

Aspectos del ambiente físico-químico del río Chaguana: un primer paso en el uso de los macroinvertebrados bentónicos en la evaluación de su calidad de agua

Domínguez-Granda L.^{1,2}, Goethals, P.L.M.² & De Pauw, N.²

¹Facultad de Ingeniería Marítima y Ciencias del Mar, ESPOL
Campus “Gustavo Galindo”, Km. 30. 5 Vía Perimetral, Casilla 09-01-5863, Guayaquil, Ecuador
ldomingu@espol.edu.ec

²Facultad de Agricultura y Ciencias Biológicas Aplicadas.
Departamento de Ecología Aplicada, Universidad de Gante
Jozef Plateastraat 22, B-9000, Gante, Bélgica.

Peter.Goethals@UGent.be, Niels.DePauw@UGent.be

Resumen

El monitoreo biológico mediante macroinvertebrados bentónicos es una herramienta ampliamente utilizada en la evaluación de la salud de ríos y arroyos en países desarrollados. A fin de evaluar su aplicabilidad en el Ecuador, muestras de macroinvertebrados acuáticos fueron tomadas en la cuenca del río Chaguana en conjunto con parámetros físico-químicos de calidad de suelo y agua. El presente trabajo, basado únicamente en los datos abióticos obtenidos, realiza una caracterización físico-química del río. Esta será relacionada a futuro con la diversidad de los macroinvertebrados encontrados. Aunque el uso de pesticidas en la agricultura es intensivo en el área, solo algunos de los pesticidas aplicados fueron detectados en las muestras, confirmando así la naturaleza puntual en tiempo de este tipo de muestreo. Las estaciones muestreadas, al ser caracterizadas por sus variables ambientales, mostraron un gradiente en relación a su altitud, principalmente estructurado por la concentración de amonio en el sedimento, el ancho del río, la conductividad y la temperatura del agua. Dicho gradiente no mostró patrón alguno al ser evaluado en relación al orden del río, en tanto que lo hizo parcialmente en relación al uso del suelo. En general, esta evaluación mostró los inconvenientes de un monitoreo de condiciones puntuales en tiempo, reforzando la importancia de utilizar adicionalmente métodos de evaluación biológica, al momento de evaluar y monitorear el río.

Palabras Claves: *pesticidas, macroinvertebrados bentónicos, contaminación, río Chaguana, muestras puntuales*

Abstract

Biological monitoring using benthic macroinvertebrates as indicators is widely used in the assessment of river health on developed countries. To assess its applicability in Ecuador, macroinvertebrate samples, physical-chemical parameters, and water and soil samples were surveyed in the Chaguana River. This article is based only on abiotic data obtained on the survey and performs a physical-chemical characterization of the river. It will be correlated in a future article with the macroinvertebrates diversity surveyed. Although a wide range of pesticides are used in agriculture activities performed in the area, few pesticides were detected in the samples reaffirming the punctual condition of this type of sampling. Stations characterization, based on their environmental variables, shows a gradient related to altitude, mainly structured by ammonium concentration in sediments, river width, conductivity and water temperature. Such gradient did not show any pattern in relation to stream order, but an apparent correlation was found with the land use. In general, this survey demonstrated the disadvantages of the punctual condition of a physical-chemical survey, reinforcing the importance to incorporate biological assessment methods to assess and monitor the river condition.

1. Introducción

Varios estudios han mostrado que la calidad de agua de los ecosistemas acuáticos poseen un impacto importante en sus componentes biológicos [1,2,3,4,5,]. De acuerdo al concepto del continuo (*River Continuum Concept*, [6]), la estructura y función de la

comunidad responde a características geomorfológicas, físicas y biológicas tales como el flujo del río, la morfología del canal, la carga de detritus, el tamaño de la materia orgánica particulada, las características de la producción autótrofa y la temperatura. Este concepto rara vez se cumple en muchos sistemas lóticos debido a cambios

longitudinales en las condiciones ambientales causadas por la agricultura, asentamientos humanos o actividades industriales [5,7].

