



EVALUACIÓN ECOLÓGICA DEL RÍO LLIQUINO A TRAVÉS DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS, PASTAZA – ECUADOR

Esteban Terneus
Universidad Internacional
del Ecuador

Karina Hernández
Museo Ecuatoriano
de Ciencias Naturales

María José Racines
Universidad Internacional
del Ecuador

Recibido: julio 19, 2012 Aceptado: noviembre 28, 2012

Pág. 31-45

Resumen

Durante los últimos 10 años, el río Lliquino, uno de los afluentes del río Pastaza, en el oriente ecuatoriano, ha sufrido episodios de intervención antrópica, influenciados principalmente por procesos de colonización y extracción minera. Con el propósito de medir el estado de salud ecológica de este ecosistema acuático, se monitorearon sus aguas utilizando macroinvertebrados como bioindicadores de calidad ambiental, por un período de cinco años consecutivos (2008 – 2012). Durante este periodo se pudo determinar que la salud ecológica del río se mantiene en buenas condiciones, a pesar de la extracción de material pétreo en la zona, lo que demuestra que al parecer esta actividad no es tan agresiva, si se la compara con la extracción de minerales o metales pesados. Se registró la presencia y dominancia de especies indicadoras de buena calidad ambiental, como son las especies correspondientes al grupo de los Ephemeroptera o efemerópteros (*Mayobaetis* sp., *Farrodes* sp., *Leptohyphes* sp.), Trichoptera o tricópteros (*Smicridea* sp., *Chimarra* sp.), Plecoptera o plecópteros (*Anacroneuria* sp.) y Megaloptera (*Corydalus* sp.). Es importante mencionar que algunas de las especies registradas en este estudio, no son comunes, por lo que hay que implementar un programa de monitoreo continuo, encaminado a evaluar el estado de salud ecológica de estas poblaciones tan importantes para el mantenimiento de la vida acuática de este ecosistema.

Palabras clave: Bioindicador, calidad de agua, índice de calidad ambiental, macroinvertebrados, amazonía ecuatoriana.

Abstract

Over the last 10 years, the Lliquino river, an affluent of the Pastaza river from the Ecuadorian Amazon basin, has been subjected to anthropological impacts due to colonization and mineral extraction activities. This study sought to measure this aquatic eco-system's ecological health by monitoring its waters using macroinvertebrates as bioindicators of environmental quality for five consecutive years (2008 – 2012). During this period, it was possible to determine that the river's ecological health remains in good condition, despite removal of petreous material in the zone, which shows that apparently this activity is not as aggressive compared to extraction of minerals or heavy metals. The presence and dominance of some taxa indicators of good environmental conditions such as: Ephemeroptera (*Mayobaetis* sp., *Farrodes* sp., *Leptohyphes* sp.), Trichoptera (*Smicridea* sp., *Chimarra* sp.), Plecoptera (*Anacroneuria* sp.), and Megaloptera (*Corydalus* sp.). It is noteworthy that some of the taxa recorded in this study are not common in the macroinvertebrate assemble. For this reason, it is necessary to promote the creation of monitoring programs aimed at assessing the ecologic health conditions of these important populations needed to maintain the aquatic life ecosystem.

Keywords: Bioindicator, water quality, environmental quality index, macroinvertebrates, amazonía ecuatoriana.

1 Introducción

El uso de los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua se fundamenta en el hecho de que dichos organismos ocupan un hábitat a cuyas exigencias ambientales se encuentran adaptados. Cualquier cambio en las condiciones ambientales se reflejará en la estructura y composición de las comunidades de insectos acuáticos que allí habitan [21, 25].

Un río que ha sufrido alteraciones en sus condiciones naturales por procesos de contaminación, refleja sus efectos a través de la estructura y composición de su biota acuática, por consiguiente, las comunidades de macroinvertebrados son el mejor ejemplo para ilustrar la manifestación de estos cambios que pueden variar de complejos y diversos, con organismos propios de aguas limpias, a simples y de baja diversidad, con organismos propios de aguas contaminadas [21]. Algunos parámetros como la altitud, el pH del agua, la concentración de oxígeno y la conductividad, son a menudo las variables frente a las cuales responden los organismos que dependen de ellos para sobrevivir y cuya alteración se manifiesta por elementos externos de modificación del hábitat o de contaminación [12].

De manera general los efemerópteros, plecópteros y tricópteros son indicadores de buena calidad de agua, mientras que los dípteros quironómidos y ceratopogónidos y ciertos anélidos son indicadores de aguas con alta carga orgánica. La relación de estos grupos en proporción y riqueza brindan una idea bastante precisa del estado de salud del ambiente acuático [11, 24].

En los casos donde es necesario tener un diagnóstico rápido del estado de salud de los cuerpos de agua, como es el caso de estudio, la evaluación del ecosistema utilizando bioindicadores acuáticos (macroinvertebrados) es una de las técnicas más acertadas, rápidas y de gran confiabilidad, que ha sido utilizada internacionalmente y con grandes resultados [6]. Esta técnica permite abaratar costos frente a las técnicas de química analítica convencional usada por los grandes laboratorios de análisis de aguas. Además, la expresión de la composición bentónica de un cuerpo de agua manifiesta efectos a largo plazo de las condiciones de salud del hábitat y no únicamente expresiones transitorias que las técnicas de química analítica convencional brindan.

