Muscidae	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Tabanidae	18	4	-	-	-	-	-	-	-	-
		Tipulidae	1	10	1	-	-	-	-	-	-	-
		Ceratopogonidae	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Chironomidae	104	85	66	-	-	-	-	-	-	-
	Coleoptera	Dytiscidae	8	6	2	-	-	-	-	-	-	-
		Lampyridae	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Georissidae	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	Trichoptera	Odontoceridae	14	3	1	-	-	-	-	-	-	-
		Hidrobiosidae	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Odonata	Aeshnidae	3	2	3	-	-	-	-	-	-	-
	Ephemeroptera (Pupa)	-	23	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Arachnoldea	Acari	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	
Turbellaria	Seriata	Planariidae	-	-	1	-	-	-	-	-	-	

La ausencia de macroinvertebrados en las E2 y E3, se debe principalmente por la influencia del bajo pH y la alta conductividad eléctrica. Estos dos parámetros son dos de los más importante a la hora de regir los patrones de distribución de los macroinvertebrados, junto al OD. El pH influye sobre todo al orden Plecoptera, al contener familias que indican una gran sensibilidad a los cambios de pH, mostrando una baja tolerancia al pH ácido (Amiruddin & Suhaila, 2020; Suhaila & Che Salmah, 2017). Algo similar les ocurre a las ninfas de Odonata, donde una disminución del pH, incrementan su mortalidad (Dalzochio et al., 2020; Tollett et al., 2009). Los niveles de conductividad eléctrica, determinan una situación anormal que representar un riesgo para la salud de los organismos acuáticos (Goetsch & Palmer, 1997; Olson & Hawkins, 2017). Dado que, si se elevan más allá de los límites aceptables, podrían afectar la regulación interna de los fluidos al afectar el equilibrio

osmótico en los organismos (Rahmanian et al., 2015; Singh et al., 2019). Las bajas concentraciones de OD en toda la cabecera, sería el parámetro que determinaría la ausencia de macroinvertebrados en las estaciones E2 y E3, dado que es donde se encontraron los valores más bajos. Sin embargo, habría que tener en cuenta que los ríos altoandinos, cuando se superan los 3000 m.s.n.m., la distribución de macroinvertebrados se ve afectada por las bajas tasas de OD que tiene el agua de forma natural (Jacobsen, 2008; Jacobsen et al., 2003). Si esta situación, se suma a los vertidos mineros, es una razón de gran importancia por la que no se encuentran individuos (Batty et al., 2005; Fornaroli et al., 2018; Van Damme et al., 2008).

Por último, la inexistencia de macroinvertebrados también debe estar relacionado a las concentraciones de metales pesados encontrados (Tabla 1). Estos se absorben en cantidades apreciables en la

superficie corporal de los macroinvertebrados y se unen a la cutícula (Arimoro et al., 2021; Golovanova, 2008), provocando molfarmaciones que afectan a su desarrollo. Mientras que el Cu, puede acumularse dentro de las células, principalmente en el citosol, generando la muerte de los individuos (Clements et al., 1989; Leung et al., 2017).

Teniendo en cuenta los valores del índice biótico para ríos del norte del Perú (nPeBMWP) según rangos de calidad, se determinó que la época de lluvia presenta una calidad biológica

regular (nPeBNWP = 52) en comparación con las épocas seca y de transición, cuya calidad biológica es mala con nPeBMWP = 33 y nPeBNWP = 31 respectivamente (Figura 4). Al no evidenciarse macroinvertebrados en las estaciones de monitoreo E2 y E3 durante las tres estaciones, se atribuye que estas aguas están extremadamente contaminadas con una calidad biológica pésima, siendo la principal razón la influencia de las descargas de efluentes provenientes de la actividad minera.

