

DETERIORO DEL RECURSO AGUA EN EL RÍO CATANIPO, AMAZONAS, VENEZUELA

• Simón Astiz •
Universidad Simón Bolívar, Venezuela
Universidad Autónoma de Barcelona, España

Resumen

La cuenca del río Cataniapo, única fuente de agua para la ciudad de Puerto Ayacucho en la amazonía venezolana, está siendo sometida a una intensa presión ambiental por la anárquica expansión agrícola y urbanística local. Con la finalidad de caracterizar la alteración espacio-temporal en su calidad de agua fueron colectadas trimestralmente muestras de agua y sedimento en las secciones alta, media y baja del río Cataniapo entre los años 2000 y 2003. Fueron determinados los siguientes parámetros y compuestos: sólidos suspendidos, alcalinidad, pH, conductividad, oxígeno disuelto, coliformes totales y fecales, hidrocarburos totales, metales pesados (Pb, Hg, Ni, Zn, Cu y Cr) e insecticidas organoclorados. Las técnicas analíticas empleadas para los distintos análisis fueron la espectrofotometría de absorción atómica y el uso de sensores de campo. Los valores de pH oscilaron alrededor de las cinco unidades en las tres secciones del río, valor considerado normal para este tipo de aguas claras, según los registros históricos existentes; sin embargo, fue observada una acidificación temporal en la hidrofase de aguas bajas o época seca cuando el pH disminuyó hasta valores cercanos a cuatro. Fueron detectadas continuas y elevadas concentraciones de coliformes totales y fecales, alcanzando máximas de 14 000 y 2 800 organismos 100 ml^{-1} , respectivamente. Las concentraciones más altas encontradas para los metales pesados en el compartimiento agua fueron: Cu, 0.09; Cr, 0.05; Pb, 0.24; Zn, 0.33; Ni, 1.32; Hg, 0.02 mg l^{-1} , encontrándose el contenido de Pb, Ni y Hg por encima de las normativas internacionales para el normal desarrollo de la vida acuática en general y para el consumo humano en particular. Fueron registrados dos insecticidas organoclorados prohibidos en la cuenca debido a su figura administrativa de área protegida: Aldrín ($0.072\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$) y β -BHC ($0.126\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$). Los resultados obtenidos en esta investigación revelaron un deterioro de la calidad de agua de la sección baja del río Cataniapo, que aunque es muy localizado y moderado, es necesario remediar implementando alternativas de gestión ecológica, que incorporen el principio de precaución en el aprovechamiento de sus recursos acuáticos.

Palabras clave: calidad de agua, río Cataniapo, contaminación, agroquímicos, metales pesados, amazonía venezolana.

Introducción

El problema más importante que afecta la disponibilidad del recurso agua en Venezuela es el deterioro de las cuencas hidrográficas, que tiene su origen en la modificación de los patrones de uso tradicional de la tierra. La cuenca del río Cataniapo, en el estado Amazonas, no escapa de esta realidad, siendo aún mayor el problema

si se considera que es y será por mucho tiempo la fuente más económica de abastecimiento de agua de Puerto Ayacucho, capital del estado (Blanco, 2005; Vitalis, 2010).

Los bosques que cubren la cuenca del río Cataniapo no escapan a la realidad mundial sobre la deforestación desmedida. Según las escasas estimaciones realizadas (Núñez, 1985, 1993; Blanco, 2005), el 11.8% del total del área

de la cuenca se encontraba intervenida, lo que representa un 5.61% de aumento interanual. Este valor de intervención se puede considerar bajo con respecto al área total de la cuenca, pero si se toma en cuenta solamente la cuenca baja, es un valor moderado. Este aumento del área intervenida se debe al establecimiento de nuevas comunidades, las cuales buscan una ubicación más próxima a Puerto Ayacucho para comercializar sus productos y tener acceso a la educación formal, y a la asistencia médica/sanitaria. La intensificación de las actividades agrícolas tradicionales acelera la lixiviación y la invasión de las malas hierbas, iniciándose la conversión del bosque primario a sabana. Esto se nota principalmente en la porción baja de la cuenca, donde las áreas de sabanas han aumentado en los últimos años, al no poder completarse el proceso natural de sucesión ecológica (RBV, 2005). También se debe considerar el impacto que tiene sobre el ecosistema la reciente incorporación de los agroquímicos en la actividad agrícola de la cuenca. La ecología del DDT y sustancias análogas (organoclorados), ha sido extensamente revisada y sus graves efectos, aún en bajas concentraciones, sobre la supervivencia o la reproducción de crustáceos, peces carnívoros y aves raptoras, han sido demostrados experimentalmente y confirmados mediante extensos estudios de campo (Farnworth y Golley, 1977; Turk *et al.*, 1981; León, 1981; Blanco, 2005).

La utilización de agroquímicos en un ecosistema relativamente oligotrófico, como lo es el río Cataniapo, con una baja capacidad de amortiguamiento o de resistencia a un impacto ambiental (Lasi, 1984), podría causar una gran disminución de la calidad de agua del río. Los agroquímicos pueden llegar al cauce del río al ser arrastrados por las intensas lluvias que caen en la zona y por las aguas de riego; de esta forma, los insecticidas son incorporados a la biota, el agua y el sedimento. Por otro lado, los fertilizantes aumentan la concentración de los niveles promedio de nutrientes en el agua, estimulando un crecimiento excesivo

de plantas acuáticas, una disminución del oxígeno disuelto y un aumento de la demanda bioquímica de oxígeno; esta última, indicadora de la presencia de materia orgánica en el agua (Turk *et al.*, 1981). Todos estos cambios podrían originar la desaparición de algunas especies y el aumento de otras que pueden ser nocivas e incluso tóxicas. Otro peligro potencial de un desarrollo tradicional y a gran escala de la cuenca del río Cataniapo, similar al que se ha dado en otras regiones del país, sería el aumento de la carga de sedimentos como resultado de la deforestación, construcción de carreteras, excavación de préstamos y extracción de oro en los depósitos aluviales. Los efectos de este aumento de la turbidez en el agua sobre la biota acuática son muchos y variados (Farnworth y Golley, 1977; Infante, 1992; Contreras, 1993). Adicionalmente, se incrementarían los costos de potabilización del agua por parte del organismo público regional encargado de ello, la Corporación Venezolana de Guayana, por lo que si no se toman las medidas preventivas y/o correctivas necesarias dentro de una gestión ecológica eficaz de esta cuenca, se tendría como consecuencia inmediata una acelerada degradación ambiental de la misma.

