

ALTERACIÓN DEL METABOLISMO LÓTICO EN LA QUEBRADA PIEDRAS BLANCAS (MEDELLÍN) DEBIDO AL TRASVASE DE CAUDAL

William Cano¹ y Lilian Posada²

¹ Posgrado de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín.

² Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos, Escuela de Geociencias y Medio Ambiente,
Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia, Medellín

wilcano@matematicas.udea.edu.co; lposada@perseus.unalmed.edu.co

Recibido para evaluación: 6 Septiembre de 2002 / Aceptación: 13 Noviembre de 2002 / Recibida versión final: 2 de Diciembre de 2002

RESUMEN

En el desarrollo hidroeléctrico en Colombia no se ha reportado el empleo de estrategias PHABSIM-IFIM (*Instream Flow Incremental Methodology*) durante la toma de decisiones. Esto se debe a la falta de grupos de trabajo en ecología hidráulica, ausencia de fauna íctica “importante” en los tramos lóticos de montaña y escasez de conocimientos autoecológicos e históricos sobre preferencias de hábitat de la ictiofauna lótica.

Este estudio evalúa hipótesis sobre el deterioro de características metabólicas lóticas –producción algal béntica, descomposición y deriva de materia orgánica– causadas por alteraciones del escenario hidráulico con disminución de caudal. Éstas podrían ser implementadas para evaluaciones PHABSIM que no tienen posibilidades de monitorear componentes estructurales típicos. Se presentan resultados del comportamiento metabólico en un escenario hidráulico natural (caudal medio 1,8 m³/s) y su caudal remanente (caudal medio 0,015 m³/s). Luego de aplicar las metodologías de Nagarkar y Williams (1997), Cortés (1995), Wetzel y Likens (1995), Peterson et al. (1989) y Minshall et al. (1983), se observa incremento en los tiempos de ablandamiento y fragmentación de materia orgánica, y reducción en la densidad de deriva orgánica y en la producción algal béntica. La distribución del material particulado indica el cambio de un escenario natural de exportación energética a uno retentivo. Esta información es clave para la definición de criterios locales en caudales mínimos remanentes, fundamentados en variables de función, de fácil seguimiento, que permitan sostener dinámicas lóticas y fluviales.

PALABRAS CLAVE:

Metabolismo Lótico, Metabolismo de Corrientes, Derivación de Caudales, Caudal Ecológico, Manejo Lótico de Materia Orgánica, Ecología Hidráulica, Ecología de Caudales Regulados.

ABSTRACT

In the hydroelectric development in Colombia, they have not reported the use of PHABSIM-IFIM (*Instream Flow Incremental Methodology*) strategies during the decision-making. This must to the lack of work teams in hydraulic ecology, absence of fauna “important” fishes in the mountain lotic reaches and, shortage of auto-ecologic and historical knowledge on habitat preferences of the lotic ictiofauna.

Hypotheses are evaluated on the deterioration of lotic metabolic characteristics –benthic algal production, decomposition and drift of organic matter– caused by alterations of the hydraulic scene with diminution of flow. These could be implemented for PHABSIM evaluations that do not have possibilities of monitoring structural typical component. Results of the metabolic behavior in a natural hydraulic scene appear (mean flow 1,8 m³/s) and their environmental flow (mean flow 0,015m³/s). After applying to the methodologies of Nagarkar & Williams (1997), Cortés (1995), Wetzel & Likens (1995), Peterson et al. (1989), and Minshall et al. (1983), increase in the times of softening and fragmentation of organic matter is observed, and reduction in density of organic drift and in the benthic algal production. The distribution of the particulate material indicates the change of a natural scene of energetic exportation to one retentive. This information is key for the definition of local criteria in minimum instream flow requirements, based on variables of function, of easy pursuit, that they allow maintaining lotic and fluvial dynamics.

KEYWORDS:

Lotic Metabolism, Stream Ecosystem Metabolism, Flow Abstraction, Environmental Flow, Organic Matter Lotic Management, Hydraulic Ecology, Ecology of Regulated Streamflow.

1. INTRODUCCIÓN

El 77% de los principales 139 sistemas fluviales de Norteamérica, México, Europa y las repúblicas de la antigua Unión Soviética, están afectados por la construcción de presas, la operación de embalses para diferentes propósitos, los trasvases fluviales y la irrigación. Debido a la intervención humana, muchos tipos de ecosistemas fluviales se han perdido y las poblaciones de muchas especies de ríos han llegado a ser fuertemente fragmentadas (Dynesius y Nilsson, 1994).

En Colombia, el desarrollo de grandes proyectos hidroeléctricos ha modificado biotopos y rutas migratorias en casi cien ríos, en los que se encuentra una amplia representación de la ictiofauna lótica regional. Este tipo de intervención continuará, pues es alentado tanto por el rendimiento hídrico, por el potencial hidroeléctrico teórico (PHT) y por la capacidad eléctrica instalada del país.