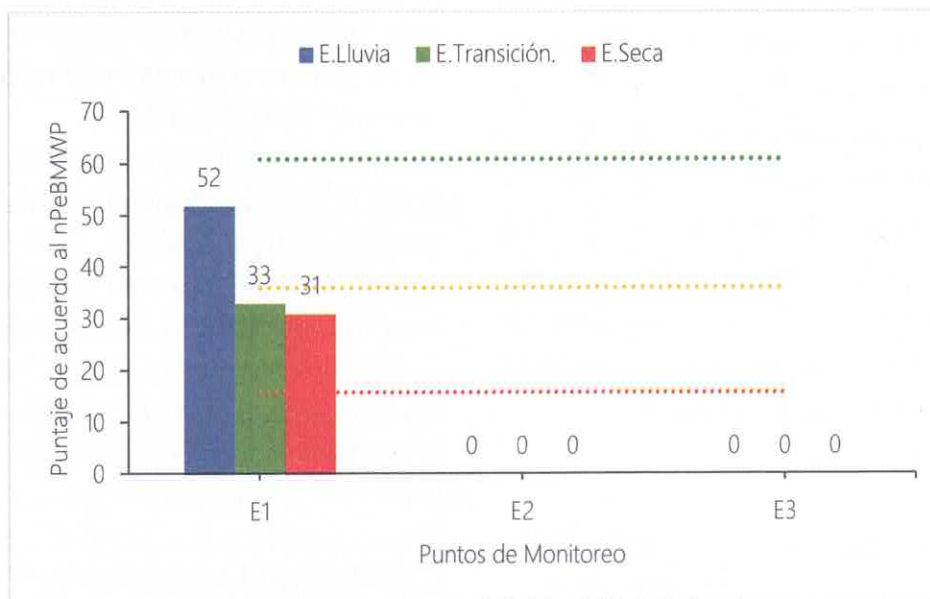


Figura 4. Calidad ecológica del agua según el Índice Biótico para los ríos del norte del Perú (nPeBNWP).

Sin embargo, hay que tener en cuenta que la E1, incluso sin tener ninguna influencia, se encuentra entre una calidad regular en época seca, a mala en época de lluvias. Esto se debe principalmente a la altitud de la estación de muestreo, dado que a más de 2500 m.s.n.m, hay una disminución de las familias y los individuos (Jacobsen, 2008; Jacobsen & Marín, 2008). Al mismo tiempo, la diferencias entre épocas se deben, a la deriva natural de los individuos por la perturbación natural generada por la lluvia,

por lo que la abundancia se ve afectada (Kim et al., 2018; Larson et al., 2018; Theodoropoulos et al., 2017). Por último, hay que tener en cuenta la naturaleza del lecho, que si tiene metales pesados en la roca madre, esta se erosionan de forma natural, afectando a los individuos de macroinvertebrados (DeTreville, 1964; Obasi & Akudinobi, 2020).

CONCLUSIONES

La cabecera del río Tingo tiene una calidad

ecológica entre regular y pésima. La zona sin influencia minera tiene las mejores calidades de agua (regular a mala) y en las zonas con influencia minera están las peores calidades de agua (pésima). Esta calidad, se debe principalmente a los vertidos mineros de las mineras que hay en la zona (Coimolache y Gold Fields), generando un gran impacto medioambiental. Al mismo tiempo solo se encontraron un total de 366 individuos durante todo el estudio, exclusivamente en la estación sin influencia minera.

Los parámetros fisicoquímicos y de metales pesados, se vieron exclusivamente influenciados por la dinámica espacial de la cabecera del río Tingo, siendo los parámetros pH, C.E, OD y Pb los más influenciados. Al mismo tiempo, son los que más relacionados estaban entre ellos. Además de ser los parámetros que no cumplían los límites establecidos por los Estándares de Calidad Ambiental del Agua para la Categoría 4 (Conservación del ambiente acuático).

REFERENCIAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35–64.
- Alomía Herrera, I., & Carrera Burneo, P. (2017). Environmental flow assessment in Andean rivers of Ecuador, case study: Chanlud and El Labrado dams in the Machángara River. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 17(2), 103–112. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2017.01.002>
- Amiruddin, M. N., & Suhaila, A. H. (2020). Composition of plecoptera (Insecta) fauna in rivers at different altitudes of high mountain in Peninsular Malaysia. *Malaysian Applied Biology*, 49(5), 81–87.
- APHA, AWWA, & WEF. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (R. B. Baird, A. D. Eaton, & E. W. Rice (eds.)). American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation.
- Arimoro, F. O., Meme, F. K., & Keke, U. N. (2021). Effects of effluent discharges from a cement factory on the ecology of macroinvertebrates in an Afrotropical river. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(38), 53444–53457. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14514-0>
- Autoridad Nacional del Agua (ANA). (2016). *Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales*. Autoridad Nacional del Agua.
- Batty, L. C., Atkin, L., & Manning, D. A. C. (2005). Assessment of the ecological potential of mine-water treatment wetlands using a baseline survey of macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution*, 138(3), 412–419. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.022>
- Béjaoui, B., Armi, Z., Ottaviani, E., Barelli, E., Gargouri-Ellouz, E., Chérif, R., Turki, S., Solidoro, C., & Aleya, L. (2016). Random Forest model and TRIX used in combination to assess and diagnose the trophic status of Bizerte Lagoon, southern Mediterranean. *Ecological Indicators*, 71, 293–301. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.010>
- Bettera, S. G., Dieser, S. A., Vissio, C., Geuna, G., Díaz, C., Larriestra, A. J., Odierno, L. M., & Frigerio, C. (2011). Calidad microbiológica del agua utilizada en establecimientos lecheros de la zona de villa maría (Córdoba). *Revista Argentina de Microbiología*, 43(2), 111–114.
- Blanchette, M. L., Allcock, R., Gonzalez, J., Kresoje, N., & Lund, M. (2020). Macroinvertebrates and Microbes (Archaea, Bacteria) Offer Complementary Insights into Mine-Pit Lake Ecology. *Mine Water and the Environment*, 39(3), 589–602. <https://doi.org/10.1007/s10230-019-00647-9>
- Borkent, A., & Dominiak, P. (2020). Catalog of the biting midges of the world (Diptera: Ceratopogonidae). In *Zootaxa* (Vol. 4787, Issue 1). <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4787.1.1>
- Bwapwa, J. K. (2018). Review on Main Issues Causing Deterioration of Water Quality and Water Scarcity: Case Study of South Africa. *Environmental*

- Management and Sustainable Development*, 7(3), 14–34. <https://doi.org/10.5296/emsd.v7i3.13156>
- Carolin, C. F., Kumar, P. S., Saravanan, A., Joshiba, G. J., & Naushad, M. (2017). Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(3), 2782–2799. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.029>
- Carpenter, S. R. (2005). Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(29), 10002–10005. <https://doi.org/10.1073/pnas.0503959102>
- Carpenter, Stephen R., Stanley, E. H., & Vander Zanden, M. J. (2011). State of the world's freshwater ecosystems: Physical, chemical, and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources*, 36, 75–99. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-021810-094524>
- Cheng, X., Danek, T., Drozdova, J., Huang, Q., Qi, W., Zou, L., Yang, S., Zhao, X., & Xiang, Y. (2018). Soil heavy metal pollution and risk assessment associated with the Zn-Pb mining region in Yunnan, Southwest China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(4). <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6574-x>
- Clements, W. H., Farris, J. L., Cherry, D. S., & Cairns, J. (1989). The influence of water quality on macroinvertebrate community responses to copper in outdoor experimental streams. *Aquatic Toxicology*, 14(3), 249–262. [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(89\)90019-2](https://doi.org/10.1016/0166-445X(89)90019-2)
- Custodio, M., & Chávez, E. (2019). Quality of the aquatic environment of high andean rivers evaluated through environmental indicators: A case of the cunas river, Peru. *Ingeniare*, 27(3), 396–409. <https://doi.org/10.4067/S0718-33052019000300396>
- Custodio, M., Cuadrado, W., Peñaloza, R., Montalvo, R., Ochoa, S., & Quispe, J. (2020). Human risk from exposure to heavy metals and arsenic in water from rivers with mining influence in the Central Andes of Peru. *Water (Switzerland)*, 12(7). <https://doi.org/10.3390/w12071946>
- Dalzochio, M. S., Périco, E., Dametto, N., & Sahlén, G. (2020). Rapid functional traits turnover in boreal dragonfly communities (Odonata). *Scientific Reports*, 10(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71685-5>
- de Klerk, A. R., Oberholster, P. J., van Wyk, J. H., Truter, J. C., Schaefer, L. M., & Botha, A. M. (2016). The effect of rehabilitation measures on ecological infrastructure in response to acid mine drainage from coal mining. *Ecological Engineering*, 95, 463–474. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.070>
- Deliberalli, W., Cansian, R. L., Pereira, A. A. M., Loureiro, R. C., Hepp, L. U., & Restello, R. M. (2018). The effects of heavy metals on the incidence of morphological deformities in chironomidae (Diptera). *Zoologia*, 35(Tüzen 2009), 1–7. <https://doi.org/10.3897/zoologia.35.e12947>
- DeTreville, R. T. P. (1964). Natural occurrence of lead. *Archives of Environmental Health*, 8(2), 212–221. <https://doi.org/10.1080/00039896.1964.10663658>
- Dominguez, E., & Fernández, H. R. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. In *Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo,* Fundación Miguel Lillo.
- Duncan, A. E. (2020). The Dangerous Couple: Illegal Mining and Water Pollution - A Case Study in Fena River in the Ashanti Region of Ghana. *Journal of Chemistry*, 2020. <https://doi.org/10.1155/2020/2378560>
- Ekka, A., Pande, S., Jiang, Y., & Zaag, P. van der. (2020). Anthropogenic modifications and river ecosystem services: A landscape perspective. *Water (Switzerland)*, 12(10), 1–21. <https://doi.org/10.3390/w12102706>
- El Azhari, A., Rhoujjati, A., El Hachimi, M. L., & Ambrosi, J. paul. (2017). Pollution and ecological risk assessment of heavy metals in the soil-plant system and the sediment-water column around a former Pb/Zn-mining area in NE Morocco. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 144(June), 464–474. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.051>
- El Rasafi, T., Nouri, M., & Haddioui, A. (2021). Metals