Los estudios a largo plazo necesitan ser extensivos e intensivos. La motivación de los mismos no sólo se debe a fines de curiosidad científica, sino que suministran datos que idealmente respondan a una serie de preguntas en cascada, producto del análisis de los mismos. Estos estudios facilitan la comprensión de las variaciones propias de los sistemas y su funcionamiento general, a la vez que permiten detectar posibles impactos sobre el medio por procesos antrópicos, constituyéndose en una especie de "sistema de alerta temprana" que sea de utilidad para la disminución y el manejo de los posibles riesgos asociados (Miller, 2004). Es indispensable tener una base de datos ambientales multi-anual para poder establecer la estacionalidad de los sistemas y las variaciones intrínsecas de los descriptores de la calidad ambiental de la cuenca, por lo que el objetivo de este

estudio fue determinar los niveles base y las variaciones espacio-temporales de algunos parámetros fisicoquímicos, elementos metálicos y orgánicos, indicadores de la calidad de agua y sedimento del río Cataniapo. Esta base de datos ambiental constituiría el punto de partida para una posible incorporación del principio de precaución en la gestión de los recursos acuáticos de la cuenca.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca del río Cataniapo está localizada en el municipio Atures, al noroeste del estado Amazonas, Venezuela, y al sureste de la ciudad de Puerto Ayacucho (5° 25' -5° 43' N, 67° 05' -67° 35' W). Forma parte de la subcuenca del Orinoco medio y tiene un área de 1 585 km². La longitud máxima del cauce principal del río Cataniapo es de 108 km, con un gasto promedio en el ámbito de desembocadura de 82.7 m³s⁻¹ (Núñez, 1993). El clima de esta importante cuenca se puede considerar de tipo tropical monzónico, con una corta estación seca comprendida entre los meses de enero y marzo, y una precipitación promedio anual de 2 847 mm en la comunidad de Gavilán (cuenca media). La población de esta área es de 3 112 habitantes, siendo el 90% indígena (Graterol y Botto, 2003). El río Cataniapo es un río de sexto orden, que recibe las aguas de 116 afluentes, siendo el río Gavilán el mayor de ellos y responsable del 25% del área total de drenaje. Las aguas del río Cataniapo son consideradas como "aguas claras", según la clasificación de Sioli, de poca turbidez y con una coloración verdosa (Sioli, 1967).

Las estaciones para los muestreos de agua y sedimentos fueron fijadas en la zona ribereña en tres puntos de fácil acceso: el muelle de la comunidad indígena de "Gavilán", correspondiente a la estación uno (5° 32' 10" N, 67° 21' 52" W), representativa de las condiciones de la sección alta del río Cataniapo; la comunidad indígena de "Las

Pavas", correspondiente a la estación dos (5° 34' 26" N, 67° 30' 15" W), representativa del tramo "medio" del río, y finalmente la estación de aducción del acueducto local o "Toma de la CVG", correspondiente a la estación tres (5° 36' 14" N, 67° 35' 36" W), representativa de la sección baja del río. Adicionalmente, se colectaron muestras de agua para el análisis de coliformes fecales en el balneario turístico Culebra (5° 36' 04" N, 67° 36' 34" W) y en un pequeño afluente llamado caño Carinagua (5° 32' 10" N, 67° 36' 09" W), ambos localizados en la cuenca baja del río, siendo este último receptor de las aguas residuales de varios sectores de la ciudad de Puerto Ayacucho (Oberti, 1977). Se realizaron seis muestreos de campo entre los años 2000 y 2003 para la recolección de muestras de agua y sedimento. Estos muestreos correspondieron a las hidrofases del río de descenso de aguas (septiembre-noviembre de 2000); aguas bajas (de diciembre de 2000 a febrero de 2001); ascenso de aguas (marzo-mayo de 2002), y aguas altas (junio-agosto de 2003). Se recolectaron en total 36 muestras de agua a una profundidad de 20 cm en botellas de Nalgene de un litro de capacidad, previamente lavadas con una solución de HCl al 10% y agua desionizada. Las muestras para determinación de metales fueron conservadas con 1 ml de H₂NO₃ concentrado, mientras que las muestras para los análisis de hidrocarburos se preservaron con 1 ml de HCl concentrado. Finalmente se recolectaron un total de 18 muestras de sedimento húmedo ribereño en un perfil de 15 cm de profundidad en bolsas plásticas herméticas de 300 g de capacidad, colocándolas luego bajo refrigeración. Se determinaron los siguientes parámetros y compuestos: sólidos suspendidos totales y orgánicos por filtración de un litro de muestra a través de filtros GF/C y posterior secado a 60 °C por 24 h o hasta obtener un peso constante; el componente orgánico se obtuvo por diferencia entre el residuo remanente y la fracción volátil luego de la calcinación respectiva a 450 °C. El pH, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto se determinó

in situ con el uso de sensores de campo. Los coliformes totales y fecales se determinaron por el método del número más probable (NMP). Los hidrocarburos totales de petróleo (TPH), metales pesados (Pb, Hg, Ni, Zn, Cu, Cd, Ba, Mn y Cr) e insecticidas organoclorados se analizaron utilizando espectrofotometría de absorción atómica siguiendo los criterios del Standard Methods (APHA, 1985).

Resultados

Compartimiento agua

Parámetros fisicoquímicos

La variación espacial en la concentración de sólidos suspendidos totales presentó un gradiente que va de menor a mayor concentración a medida que se avanzó aguas abajo en las estaciones de muestreo (cuadro 1). Los valores máximos (10.79 mg l^{-1}) y mínimos (3.15 mg l^{-1}) correspondieron a la hidrofase de aguas altas (junio-agosto) y aguas bajas (diciembre-febrero), respectivamente. Se observó un aporte diferencial de material alóctono como consecuencia del régimen lluvioso de la zona. Los mayores ingresos de este material ocurrieron en la hidrofase de las aguas altas, en la que se produce un constante y abundante flujo de solutos y partículas hacia el río, tanto a nivel superficial como a nivel subterráneo, reflejándose este proceso en los mayores valores de concentración de sólidos en esa fase. En el muestreo correspondiente a la hidrofase de aguas bajas (época seca) se observaron los menores valores de sólidos suspendidos como consecuencia de la carencia de precipitaciones y por consiguiente de los aportes terrestres provenientes de la cuenca, así como también de la escasa corriente presente en el canal principal del río. En cuanto a la fracción orgánica de los sólidos suspendidos, se detectaron las mayores concentraciones en la estación representativa de la sección baja del río (toma CVG) con valores de 5.05 mg l^{-1} (cuadro 1).

El valor promedio del pH osciló alrededor de cinco para las tres secciones del río (cuadro 1). Sin embargo, en la época de sequía o hidrofase de aguas bajas (diciembre-febrero), se observó una disminución del pH hasta las 3.60 unidades en dirección a la desembocadura. Los valores de oxígeno disuelto fueron ligeramente superiores en la época seca o de aguas bajas, (diciembre-febrero) alrededor de 9.8 mg l^{-1} , en comparación con la estación o hidrofase de descenso de aguas (septiembre-noviembre), en donde los valores oscilaron alrededor de los 7.4 mg l^{-1} (cuadro 1). La alcalinidad ($3.25 \text{ mg l}^{-1} \text{ CaCO}_3^{-}$), conductividad ($6.1 \mu\text{S cm}^{-1}$) y oxígeno disuelto (6.97 mg l^{-1}) presentaron valores promedio aceptables para el normal desarrollo de la vida acuática y mantuvieron la tendencia observada y reportada en los últimos años. Los valores bajos de conductividad ($2.85 \mu\text{S cm}^{-1}$) y alcalinidad ($0.2 \text{ mg l}^{-1} \text{ CaCO}_3^{-}$) observados en el río Cataniapo son el resultado del tipo de suelos que drena la cuenca del río, los cuales son muy antiguos, lixiviados, y pobres en carbonatos y sales disueltas.

Parámetros microbiológicos

Se detectaron concentraciones altas de coliformes totales y fecales, alcanzando máximos de 14 000 y 2 800 organismos 100 ml^{-1} , respectivamente (figuras 1a y 1b). Estos valores exceden los establecidos como límites para la utilización del agua para consumo humano ($0 \text{ org. } 100 \text{ ml}^{-1}$), con fines de riego ($50 \text{ org. } 100 \text{ ml}^{-1}$) y con fines recreacionales ($200 \text{ org. } 100 \text{ ml}^{-1}$), según organismos nacionales, como el Ministerio del Ambiente, e internacionales, como la Unión Europea y la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (RBV, 1995; UE, 1998; EPA, 2008). Es importante destacar los altos valores de coliformes fecales observados en las zonas recreacionales y de pesca tradicional de la cuenca baja del río Cataniapo (figura 1b), como son el balneario de Culebra y el río Carinagua, este último afluente del río Cataniapo en su sección baja. Estas zonas son consideradas como las riberas

Cuadro 1. Concentraciones promedio, mínimos y máximos de los parámetros fisicoquímicos analizados en las diferentes hidrofases y para cada estación.