El presente estudio pretende evaluar el efecto de la actividad antrópica sobre las comunidades de macroinvertebrados que habitan en el río Lliquino, como un mecanismo que permita adoptar políticas oportunas de mitigación para evitar el deterioro del medio ambiente y, en especial, de este ecosistema acuático tan importante para mantener la funcionalidad ecológica de la Amazonía.

Junto a los procesos de colonización, una de las actividades realizadas por el hombre en el oriente ecuatoriano es la extracción de materiales pétreos a las orillas del río Lliquino, uno de los afluentes del río Villano que forma parte de la cuenca del río Curaray. Como uno de los mecanismos para establecer el efecto de la extracción de este material sobre la biota y estado de salud del río, se han realizado campañas bianuales de monitoreo ambiental desde el año 2008 hasta mediados del 2012, las mismas que han permitido recopilar información biológica importante que permita inferir los patrones de comportamiento ecológico del río a una escala temporal y espacial considerable.

La zona de injerencia corresponde al distrito minero de Chimborazo, aunque geopolíticamente se ubica en el cantón Arajuno de la provincia de Pastaza, en la parte baja del río Lliquino, tributario del río Villano, que forma parte de la cuenca del Curaray, la misma que forma parte del sistema hidrológico del río Napo. El estudio pretende realizar un monitoreo de macrobentos en dos puntos de muestreo en la zona de influencia de la actividad minera sobre el río Lliquino, con la finalidad de evaluar el estado de salud ecológica del río y determinar la incidencia de la extracción de material pétreo sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos que forman parte de este ecosistema.

2 Metodología

2.1 Área de estudio

El río Lliquino se encuentra ubicado en el cantón Arajuno, provincia de Pastaza, en la Amazonía ecuatoriana, con una superficie de 150 ha mineras contiguas. El primer punto de muestreo se ubicó en las siguientes coordenadas: 9838898 N y 0227700 E a una altitud de 345 msnm, antes del punto de intervención minera. El segundo punto se ubicó en las siguientes coordenadas: 9838894 N y 027878 E, a una altitud de 340 m.s.n.m. después del punto de intervención minera. El clima corresponde a un ambiente tropical lluvioso con temperaturas ambientales que fluctúan entre los 18 a 28 °C, con una precipitación de entre 2.000 a 3.000 mm por año y una humedad ambiental del 92,5%. [4].

Según la clasificación zoogeográfica de Albuja [1], la zona de estudio se encuentra dentro del piso zoogeográfico tropical. Mientras que la clasificación de Sierra *et al.* [22] la clasifica dentro del bosque siempreverde de tierras bajas.

2.2 Colecta e identificación de macroinvertebrados acuáticos

Uno de los mecanismos idóneos para una evaluación ecológica rápida del estado de salud de un ecosistema acuático es un muestreo de la fauna bentónica, a lo largo del cauce del río y en las zonas aledañas a los lugares de impacto ambiental. La toma de muestras se realizó dos veces al año, durante un período de cinco años consecutivos y considerando la estacionalidad (invierno-verano- transición) y siempre en los mismos puntos de muestreo para obtener representatividad de expresión ecológica en la zona.

Existen algunas metodologías para realizar este tipo de evaluación, sin embargo, éstas varían según las condiciones del terreno y las características físicas del río a ser analizado. En este caso se utilizó el muestreo multihábitat con el uso de una red “D”, la misma que permite obtener información sobre la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados presentes en los diferentes micro hábitat de un cuerpo de agua, por medio de la identificación de grupos bioindicadores en relación con su riqueza y abundancia [5].

Las muestras de bentos fueron preservadas con una solución de alcohol y formol al 70% hasta su posterior procesamiento e identificación taxonómica en laboratorio de la Universidad Internacional del Ecuador, en la ciudad de Quito.

En el laboratorio se separaron los individuos del sustrato, utilizando una bandeja enlozada, pinzas y abundante agua; posteriormente en una segunda fase se procedió a la identificación de los diferentes grupos de macroinvertebrados hasta el nivel taxonómico más específico posible con el empleo de un estéreo-microscopio y de un microscopio en casos excepcionales. Se utilizaron claves taxonómicas de identificación, entre las que se puede mencionar la de Roldán [20] Prat y Rieradevall [19] Domínguez & Fernández [6] y Domínguez *et al.* [7] como las principales herramientas de apoyo referente a los taxones de macroinvertebrados descritos para Sudamérica.