- in mine wastes: environmental pollution and soil remediation approaches—a review. *Geosystem Engineering*, 24(3), 157–172. <https://doi.org/10.1080/12269328.2017.1400474>
- Fornaroli, R., Ippolito, A., Tolkkinen, M. J., Mykrä, H., Muotka, T., Balistrieri, L. S., & Schmidt, T. S. (2018). Disentangling the effects of low pH and metal mixture toxicity on macroinvertebrate diversity. *Environmental Pollution*, 235, 889–898. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.097>
- Gamarra, O., Corroto, F., Rascón, J., Leiva-Tafur, D., & Barboza-Castillo, E. (2018). *Macroinvertebrados acuáticos de la cuenca del río Utcubamba, Amazonas – Perú*. UNTRM. <https://doi.org/https://doi.org/10.5281/zenodo.3965165>
- Goetsch, P. A., & Palmer, C. G. (1997). Salinity tolerances of selected macroinvertebrates of the Sabie River, Kruger National Park, South Africa. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 32(1), 32–41. <https://doi.org/10.1007/s002449900152>
- Golovanova, I. L. (2008). Effects of heavy metals on the physiological and biochemical status of fishes and aquatic invertebrates. *Inland Water Biology*, 7(1), 93–101. <https://doi.org/10.1007/s12212-008-1014-1>
- González-Marañón, A., Palacios-Mulgado, I., & Domínguez-González, A. L. (2021). Evaluación espacio-temporal de la calidad de las aguas en la Cuenca Hidrográfica Guaos-Gascón. *Revista Cubana de Química*, 33(1), 70–92.
- Grantham, T. E., Cañedo-Argüelles, M., Perrée, I., Rieradevall, M., & Prat, N. (2012). A mesocosm approach for detecting stream invertebrate community responses to treated wastewater effluent. *Environmental Pollution*, 160(1), 95–102. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.09.014>
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., Babu, S., Borrelli, P., Cheng, L., Crochetiere, H., Ehalt Macedo, H., Filgueiras, R., Goichot, M., Higgins, J., Hogan, Z., Lip, B., McClain, M. E., Meng, J., Mulligan, M., ... Zarfl, C. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569(7755), 215–221. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>
- Harja, G., Nascu, I., Muresan, C., & Nascu, I. (2016). Improvements in Dissolved Oxygen Control of an Activated Sludge Wastewater Treatment Process. *Circuits, Systems, and Signal Processing*, 35(6), 2259–2281. <https://doi.org/10.1007/s00034-016-0282-y>
- Itayama, T., Hawkins, P., Leelahakriengkrai, P., Kullasoot, S., Whangchai, N., Chitmanat, C., Peerapornpisal, Y., & Kawabata, Z. (2015). Bioassessment of dry season water quality in the Ping River around Chiang Mai city, Thailand. *Chiang Mai Journal of Science*, 42(2), 349–366.
- Jacobsen, D. (2008). Low oxygen pressure as a driving factor for the altitudinal decline in taxon richness of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 154(4), 795–807. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0877-x>
- Jacobsen, D., & Marín, R. (2008). Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquatic Ecology*, 42(4), 643–656. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9127-x>
- Jacobsen, D., Rostgaard, S., & Vásconez, J. J. (2003). Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency? *Freshwater Biology*, 48(11), 2025–2032. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01140.x>
- Jáimez-Cuéllar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., Aviles, J., Casas, J., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Saínez-Cantero, C. E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M. L., Toro, M., Vidal-Abarca, M. R., Zamora-Munõz, C., & Alba-Tercedor, J. (2002). Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica*, 21(3–4), 187–204. <https://doi.org/10.1007/s00203-006-0174-9>
- Jarsjö, J., Chalov, S. R., Pietroni, J., Alekseenko, A. V., & Thorslund, J. (2017). Patterns of soil contamination, erosion and river loading of metals in a gold mining region of northern Mongolia. *Regional Environmental Change*, 17(7), 1991–2005. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1169-6>
- Jerves-Cobo, R., Lock, K., Van Butsel, J., Pauta, G.,