Por su posición geográfica y su localización en un vasto y complejo sistema de ríos y montañas en los Andes, Colombia es receptora, generadora y reguladora de 3.600 m³/s de aguas de escurrimiento, que permiten ubicarla entre las zonas privilegiadas del mundo en disponibilidad de recursos hídricos, que sostienen el 75% de la capacidad total del sector eléctrico nacional, con generación hidroeléctrica (Osorio et al., 2000).

Además, en Colombia, la definición de un proyecto hidroeléctrico se ha basado inicialmente en la determinación del PHT de los ríos. Así, el país presenta un PHT de 119 GW continuos concentrados en 351 ríos, correspondiendo el mayor a la región del Pacífico (233 KW/Km²). Este potencial representa innegablemente la mayor riqueza del país y un negocio bastante vulnerable (ICEL, 1987).

En la década del noventa, la demanda para la energía hidroeléctrica se calculaba en 11,5 GW, para una descarga anual de 3.462 m³/s usados para la generación en centrales eléctricas de alta capacidad (>100 MW) del sistema eléctrico interconectado nacional (UPME, 1999). La capacidad eléctrica instalada a diciembre de 1999 era de 11.592 MW, 68,02% provenientes de generación hidroeléctrica, y a junio del 2000 entraron otros 367,9 MW.

Con relación al desarrollo de pequeños proyectos, en Colombia el aprovechamiento de corrientes para

acueductos veredales y municipales, y pequeñas centrales hidroeléctricas (PCH) (<10MW) (Correa et. Al, 1995), ha modificado la naturalidad hidráulica de más de tres mil corrientes en zona montañosa, deteriorando sistema lóticos y alterando procesos de subsidio energético en la transferencia de materia orgánica entre áreas de crenonritron y remotas planicies de inundación, con graves repercusiones para las dinámicas del metabolismo fluvial, por conectividades ecosistémicas regionales (Neiff, 1990).

Este tipo de intervenciones continuará en el país, ya que el sector eléctrico nacional, a partir de la experiencia brasileña de OLADE, –que pregona que las PCH resuelven el problema de la demanda de energía de ciertas regiones aisladas en las que el recurso puede ser utilizado para el propio desarrollo o para industrias que, como premisa, no necesitan conectarse a la red central– a principios de la década del noventa se dio a la tarea de hacer un inventario de proyectos de generación hidroeléctrica, en el rango de capacidades micro (<100 KW), mini (100-1.000 KW) y PCH (1-10 MW), donde se diera una mayor participación nacional tanto a las empresas de construcción como a la industria de insumos propios de una central hidroeléctrica, lo cual generaría, a su vez, un menor endeudamiento externo y una menor dependencia tecnológica.

Como consideración final a este panorama colombiano, se tiene que en la estrategia de expansión del sector eléctrico para el corto plazo (1997-2000), se previó la instalación de 732 MW hidráulicos. Para el mediano plazo, al 2004, se espera elevar la capacidad instalada a 13.714 MW y a largo plazo (2001-2010) se instalarían 2.531 MW hidráulicos (UPME, 2000). Por los intereses de expansión del sector hidroeléctrico, se siguen dando las presiones de fragmentación de gran cantidad de ecosistemas lóticos locales y por ello actualmente se están adelantando licencias ambientales para la construcción de diez proyectos para generar entre 300-1.500 MW y dieciocho entre 1-100 MW (UPME, 1999).

Todo lo anterior demuestra que el funcionamiento ecológico del sistema del sistema de ríos de Colombia va a continuar siendo deteriorado en sus procesos de conectividades metabólicas remotas y sus estructuras bióticas locales.

En los países desarrollados, este deterioro continuado de los sistemas de ríos ha estado acompañado por casi veinte

años de investigación científica. Entre ellas, la *Instream Flow Incremental Methodology* (IFIM), es una de las metodologías más utilizadas para evaluar las alteraciones que estas intervenciones provocan, ya que define el caudal mínimo aconsejable asociado a un proyecto de aprovechamiento de un recurso hídrico, buscando la preservación de las especies ícticas presentes en el ecosistema acuático. La IFIM considera aspectos biológicos, hidrológicos e hidráulicos para simular, con el *Physical Habitat Simulation* (PHABSIM), las condiciones que permiten tomar decisiones para realizar intervenciones con responsabilidad ambiental.

Sin embargo, la aplicación de esta metodología no ha sido reportada en algún proyecto hidroeléctrico colombiano en el momento de la toma de decisiones, ya que varias razones hacen difícil la utilización del PHABSIM en nuestras regiones: la ausencia de grupos de trabajo involucrados en ecología hidráulica; la deficiencia en el conocimiento sobre la autoecología de la ictiofauna colombiana; la carencia de bases de datos, con respecto a las preferencias del hábitat de los peces (a pesar de los trabajos de Valencia, 1998, 2001; Rodríguez et al., 1996 y Galvis et al., 1989), y la ausencia de especies ícticas de valor comercial en los tramos lóticos de montaña.