Los macroinvertebrados constituyen un importante componente de la biodiversidad en los sistemas lóticos [8]. Ellos son diversos, tienen cortos periodos entre generaciones y se dispersan fácilmente. Como un grupo, los macroinvertebrados son sensibles y responden tanto a cambios naturales como antropogénicos en su ambiente [9]. La diversidad y las comunidades de los macroinvertebrados presentes en ríos y arroyos (desgarradores, colectores, raspadores, y predadores) reflejan los cambios en los tipos y ubicación de los recursos relacionados con el tamaño del río [6] así como también los factores inducidos por el hombre [5].

Países de las regiones templadas lideran el desarrollo de varias técnicas, protocolos e índices para el monitoreo de la calidad del agua de ríos y arroyos utilizando dichos cambios en la composición de especies, diversidad y organización funcional de los insectos acuáticos [10]. Woodiwis en 1964 [11] desarrolló el primer índice biótico en Inglaterra para facilitar la presentación de información biológica en una manera comprensible para personas ajenas a la biología. Este sistema fue estandarizado algunos años más tarde como el *Trent Biotic Index* TBI, [12]. Al momento, varios índices han sido desarrollados utilizando los macroinvertebrados, algunos de los cuales hoy en día están estandarizados y son utilizados para programas oficiales de monitoreo (e.g. E.U. Water Framework Directive, Dutch National Water Quality Control System).

En general, los índices bióticos están basados en dos principios: a) los grupos de invertebrados Plecopteros (moscas de las piedras), Efemerópteros (moscas de mayo), Tricopteros (mariposas acuáticas), Gammarus, Asellus, Chironomidos rojos y Turbificidos desaparecen en el mencionado orden cuando la contaminación aumenta, y b) el número de grupos taxonómicos se reduce conforme la contaminación aumenta. Una extensa revisión de los índices más utilizados es presentada por Metcalfé [13].

Algunos de los índices desarrollados en áreas templadas han sido evaluados en países tropicales [14,15,16]. Sin embargo, diferencias naturales en la composición de las comunidades de macroinvertebrados a través de gradientes de latitud [17] han forzado a la modificación de estos índices [18,19] o al desarrollo de otros [20,21,22].

Todas estas investigaciones han mostrado el uso de los macroinvertebrados en la evaluación del estado de los ríos de zonas tropicales como un tópico

promisorio. Mas aún, algunas de estas investigaciones han terminado en herramientas que hoy en día son utilizadas para programas nacionales de monitoreo en regiones tropicales [e.g. South African Score System SASS [21,23], y el Australian River Assessment System AUSRIVAS [20]].

En Ecuador, los macroinvertebrados acuáticos no son empleados oficialmente para la evaluación y monitoreo de la condición de los ríos y arroyos. Algunos estudios han sido realizados localmente en este ámbito, en su mayoría realizados en regiones altas [24,25,26,27,28,29,30], siendo pocos los realizados en tierras bajas [31]. El presente estudio busca determinar la calidad del agua del río Chaguana y sus afluentes, caracterizando la red hidrográfica en base a sus variables físico-químicas.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

La investigación será desarrollada en la red hidrográfica del río Chaguana, localizada en la provincia de El Oro en las cercanías del cantón El Guabo (Figura 1). La cuenca del río cubre un área de aproximada de 32 000 ha, teniendo sus orígenes alrededor de 2 900 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.) y descargando hacia una cuenca mayor (Río Pagua) antes de llegar al mar. La agricultura es la principal actividad humana realizada en el área, en su mayoría monocultivos de banano. Cultivos orgánicos de banano y cacao también son realizados en la zona. En recientes años, la minería de oro a escala artesanal se ha iniciado en la parte alta de la cuenca.

Basados en cartas topográficas del área publicadas por el Instituto Geográfico Militar (escala 1:50 000), el estudio incluyó ríos de 1^{ro} a 5^{to} orden con altitudes comprendidas entre los 1 a 1 600 m.s.n.m., ubicados entre las latitudes 3°07' a 3°18' en la cordillera occidental de los Andes al suroeste del Ecuador (Prov. El Oro). Un total de 29 sitios fueron muestreados.