- Cisneros, F., Nopens, I., & Goethals, P. L. M. (2018). Biological impact assessment of sewage outfalls in the urbanized area of the Cuenca River basin (Ecuador) in two different seasons. *Limnologica*, *71*, 8–28. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.05.003>
- Kefford, B. J., Zalizniak, L., Dunlop, J. E., Nugegoda, D., & Choy, S. C. (2010). How are macroinvertebrates of slow flowing lotic systems directly affected by suspended and deposited sediments? *Environmental Pollution*, *158*(2), 543–550. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.08.008>
- Khan, M. Y. A., Gani, K. M., & Chakrapani, G. J. (2017). Spatial and temporal variations of physicochemical and heavy metal pollution in Ramganga River—a tributary of River Ganges, India. *Environmental Earth Sciences*, *76*(5). <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6547-3>
- Khatri, N., Raval, K., Jha, A. K., & Rawtani, D. (2020). Pollution Indicators at Stretches of the Mahisagar River in Gujarat India. *Environmental Claims Journal*, *32*(4), 310–322. <https://doi.org/10.1080/10406026.2020.1750803>
- Kim, D. G., Yoon, T. J., Baek, M. J., & Bae, Y. J. (2018). Impact of rainfall intensity on benthic macroinvertebrate communities in a mountain stream under the East Asian monsoon climate. *Journal of Freshwater Ecology*, *33*(1), 489–501. <https://doi.org/10.1080/02705060.2018.1476271>
- Klem, C. C., & Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2017). CO₂-driven experimental acidification effects on aquatic macroinvertebrates in a tropical stream. *Journal of Freshwater Ecology*, *32*(1), 195–204. <https://doi.org/10.1080/02705060.2016.1259126>
- Kumar, V., Sharma, A., Kaur, P., Singh Sidhu, G. P., Bali, A. S., Bhardwaj, R., Thukral, A. K., & Cerda, A. (2019). Pollution assessment of heavy metals in soils of India and ecological risk assessment: A state-of-the-art. *Chemosphere*, *216*, 449–462. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.066>
- Larson, E. I., Poff, N. L. R., Atkinson, C. L., & Flecker, A. S. (2018). Extreme flooding decreases stream consumer autochthony by increasing detrital resource availability. *Freshwater Biology*, *63*(12), 1483–1497. <https://doi.org/10.1111/fwb.13177>
- Lencioni, V., Bellamoli, F., & Paoli, F. (2020). Multi-level effects of emerging contaminants on macroinvertebrates in Alpine streams: From DNA to the ecosystem. *Ecological Indicators*, *117*(March), 106660. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106660>
- Leung, H. M., Duzgoren-Aydin, N. S., Au, C. K., Krupanidhi, S., Fung, K. Y., Cheung, K. C., Wong, Y. K., Peng, X. L., Ye, Z. H., Yung, K. K. L., & Tsui, M. T. K. (2017). Monitoring and assessment of heavy metal contamination in a constructed wetland in Shaoguan (Guangdong Province, China): bioaccumulation of Pb, Zn, Cu and Cd in aquatic and terrestrial components. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(10), 9079–9088. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6756-4>
- López-Rojo, N., Pérez, J., Alonso, A., Correa-Araneda, F., & Boyero, L. (2020). Microplastics have lethal and sublethal effects on stream invertebrates and affect stream ecosystem functioning. *Environmental Pollution*, *259*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113898>
- M. Naveen Saviour. (2012). Environmental Impact of Soil and Sand Mining: A Review. *International Journal of Science, Environment*, *1*(3), 125–134.
- Ma, D., Duan, H., Liu, J., Li, X., & Zhou, Z. (2019). The role of gangue on the mitigation of mining-induced hazards and environmental pollution: An experimental investigation. *Science of the Total Environment*, *664*, 436–448. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.059>
- Ma, D., Duan, H., Liu, W., Ma, X., & Tao, M. (2020). Water–Sediment Two-Phase Flow Inrush Hazard in Rock Fractures of Overburden Strata During Coal Mining. *Mine Water and the Environment*, *39*(2), 308–319. <https://doi.org/10.1007/s10230-020-00687-6>
- Martin, A., Landesman, C., Lépinay, A., Roux, C., Champion, J., Chardon, P., & Montavon, G. (2019). Flow period influence on uranium and trace elements release in water from the waste rock pile of the former La Commanderie uranium mine (France). *Journal of Environmental Radioactivity*, *208–209*(July), 106010.