Para implementar esta metodología en Colombia, se requeriría de gran cantidad de información sobre la ecología de las especies ícticas locales, por lo cual se propone, en este trabajo, levantar otro tipo de información que podría implementarse en programas de simulación como los utilizados para las decisiones con IFIM. Como alternativa, este trabajo evalúa el grado de alteración de tres características metabólicas lóticas: 1) producción algal béntica, 2) fragmentación y distribución de materia orgánica, y 3) deriva orgánica. Tal alteración es originada por la disminución del caudal causado por su derivación. Su evaluación nos permite determinar, por un lado, si la dinámica metabólica de un ecosistema lótico, en época de estiaje, se deteriora cuando el caudal es disminuido por trasvases para aprovechamiento del recurso hídrico, y, por otro, qué variables limnológicas e hidráulicas son relevantes para determinar qué información utilizar en la elección de criterios y metodologías en la determinación de caudales remanentes mínimos.

1.1. Dinámica de procesos metabólicos

Numerosos procesos físicos, químicos y biológicos interactúan recíprocamente para producir un ecosistema lótico. Sin embargo, debido a su escala, es difícil evaluar de qué depende su dinámica y las fuentes de su perturbación. Por el contrario, las corrientes pequeñas tienden a reflejar las condiciones del área de drenaje y usualmente son química y físicamente dinámicas, y biológicamente ricas. Por ello, éstas proporcionan oportunidades excelentes de estudiar, por ejemplo, el trámite de la radiación solar a medida que se incorpora al ecosistema, cuánta energía potencial se pierde como flujo del agua cuesta abajo, cuánta de la energía solar es utilizada por fotosíntesis vegetal en la corriente y convertida a energía química almacenada, y cuánto de la energía química almacenada es utilizada por los varios componentes del ecosistema lótico. En otras palabras, midiendo e integrando algunos de los principales componentes físicos y biológicos de los presupuestos de energía de las corrientes pequeñas, es posible evaluar aspectos de su papel funcional dentro del paisaje en su totalidad (Wetzel y Likens, 1991).

A pesar de ello, el ecosistema de una corriente pequeña es complejo, lo que hace difícil descifrar las varias interacciones que ocurren dentro de él. A esto se suma que los ecosistemas naturales están expuestos continuamente a condiciones ambientales cambiantes, de tipos internos y externos, con origen en acciones naturales o antrópicas, y los efectos de cualquier cambio particular pueden ser difíciles de separar de aquellos que resultan de todos los otros cambios que están ocurriendo simultáneamente. No obstante, para conocer alteraciones al ecosistema lótico, podemos recurrir al caudal, ya que el continuo movimiento descendente del agua, de las sustancias disueltas y de las partículas suspendidas, regula sus dinámicas metabólicas (Wetzel y Likens, 1991).

Hasta hace poco tiempo, los limnólogos han ignorado, en su mayor parte, la importancia de las trayectorias del flujo hidrológico en la regulación del metabolismo y biogeoquímica de las corrientes. Para algunos autores, el metabolismo de la corriente implica el análisis del presupuesto de calor, la curva diurna de oxígeno disuelto, la producción primaria neta, la respiración—según lo han realizado especialmente Fisher y Likens (1973), Minshall et al. (1983) y Naiman (1983)—. En este trabajo, por el contrario, el metabolismo de la corriente se analiza por medio del flujo de la energía, relacionado con los procesos

de producción autóctona, el manejo de la materia orgánica generada e incorporada, y la dinámica de la transferencia de esta materia orgánica.

Desde esta perspectiva, la dinámica de los procesos metabólicos se da así: la materia orgánica que se incorpora a los ecosistemas acuáticos desde fuentes alóctonas se origina sobre todo de la producción primaria terrestre, donde los árboles y la vegetación del suelo pueden proporcionar, a las corrientes, cantidades altamente significativas de materia orgánica, ya sea como materia orgánica particulada (MOP) –que cae directamente en corrientes desde la vegetación del dosel o es transportada allí por el agua del drenaje– y como materia orgánica disuelta (MOD) –en forma de compuestos solubles, que son lixiviados y llevados en el drenaje del ecosistema terrestre en varias etapas de descomposición fúngica y bacteriana– (Fisher y Likens, 1973).

Algo de la MOP grande puede atraparse en el canal de la corriente como, por ejemplo, en presas de residuos orgánicos o en amontonamientos de hojas (Bilby y Likens, 1980), que allí acumuladas sufren colonización por bacterias, hongos e invertebrados en complejos patrones sucesionales dentro de los diversos microhabitats. Las actividades de trituración, colección y ramoneo por los insectos acuáticos aceleran la reducción del tamaño del MOP y la subsecuente degradación microbiana, para generar MOP detritica que, con su microflora asociada, sirve como fuente de alimento para numerosos invertebrados acuáticos (Wetzel y Likens, 1991).