2.3 Medición de variables fisicoquímicas

Paralelamente, y para conseguir una mejor apreciación sobre el estado de salud del cuerpo de agua en torno a su estructura físico-química, se procedió a tomar muestras adicionales de agua para medir la conductividad, oxígeno disuelto, sólidos totales en suspensión y pH del agua. Estas muestras fueron tomadas y analizadas in situ con el equipo electrónico marca Hanna (Hi 9146) para medir oxígeno y el equipo digital marca Hanna (II 98129 – HI 98130) para medir pH, sólidos totales disueltos, conductividad y temperatura del agua.

2.4 Análisis de datos

Con la información recopilada en campo se procedió a determinar el estado de salud del ambiente acuático mediante la aplicación del índice EPT. Este índice se lo construye mediante el uso de información obtenida sobre las abundancias de tres grupos de macroinvertebrados (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), que son indicadores de buena calidad de agua, por ser sensibles a contaminantes o trastornos ambientales del medio donde viven. Esta información se la confronta con los grupos de macroinvertebrados (quironómidos, ceratopogónidos, y oligoquetos) que antagónicamente a los anteriores son indicadores de aguas con alta carga orgánica o que presentan algún grado de alteración ecológica. Al final se obtiene un índice del 1 al 10 que representa una escala de rangos donde los valores más altos catalogan al ambiente como saludable y los más bajos como un ambiente contaminado o alterado [3, 10].

Paralelamente, se realizó una prueba de significación estadística de KRUSKAL – WALLIS. Esta prueba reemplaza al análisis de variancia de una vía (ADEVA) utilizada en estadística paramétrica. Se aplica para muestras independientes, cuyos datos no presentan una distribución normal y se basa en rangos [13]. Su aplicación sirve para establecer si las diferencias entre tratamientos son significativas o no, para lo cual, cada muestreo se lo considera como un tratamiento independiente. Al final, se quiere establecer si hay diferencias significativas entre la riqueza y abundancia de los muestreos anuales, y de esta manera determinar si la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos se mantiene o cambia con el tiempo.

3 Resultados

En los dos puntos de muestreo evaluados bianualmente durante estos cinco años, se pudo determinar lo siguiente: Hay un patrón atípico en los valores de riqueza y abundancia durante los años 2008 y 2010, donde se observa claramente una diferencia significativa en relación con los muestreos de los años 2009, 2011 y el primer semestre del 2012 (Figura 1), resultados que representan casi la cuarta parte de la abundancia obtenida en los años 2008 y 2010 (Anexo 2). La mayor abundancia de organismos se concentró en ambientes lóticos (rápidos), con un total de 2.150 individuos, frente a 829 individuos registrados en ambientes lénticos (lentos) (Anexo 1), patrón que se encuentra dentro de las tendencias de estructura poblacional esperados para este tipo de ambientes.

Luego del análisis taxonómico de las muestras colectadas en los dos puntos de muestreo, durante estos cinco años, se determinó la presencia de 35 familias de macroinvertebrados y una riqueza de 74 géneros dentro del conjunto de la diversidad macrobéntica registrada en el río Lliquino, se detecta la presencia esporádica y reducida en términos de abundancia de algunos taxones como, Coleoptera (*Elodes* sp.; *Hexacylloepus* sp.; *Microcyllloepus* sp.; *Neoelmis* sp.; *Phanocerus* sp.), Diptera (*Stilobezzia* sp.; *Maruina* sp.), Trichoptera (*Triplectides* sp.; *Phylloicus* sp.), Lepidoptera (*Eoparargyra* sp.), Odonata (*Macrothemis* sp.; *Dythemis* sp.; *Acanthagrion* sp.) y Hemiptera (*Tenagobia* sp.; *Rhagovelia* sp.) la mayoría de ellas muestra afinidad por ocupar ambientes lénticos, de elevada carga orgánica, poca circulación de agua y menor concentración de oxígeno (Anexo 1).

Los mayores valores de riqueza y abundancia se registran en los puntos de muestreo localizados antes de la zona de intervención minera, situación que pone de manifiesto un cierto nivel de impacto sobre la comunidad béntica del río.

El análisis comparativo entre la riqueza y abundancia de los grupos de macroinvertebrados registrados durante los cinco años, muestra una dominancia y superioridad de grupos en los años 2008 y 2010, registrándose un total de 32 familias en los dos años y una abundancia total de 1.166 individuos y 1.029 respectivamente, mientras que en los muestreos de los años 2009, 2011 y 2012 se registraron un total de 25 familias y abundancias que no superaron los 400 individuos (Anexo 2).

La prueba de significancia estadística de Kruskal– Wallis ($KW= 3.70$; $prob= 0,24$; $gl= 2$) determinó que sí existen diferencias significativas entre los datos de los muestreo del 2008 y 2010 en cuanto a la riqueza y abundancia de macroinvertebrados, frente a los valores obtenidos en los muestreo del 2010, 2011 y 2012 (Figura 1), poniendo de manifiesto la gran dinámica ecológica de este río, sobre todo en épocas de invierno y estiaje intensos.