- <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106010>
- Medeiros, A. C., Faial, K. R. F., do Carmo Freitas Faial, K., da Silva Lopes, I. D., de Oliveira Lima, M., Guimarães, R. M., & Mendonça, N. M. (2017). Quality index of the surface water of Amazonian rivers in industrial areas in Pará Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 123(1–2), 156–164. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.002>
- Medina-Tafur, C., Hora-Revilla, M., Asencio-Guzmán, I., Pereda-Ruiz, W., & Gabriel-Aguilar, R. (2010). El índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), modificado y adaptado a tres microcuencas del Alto Chicama. La Libertad. Perú. 2008. *Sciéndo*, 13(1–2), 1–15.
- MINAM. (2017). Aprueban Estandares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen disposiciones complementarias. *El Peruano*, 6–9.
- Mwedzi, T., Bere, T., & Mangadze, T. (2016). Macroinvertebrate assemblages in agricultural, mining, and urban tropical streams: implications for conservation and management. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11), 11181–11192. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6340-y>
- Obasi, P. N., & Akudinobi, B. B. (2020). Potential health risk and levels of heavy metals in water resources of lead–zinc mining communities of Abakaliki, southeast Nigeria. *Applied Water Science*, 10(7), 1–23. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01233-z>
- Olson, J. R., & Hawkins, C. P. (2017). Effects of total dissolved solids on growth and mortality predict distributions of stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 62(4), 779–791. <https://doi.org/10.1111/fwb.12901>
- Pakusina, A. P., Platonova, T. P., & Lobarev, S. A. (2019). Heavy metal level in the ecosystem components of small rivers in the Amur-Zeya Plain agricultural landscape. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 315(4). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/315/4/042023>
- Parikh, G., Rawtani, D., & Khatri, N. (2020). Insects as an Indicator for Environmental Pollution. *Environmental Claims Journal*, 33(2), 161–181. <https://doi.org/10.1080/10406026.2020.1780698>
- Pascual, G., Iannacone, J., & Alvarino, L. (2019). Benthic macroinvertebrates and toxicological tests for assessing water and sediment quality of the Rimac river, Lima, Peru. *Revista de Investigaciones Veterinarias Del Peru*, 30(4), 1421–1442. <https://doi.org/10.15381/rivep.v30i4.17164>
- Patterson, C. C. (1965). Contaminated and natural lead environments of man. *Archives of Environmental Health*, 11(3), 344–360. <https://doi.org/10.1080/00039896.1965.10664229>
- Pavlidou, A., Simboura, N., Rousselaki, E., Tzapakis, M., Pagou, K., Drakopoulou, P., Assimakopoulou, G., Kontoyiannis, H., & Panayotidis, P. (2015). Methods of eutrophication assessment in the context of the water framework directive: Examples from the Eastern Mediterranean coastal areas. *Continental Shelf Research*, 108, 156–168. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.05.013>
- Pereira, L. S. (2017). Water, Agriculture and Food: Challenges and Issues. *Water Resources Management*, 31(10), 2985–2999. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1664-z>
- Pestana, J. L. T., Alexander, A. C., Culp, J. M., Baird, D. J., Cessna, A. J., & Soares, A. M. V. M. (2009). Structural and functional responses of benthic invertebrates to imidacloprid in outdoor stream mesocosms. *Environmental Pollution*, 157(8–9), 2328–2334. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.027>
- Poma, M. A. S., & Araujo, A. A. H. (2022). Preferencia de microhábitat y gremios tróficos de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos, Ayacucho, Perú. *Limnetica*, 41(1). <https://doi.org/10.23818/limn.41.01>
- Quispe-Zuniga, M. R., Santos, F., Callo-Concha, D., & Greve, K. (2019). Impact of heavy metals on community farming activities in the central peruvian andes. *Minerals*, 9(10), 14–17. <https://doi.org/10.3390/min9100647>
- R Development Core Team. (2021). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. <http://www.r-project.org>
- Rahmanian, N., Hajar, S., Ali, B., Homayoonfard, M., Ali, N. J., Rehan, M., Sadeh, Y., & Nizami, A. S.