Parámetro	Hidrofase											
	Aguas bajas			Ascenso aguas			Aguas altas			Descenso aguas		
	1 ¹	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Sólidos susp. tot. (mg l ⁻¹)	3.15 (2.51-10.02)	5.91 (3.22-8.21)	6.82 (5.09-9.60)	5.48 (3.22-10.1)	4.50 (3.00-7.10)	5.90 (4.01-7.20)	10.79 (6.20-8.1)	7.08 (5.08-8.70)	-	5.63 (4.50-7.70)	6.39 (5.79-6.95)	8.15 (4.0-12.80)
Sól. susp. org. (mg l ⁻¹)	1.35 (0.70-1.55)	3.01 (2.32-3.50)	3.00 (2.40-3.45)	1.67 (1.50-2.00)	1.44 (1.38-1.88)	1.93 (1.50-2.12)	4.53 (3.50-7.12)	2.83 (2.54-3.60)	-	3.22 (1.70-6.81)	3.52 (1.68-6.90)	5.05 (4.35-7.21)
pH	6.20 (6.10-6.30)	3.60 (3.50-3.71)	3.50 (3.45-3.55)	5.25 (5.10-5.40)	5.43 (5.20-5.65)	5.50 (5.30-5.70)	5.70 (5.40-6.20)	5.90 (5.60-6.50)	5.7	6.00 (5.85-6.33)	6.00 (5.64-6.69)	5.50 (5.30-5.70)
Oxígeno disuelto (mg l ⁻¹)	9.60 (9.10-9.95)	9.60 (9.20-10.0)	9.80 (9.60-10.1)	-	-	-	8.00 (7.60-8.40)	7.60 (7.45-7.95)	7.80 (7.70-7.90)	7.40 (7.35-7.45)	7.60 (7.50-7.70)	7.4 (7.25-7.55)
Conduct. (µS cm ⁻¹)	-	4.06 (3.55-4.50)	4.65 (4.35-4.95)	2.85 (2.80-2.90)	2.87 (2.85-2.91)	3.09 (3.00-3.15)	3.59 (3.40-3.72)	3.13 (3.10-3.15)	3.12 (3.10-3.15)	3.82 (3.60-3.98)	4.60 (4.40-4.70)	3.48 (3.40-3.55)
Alcalimid. (mg l ⁻¹ CaCO ₃)	1.20 (1.10-1.30)	1.10 (1.50-1.15)	1.20 (1.10-1.30)	-	4.60 (4.50-4.70)	4.20 (4.15-4.25)	0.00	0.00	0.00	1.55 (1.50-1.60)	1.20 (1.10-1.30)	0.20
Temp. (°C)	26.2 (26.0-26.4)	25.0 (23.8-26.2)	26.0 (25.5-26.5)	24.7 (24.2-24.9)	24.3 (24.1-24.4)	24.9 (24.5-25.3)	25.4 (24.3-27.2)	25.7 (24.7-28.0)	26.9 (26.5-27.3)	23.8 (23.5-24.1)	23.2 (23.0-23.4)	24.0 (23.9-24.1)

¹ Estación: 1 = Gavilán, 2 = Las Pavas, 3 = Toma de la CVG.

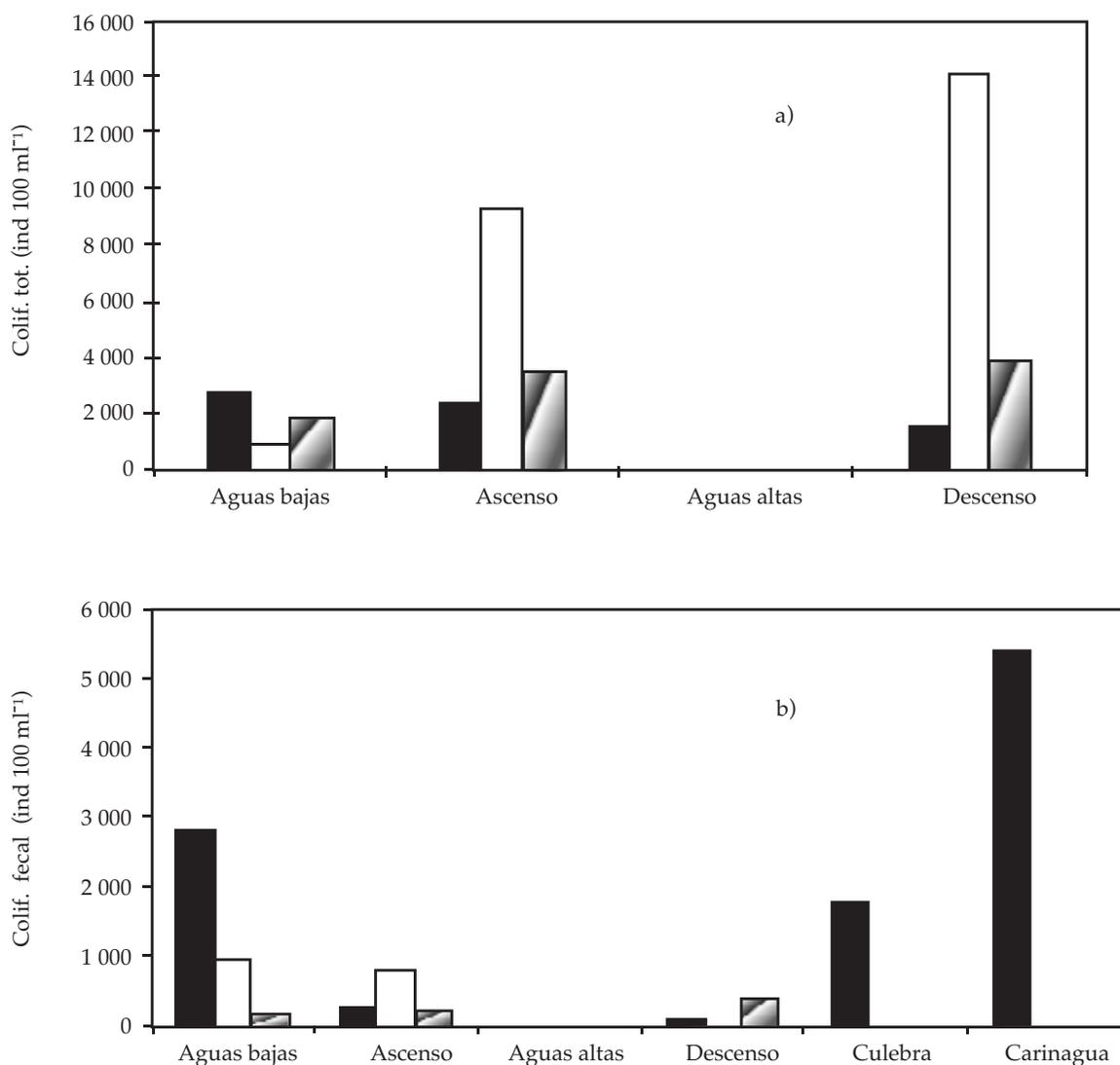


Figura 1. Variación en la concentración de (a) coliformes totales y (b) coliformes fecales en las estaciones estudiadas en el río Cataniapo durante el periodo 2000-2003 (barras negras: Gavilán; barras blancas: Las Pavas; barras grises: Toma de la CVG).

más contaminadas por bacterias coliformes en el estado Amazonas.