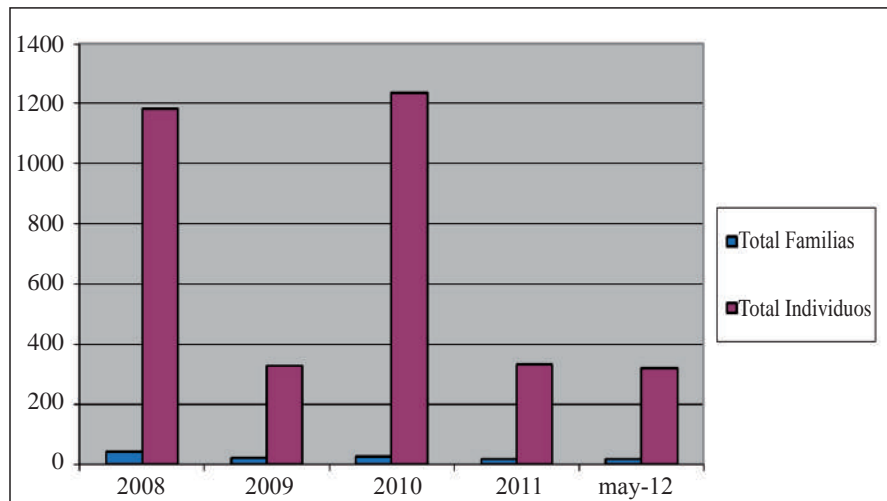


Figura 1. Relación de la abundancia y riqueza de especies de macroinvertebrados en los cinco años de muestreo

En cuanto a los grupos bioindicadores, su representatividad es variable, identificándose una dominancia de los grupos EPT. El grupo de los tricópteros registró un total de ocho familias mientras que los efemerópteros estuvieron representados por cuatro familias y una familia de plecópteros, las mismas que registran los mayores valores de riqueza (26 géneros) y abundancia (1.229 individuos) si la comparamos con la riqueza (14 géneros) de dípteros, representados por siete familias, que son los grupos indicadores de mala calidad de agua. Es importante mencionar que el grupo de los quironómidos fue el más abundante (218 individuos), lo que indica que el río presenta indicios de carga orgánica leve en ciertos tramos de su trayecto, principalmente en micro hábitat léntico, pero que no son de consideración.

En cuanto a la riqueza registrada entre rápidos y lentos, en los dos puntos de muestreo, se puede establecer la presencia de 62 géneros presentes en medios lóticos, frente a 52 géneros presentes en ambientes lénticos, por lo tanto no hay mayor diferencia entre estos dos tipos de ambientes. Sin embargo, existen una especie (*Heleocoris spinipes*) y varios géneros que únicamente están presentes en ambientes lóticos, como por ejemplo: *Elodes* sp.; *Cylloepus* sp.; *Stenelmis* sp.; *Hemerodromia* sp.; *Lachlania* sp.; *Atanatolica* sp.; *Pelocoris* sp. La mayoría de ellas corresponden al grupo de las coleópteros y hemípteros. Existe otro grupo de géneros que únicamente estuvieron presentes en ambientes lénticos como por ejemplo: *Ortochladiinae* sp.; *Maruina* sp.; *Haplohyphes* sp.; las dos primeras corresponden al grupo de los dípteros, mientras la última corresponde a un Ephemeroptera (Anexo 1).

El índice EPT para determinar el estado de salud ecológica de la macrofauna béntica colectada entre los puntos de aguas corrientes (lóticos) y los de aguas tranquilas (lénticos) mostró los siguientes resultados (Tabla 1).

Tabla 1.- Cálculo del índice EPT a partir de la relación de las abundancias de los grupos indicadores de buena y mala calidad de agua colectados durante los cinco años de muestreo. Chironomidae Q(Ch); Oligoquetos (OL); Ephemeroptera Plecoptera, Trichoptera (EPT)

Puntos muestreo	P1 Rápidos	P1 Lentos	P2 Rápidos	P2 Lentos
Ch	52	53	51	62
OL	5	2	3	3
EPT	544	159	379	147
EPT+Ch+OL	601	214	433	212
Abundancia total	919	325	640	329
EPT/EPT+Ch+OL	0.905	0.742	0.875	0.6933
%EPT	90.5	74.2	87.5	69.33
Calidad de agua	Muy buena	Buena	Muy buena	Buena

75 -100%	Muy buena
50- 74%	Buena
25 -49%	Regular
0 -24%	Mala

Los resultados del índice EPT demuestran que en los tramos de agua dormida y sin corriente del río Lliquino, tanto antes como después de la intervención minera, reflejan deterioro del estado de salud ecológica del ambiente acuático, en relación a los puntos de agua corriente y rápida (Tabla 1). La categorización utilizada para definir el estado de salud ecológica se fundamentó en la propuesta de Klemm [14] que categoriza el estado de salud de los ríos según la composición biótica del macrobentos.

Las abundancias de los grupos EPT son extremadamente mayores a las especies de oligoquetos y quironómidos, escenario que influye significativamente en relación a las abundancias totales registradas para estos grupos. Un aspecto que llama la atención es la abundancia similar registrada tanto en rápidos como en lentos para las especies de oligoquetos y quironómidos (Tabla 1).