Las corrientes dentro de regiones boscosas dependen de entradas alóctonas de materia orgánica para mucha de la productividad de los consumidores (Fisher y Likens, 1973), por lo que muchos invertebrados acuáticos construyen intrincadas redes en rocas y troncos sumergidos, para coger las partículas de alimento que se están transportando río abajo y así desempeñan roles en el procesamiento de la materia orgánica (Cummins, 1974; Cummins et al., 1983). Las partículas detriticas ingeridas son asimiladas por los organismos o expulsadas y utilizadas como fuente de alimento por otros consumidores, y la colonización bacteriana de estas partículas orgánicas puede aumentar el valor nutritivo del detritus al aumentar el contenido de nitrógeno (Wetzel y Likens, 1991).

Gran parte de la materia orgánica, ya sea disuelta o particulada, es el detritus, es decir, materia orgánica de

organismos muertos. *El metabolismo de esa materia orgánica y las interacciones de este material está, química y biológicamente, gobernado, en gran extensión, por el tamaño de la partícula.* El detritus particulado es colonizado por diversa microflora y la tasa de degradación depende de (1) la composición –es decir, la refractabilidad– de substratos específicos dentro de las partículas, (2) la capacidad de los microbios para obtener el tejido –p. e., tamaño de partícula: área superficial–, y (3) la tasa metabólica microbiana, en la medida que es gobernada por capacidades enzimáticas, temperatura y disponibilidad de aceptores de electrones –p. e., oxígeno– y nutrientes minerales (Godshalk y Wetzel, 1978). A medida que la resistencia del detritus residual aumenta con la descomposición continuada, su degradabilidad disminuye. La descomposición es un proceso continuo, pero la tasa de descomposición (k) varía con el tiempo, dependiendo de la cantidad de substratos y variables ambientales (temperatura, oxígeno disuelto u otro aceptor de electrones, nutrientes minerales requeridos para el metabolismo microbiano, refractabilidad inicial del tejido y *tamaño de la partícula* - T_p). La fragmentación mecánica por la turbulencia de la corriente o por causas animales provoca bajos valores T_p , que, a su vez, teóricamente aumentarían la tasa de descomposición, a pesar de la refractabilidad constante o condiciones ambientales estables. La utilización de substratos más rápidamente disponibles generalmente ocurre primero, de modo que la refractabilidad relativa de la MOP aumenta en el tiempo (Wetzel y Likens, 1991).

Cuando las plantas o animales envejecen y mueren, tanto la MOD como la MOP están disponibles para la degradación, cuya tasa es dependiente tanto de las capacidades enzimáticas de la microflora como de las condiciones ambientales. Esta MOD detritica está disponible como fuente de energía para la microflora en los sedimentos y las aguas adyacentes al detritus particulado. Algunos compuestos del MOD son más estables que otros, pero temperaturas altas y el incremento de la disponibilidad de oxígeno reducen su resistencia (refractabilidad) a la oxidación. La descomposición de la MOD da lugar a productos finales gaseosos y poco de ella es utilizada por los animales acuáticos directamente, mientras que la MOP de un rango dado de tamaño puede ser una fuente importante de alimento y se debe convertir enzimáticamente a compuestos orgánicos solubles por cierta microflora con esta capacidad. La descomposición termina los ciclos biogeoquímicos que la fotosíntesis

inicia. Así, la descomposición completa da lugar a la conversión de los productos (reducidos) orgánicos de la fotosíntesis, retornando los componentes (generalmente oxidados) inorgánicos usados como los reactivos para la fotosíntesis (Wetzel y Likens, 1991).

2. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

Los muestreos de monitoreo se realizan en la quebrada Piedras Blancas, una corriente de 4° orden, según Horton, que nace a 2.500 m. s. n. m. al extremo oriental de la ciudad de Medellín (Colombia). La zona de muestreo (en bmh-MB) se ubica 1.500 m aguas arriba del embalse de Piedras Blancas (6°8'20"N, 75°30'20"W), terminado de construir en 1952 –para suministro de agua a la ciudad de Medellín–, que recibe las aguas drenadas en 2.876 Ha. de la cuenca alta (de un total de 4.187 Ha.), representando una de las fuentes de aprovisionamiento de agua para la ciudad. La zona de muestreo presenta una precipitación promedio de 1.815mm, 182 días de lluvia en promedio anual y una temperatura media anual de 14,7°C°.

Desde hace cincuenta años, luego de largos procesos de deforestación de bosques de roble, la zona viene siendo destinada al mantenimiento de plantaciones de coníferas (*Pinus patula*, *Eucaliptus grandis*, *Cupresus lusitanicus*) que cubren el 36% de la cuenca, y el 45% conserva vegetación natural y arbustiva.