2.2. Parámetros físicos-químicos

Observaciones generales de la naturaleza general del río en las estaciones muestreadas fueron hechas durante el trabajo de campo. Ancho (Ancho) y profundidad promedio del río, así como la velocidad promedio de la corriente (Veloc) fueron tomados en cada estación. Su ubicación geográfica así como la altitud fue medida con ayuda de un GPS portátil (Trimble GeoExplorer® 3). El orden del río de cada estación fue determinado mediante la escala de Strahler [32] basados en las cartas topográficas del área (escala 1: 50 000). Algunos parámetros físicos químicos fueron medidos *in situ* mediante equipos portátiles. La concentración de oxígeno disuelto en el

agua y su porcentaje de saturación (%OD), así como el potencial de hidrógeno (pH) fueron medidos con un OAKTON® 35632; mientras la conductividad eléctrica (Cond), salinidad y la temperatura del agua (Temp) fueron medidos con un YSI® 30.

Muestras de agua y sedimentos fueron tomados junto con las muestras de macroinvertebrados. Muestras para determinar la demanda química de oxígeno tanto en sedimentos (DQO-S) como en aguas fueron preservadas con H₂SO₄ concentrado. Muestras para análisis de nitratos (NO₃⁻-S), amonio (NH₄⁺-S), fosfatos (PO₄³⁻-S), nitrógeno total (NT-S) y fósforo total en sedimentos (PT-S) fueron preservadas en refrigeración. Una muestra para análisis de sólidos en suspensión (SS) fue tomada también en cada estación de muestreo.

Pesticidas organoclorados y organofosforados fueron determinados en muestras de aguas y sedimentos, las mismas que fueron mantenidas en refrigeración hasta el momento de su análisis por un periodo no mayor a siete días desde el momento de la toma de la muestra. En el caso de las muestras de agua, éstas fueron analizadas mediante una extracción líquido-líquido (Método 302 del Pesticide Analytical Manual) por cromatografía de gases, mientras que para las muestras de sedimentos se utilizó una similar metodología modificada.

2.3. Análisis de datos

Las estaciones muestreadas fueron caracterizadas en términos de sus variables ambientales mediante un análisis de componentes principales (PCA), en cuyo ploteo serían incluidos los vectores indicando la contribución de cada variable en la distribución espacial de las estaciones. Las variables ambientales a ser incluidas en el análisis fueron previamente sometidas a un análisis de correlación de Pearson. Si una relación significativa era hallada entre dos o más variables, solo una de ellas era mantenida para el posterior análisis. Las variables ambientales al final seleccionadas fueron estandarizadas al relativizarlas con respecto a la desviación estándar previo a su uso en el PCA.

3. Resultados

3.1. Parámetros físicos-químicos

A lo largo del cauce del río se registraron valores de pH entre 5.54 y 7.27 unidades. Los valores de temperatura del agua estuvieron entre 17.1 a 27.7 °C. La salinidad en las estaciones muestreadas se ubicó mayormente alrededor de 0 unidades prácticas de salinidad (u.p.s.), con algunos valores de 0.1 y 0.2 u.p.s. Los valores de conductividad estuvieron entre

30.0 y 324.7 $\mu\text{s cm}^{-1}$, presentándose los valores más altos ($>200 \mu\text{s cm}^{-1}$) en las estaciones 9, 10, 25, 29 y 26. Los valores de saturación de oxígeno disuelto en el agua se ubicaron entre 50.9 y 98.8 %, con valores expresados en mg l^{-1} de entre 3.58 y 8.76.

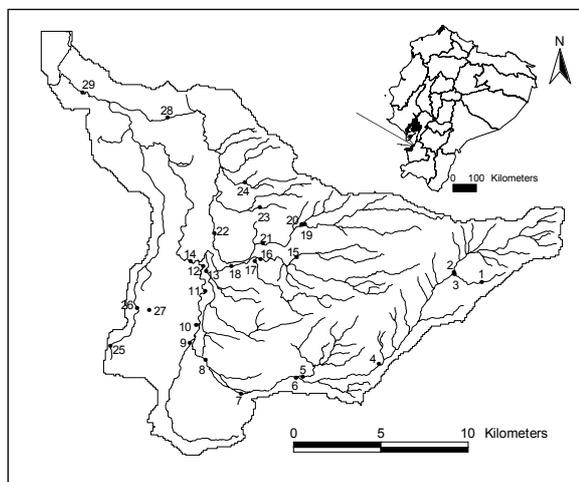


Figura 1. Área de estudio mostrando la cuenca del río Chaguana y la ubicación de los 29 estaciones de muestreo.