Finalmente, y en relación a la físico-química del agua de los parámetros básicos, se pudo determinar que los valores promedio de pH (7,2), oxígeno disuelto (6,8 mg/l), sólidos totales disueltos (30 ppm) y conductividad (70 uS) registrados en los puntos de muestreo, antes y después de la intervención minera, durante estos cinco años, se encuentran dentro de los límites permisibles para sistemas ecológicos de aguas naturales según el TULAS (Tabla 2).

Tabla 2 Límites permisibles para aguas naturales y de consumo humano según el TULAS

Oxígeno disuelto (mg/l)	5 - 8
Conductividad (uS)	20 - 120
Sólidos totales (ppm)	20 - 80
pH (unidades)	6,5 - 8

Fuente: Texto Unificado de Legislación Ambiental Ecuatoriana

4 Discusión

Algunas especies de macroinvertebrados pueden presentar diferentes niveles de tolerancia, es decir ciertos grupos podrán ser considerados como organismos sensibles, mientras que otros organismos pueden ser más tolerantes a la carga orgánica y contaminación del agua [8].

El orden Coleóptera, uno de los grupos más representativos en este estudio, es el orden más grande de insectos del mundo [9]. Las larvas de los coleópteros presentan formas muy diversas, el abdomen con agallas laterales o ventrales, presentan una metamorfosis completa, el adulto es morfológicamente muy diferente a la larva, lo que les ha permitido desarrollar esta serie de adaptaciones evolutivas a través del tiempo, adecuadas para sobrevivir en aguas continentales lólicas y lénticas, aguas limpias, con concentraciones de oxígeno alto y temperaturas medias [20].

Antagónicamente, a la familia Chironomidae se la asocia con aguas de abundante presencia de materia orgánica (en sistemas lólicas y lénticas), y bajas concentraciones de oxígeno disuelto, pero dentro de esta familia existen varios géneros que se encuentran en aguas limpias con altas concentraciones de oxígeno, como es el caso del género *Chironomus* registrado en este estudio, con una abundancia representativa tanto en ambientes lénticos como en lólicas. Las larvas de la Familia Tipulidae también pueden ser comunes en los sedimentos o entre las hojas del fondo de corrientes o escurrideros, troncos podridos y otra materia vegetal en descomposición [16], elementos que se encuentran presentes de forma natural en el río Lliquino, lo que ha permitido la presencia representativa de estos grupos indicadores de buena salud ecosistémica (Anexo 1).

Los patrones atípicos en la variación de los valores de riqueza y abundancia de macroinvertebrados en los años 2008 y 2010, frente a los muestreos de los años 2009, 2011 y el primer semestre del 2012 (Figura 1), probablemente se deban a una gran variación en la dinámica hidrológica del río Lliquino, observada durante los últimos años, al evidenciar crecientes de agua muy fuertes durante los meses invernales y sequías muy prolongadas en épocas de estiaje, lo que ha ocasionado cambios bruscos en el establecimiento de los distintos grupos de macroinvertebrados.

Gran parte de la dinámica ecológica de un río está determinada por su comportamiento hidrológico. Según Jill et al. [12] existen cinco parámetros o elementos que influyen en la dinámica ecológica a) el régimen de flujo, que define la formación de diferentes tipos de micro hábitat; b) el ingreso de materia orgánica y sólidos suspendidos al ecosistema acuático, determina la disponibilidad de nutrientes y oferta alimenticia; c) la exposición a la luz y las variaciones de temperatura determina la dinámica metabólica y las tasas de productividad primaria; d) las condiciones químicas y de nutrientes definen las variaciones de pH, conductividad, disponibilidad de O₂, entre otros elementos que son muy importantes para el metabolismo de la biota; e) la estructura biótica de un cuerpo de agua, define la estructura de las comunidades [15]. En definitiva, todos estos parámetros, en su conjunto podrían provocar estos altibajos en los patrones de estructura y composición de la fauna béntica en el río Lliquino.

Existen situaciones atípicas relacionadas con los patrones de lluvias que se manifiestan intensa y prolongadamente en eventos cada 50 años o más. En estos casos, la biota del lugar puede ser removida abruptamente, así como la estructura física y disponibilidad de los micro hábitat pueden cambiar significativamente por la fuerza e intensidad de la dinámica del agua [16, 17], situación que pudo haber sucedido en el transcurso de estos años en el río Lliquino. En definitiva, se ha determinado que cambios severos en la fuerza y dinámica del agua, traen consecuencias negativas para las comunidades acuáticas y riparias de un ecosistema [26, 2], y que no necesariamente representan un episodio severo de contaminación ambiental.