Metales pesados

La concentración de la mayoría de los metales pesados analizados en el agua (cuadro 2) estuvo por debajo de los límites establecidos tanto por las normas internacionales (EPA,

1976; UE, 1998; EPA, 2008) como por las nacionales (RBV, 1995). La mayoría de los metales disueltos analizados en el agua, como el Pb, Zn, Ni, Cr y Hg, presentó la mayor concentración en la fase de aguas bajas o estación seca. Es importante destacar las elevadas concentraciones de plomo observadas tanto en la estación "Muelle Gavilán" (0.24 mg l⁻¹) como en la estación "Toma de la

CVG" (0.20 mg l^{-1}) en la hidrofase de aguas bajas, las cuales superaron los valores límites considerados como inocuos para el normal desarrollo y la conservación de la vida acuática, y las normas para las aguas destinadas al uso doméstico o industrial (0.1 y 0.05 mg l^{-1} , respectivamente) (Alabaster y Lloyd, 1982; RBV, 1995). En cuanto a las concentraciones de mercurio en el agua, éstas presentaron nuevamente los mayores valores en la hidrofase de aguas bajas con 0.02 mg l^{-1} , en comparación con las otras fases hidrológicas (cuadro 2), donde se obtuvieron valores por debajo del límite de detección del analizador empleado: 0.001 mg l^{-1} , a excepción de lo observado en la estación "Las Pavas" y en la fase de ascenso de aguas, cuando la concentración fue superior (0.017 mg l^{-1}). Estos valores estuvieron por encima de las normativas existentes para las aguas de consumo (MARNR, 1982; UE, 1998; Khan y Lumb, 2003).

Residuos de insecticidas organoclorados

Se detectaron concentraciones altas de dos insecticidas organoclorados: aldrín ($0.072 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$) y β -BHC ($0.126 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$), ambos en la estación de Gavilán, representativa de la sección alta del río, y solamente en la hidrofase de aguas bajas del río (cuadro 3). Estos valores exceden a los considerados como límite por las agencias ambientales norteamericanas y europeas: $0.00005 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ para el aldrín y $0.01 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ para el β -BHC (Cubillos, s.f.; UE, 1998; EPA, 2008).

Hidrocarburos

La presencia en el agua de hidrocarburos derivados del petróleo (TPH) estuvo comprendida entre los 0.5 y los 9.8 mg l^{-1} en las hidrofases de aguas bajas y aguas altas, respectivamente (cuadro 2). Estos valores son muy superiores a las normativas establecidas por la EPA (0.0 mg l^{-1}), la del MARNR (0.3 mg l^{-1}) y la de la UE (0.01 mg l^{-1}) para aguas de consumo.

Compartimiento sedimento

Presencia de hidrocarburos y metales pesados

Los niveles de contaminación por los derivados del petróleo (aceite y gasolina) en las estaciones de muestreo se presentó en mayor magnitud en el compartimiento del sedimento, alcanzando valores de TPH entre los 101.0 y 600.0 mg kg^{-1} , y de plomo entre los 4.5 y 24.2 mg kg^{-1} (cuadro 2), este último proveniente de su utilización hasta el año 2000 como antidetonante en la gasolina de primera generación expendida hasta esa fecha.

Discusión

En general, las variaciones espaciales y temporales en la concentración de los sólidos suspendidos orgánicos y totales respondió a los aportes provenientes del lavado de material terrestre de la cuenca producido en la época de mayor pluviosidad. Los valores de sólidos suspendidos observados reflejan poca variación, en comparación con estudios anteriores de otros investigadores: 76.29 mg l^{-1} (Nuñez, 1993; Lucchetti, 1996). Esta observación constituiría una clara evidencia de que a pesar de la creciente intervención antrópica que está sucediendo en la cuenca baja del río Cataniapo, las condiciones saludables y de mínima intervención del bosque ribereño o de galería en la mayor parte de la misma han constituido una zona de amortiguamiento que disminuye el impacto de la deforestación creciente en este sector. A pesar de esta observación, hay que tener en cuenta que el río Cataniapo presenta una rápida respuesta a los eventos hidrológicos que ocurren en su cuenca alta. Según cálculos efectuados, el agua producida en las cabecezas tarda aproximadamente 12 horas en llegar a su destino final, es decir, su desembocadura en el río Orinoco, por lo que habría muy poco margen temporal de respuesta ante cualquier evento pluviométrico desmesurado de relativa frecuencia en la zona (Nuñez, 1993).

Cuadro 2. Concentraciones de TPH y de metales pesados en el agua ($\mu\text{g l}^{-1}$) y en el sedimento ($\mu\text{g kg}^{-1}$) en las diferentes hidrofases y para cada estación.

Parámetro	Hidrofase											
	Aguas bajas			Ascenso aguas			Aguas altas			Descenso aguas		
	1 ¹	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
TPH ²	< 0.5/281.5 ^a	< 0.5/409.5	< 0.5/101.0	-/601.0	-/203.0	-/460.0	9.8/344.0	9.2/304.0	8.2/303.0	< 1.00/226.0	< 1.00/154.0	< 1.00/410.0
Cu	0.09/1.18	0.03/0.57	0.05/101.0	< 0.02/0.73	< 0.02/0.24	< 0.02/1.43	< 0.05/< 5.0	< 0.05/< 5.0	< 0.05/< 5.0	< 0.050/< 0.02	< 0.050/< 0.02	< 0.050/< 0.02
Cr	0.007/5.6	0.007/4.61	0.007/8.07	-/0.83	-/2.46	-/2.46	< 0.05/< 5.0	< 0.05/< 5.0	< 0.05/< 5.0	< 0.005/12.00	< 0.005/12.00	< 0.005/11.00
Pb	0.240/-	0.020/-	0.20/-	0.02/10.6	0.02/7.22	0.02/24.2	< 0.05/< 5.0	< 0.05/< 5.0	< 0.05/< 5.0	< 0.001/5.40	< 0.001/5.50	< 0.001/4.50
Zn	0.33/8.33	0.23/8.89	0.09/6.20	0.01/12.2	0.01/6.32	0.01/18.2	< 0.05/15.0	< 0.05/28.0	< 0.05/21.0	< 0.05/< 0.02	< 0.05/< 0.02	< 0.05/< 0.02
Cd	< 0.01/-	< 0.01/-	< 0.01/-	< 0.01/0.1	< 0.01/0.1	< 0.01/0.1	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-
Ni	1.32/-	0.88/-	< 0.02/-	< 0.02/-	< 0.02/-	< 0.02/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-
B	< 0.01/3.04	0.08/8.51	< 0.01/5.23	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-
Ba	< 0.04/3.09	< 0.04/7.77	0.08/9.04	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-
Mn	0.04/14.46	0.08/198.0	0.16/11.42	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-
Hg	0.02/0.01	0.02/1.11	0.02/0.01	< 0.001/0.1	0.017/< 0.1	< 0.001/0.1	< 0.001/< 0.1	< 0.001/< 0.1	< 0.001/< 0.1	< 0.001/< 0.001	< 0.001/< 0.001	< 0.001/< 0.001

¹ Estación: 1 = Gavilán; 2 = Las Pavas; 3 = Toma CVG.

² TPH = hidrocarburos totales de petróleo.