3.2. Calidad de agua y sedimentos

Los valores de la demanda química de oxígeno (DQO) en el sedimento se ubicaron entre 13 y 100 mg Kg^{-1} , en tanto que en las muestras de aguas estuvieron entre 8 y 78 mg l^{-1} . Las concentraciones de nitratos encontradas estuvieron entre 0.1166 y 1.6562 mg Kg^{-1} . Las concentraciones de amonio presente se ubicaron entre 0.0027 y 0.0419 mg Kg^{-1} , en tanto que los fosfatos estuvieron entre 0.2473 y 2.3934 mg Kg^{-1} . El nitrógeno total mostró concentraciones entre 0.5996 y 1.9013 mg Kg^{-1} , mientras que el fósforo total estuvo entre 0.8011 y 8.8070 mg Kg^{-1} . Los sólidos en suspensión en la columna de agua estuvieron entre 4.10 y 279.03 mg l^{-1} .

Los pesticidas encontrados en las muestras de aguas fueron endosulfan sulfato, propiconazol y clorotalonil, siendo este último encontrado también en las muestras de sedimentos además de cadusafos y p'p' DDT. En su gran mayoría las concentraciones de los mismos no pudieron ser evaluadas por encontrarse por debajo del límite de detección del método utilizado (Tabla 1).

3.3. Caracterización de las estaciones

Un PCA fue utilizado para determinar variaciones espaciales en las estaciones muestreadas utilizando las variables ambientales que no mostraron poseer

relaciones entre sí. Los pesticidas encontrados en la cuenca no fueron incluidos dado que en su mayoría no pudieron ser cuantificados. El análisis de correlación mostró significativas relaciones entre la temperatura del agua y la altitud de las estaciones ($r=-0.90$; $p<0.001$) (Figura 2); las concentraciones de oxígeno disuelto expresadas en mg l^{-1} con el expresado en porcentaje de saturación ($r=0.81$; $p<0.001$); la conductividad con la salinidad ($r=0.87$; $p<0.001$); y entre las DQO encontradas en el agua y en el sedimento ($r=0.89$; $p<0.001$).

Después de desarrollar el análisis de correlación, 13 variables ambientales fueron retenidas (Ancho, Veloc, %OD, pH, Cond, Temp, DQO-S, NO_3^- -S, NH_4^+ -S, PO_4^{3-} -S, NT-S, PT-S y SS) y graficadas en el ploteo del PCA (Figura 4). La concentración de amonio en el sedimento, el ancho promedio del río, la conductividad eléctrica y la temperatura del agua explicaron un gradiente observado en el gráfico del PCA al caracterizar las estaciones en rangos de altitud (Figura 4). Similares caracterizaciones fueron hechas para el orden del río y el uso del suelo. En la primera, ningún patrón claro fue observado, en tanto que en la segunda, las estaciones ubicadas en las cercanías de las tierras de cultivo mostraron una tendencia a separarse de aquellas estaciones ubicadas en áreas bajo otros usos de suelos (bosques, pastizales, actividades varias y una mezcla de ellos).

4. Discusión

Un total de 29 estaciones pudieron ser muestreadas, en donde además igual número de muestras de macroinvertebrados bentónicos fueron tomadas para la futura evaluación de la aplicabilidad de índices bióticos en el monitoreo de la calidad del agua del río Chaguana (Domínguez *et. al.*, en preparación). Durante el trabajo de campo, la accesibilidad mostró ser un aspecto muy influyente en la selección de las estaciones a muestrear, ya sea por la existencia de vías de acceso (camino, senderos, etc.) o por la obtención de permisos por parte de los dueños de las fincas ubicadas en la cuenca para acceder al río.

Durante el trabajo de campo no se encontraron posibles fuentes de contaminación térmica en la cuenca (e.g. descargas de sistemas de enfriamientos de industrias). Seguidamente los valores de temperatura del agua encontrados son considerados como valores normales cuya variabilidad depende de factores naturales como la altitud sobre el nivel del mar. Así, una fuerte correlación fue encontrada entre la temperatura del agua y la altitud ($r = 0.91$; $p < 0.001$) (Figura 2).