La cuenca tiene una forma oval-oblonga, con un patrón de drenaje dendrítico. En la parte alta, la distribución de los arroyos de primer orden es angular y rectangular, relacionados con el patrón de diaclasamiento, mientras que los tributarios largos reflejan una serie de fracturas. La topografía es homogénea, con relieve ondulado, donde las pendientes fluctúan entre el 12 y el 25%; en algunos sectores la pendiente se incrementa hasta un 50%. La banca de las quebradas de la cuenca presenta ángulos mayores a 90° y generalmente es profunda.

En general, toda la cuenca está situada sobre suelos residuales derivados de anfibolita y dunita serpentinizada, posiblemente de edad paleozoica. La anfibolita presenta diques de cuarzo lechoso rellenando fracturas de varios metros de espesor. En algunos sitios por efecto de meteorización, los suelos aparecen expuestos formando montículos, "Piedras Blancas". La anfibolita, por efectos

de meteorización, ha desarrollado un perfil residual de casi 30 m. El 90% de los suelos del área de la cuenca están cubiertos con residuos derivados de anfibolita (Instituto Mi Río, 1996).

El tramo de referencia (Fig. 1) (50 m de longitud) aguas arriba del embalse, es un tramo de rápidos, localizado en una zona cubierta de bosque secundario, pinos y rastrojos bajos, y con dosel abierto, que permite penetración lumínica al cauce. La banca derecha del canal es un barranco rocoso cubierto por musgos y la otra con fondo de gravas; 1.500 m abajo la quebrada entra al embalse. El caudal promedio es de 1,5 m³/s, con un rango de 0,6 - 4,5 m³/s. La pendiente del canal es 1 - 2% en los tramos de monitoreo y la velocidad media de 2,0 m/s. Los sedimentos en los rápidos estuvieron dominados por guijarros y gravas (> 10 mm).

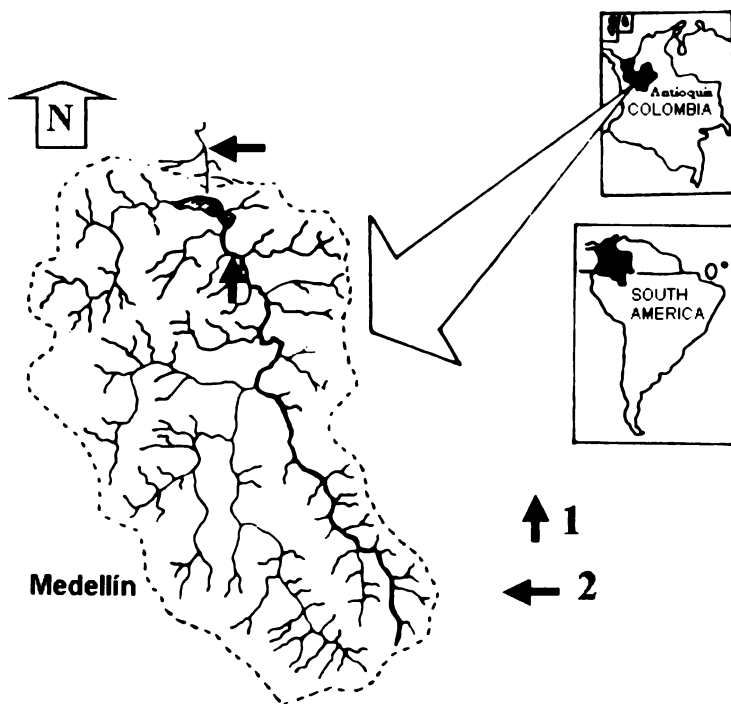


FIGURA 1.

Mapa de la cuenca alta de la quebrada Piedras Blancas, señalando los sitios de monitoreo.

1. Aguas arriba del embalse (caudal natural).
2. Aguas abajo de la presa (caudal remanente).

3. METODOLOGÍA

El monitoreo se está desarrollando en la cuenca media de la quebrada Piedras Blancas, en un tramo aguas arriba (1.500 m) del embalse y otro aguas abajo (600 m) del sitio de derivación para el aprovechamiento hídrico. En cada uno de estos tramos se realiza la recolección de material biológico, se miden las variables hidráulicas y se toman muestras de agua para análisis físico-químicos, para la caracterización limnológica. Estos monitoreos se efectúan, desde el 1999, cada quince días, durante toda la época de estiaje (diciembre-febrero), cada año.