En cuanto a la estructura y composición de la macrofauna béntica, entre los puntos de rápidos y lentos, se pudo establecer que no necesariamente existe diferencias representativas entre la riqueza y diversidad de los dos ambientes como lo sostienen algunos autores [18, 3], pues se registró una diferencia en la riqueza de taxones, entre rápidos y lentos, de apenas 10 taxones. Lo que sí se pudo determinar es que existe una mayor abundancia de individuos en ambientes lóticos que en lénticos (Anexo 1). Un aspecto muy importante y de consideración que puede influir en esta relación de las riquezas registradas entre rápidos y lentos, es la topografía del lugar, al encontrarse el río Lliquino en la vertiente amazónica, la topografía de su cauce no presenta rápidos pronunciados, ni cascadas a desnivel que incrementen la dinámica hidrológica del río y en consecuencia una diferenciación evidente entre la estructura física de rápidos y lentos, que determine la presencia o ausencia marcada de grupos bentónicos respondiendo este patrón al principio establecido dentro de la teoría de río continuo, donde se pone en evidencia que la disponibilidad de ambientes está influenciada por la dinámica hidrográfica del río, en concordancia con los episodios de intensas lluvias definidas por la estacionalidad [23].

Un aspecto que sí se pone en evidencia es las diferencias en riqueza y abundancia entre los puntos muestreados antes y después de la intervención minera. Situación que pone de manifiesto que en el tramo de intervención (alrededor de unos 100 m lineales a lo largo del cauce del río) la riqueza y abundancia de macroinvertebrados disminuye, tomando un período de al menos cuatro meses para recuperar la estructura y composición de la macrofauna béntica.

Otro aspecto que es importante resaltar es la expresión numérica arrojada por el índice EPT, donde prácticamente todos los puntos de muestreo alcanzaron un índice de calidad de bueno y muy bueno. Este resultado se da por el elevado registro de abundancias de los grupos EPT, frente a un número muy reducido de dípteros y oligoquetos, lo que le permite al agua del río Lliquino, mantener estándares de calidad bastante buenos en términos de salud ecológica.

Con los resultados obtenidos durante estos cinco años de muestreo, las extracciones de material pétreo deberían ser lo más espaciadas posibles (intervalos de por lo menos seis meses) con la intención de permitir una recuperación adecuada de la biota y, por ende, también recuperar el estado de salud del ambiente acuático intervenido.

Se deberían aplicar técnicas adecuadas que permitan remover el material pétreo de tal forma que se pueda mantener la estructura del lecho del río y evitar de esta manera la lixiviación permanente del material particulado, es una muy buena práctica que le permitiría a la biota acuática establecerse de mejor manera en el área.

Agradecimiento

Esta investigación se realizó gracias al auspicio económico de la empresa Agip Oil-Ecuador B.V. y a la colaboración académica e institucional de la Universidad Internacional del Ecuador.

Referencias bibliográficas

- [1] Albuja, L., M. Ibarra., J. Urgilés & Barriga, R. (1980). *Estudio preliminar de los vertebrados ecuatorianos*. Ed. Escuela Politécnica Nacional. Quito- Ecuador.
- [2] Auble, G., J. Friedman & Scott, M. (1994). Relating riparian vegetation to present and future streamflows. *Ecological Applications* 4:544–554.
- [3] Barbour, M., J. Gerritsen., B. Snyder & Stribling J. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- [4] Corporación Consultora (CORPCONSUL CIA. LTDA.) (2007). Monitoreo de macroinvertebrados en el río Lliquino en la zona de la mina de materiales pétreos. AGIP-Oil, Ecuador. Pp. 32.
- [5] Cummins, K. & Merrit, R. (1988). *An introduction to the Aquatic Insects*. Kendall/Hunt Publishing Company. Iowa USA.
- [6] Domínguez, E. & Fernández, H. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos Sudamericanos, biología y sistemática*. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 654 Pp.
- [7] Domínguez, E., C. Molineri., M. Pescador., M. Hubbard & Nieto, C. (2006). *Ephemeroptera of South America*. Adis, J., Arias, J., Rueda D. & Wantzen, K. (Eds.). *Aquatic Biodiversity in Latin America (ABLA) 2*. Pensoft, Sofia, Moscow.
- [8] Giacometti, J. & Bersosa, F. (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi, Noroccidente ecuatoriano. *Boletín Técnico* 6, Serie Zoológica. 2:17-32.
- [9] Hickman, C., L. Roberts & Larson, A. (2003). *Principios Integrados de Zoología*. 11ª edición. Mc. Graw-Hill. España.
- [10] Hynes, H. B. N. (1974). *The Biology of Polluted Waters*. University of Toronto. Press Ontario.