Cuadro 3. Concentraciones de insecticidas organoclorados en el agua (^a µg l⁻¹) y en el sedimento (^c µg kg⁻¹) en las diferentes hidrofases y para cada estación.

Compuesto	Hidrofase											
	Aguas bajas			Ascenso aguas			Aguas altas					
	1 ¹	2	3	1	2	3	1	2	3			
Aldrín	0.072 ^{a-s}	0.019 ^{a-s}	0.047 / 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	
Dieldrín	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Endosulfan I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Endrín	-	0.009 / -	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Heptacloro	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Heptaclor Epox	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Lindano	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
α-BHC ²	0.021 / ^a 0.012 ^s	-	0.016 / -	-	-	-	-	-	-	-	-	
β-BHC	0.126 / -	0.045 / -	0.018 / -	-	-	-	-	-	-	-	-	
o,p'-DDE ³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
p,p'-DDE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
o,p'-DDD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
p,p'-DDD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
o,p'-DDT ⁴	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
p,p'-DDT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

¹ Estación: 1 = Gavilán; 2 = Las Pavas; 3 = Toma CVG.

² α/β-BHC = hexaclorociclohexano.

³ DDE = dicloro-bisclorofenil-etileno.

⁴ DDT = tricloro-bisclorofenil-etano.

- = valores < 0.005 µg l⁻¹.

Los valores de pH observados en este estudio se podrían considerar como inusualmente bajos. Normalmente las aguas del río Cataniapo son consideradas ligeramente ácidas, pero siempre con valores de pH comprendidos entre cinco y seis, por lo que se necesitaría realizar un monitoreo continuo de este parámetro indicador de calidad de agua, para fortalecer la hipótesis de trabajo, que postuló la posible acidificación de las aguas del río en su sección baja, como se desprende al comparar estos valores con el promedio histórico obtenido en los últimos treinta años, representado por un valor de 6.22 (Nuñez, 1993). Existen diversas causas que podrían estar incidiendo en la aparición de este problema, entre ellas se encuentran el aumento de la tala y quema en la cuenca, particularmente en la época de sequía. Este incremento responde al cambio del patrón cultural tradicional de producción agrícola utilizado por los indígenas de la zona, que va desde un patrón de subsistencia denominado "conuco" hacia uno de comercialización, el cual demanda mayores extensiones de tierra deforestada. Adicionalmente, el aumento de la población y del parque automotor en la cercana ciudad de Puerto Ayacucho por un lado, en donde se concentra casi 90% de la población total del estado Amazonas, estimada en 190 000 habitantes y, por otro, la constante incineración de los residuos urbanos en el basurero municipal durante la estación seca (INE, 2002), traen como consecuencia un incremento en la producción de gases de invernadero tipo SO_x, CO_x y NO_x, que podrían estar originando el bien documentado evento atmosférico denominado lluvia ácida, el cual se estaría produciendo en la localidad. Adicionalmente, los vientos alisios del noreste predominantes en la zona servirían de medio de transporte para trasladar estos gases hacia la ciudad y también hacia la cuenca baja del río, empeorando la situación. Existen estudios científicos realizados en el ecosistema amazónico que aportan evidencias en ese sentido y demuestran que en la época húmeda, el agua de lluvia contiene una serie de elementos

químicos de origen biológico (biogénicos), como los ácidos grasos y los fosfatos, mientras que en la estación seca, cuando ocurren las grandes quemadas de vegetación, el pH del agua de lluvia puede disminuir hasta llegar a 4.5 unidades, como consecuencia del aumento de las concentraciones de los ácidos orgánicos, el amonio y los nitratos disueltos en ella (Smith *et al.*, 1995; McClain *et al.*, 2001; Miller, 2004).

Las altas concentraciones de oxígeno disuelto observadas durante las cotas inferiores en el nivel del río podrían ser explicadas por la mayor producción de oxígeno fotosintético por unidad de volumen, esto como consecuencia de un efecto de concentración de todos los organismos productores primarios (las macrófitas acuáticas, las algas bentónicas y el fitoplancton, entre otros), así como también de otros organismos consumidores y de los elementos abióticos en esta hidrofase (Huber, 1982; Cushing y Allan, 2001). En cuanto a los bajos valores determinados para la alcalinidad y la conductividad observados en el agua del río Cataniapo, son el resultado de la existencia de suelos muy lixiviados y carentes de carbonatos en la cuenca, siendo el aporte de solutos y sales al cauce principal del río extremadamente bajo, lo que explicaría este resultado (Lewis y Weibezahn, 1976; Blancaneaux *et al.*, 1977).

La contaminación bacteriológica tan significativa observada en las zonas de estudio constituye uno de los principales problemas de salubridad y degradación ambiental de una cuenca hidrográfica (Joseph y Yamakana-mardi, 2011). Hay evidencias de que este problema tiene su origen en el aumento vertiginoso y descontrolado de las poblaciones y de los nuevos asentamientos humanos que se encuentran en la cuenca (MARNR, 1979; INE, 2002). Se ha comprobado que el crecimiento poblacional está fuertemente relacionado con el aumento en las concentraciones de bacterias del grupo coliforme en las aguas superficiales (Romero *et al.*, 2010); estos microorganismos son considerados como excelentes indicadores de la presencia de actividades antropogénicas en el ambiente (Frenzel y Couvillion, 2002).

La potabilización del agua proveniente del río Cataniapo requiere actualmente de un tratamiento convencional de filtración, floculación, sedimentación y desinfección, utilizando en este último paso cloro gaseoso (Porteous, 1996). Este proceso de potabilización lo realiza una empresa hidrológica pública regional (Corporación Venezolana de Guayana, CVG). Es necesario destacar el debate existente en el ámbito mundial sobre la conveniencia o no de seguir utilizando la cloración como método tradicional de desinfección del agua. Se ha demostrado que la utilización de dosis excesivas de este elemento en aguas con altas concentraciones de materia orgánica puede originar una serie de compuestos tóxicos denominados trihalometanos, que son nocivos para la salud (Wright y Nebel, 2002). Tomando en consideración el planteamiento anterior y que adicionalmente los valores promedios de coliformes totales que presenta el agua del río Cataniapo superan los 5 000 org. 100 ml⁻¹, catalogándolo como fuente de agua de pobre calidad (Cubillos, s.f.; RBV, 1995), se requiere con urgencia la aplicación de tratamientos adicionales y/o alternativos de potabilización, como podrían ser el de ozonización, por un lado, y de filtración por carbono activado, por el otro, esto como una propuesta de medida a corto plazo (Porteous, 1996). A mediano plazo sería necesario diseñar e implementar planes de saneamiento ambiental integral en las zonas pobladas de la cuenca por parte del Ministerio del Ambiente, como organismo público rector de las políticas de gestión y manejo de las zonas de reserva hidráulica nacionales, como lo es la cuenca del río Cataniapo. Estas políticas deben incluir la adecuada disposición de desechos tanto sólidos como líquidos, el ordenamiento de la ocupación del espacio y de toda la actividad agrícola, así como programas interculturales de educación ambiental bilingüe que se integren al plan de ordenamiento de esta reserva.