La limnología biológica comprende la evaluación de la producción primaria de las algas bénticas (PAB), en los rápidos, según la metodología de Wetzel y Likens (1991), Lorenzen (1967) Strickland y Parson (1972), y Nagarkar y Williams (1997) para extracciones de clorofila y pigmentos (RP) en etanol caliente al 96%. Para la evaluación de la deriva orgánica (*d*MOT) se sigue la metodología de Wetzel y Likens (1991), empleando redes de deriva Wildco, de 0,50 mm poro de malla. Para estimar la distribución diamétrica de la materia orgánica bentónica (MOB) se sigue la metodología de Petersen et al. (1989) y Minshall et al. (1983), separando el material con cernidores diferenciales de 10 mm –residuos orgánicos grandes, ROG–, 4 mm –materia orgánica particulada gruesa, MOPG–, 1 mm –MOP fina, MOPF– y 0.05 mm –MOP ultrafina, MOPU– y con mediciones de peso seco libre de cenizas; la fragmentación de materia orgánica (Fragmentación Foliar en Rápidos, FFR) se trabaja con los métodos de Cortés (1995).

La caracterización hidráulica se realiza mediante la evaluación de velocidad de la corriente, sección transversal del canal, granulometría del lecho, pendiente de fricción, rugosidad del lecho, clase diamétrica del sustrato, pendiente de la línea de energía, tensión de corte, viscosidad cinemática, densidad del agua, número de Froude, número de Reynolds y potencia del flujo, según Statzner et al. (1988).

Los análisis físico-químicos en cada tramo incluyen la determinación de pH, conductividad eléctrica, temperatura del agua, saturación de oxígeno, alcalinidad, contenido de nitrógeno, fósforo, sólidos totales suspendidos y demanda bioquímica de oxígeno. Las muestras se fijan y se preservan de acuerdo con las indicaciones dadas en los Métodos Estándar de la APHA (1998) y son enviadas, para análisis, al Laboratorio de

Aguas del Centro de Investigaciones Ambientales de la Universidad de Antioquia.

Para cada sitio de muestreo, las variables fueron correlacionadas utilizando el índice de correlación de Spearman, y para encontrar las diferencias entre los sitios de monitoreo se compararon las variables empleando la prueba *t* de Student, empleando el paquete estadístico Statgraphics v5.1. Finalmente, para encontrar las variables que mayor importancia ejercen sobre el comportamiento de las variables metabólicas, se realiza un análisis de componentes principales, en cada uno de los escenarios hidráulicos. La comparación de las variables metabólicas se realizó mediante la estandarización de los datos originales con los valores de los caudales de cada escenario hidráulico.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las evaluaciones de productividad fotosintética algal béntica (PAB) y razón de pigmentos fotosintéticos (RP), arrojaron diferencias significativas (*t*-Student PAB, $p < 0,009$; RP $p < 0,000$, Fig. 2), lo que es evidente, ya que en el escenario natural (sitio aguas arriba del embalse) la producción fotosintética béntica es sostenida por algas no filamentosas que están sometidas a fluctuaciones recurrentes de turbulencia, de caudal, de la altura de la columna de agua y del material suspendido, que obliga a las algas bénticas a mantener una dinámica de recolonización permanente. Tales condiciones son muy diferentes al escenario intervenido (sitio aguas abajo de la presa, caudal remanente), donde el lecho está colonizado por algas rojas filamentosas (Rhodophyta), que cubren todo el perímetro húmedo por la poca altura de la columna de agua, permitiendo la completa iluminación de todos los sustratos sumergidos, y se alcanzan, entonces, largos tiempos de envejecimiento, ya que no existen las fuerzas que inducen la renovación frecuente de las poblaciones. Los problemas fisiológicos para la colonización de este tramo por parte de las algas bénticas no filamentosas, como las del tramo natural, tendrían que ver con restricciones foto-oxidativas y necesidades reofilicas.

En los dos escenarios hidráulicos bajo evaluación, se observan diferencias significativas (*t* de Student, $p < 0.05$, Fig. 2 y 3, Tabla 1) del comportamiento de las variables metabólicas: fragmentación foliar en rápidos, densidad de materia orgánica transportada, materia orgánica particulada fina y materia orgánica particulada ultrafina.