- (2015). Analysis of Physiochemical Parameters to Evaluate the Drinking Water Quality in the State of Perak, Malaysia. *Journal of Chemistry*, 2015(Cd), 10.
- Rascón, J., Corroto, F., Leiva-Tafur, D., & Gamarra Torres, O. A. (2021). Variaciones limnológicas espaciotemporales de un lago altoandino tropical al norte de Perú. *Ecología Austral*, 31(2), 343–356. <https://doi.org/10.25260/ea.21.31.2.0.1200>
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: uso del método BMWP/Col* (p. 170). https://books.google.com.co/books?id=ZEjgIKZTF2UC&printsec=frontcover&dq=calidad+del+agua&hl=es-419&sa=X&ved=0ahUKEwi9_4jo8pDNAhWM6CYKHSX4CsAQ6AEIQDAC#v=onepage&q&f=false
- Ruihua, L., Lin, Z., Tao, T., & Bo, L. (2011). Phosphorus removal performance of acid mine drainage from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1–3), 669–676. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.097>
- Sánchez Tello, S., & Vásquez, C. (2011). *Zonas de Vida de Cajamarca*. Gobierno Regional de Cajamarca.
- Santos, A. L., & Johnson, D. B. (2018). Design and application of a low pH upflow biofilm sulfidogenic bioreactor for recovering transition metals from synthetic waste water at a Brazilian copper mine. *Frontiers in Microbiology*, 9(AUG), 1–11. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02051>
- Santos, M., Peixoto, S., Pereira, J. L., Luís, A. T., Henriques, I., Gonçalves, F. J. M., Pereira, M. J., Oliveira, H., & Vidal, T. (2019). Using flow cytometry for bacterioplankton community analysis as a complementary tool to Water Framework Directive to signal putatively impacted sites. *Science of the Total Environment*, 695, 133754. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133754>
- Scheibler, E., Roig-Juñent, S., & Claps, M. (2014). Chironomid (Insecta: Diptera) assemblages along an Andean altitudinal gradient. *Aquatic Biology*, 20(2), 169–184. <https://doi.org/10.3354/ab00554>
- Shahady, T., & Boniface, H. (2018). Water quality management through community engagement in Costa Rica. *Journal of Environmental Studies and Sciences*, 8(4), 488–502. <https://doi.org/10.1007/s13412-018-0504-7>
- Singh, A. P., Dhadse, K., & Ahalawat, J. (2019). Managing water quality of a river using an integrated geographically weighted regression technique with fuzzy decision-making model. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(6). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7487-z>
- Springer, M. (2010). Capítulo 3. Biomonitorio acuático. *Revista de Biología Tropical*, 58(SUPPL. 4), 53–59.
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., & Ludwig, C. (2015). The trajectory of the anthropocene: The great acceleration. *Anthropocene Review*, 2(1), 81–98. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>
- Suhaila, A. H., & Che Salmah, M. R. (2017). Application of aquatic insects (Ephemeroptera, plecoptera and trichoptera) in water quality assessment of Malaysian headwater. *Tropical Life Sciences Research*, 28(2), 143–162. <https://doi.org/10.21315/tlsr2017.28.2.11>
- Sun, Z., Xie, X., Wang, P., Hu, Y., & Cheng, H. (2018). Heavy metal pollution caused by small-scale metal ore mining activities: A case study from a polymetallic mine in South China. *Science of the Total Environment*, 639, 217–227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.176>
- Sutadian, A. D., Muttill, N., Yilmaz, A. G., & Perera, B. J. C. (2016). Development of river water quality indices—a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(1), 1–29. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5050-0>
- Tapia, J., Davenport, J., Townley, B., Dorador, C., Schneider, B., Tolorza, V., & von Tümpling, W. (2018). Sources, enrichment, and redistribution of As, Cd, Cu, Li, Mo, and Sb in the Northern Atacama Region, Chile: Implications for arid watersheds affected by mining. *Journal of Geochemical Exploration*, 185(November), 33–51. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.10.021>
- Theodoropoulos, C., Vourka, A., Stamou, A., Rutschmann, P., & Skoulikidis, N. (2017). Response