Estación	Sedimentos ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)			Aguas ($\mu\text{g l}^{-1}$)		
	Cadusafos	p'p' DDT	Clorotalomil	Endosulfan Sulfato	Propiconazol	Clorotalomil
1		T				
2		T				
3						
4				T		
5		T				
6						
7	T					
8						
9		T				
10		T				
11						
12		T				
13		T				T
14		T				
15		T				
16						
17		T				
18		T				
19						T
20		T				
21		T				
22						T
23			18,80			T
24						
25		T				
26		T				
27						
28		T			T	
29						

T= Trazas del pesticida encontradas en el medio analizado

Limites de cuantificación:	$\mu\text{g Kg}^{-1}$	$\mu\text{g l}^{-1}$
Cadusafos	150	-
p'p' DDT	11,88	-
Clorotalomil	6,80	0,04
Endosulfan Sulfato	-	0,06
Propiconazol	-	1,44

Tabla 1. Pesticidas encontrados en las estaciones muestreadas.

La conductividad de la mayoría de los cuerpos de agua dulce varía entre 10 y 1 000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, siendo para un determinado cuerpo de agua dado por la concentración de sólidos disueltos totales e iones mayores. En aguas contaminadas, sus valores pueden exceder los 1 000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Los valores observados en la cuenca llegaron a un máximo de 324.7 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la parte mas baja del río, donde existe una influencia de la marea. Los más altos valores de conductividad observados en las estaciones 9, 10, 25, 26 y 27 podrían ser explicados por encontrarse en afluentes del río netamente de tierras bajas.

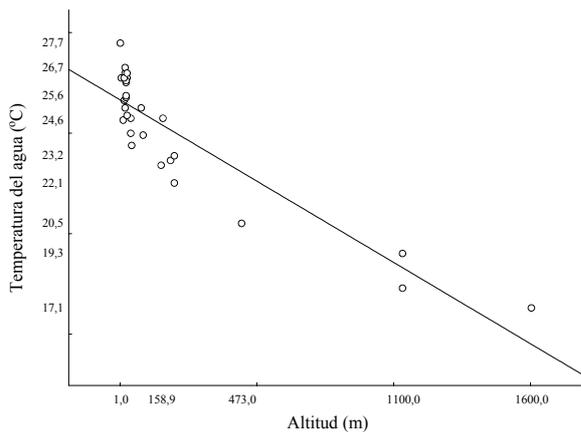


Figura 2. Correlación entre la temperatura del agua y la altitud.

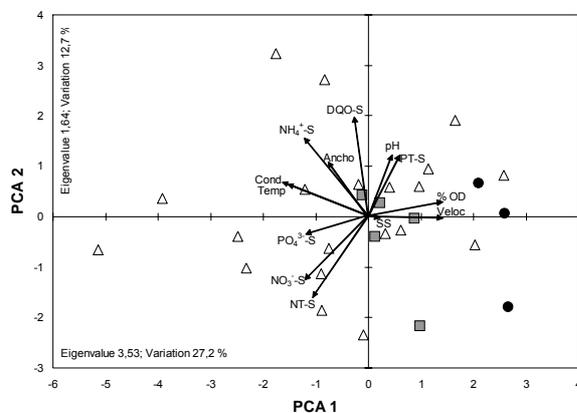


Figura 3. Ordenación del análisis de componentes principales (PCA) de las variables ambientales normalizadas. Estaciones en rangos de altitud entre 0 a 100 m (Δ), 100 a 400 m (\square) y superiores a 400 m (\bullet). Los vectores ambientales se han aumentado 4 veces para graficación. El plot fue producido en base a los resultados obtenidos mediante el software Primer-E Ltd. versión 6 β R3.

Dada la diferencia de altitud existente entre las estaciones muestreadas, fue necesario el ajuste de la presión atmosférica en el equipo de medición de oxígeno. Aunque la conductividad al igual que la presión atmosférica juega un rol importante en la cantidad de oxígeno disuelto en el agua, dado los bajos valores encontrados en la cuenca no se realizó ajuste alguno en relación a esta variable. A niveles de conductividad por debajo de 400 $\mu\text{S cm}^{-1}$, la no corrección de los valores de OD medidos resulta en un error menor al 0.1 %.¹

Las aguas de las estaciones ubicadas en la parte alta de la cuenca demostraron estar bien oxigenadas, como resultado de sus características cascadas y rápidos. A diferencia, los sitios ubicados en la parte baja

demostraron valores por debajo de los límites de saturación, sugiriendo algún grado de interferencia por parte de actividades humanas.