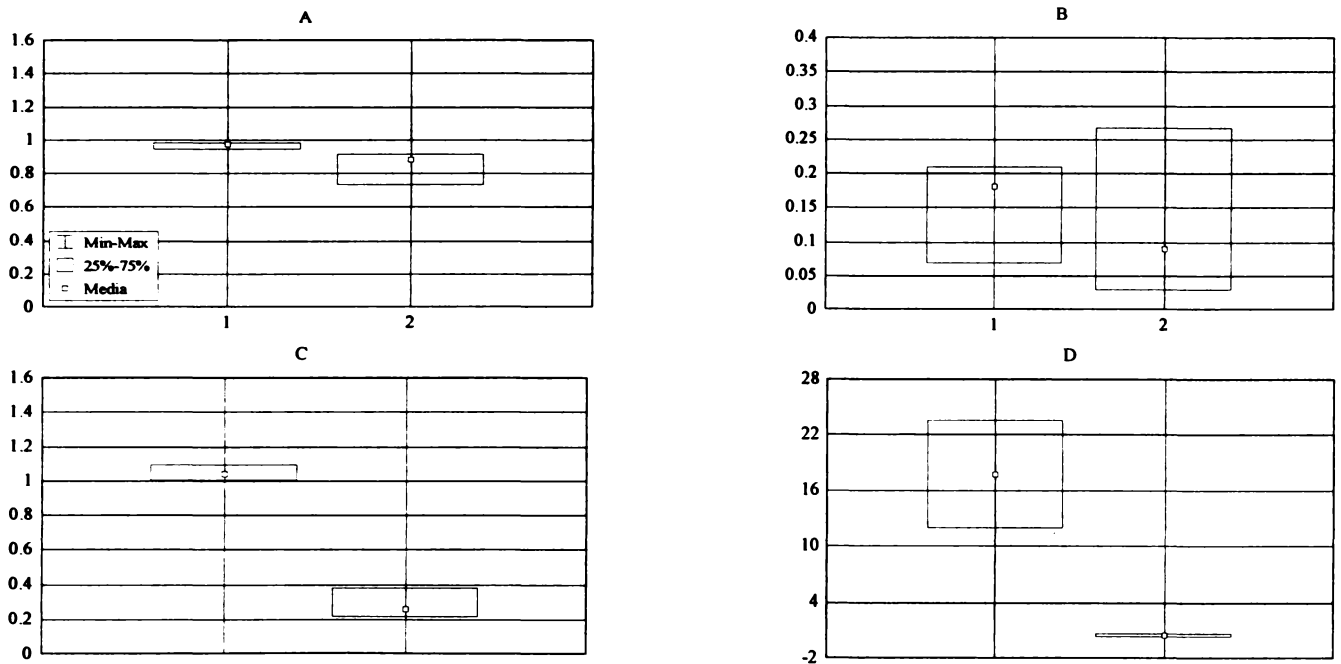


FIGURA 2.

Comparación de las características metabólicas entre los sitios de muestreo con caudal natural (1) y caudal remanente (2):

A. Razón Pigmentos Fotosintéticos (t Student, $p < 0,0001$);

B. Producción Algal Béntica (mg Chl. a/m²/d, $p = 0,009$);

C. Fragmentación Foliar en Rápidos (g Peso seco/ d, $p = 0,0003$) y

D. Materia Orgánica Transportada (gC/h, $p = 0,02$).

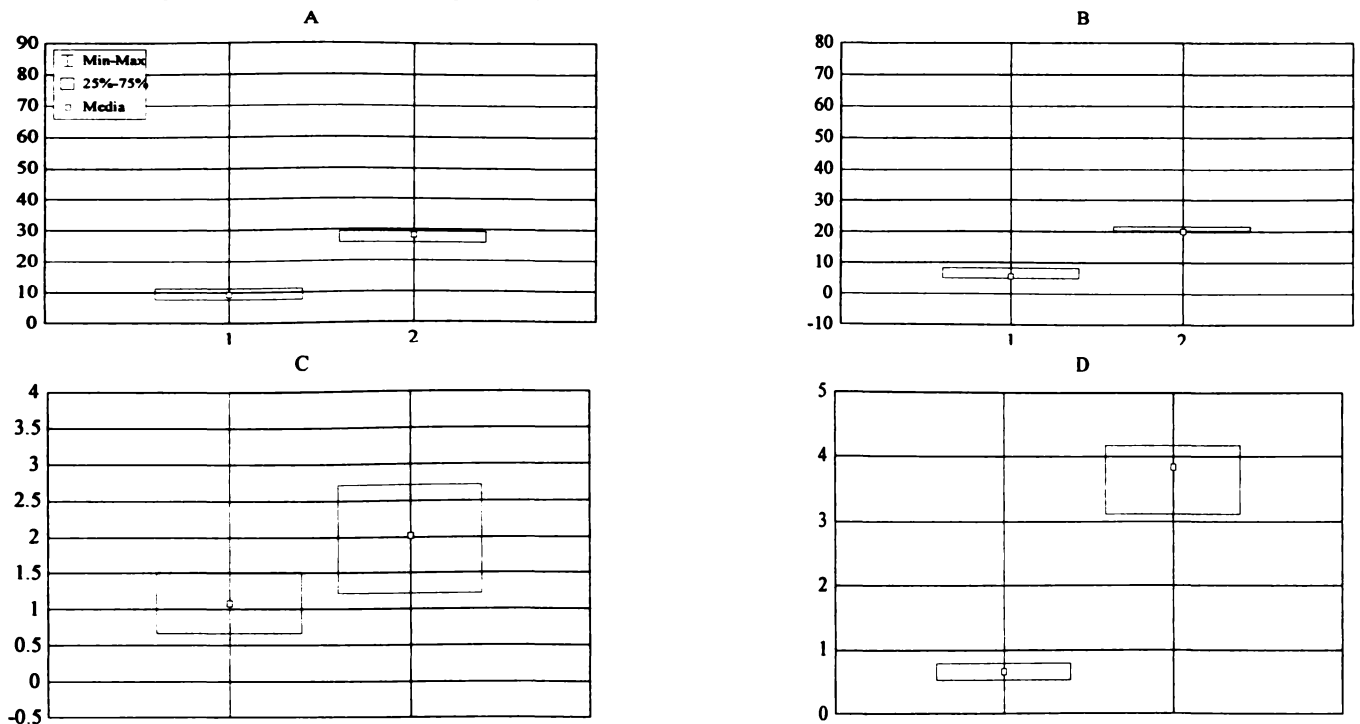


FIGURA 3.