- of freshwater macroinvertebrates to rainfall-induced high flows: A hydroecological approach. *Ecological Indicators*, 73, 432–442. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.011>
- Tickner, D., Opperman, J. J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Cooke, S. J., Dalton, J., Darwall, W., Edwards, G., Harrison, I., Hughes, K., Jones, T., Leclère, D., Lynch, A. J., Leonard, P., McClain, M. E., Muruven, D., Olden, J. D., ... Young, L. (2020). Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *BioScience*, 70(4), 330–342. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>
- Tollett, V. D., Benvenuti, E. L., Deer, L. A., & Rice, T. M. (2009). Differential toxicity to Cd, Pb, and Cu in dragonfly larvae (Insecta: Odonata). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 56(1), 77–84. <https://doi.org/10.1007/s00244-008-9170-1>
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2013). Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. *American Journal of Water Resources*, 1(3), 34–38. <https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3>
- Tyler Mehler, W., Gagliardi, B., Keough, M. J., & Pettigrove, V. (2019). Evaluating freshwater mining sediment toxicity in Tasmania: Achieving strong multiple lines of evidence. *Science of the Total Environment*, 651, 1243–1252. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.245>
- Van Damme, P. A., Hamel, C., Ayala, A., & Bervoets, L. (2008). Macroinvertebrate community response to acid mine drainage in rivers of the High Andes (Bolivia). *Environmental Pollution*, 156(3), 1061–1068. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.04.018>
- Villamarín, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 1072–1086. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Villamarín, C., Rieradevall, M., & Prat, N. (2020). Macroinvertebrate diversity patterns in tropical highland andean rivers. *Limnetica*, 39(2), 677–691. <https://doi.org/10.23818/limn.39.44>
- Wei, X., Zhang, S., Han, Y., & Wolfe, F. A. (2017). Mine Drainage: Research and Development. *Water Environment Research*, 89(10), 1384–1402. <https://doi.org/10.2175/106143017x15023776270377>
- Xia, D., Ye, H., Xie, Y., Yang, C., Chen, M., Dang, Z., Yi, X., & Lu, G. (2017). Isotope geochemistry, hydrochemistry, and mineralogy of a river affected by acid mine drainage in a mining area, South China. *RSC Advances*, 7(68), 43310–43318. <https://doi.org/10.1039/c7ra07809a>
- Yang, Y., Meng, Z., & Jiao, W. (2018). Hydrological and pollution processes in mining area of Fenhe River Basin in China. *Environmental Pollution*, 234(3), 743–750. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.018>
- Youbi, A., Zerguine, K., Houilia, A., Farfar, K., Soumati, B., Berrebbah, H., Djebbar, M. R., & Souiki, L. (2020). Potential use of morphological deformities in Chironomus (Diptera: Chironomidae) as a bioindicator of heavy metals pollution in North-East Algeria. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(8), 8611–8620. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07459-y>
- Zhu, D., Wei, Y., Zhao, Y., Wang, Q., & Han, J. (2018). Heavy Metal Pollution and Ecological Risk Assessment of the Agriculture Soil in Xunyang Mining Area, Shaanxi Province, Northwestern China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 101(2), 178–184. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2374-9>

Recibido: 10-12-2021 Aceptado: 11-12-2021 Publicado: 29-12-2021