En general, las aguas del río Chaguana presentan valores cercanos a un pH neutro. De acuerdo a la legislación ecuatoriana para la conservación de la vida acuática, valores por debajo de 6.5 deben ser evitados. Bajo este criterio, las estaciones 7, 9, 10, 11, 12, 13, 20 y 28 requerirían de especial atención. En el caso del OD., valores de saturación por debajo de 60% (observados en las estaciones 26 y 28) necesitarían atención. Si consideramos valores de OD en mg l^{-1} , las estaciones y de la 25 a la 29 como la 13 necesitarían atención.

Aunque una amplia gama de pesticidas organoclorados y organofosforados son tradicionalmente utilizados en el monocultivo de banano, en el presente estudio únicamente cinco fueron encontrados en total en las muestras de aguas y sedimentos tomadas. A diferencia, resultados obtenidos durante investigaciones de años pasados en la cuenca determinaron la presencia de residuos de varios pesticidas en el agua y sedimentos del río (datos no publicados). Una marcada presencia de trazas de p'p' DDT, principal componente del DDT comercial (\approx 70% de su composición), estuvo presente en casi todas las muestras de sedimento de la cuenca (ver Tabla 1). El uso de DDT está actualmente restringido en el Ecuador por el Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes, limitándose su empleo únicamente para el control de la malaria. Siendo así, su presencia respondería a remanentes de su uso en actividades humanas durante años pasados dada la alta persistencia del compuesto en el sedimento. Sin embargo no se descarta su posible uso clandestino en el área. Llama la atención el encontrar residuos de p'p' DDT en sedimentos de regiones tan alejadas de actividades agrícolas como las estaciones 1 y 2 localizadas en la parte alta de la cuenca. Su uso por parte de las pequeñas poblaciones localizadas en esta área alejada podría explicar su presencia.

La legislación ecuatoriana establece estándares o valores recomendados de parámetros ambientales para el medio agua y suelo, no así para el sedimento. Por tanto los estándares Canadienses para sedimentos, ampliamente fundamentados y de fácil acceso², fueron utilizados como valores referenciales en el presente trabajo. Los estándares de calidad ambiental Canadienses para DDT en sedimentos (nivel de efecto probable de 4.77 $\mu\text{g Kg}^{-1}$. con un valor recomendado de 1.19 $\mu\text{g Kg}^{-1}$) se encuentran por debajo del límite de detección del método empleado (p'p' DDT 11.88 $\mu\text{g Kg}^{-1}$). Aunque se evaluó la presencia de

¹ <http://water.usgs.gov/software/dotables.html>

² <http://www.ec.gc.ca/CEOG-RCOE/English/default.cfm>

metabolitos producto de la transformación del DDT en el ambiente (p'p' DDE, o'p'DDD, p'p' DDD), ninguno de ellos pudo ser encontrado, probablemente por las bajas concentraciones de p'p' DDT. No se detectó la presencia de DDT en las muestras de aguas, lo cual podría ser explicada por su baja solubilidad.

En el caso de la legislación Ecuatoriana, para los pesticidas organoclorados, se establece un máximo de 0.1 mg Kg⁻¹ para el medio suelo como concentración total de los pesticidas Aldrin, Dieldrin, Clordano, DDT y Endosulfan (junto a sus respectivos metabolitos), ya sea para uso agrícola, residencial, comercial o industrial. En tanto para el medio agua para la conservación de la vida acuática se recomienda una concentración total de 10 µg l⁻¹ en el caso de los organoclorados, y de 10 µg l⁻¹ para los organofosforados.

El clorotalonil, compuesto aromático utilizado como fungicida en el cultivo de banano, fue encontrado en las muestras de agua en cuatro de las estaciones. Los estándares de calidad ambiental Canadienses para clorotalonil en aguas recomiendan un valor máximo de 0.18 µg l⁻¹. Las concentraciones encontradas se ubicarían por debajo de los 0.04 µg l⁻¹, y por tanto no representarían un potencial riesgo para la vida acuática. Este mismo compuesto fue también encontrado en una muestra de sedimento y fue la única muestra en la que pudo ser cuantificada. Sin embargo no existe en las legislaciones ecuatorianas o canadienses consultadas un valor recomendado para éste en sedimentos o suelos con el cual referenciar.