Los metales disueltos analizados en el agua, entre ellos el Pb, Zn, Ni, Cr y Hg, presentaron las mayores concentraciones en la hidrofase de aguas bajas. Este incremento estacional podría ser el resultado de los procesos de liberación y posterior difusión de estos elementos, que ocurre durante la descomposición de la materia orgánica presente en los sedimentos fluviales; ambos procesos se incrementan y son favorecidos por las altas temperaturas y por el estancamiento de las aguas del río durante la estación seca (Márquez *et al.*, 2002; Rocha y Horbe, 2006). En cuanto a los valores de concentración observados para el plomo, fueron superiores a las normas establecidas. La fuente más probable de contaminación puntual por este metal es la cercanía a los sitios de muestreo de zonas de embarque y desembarque de pequeñas embarcaciones localmente llamadas bongos, las cuales son impulsadas por motores fuera de borda, que los habitantes y turistas utilizan diariamente como medio de transporte. Los derrames frecuentes y la inadecuada disposición de los envases de combustible al hacer la reposición de los tanques de los motores en esta zona de la cuenca serían el origen de la contaminación por plomo detectada en la misma.

La existencia de valores altos de mercurio en los ecosistemas fluviales tropicales es considerada como un buen indicador de la presencia de actividades mineras de tipo aurífera a diversas escalas, las cuales están muy difundidas en Latinoamérica, y en particular en las principales cuencas hidrográficas regionales, como la amazónica y la del Orinoco (Padovani *et al.*, 1995; Nigel *et al.*, 1995; Smith *et al.*, 1995). En este tipo de actividad, el mercurio puede liberarse en el ambiente en forma gaseosa y líquida (mercurio metálico) durante el proceso de amalgamación del oro con el mercurio. Debido a la baja solubilidad de este metal en agua (25 µg l⁻¹ a 20 °C), posee una limitada movilidad en el ambiente y se ha demostrado que se adsorbe a las partículas del sedimento en el fondo de los ríos (Wasserman *et al.*, 2003).

De manera similar, es importante destacar la presencia de residuos de insecticidas organoclorados en la cuenca, entre ellos el compuesto aldrín, el cual es muy persistente y permanece en el suelo sin degradarse por largo tiempo. Cuando este pesticida es incorporado al cuerpo del insecto, éste lo metaboliza, originándose un subproducto denominado dieldrín, el cual es considerado por los expertos como un compuesto cancerígeno, por lo que su utilización ha sido prohibida en los Estados Unidos desde hace bastante tiempo (EPA, 1976). En relación con los valores observados en el resto de las hidrofases y en el compartimiento sedimento, las concentraciones fueron inferiores al límite de detección instrumental de los $0.005 \mu\text{g l}^{-1}$. La gran mayoría de los pesticidas organoclorados (OCPs) y bifenilos (PCBs) poseen propiedades fisicoquímicas que favorecen su bioacumulación y biomagnificación a lo largo de las cadenas tróficas, lo que los hace potencialmente tóxicos para los seres vivos, incluyendo al género humano (Vonesh y Kraus, 2009). Estos compuestos tan persistentes en el ambiente presentan una amplia distribución mundial y se han detectado en todos los compartimientos ambientales, tejidos orgánicos e inclusive en la leche materna de los mamíferos que habitan los polos. A pesar de las restricciones en su fabricación y uso, en los últimos treinta años se han detectado altas concentraciones en los tejidos de algunas especies situadas en la cima de las cadenas tróficas. Existen múltiples evidencias de que estos compuestos están asociados con problemas crónicos y subcrónicos de salud, así como también con casos de esterilidad y de ciertos tipos de cáncer (Moeller, 1997; Badia-Vila *et al.*, 2000).

La presencia en el agua de cantidades elevadas de hidrocarburos derivados del petróleo (TPH) podría explicarse por la existencia de fuentes contaminantes de amplio rango de movilidad, como sería el tránsito de motores fuera de borda en las cercanías de las estaciones de muestreo. Los pequeños derrames de hidrocarburos que constante e inevitablemente

ocurren en las vías de navegación fluvial, así como en los embarcaderos y muelles, están superando la capacidad auto regeneradora o depuradora de este ecosistema fluvial amazónico de reconocida fragilidad y baja resistencia ecológica a las alteraciones externas, lo que produce un proceso de acumulación de tales compuestos en los sectores estudiados (Weibezahn, 1990). Por otro lado, la existencia de estos compuestos orgánicos constituye un hecho significativo que podría alterar en alguna forma los sistemas de conducción y tratamiento de agua en la localidad. Dichos compuestos aceitosos forman una fina película o lámina superficial sobre el agua, evitando su apropiada oxigenación, así como la adecuada formación de flóculos durante el proceso de potabilización en la planta de tratamiento de agua respectiva. Otra consecuencia de la presencia de estos compuestos en el agua sería la impregnación y el deterioro de los sistemas de bombeo, tuberías, sedimentadores y tanques de almacenamiento utilizados durante el proceso de potabilización. Adicionalmente se deben considerar los efectos nocivos sobre la biodiversidad acuática (Seuront, 2010), entre ellos la anoxia, la colmatación y obturación de los aparatos de filtración-alimentación planctónicos, y la toxicidad tanto aguda como crónica (APHA, 1985; Wright y Nebel, 2002).

La bio-asimilación de altas concentraciones de elementos tóxicos presentes en los sedimentos fluviales se lleva a cabo durante los procesos de intercambio característicos de todo ecosistema, y en particular de un tipo de ecosistema acuático de borde o ecotono localizado en el lecho fluvial denominado hiporreos (Sabater y Vila, 1991). Estos procesos de intercambio tanto de naturaleza biológica como de tipo fisicoquímico entre el acuífero y las aguas del río (Dos Santos *et al.*, 2006) podría tener efectos nocivos sobre las comunidades de organismos bentónicos, subterráneos e intersticiales que habitan esta región y que forman parte de la espiral trófica fluvial, un tipo particular de cadena alimenticia que se lleva a cabo en los ríos, y que culmina

en el ser humano como consumidor tope o final de la misma (Sabater y Vila, 1991; Williams, 1993; Fisher *et al.*, 1998; Franken *et al.*, 2001). Debido a los procesos naturales de bioconcentración y biomagnificación de los elementos anteriormente mencionados existe la posibilidad o el riesgo de que los peces depredadores y/o piscívoros como bagres (*Pimelodidae*), payaras (*Cynodontidae*), caribes (*Serrasalmus*) y pavones (*Cichlidae*), entre otros, incorporen y acumulen estos elementos en sus tejidos, como ya se ha comprobado en otros estudios similares (Lasso *et al.*, 2006), lo que podría originar restricciones en el consumo de tales recursos por los habitantes de la cuenca si se toman en cuenta los lineamientos postulados por el principio de precaución o cautela. Este principio abarca casos específicos, como este trabajo, en los que los datos científicos son insuficientes, no concluyentes o inciertos, pero en los que una evaluación integral de los resultados obtenidos hace sospechar que existen motivos razonables y suficientes para temer los efectos potencialmente peligrosos para el ecosistema acuático y para la salud humana, como lo serían la incidencia de algunas enfermedades como anemia, cirrosis o daño hepático, alteraciones genéticas y desórdenes neurológicos (Moeller, 1997; EPA, 2008), que pudieran ser incompatibles con el alto nivel de protección asignado a la cuenca del río Cataniapo, al ser una zona de reserva hidráulica y fuente abastecedora de agua potable (Padovani *et al.*, 1996; COM, 2000; Gale *et al.*, 2002).