- [11] Jacobsen, D., R. Schultz & Encalada, A. (1997). Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology* 38:247-261.
- [12] Jill, S., N. Leroy., L. Angermeyer., C. Daham., P. Gleick., N. Hairston., R. Jackson., C. Johnston., B. Richter & Steinman, A. (2002). Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications* 12(5): 1247–1260.
- [13] Kent, M. & Coker, P. (1992). *Vegetation Description and Analysis: A Practical Approach*. Belhaven Press London, UK.
- [14] Klemm, D., P. Lewis., F. Fulk & Lazorchak, J. (1990). Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA/600/4-90/030. U S. Environmental Protection Agency. Environmental Monitoring Systems Laborato y Cincinnati, Ohio 45268.
- [15] Larza, G., S. Hernández & Carbajal, J. (2000). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación* (bioindicadores). 1^{era} edición. Plaza y Valdés. México.
- [16] Meffe, G. (1984). Effects of abiotic disturbance on coexistence of predator–prey fish species. *Ecology* 65:1525– 1534.
- [17] Moyle, P. & Light, T. (1996). Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation* 78:149–161.
- [18] Plafkin, J., M. Barbour., K. Porter., S. Gross & Hughes, R. (1989). Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C. EPA 440-4-89-001.
- [19] Prat, N. & Rieradevall, M. (2011). Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (díptera) de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú. Grupo de Investigación F.E.M. Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona, España. Pp.78.
- [20] Roldán, G. (1992). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Edit. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia 529 p.
- [21] Roldán, G. (1996). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia. Colombia.
- [22] Sierra, R., C. Cerón., W. Palacios & Valencia, R. (1999). Criterios para la clasificación de la vegetación en el Ecuador En: Sierra, R. (ed). Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental, Proyecto INEFAN/GEF_BIRF y EcoCiencia.
- [23] Terneus, E. & Vásquez, J. (2004). Preliminary characterization of the aquatic ecosystems in Oyacachi and Muertepungu Basins. *Lyonia, a Journal of Ecology and Application* 6 (2) 177- 196.

- [24] Vannote, R., G. Minshall., K. Cummins., J. Sedell & Gushing, E. (1980). The river continuum concept. Canadian. Journal Fisheries. Aquatic. Science. 37: 130-137.
- [25] Warren, C. (1971). Biology and Water Pollution Control. W. B. Saunders Company. Philadelphia.
- [26] Wootton, J., M. Parker & Power, M. (1996). Effects of disturbance on river food webs. Science 273:1558–1561.

Anexo 1 Grupos de macroinvertebrados presentes en el río Lliquino en cada punto de muestreo

ORDEN	FAMILIA	GENERO	P1 Rápidos	P1 Lentos	P2 Rápidos	P2 Lentos			
Anelida	Haplotaxidae	N.D 1	0	0	3	0			
Coleoptera	Psephenidae	<i>Psephenops</i>	28	13	29	4			
		<i>Elodes</i>	1	0	0	0			
		N.D 2	53	0	7	1			
		N.D 3	36	0	0	0			
		<i>Macrelmis</i>	27	37	10	5			
		<i>Heterelmis</i>	0	9	3	1			
		<i>Austrolimnius</i>	0	3	0	0			
		<i>Cylloepus</i>	3	0	9	0			
		<i>Hexacylloepus</i>	0	3	0	0			
		<i>Microcylloepus</i>	0	0	1	0			
		<i>Neocylloepus</i>	0	3	1	0			
		<i>Neoelmis</i>	0	2	0	0			
		<i>Phanocerus</i>	0	0	2	0			
		<i>Stenelmis</i>	2	0	1	0			
		<i>Ordobrevia</i>	2	5	2	1			
		Diptera	Chrysomellidae	<i>Donacia</i>	0	2	0	0	
				Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i>	12	9	21	16
					<i>Alluaudomyia</i>	1	6	2	3
				Ceratopogonidae	<i>Stilobezzia</i>	2	0	0	0
Simuliidae	<i>Simulium</i>				5	1	0	13	
	<i>Chrysops</i>			2	3	0	1		
Tabanidae	<i>Tabanus</i>			2	1	8	4		
Empididae	<i>Hemerodromia</i>			6	0	3	0		
	<i>Chelifera</i>			5	0	4	0		
Psichodidae	<i>Maruina</i>			0	1	0	1		
Chironomidae	N.D 4				47	27	42	11	
				<i>Ablabesmyia</i>	1	6	0	14	
				<i>Chironomus</i>	9	24	5	36	
				<i>Orthoclaadiinae</i>	0	8	0	11	
				<i>Nilotanypus</i>	10	15	26	6	
				Tipulidae	<i>Tipula</i>	7	4	5	4
					<i>Hexatoma</i>	26	14	30	3
					<i>Molophilus</i>	22	10	12	13
					<i>Thraulodes</i>	568	84	93	54
		Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Terpides</i>	6	0	0	0	
<i>Tricorythis</i>	0			5	6	0			
<i>Traverella</i>	7			7	3	1			
<i>Farrodes</i>	22			18	54	8			
Oligoneuriidae	<i>Lachlania</i>			2	0	3	1		
	Baetidae			<i>Baetodes</i>	46	15	36	32	
				<i>Baetis</i>	25	5	6	10	
				<i>Moribaetis</i>	7	5	25	2	