Otros pesticidas encontrados en las muestras fueron los cadusafos (también llamados ebufos), pesticidas organofosforados utilizados para el control de nematodos en cultivos de banano en el Ecuador; el endosulfan sulfato, encontrado en el ambiente como resultado del uso del insecticida organoclorinado endosulfan; y finalmente el propiconazol, conazola utilizada como fungicida en las plantaciones.

Dada la intensa actividad agrícola que se realiza en la parte baja de la cuenca, donde la mayoría de las estaciones estuvieron ubicadas, es probable que el bajo número y concentraciones trazas de pesticidas encontrados en la cuenca respondan al incremento en el caudal del río durante los meses en que se realizó el muestreo (Marzo-Abril), debido al incremento en la precipitación durante los inicios del año en la área observados en datos históricos [34]. Muestras de aguas y sedimentos tomadas por Matamoros en la parte baja de la cuenca entre el 2001 y el 2002 [33] determinaron la presencia de una amplia gama de pesticidas en el río (i.e. alfa-endosulfan, aldrin, beta-endosulfan, cadusafos, clorpirifos, clorotalonil, diazinon, dimetoato, hexaclorobenceno, imazalil, lindano,

o'p'DDD, p'p'DDD, p'p'DDE, p'p' DDT, propiconazole, endosulfan sulfato, tiabendazole), los mismos que, durante el mencionado estudio, se encontraron en su mayoría a niveles cuantificables. Estos resultados promueven aún más el uso de organismos, especialmente macroinvertebrados por sus amplias ventajas, para el monitoreo de la calidad del agua. Los mismos a diferencia de un grupo de muestras de agua y sedimentos puntuales que representan una situación dada en un momento específico, registran las condiciones ambientales bajo las que se encuentran a lo largo de un mayor periodo de tiempo. Su importancia se acentúa aún más si consideramos que el periodo de permanencia del agua en la cuenca es de 24h, por lo que las muestras de agua deberían ser tomadas a más tardar al día siguiente de la llegada del contaminante al río para que éste pueda ser encontrado.

12. Agradecimientos

Los autores desean agradecer a Félix Villafuerte, Christian Larreategui, Christian Villegas y Galo Chancay por su colaboración en el trabajo de campo. Así también a Verónica Ruiz por sus consejos en la realización de los análisis estadísticos. A la Dra. Maria del Pilar Cornejo por el soporte brindado durante el desarrollo de la investigación. El presente trabajo es financiado por el Proyecto 4 del programa de cooperación inter-universitaria entre el Consejo de Universidades Flamencas (VLIR, Bélgica) y la Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL, Ecuador), como parte de la tesis doctoral bajo el título “Monitoreo Biológico de Ríos para el desarrollo de Indicadores de Contaminación”.

13. Referencias

- [1] Brasher A.M.D., “Impacts of Human Disturbances on Biotic Communities in Hawaiian Streams”, *BioScience* 53, 2003, pp. 1052-1060.
- [2] Davis, S., Golladay, S.W., Vellidis, G., and Pringle, C.M., “Macroinvertebrate Biomonitoring in Intermittent Coastal Plain Streams Impacted by Animal Agriculture”, *J. Environ. Qual.* 32, 2003, pp. 1036-1043.
- [3] Delong M.D. and Brusven M.A., “Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted streams”, *Environmental Management* 22, 1998, pp. 445-447.
- [4] Neumann, M. and Dudgeon, D., “The impact of agricultural runoff on stream benthos in Hong Kong, China”, *Water Research* 36, 2002, pp. 3103-3109.
- [5] Ometo J., Martinelli L., Ballester M., Gessner A., Krusche A., Victoria R., and Williams M., “Effects of land use on water chemistry and

- macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil”, *Freshwater Biology* 44, 2000, pp. 327-337.
- [6] Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., and Cushing, C.E., “The river continuum concept”, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 1980, pp. 130-137.
- [7] Roy A., Rosemond A., Paul M., Leigh D., and Wallace J., “Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.)”, *Freshwater Biology* 48, 2003, pp. 329-346.
- [8] Merritt, J.W. and K.W. Cummins. *An Introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd. edn. Kendall/Hunt, 1996, Dubuque. IA.
- [9] De Pauw, N. and Hawkes, H.A., *Biological monitoring of river water quality*. In: River water quality monitoring and control (Eds W.J. Walley and S. Judd). Aston University, Birmingham, UK., 1993.
- [10] Lenat, D.R., “A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water quality ratings”, *J.N. Am. Benthol. Soc.* 12, 1993, pp. 279-290.
- [11] Woodiwiss, F.S., “The biological system of stream classification used by the Trent River Board”, *Chemistry and Industry*, 1964, pp. 443-447.
- [12] Woodiwiss, F.S., “Biological water assessment methods”. Severn Trent River Authorities, U.K., 1978.
- [13] Metcalfe, J.L., “Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe”, *Environmental Pollution* 60, 1989, pp. 101-139.
- [14] Astorga, Y., De Pauw, N., and Persone, G.: ‘Development and application of cost-effective methods for biological monitoring of rivers in Costa Rica – Final Report’. European Community. 1997.
- [15] Fenoglio, S., Badino, G. and Bona, F., “Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua”, *Rev. biol. Trop.* 50, 2002, pp. 1125-1131.
- [16] Marques, M. and Barbosa, F., ‘Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator’. *Hydrobiologia* 457, 2001, pp. 69-76.
- [17] Vinson, Mark R. and Hawkins, Charles P. “Broad-scale geographical patterns in local stream insect genera richness”, *Ecography* 26, no. 6, 2003, pp 751-767.
- [18] Mustow, S. E. “Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP score”, *Hydrobiologia* 479 no. 1-3, 2002, 191-229.
- [19] Roldán, G. Bioindicación de la calidad de agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col., 2003, Universidad de Antioquia. 182 p.
- [20] Davies, P.E. *Development of a national river bioassessment system (AUSRIVAS) in Australia*. 2002, In Wright, J.F., Sutcliffe, D.W., and Furse, M.T. (eds.) Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques.
- [21] Dickens C.W.S and Graham P.M., “The South African Scoring System (SASS) Version 5 Rapid Bioassessment Method for Rivers”, *African Journal of Aquatic Science* 27, 2002, pp. 1-10.
- [22] Sharma S. & Moog O., *The applicability of biotic indices and scores in water quality assessment of Nepalese rivers*. 1996, In: Ecohydrology of High Mountain Areas (eds S.R. Chalise et al.) pp. 641–657, Proceedings of the International Conference on Ecohydrology of High Mountain Areas, ICIMOD, UNESCO, Kathmandu, Nepal.
- [23] Chutter, F.M., “An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers”, *Water Research* 6, 1972, pp. 19-30.
- [24] Encalada, A. Diversidad y abundancia de macroinvertebrados en relación a factores físico-químicos y de fuentes de alimento de dos tipos de ríos páramos del Ecuador. Departamento de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. (1997).
- [25] Jacobsen D., Schultz R., and Encalada A., “Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude”, *Freshwater Biology* 38, 1997, pp. 247-261.
- [26] Jacobsen, D. and Encalada, A. “The macroinvertebrate fauna of ecuadorian highland streams and the influence of wet and dry seasons”, *Archiv fur Hydrobiologie* 142, 1998, pp. 53-70.
- [27] Jacobsen D. “Influence of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of ecuadorian highland streams”, *Archiv fur Hydrobiologie* 143, 1998, pp. 179-195.
- [28] Ríos, B. “Riqueza y abundancia de gastropoda (Mollusca) con respecto a variables ambientales en ríos de diferentes altitudes del Ecuador”. Departamento de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, 2001.
- [29] Sites, R., Willig, M., and Linit, M., “Macroecology of aquatic insects: a quantitative analysis of taxonomic richness and composition in the andes mountains of northern Ecuador”, *Biotropica* 35, no. 2, 2003, pp. 226-239.
- [30] Torres, L. “Distribución y diversidad de Odonata con relación a la presencia de bosque ribereño y a factores bióticos y abióticos de los ríos del bosque integral Otonga y sus alrededores”,

Departamento de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, 2000.

- [31] Vasconez, J.J. “Resistencia de macroinvertebrados bentónicos a la contaminación orgánica en ríos de altura y de tierras bajas en Ecuador”, Departamento de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, 2000.
- [32] Strahler, A. N.: “Quantitative analysis of watershed geomorphology”, *American Geophysical Union Transactions* 38, 1957, pp. 913–920.
- [33] Matamoros, D., “Predicting river concentrations of pesticides under data-poor conditions” Ph.D. Thesis, Universidad de Ghent, Facultad de Agricultura y Ciencias Biológicas Aplicadas, 2004.