Es fundamental continuar con los estudios de evaluación ambiental, de seguimiento de la estabilidad ecológica y de la calidad nutricional e inocuidad sanitaria de los recursos acuáticos en esta cuenca tan estratégica para el desarrollo sustentable de la región; de esta forma se contaría con un banco de datos que constituiría, junto con esta investigación, importantes estudios de línea base de información ambiental de referencia, que permitiría actuar de la manera más idónea en caso de producirse algún evento o incidente

que comprometiera la calidad ambiental de la cuenca y, por consiguiente, la salud de todas las poblaciones que dependen de ella. La consideración y aplicación del principio de precaución en la gestión ecológica de la cuenca justificaría por sí sola la continuidad de futuros estudios de monitoreo ambiental.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias al financiamiento del Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (Fonacit), a través de la agenda Agro-Ambiente-Amazonas concedido al proyecto "Estudio de la Ictiofauna y Calidad del Agua de la Cuenca del Río Cataniapo", código de proyecto núm. 97003268. Un especial agradecimiento a la profesora Haymara Álvarez y al Proyecto Ecosistema Orinoco (PECOR), co-responsable de esta investigación y desarrollado por el Instituto de Recursos Naturales de la Universidad Simón Bolívar. Finalmente se desea dejar constancia de la invalorable colaboración de las comunidades indígenas de la cuenca del río Cataniapo y de la coordinadora del proyecto, Justa M. Fernández, investigadora de la Estación Experimental Amazonas del Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA).

Recibido: 07/04/09

Aceptado: 23/03/12

Referencias

- ALABASTER, J. and LLOYD, R. *Water quality criteria for freshwater fish*. London: FAO, Butterworths, 1982, 361 pp.
- APHA. *Standard methods for examination of water and wastewater*. New York: American Public Health Association, 1985, 2275 pp.
- BADIA-VILA, M., OCIEPA, M., MATEO, R., and GUITART, R. Comparison of residue levels of persistent organochlorine compounds in butter from Spain and from other European countries. *J. Environ. Sci. Health B*. Vol. 35, 2000, pp. 201-210.
- BLANCANEAU, P., HERNÁNDEZ, S. y ARAUJO, J. *Estudio edafológico, preliminar del sector Puerto Ayacucho, Territorio Federal Amazonas, Venezuela*. Serie Informes Científicos. Caracas: MARNR, DGIIA/IC/01, 1977.
- BLANCO, H. *The tension between developmental land uses and the conservation area designation: a case study of the creoles in Cataniapo River basin, Venezuela*. M.Sc. thesis. Athens: University of Ohio, 2005, 100 pp.

- COM. *Comunicación de la Comisión sobre el recurso al principio de precaución*. Bruselas, Bélgica: Comisión de las Comunidades Europeas, 2000, 29 pp.
- CONTRERAS, Y. *Plan de ordenamiento de la zona protectora de la cuenca hidrográfica del río Cataniapo. Diagnóstico socioeconómico*. Caracas: MARNR, Región Amazónica, 1993, 101 pp.
- CUBILLOS, A. *Calidad de agua y control de la polución*. Serie Ambiente y Recursos Naturales. Vol. 8. Mérida, Venezuela: Publicaciones CIDIAT, sf. 161 pp.
- CUSHING, C. and ALLAN, D. *Streams. Their ecology and life*. London: Academic Press, 2001, 335 pp.
- DOS SANTOS, I., HORBE, A., DA SILVA, M., y MIRANDA, S. Influência de um aterro sanitário e de efluentes domésticos nas águas superficiais do Rio Tarumã e afluentes – AM. *Acta Amaz.* 36, 2006, pp. 229-236.
- EPA. *Quality criteria for water*. Washington, D.C.: US Environmental Protection Agency, 1976, 335 pp.
- EPA. *National Primary Drinking Water Regulations (NPDWR)*. Washington, D.C.: EPA, 2008, 20 pp.
- FARNWORTH, E. y GOLLEY, F. *Ecosistema frágil*. México, D.F.: Fondo de Cultura Económica, 1977, 381 pp.
- FISHER, S., GRIMM, N., MARTÍ, E., HOLMES, R., and JONES, B. Material spiraling in stream corridors: a telescoping ecosystems model. *Ecosystems*. Vol. 1, 1998, pp. 19-34.
- FRANKEN, R., STOREY, R., and WILLIAMS, D. Biological, chemical and physical characteristics of downwelling and upwelling zones in the hyporheic zone of a north-temperate stream. *Hydrobiologia*. Vol. 444, 2001, pp. 183-195.
- FRENZEL, S. and COUVILLION, CH. Fecal-indicator bacteria in streams along a gradient of residential development. *J. Am. Water Res. Assoc.* Vol. 38, 2002, pp. 265-273.
- GALE, N., ADAMS, C., WIXSON, B., LOFTIN, K., and HUANG, Y. Lead concentration in fish and river sediments in the old lead belt of Missouri. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 36, 2002, pp. 4262-4268.
- GRATEROL, B. and BOTTO, C. *Los procesos de ocupación del espacio en la cuenca del Cataniapo, estado Amazonas: su impacto sobre el ecosistema y la salud humana*. Puerto Ordaz, Venezuela: Memorias del V Congreso Venezolano de Ecología, 2003, 89 pp.
- HUBER, O. *Esbozo de las formaciones vegetales del Territorio Federal Amazonas, Venezuela*. Serie Informes Técnicos. Caracas: MARNR, DGSIA/IT/103, 1982, 36 pp.
- INE. *Resultados del XIII Censo General de Población y Vivienda*. Caracas: Instituto Nacional de Estadística, 2002.
- INFANTE, J. *Diagnóstico físico conservacionista de la cuenca del río Cataniapo con fines de ordenamiento*. Puerto Ayacucho, Venezuela: MARNR, 1992, 50 pp.
- JOSEPH, B. and YAMAKANAMARDI, S. Monthly changes in the abundance and biomass of zooplankton and water quality parameters in Kukkarahalli Lake of Mysore, India. *J. Environ. Biol.* Vol. 32, 2011, pp. 551-557.
- KHAN, H., and LUMB, A. Water quality evaluation and trend analysis in selected watersheds of the Atlantic region of Canada. *Environ. Mon. Asses.* Vol. 88, 2003, pp. 221-242.
- LASI, M. *Estudio comparativo de las variaciones de masa y dinámica metabólica orgánica particulada suspendida en dos ríos tributarios del río Orinoco, Territorio Federal Amazonas*. Tesis de Grado. Caracas: Universidad Simón Bolívar, 1984.
- LASSO, C., SEÑARIS, J., ALONSO, L. y FLORES, A. (editores). *Evaluación Rápida de la Biodiversidad de los Ecosistemas Acuáticos en la Confluencia de los Ríos Orinoco y Ventuari, Estado Amazonas (Venezuela)*. Boletín RAP de Evaluación Biológica 30. Washington, D.C.: Conservation International, 2006, 244 pp.
- LEÓN, J. *Ecología y ambiente en Venezuela*. Caracas: Editorial Ariel-Seix Barral Venezolana, 1981, 253 pp.
- LEWIS, W. and WEIBEZAHN, F. Chemistry, energy, flow and community structure in some Venezuelan freshwater. *Arch. Hydrobiol.* Vol. 50, 1976, pp. 145-207.
- LUCCHETTI, A. *Estudio de las variaciones del carbono, nitrógeno y fósforo en el río Cataniapo, Edo. Amazonas*. Tesis de Licenciatura. Caracas: Universidad Simón Bolívar, Coordinación de Biología, 1996, 77 pp.
- MARNR. *Atlas de la región Sur*. Segunda edición. Caracas: Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables, DGIIA, CODESUR, 1979, 62 pp.
- MARNR. *Criterios y valores máximos permisibles en materia de contaminación de acuerdo a las normas internacionales y nacionales*. Caracas: Dirección de Investigación del Ambiente. 1982, 76 pp.
- MÁRQUEZ, A., SENIOR, W., MARTINEZ, O., and CASTAÑEDA, J. Environmental conditions of the waters of the Manzanares river, Cumana-Sucra, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. Vol. 41, 2002, pp. 15-24.
- McCLAIN, M., VICTORIA, R., and RICHEY, J. *The biogeochemistry of the Amazon basin*. New York: Oxford University Press, 2001, 323 pp.
- MILLER, G. *Environmental Science*. Belmont: Thomson Learning, Inc., 2004, 354 pp.
- MOELLER, D. *Environmental health*. Cambridge: Harvard University Press, 1997, 287 pp.
- NIGEL, J., SERRAO, E., ALVIM, P., and FALESÍ, I. *Amazônia, resiliency and dynamism of the land and its people*. New York: United Nations University Press, 1995, 253 pp.
- NÚÑEZ, M. *Flujo de fósforo a través de la cuenca del río Cataniapo, TFA, y su influencia sobre la química de ese elemento en las aguas de escorrentía de cauce*. Tesis de grado. Caracas: Universidad Simón Bolívar, 1985, 161 pp.
- NÚÑEZ, M. *Diagnóstico del estado actual de la cuenca del Cataniapo, con énfasis en calidad de agua*. Tesis de Maestría. Caracas: Universidad Simón Bolívar, 1993, 141 pp.