		<i>Camellobaetius</i>	1	1	14	0
		<i>Mayobaetis</i>	121	5	7	4
	Tricorythidae	<i>Tricorythodes</i>	4	4	28	5
	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	21	10	13	7
		<i>Haplohyphes</i>	0	3	0	0
Neuroptera	Corydalidae	<i>Corydalus</i>	20	1	6	1
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	92	39	59	13
Trichoptera	Leptoceridae	<i>Oecetis</i>	15	12	6	7
	Leptoceridae	<i>Triplectides</i>	0	0	2	0
		<i>N.D.5</i>	7	0	0	0
		<i>Smicridea</i>	2	3	20	7
		<i>Atanatolica</i>	7	0	37	0
	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	15	7	11	1
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	5	0	0	0
		<i>Ochrotrichia</i>	0	0	4	12
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche borealis</i>	0	0	6	1
	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	14	3	17	1
	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	6	1	16	0
	Calamoceratidae	<i>Phylloicus sp</i>	0	0	1	0
Lepidoptera	Pyalidae	<i>Eoparargyactis</i>	0	1	0	0
Acari	Hydrachnidae	<i>N.D. 6</i>	0	0	2	2
Odonata	Libellulidae	<i>N.D.7</i>	1	3	1	2
		<i>Limnocoris</i>	3	27	2	2
		<i>Macrothemis</i>	0	1	0	0
		<i>Dythemis</i>	0	2	0	0
	Gomphidae	<i>Progomphus</i>	4	1	1	2
		<i>Agriogomphus</i>	4	0	0	0
		<i>Phyllogomphoides</i>	2	3	0	0
	Coenagrionidae	<i>Acanthagrion</i>	0	1	0	0
Haplotaxida	Tubificidae	<i>Tubifex</i>	5	2	8	3
Gordioidea	Gordiidae	<i>Chordopes</i>	1	0	2	0
Hemiptera	Naucoridae	<i>Cryphocricos</i>	36	5	2	1
		<i>Limnocoris</i>	8	18	8	5
		<i>Ambrysus</i>	2	0	0	0
		<i>Heleocoris spinipes.</i>	26	0	5	0
		<i>Pelocoris</i>	3	0	7	0
	Corixidae	<i>Tenagobia</i>	0	0	2	0
	Veliidae	<i>Rhagovelia</i>	0	0	0	1
TOTAL			1.417	980	739	351

Anexo 2. - Riqueza y abundancia comparativa de los grupos de macroinvertebrados colectados en el río Lliquino desde el año 2008 hasta mayo de 2012

Orden	Familia	2008	2009	2010	2011	2012
Anelida	Haplotaxidae	3	0	0	0	0
Acari	Hydrachnidae	3	1	0	0	0
Coleoptera	Elmidae	108	22	98	17	4
Coleoptera	Psephenidae	34	13	8	8	12
Coleoptera	Chrysomellidae	2	0	0	0	0
Coleoptera	Ptilodactylidae	4	0	33	6	14
Coleoptera	Scirtidae	0	0	1	0	0
Diptera	Psichodiade	0	0	0	0	0
Diptera	Chironomidae	46	16	138	67	47
Diptera	Ceratopogonidae	6	12	1	2	0
Diptera	Tabanidae	0	7	4	0	4
Diptera	Simuliidae	5	0	6	0	8
Diptera	Empididae	9	0	0	0	9
Diptera	Tipulidae	63	15	56	35	6
Ephemeroptera	Baetidae	75	68	179	45	46
Ephemeroptera	Leptohypidae	14	0	73	0	0
Ephemeroptera	Oligoneuriidae	3	0	1	0	0
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	583	38	188	66	56
Ephemeroptera	Tricorythidae	4	0	28	4	5
Gordioidea	Gordiidae	1	0	2	0	0
Hemiptera	Veliidae	1	0	0	0	0
Hemiptera	Corixidae	0	0	2	0	0
Hemiptera	Naucoridae	49	31	40	36	7
Haplotaxida	Tubificidae	5	2	8	1	2
Neuroptera	Corydalidae	22	56	5	0	0
Odonata	Gomphidae	0	0	8	0	9
Odonata	Libellulidae	4	7	2	1	0
Odonata	Coenagrionidae	0	0	1	0	0
Plecoptera	Perlidae	71	15	80	30	20
Trichoptera	Hydropsychidae	29	7	33	4	0
Trichoptera	Helicopsychidae	1	0	1	5	0
Trichoptera	Hydroptilidae	0	0	0	9	0
Trichoptera	Calamoceratidae	0	0	1	0	0
Trichoptera	Odontoceridae	14	0	0	1	8
Trichoptera	Leptoceridae	2	17	8	31	32
Trichoptera	Philopotamidae	10	2	23	0	0
Lepidoptera	Pyralidae	0	0	1	0	0
	Total Familias	28	17	29	18	17
	Total Individuos	1171	329	1029	367	289

Dirección de los autores

Esteban Terneus

Escuela de Biología Aplicada, Universidad Internacional del Ecuador, Quito - Ecuador
hterneus@internacional.edu.ec

María José Racines

Escuela de Biología Aplicada, Universidad Internacional del Ecuador, Quito - Ecuador
jojo_racines14@hotmail.com

Karina Hernández

Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, Quito - Ecuador
k.ry2087@hotmail.com