- OBERTI, M. Zonificación preliminar de usos potenciales del espacio regional y definición de lineamientos generales de ordenamiento espacial para el Territorio Federal Amazonas. Serie Informes Técnicos. Caracas: MARNR, DGIIIA/IT/19, 1977, 111 pp.
- PADOVANI C., FORSBERG, B. y PIMENTEL, T. Contaminação mercurial em peixes do rio Madeira: resultados e recomendações para consumo humano. *Acta Amaz.* Vol. 25, 1995, pp. 127-136.
- PORTEOUS, A. *Dictionary of environmental science and technology*. Chichester, England: Wiley, 1996, 635 pp.
- RBV. *Normas para la clasificación y el control de la calidad de agua de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos*. Gaceta Oficial. Decreto 883. Caracas: República Bolivariana de Venezuela, Ministerio del Ambiente, 1995.
- RBV. *Consulta pública de la propuesta del Plan de Ordenamiento y Reglamento de Uso de la zona protectora de la cuenca hidrográfica del río Cataniapo*. Puerto Ayacucho, Venezuela: República Bolivariana de Venezuela, Ministerio del Ambiente, 2005, 79 pp.
- ROCHA, L. y HORBE, A. Contaminação provocada por um depósito de lixo no aquífero Alter do Chão em Manaus – AM. *Acta Amaz.* Vol. 36, 2006, pp. 307-312.
- ROMERO, A., FLORES, S. y PACHECO, W. Estudio de la calidad de agua de la cuenca del río Santa. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG*. Vol. 13, 2010, pp. 61-69.
- SABATER, F. and VILA, P. The hyporheic zone considered as an ecotone. *Oecologia aquatica*. Ros, J. and Prat, N. (editors). Barcelona: Publicacions Universitat de Barcelona, 1991, pp. 35-43.
- SEURONT, L. Zooplankton avoidance behavior as a response to point sources of hydrocarbon-contaminated water. *Marine and Freshwater Research*. Vol. 61, 2010, pp. 263-270.
- SIOLI, H. Studies in Amazonian waters. *Limnología*. Vol. 3, 1967, pp. 1-225.
- SMITH, N., SERRÃO, E., ALVIM, P., and FALESÍ, I. *Amazonia: resiliency and dynamism of the land and its people*. New York: UN University Press, 1995, 253 pp.
- TURK, A., TURK, J., WITTES, J. y WITTES, R. *Tratado de Ecología*. México, D.F.: Interamericana, 1981, 542 pp.
- UE. *Directiva 98/83/CE del Consejo del 3 de noviembre de 1998 relativa a la calidad de aguas destinadas al consumo humano*. Bruselas: Unión Europea, DO L 330 de 05.12.98, 1998, 42 pp.
- VITALIS. *Situación Ambiental de Venezuela 2010. Análisis de Percepción del Sector*. Segunda edición. Caracas: VITALIS, 2010, 37 pp.
- VONESH, J. and KRAUS, J. Pesticide alters habitat selection and aquatic community composition. *Oecologia*. Vol. 160, 2009, pp. 379-385.
- WASSERMAN, J., HACON, S., and WASSERMAN, M. Biogeochemistry of Mercury in the Amazonian environment. *Ambio*. Vol. 32, 2003, pp. 336-342.
- WEIBEZAHN, F. Hidroquímica y sólidos suspendidos en el alto y medio Orinoco. *El río Orinoco como ecosistema*. Weibezahn, F., Álvarez, H., and Lewis, W. (editors). Caracas: Editorial Galac, 1990, pp. 151-210.
- WILLIAMS, D. Nutrient and flow vector dynamics at the hyporheic/groundwater interface and their effects on the interstitial fauna. *Hydrobiologia*. Vol. 251, 1993, pp. 185-198.
- WRIGHT, R. and NEBEL, B. *Environmental science. Toward a sustainable future*. New Jersey: Prentice Hall, 2002, 512 pp.

Abstract

ASTIZ, S. *Water resource degradation in the Cataniapo River, Amazons, Venezuela. Water Technology and Sciences (in Spanish). Vol. III, No. 3, July-September, 2012, pp. 5-20.*

The Cataniapo River basin--which is the only source of water for the town of Puerto Ayacucho, in the Venezuelan Amazon--is being subjected to intense environmental pressure by unplanned agricultural and urban local development. In order to describe the spatial-temporal variation in water quality, water and sediment samples were collected quarterly from the upper, middle and lower sections of the Cataniapo River between 2000 and 2003. The following parameters and compounds were determined: suspended solids, alkalinity, pH, conductivity, dissolved oxygen, total and fecal coliforms, hydrocarbons, heavy metals (Pb, Hg, Ni, Zn, Cu and Cr) and organochlorine insecticides. Analyses were performed using atomic absorption spectrophotometry and field sensors. Values for pH oscillated around 5 units in the three sections of the river, which is considered normal for this type of clear water according to existing historical records. Nevertheless, temporary acidification was observed during the period of low waters, or the dry season, when pH values decreased to roughly 4. Continuous and elevated concentrations of total and fecal coliforms of up to 14 000 and 2 800 organisms per 100 ml⁻¹, respectively, were detected. The highest concentrations of heavy metals found in the water were Cu 0.09; Cr 0.05; Pb 0.24; Zn 0.33; Ni 1.32; Hg 0.02 mg l⁻¹; with Pb, Ni and Hg being higher than the international norms recommended for the normal development of aquatic life, in general, and for human consumption, in particular. The presence of two organochlorinated insecticides were found Aldrin (0.072 µg l⁻¹) and β-BHC (0.126 µg l⁻¹) which are banned from the basins due to their "protected area status." The results obtained by this investigation revealed a deterioration in the quality of the water in the lower Cataniapo River. Although this is localized and moderate, it needs to be addressed by implementing alternative ecological management strategies that include the careful use of available aquatic resources.

Keywords: water quality, Cataniapo River, pollution, heavy metals, agrochemicals, Venezuelan Amazon.

Dirección institucional del autor

M.C. Simón Astiz

Instituto de Recursos Naturales
Universidad Simón Bolívar, Baruta
Apdo. 89000
Caracas 1080-A / VENEZUELA
Doctorado en Ciencia y Tecnologías Ambientales
Universidad Autónoma de Barcelona, España
sastiz@usb.ve