Comparación de las características metabólicas entre los sitios de muestreo con caudal natural (1) y caudal remanente (2):

A. Materia Orgánica Béntica (gC/m², t Student $p = 0,02$);

B. Residuos Orgánicos Grandes (gC/m², $p = 0,02$);

C. Materia Orgánica Particulada Fina (gC/m², $p = 0,0006$) y

D. Materia Orgánica Particulada Ultrafina (gC/m², $p = 0,0008$).

TABLA 1.

Características metabólicas en los sitios de monitoreo en la quebrada Piedras Blancas

Variables	Unidades	Caudal Natural									
		1999			2000			2001			Media
Relación de Pigmentos Fotosintéticos		0.96	1.05	0.93	0.98	0.94	0.97	0.97	0.83	1.00	0.96
Producción Algal Béntica	? g.Chl.a.m ⁻² .d ⁻¹	0.36	0.33	0.06	0.05	0.07	0.16	0.21	0.21	0.18	0.18
Fragmentación Foliar en Rápidos	gPeso Seco.d ⁻¹	1.09	1.00	1.09	1.06	0.85	1.01	1.35	0.65	1.04	1.02
Densidad de Materia Orgánica Transportada	gC.h ⁻¹	25.76	9.61	17.68	25.22	23.56	20.95	11.91	5.69	14.50	17.21
Materia Orgánica Béntica	gC.m ⁻²	5.07	7.57	6.32	25.61	11.14	9.19	10.17	24.09	8.12	11.92
Residuos Orgánicos Grandes	gC.m ⁻²	3.79	5.58	4.69	19.60	8.41	7.00	5.59	17.84	4.95	8.61
Materia Orgánica Particulada Gruesa	gC.m ⁻²	0.43	0.81	0.62	1.57	0.86	0.61	2.36	3.26	1.09	1.29
Materia Orgánica Particulada Fina	gC.m ⁻²	0.49	0.66	0.58	2.61	1.08	0.92	1.51	2.01	1.50	1.26
Materia Orgánica Particulada Ultrafina	gC.m ⁻²	0.36	0.52	0.44	1.83	0.79	0.65	0.71	0.98	0.58	0.76

Variables	Unidades	Caudal Remanente									
		1999			2000			2001			Media
Relación de Pigmentos Fotosintéticos		1.33	0.99	0.89	0.91	0.73	0.88	0.33	0.25	0.88	0.80
Producción Algal Béntica	? g.Chl.a.m ⁻² .d ⁻¹	0.29	0.17	0.27	0.29	0.05	0.09	0.03	0.03	0.026	0.14
Fragmentación Foliar en Rápidos	gPeso Seco.d ⁻¹	0.26	0.20	0.21	0.15	0.23	0.30	0.42	0.45	0.38	0.29
Densidad de Materia Orgánica Transportada	gC.h ⁻¹	0.10	0.15	0.18	0.45	0.55	0.53	1.12	0.61	0.83	0.50
Materia Orgánica Béntica	gC.m ⁻²	29.45	25.30	28.11	25.69	24.68	27.02	75.54	30.21	28.20	32.69
Residuos Orgánicos Grandes	gC.m ⁻²	22.26	19.48	21.08	21.60	17.44	20.22	69.01	20.24	19.95	25.70
Materia Orgánica Particulada Gruesa	gC.m ⁻²	2.23	1.27	2.72	0.95	1.05	1.10	2.76	2.71	1.71	1.83
Materia Orgánica Particulada Fina	gC.m ⁻²	0.73	2.53	1.22	0.02	2.02	1.50	2.75	3.36	2.69	1.87
Materia Orgánica Particulada Ultrafina	gC.m ⁻²	4.23	2.02	3.09	3.12	4.17	4.20	1.02	3.90	3.85	3.29

Con respecto al manejo de la materia orgánica (fragmentación, distribución granulométrica y transporte), se resalta que el escenario intervenido con caudal disminuido por la derivación (caudal remanente) debe realizar un esfuerzo biológico muy elevado, ya que el subsidio energético ofrecido por el trabajo hidráulico del escenario natural (Q : 0,5 - 1,4 m³/s) ha sido eliminado. Esto último provocó que el sistema lótico haya tenido que pasar de una condición de baja retención de material orgánico (de largas distancias entre “spiralizing loops”, Minshall et al., 1983) y baja actividad biológica en la fragmentación del material alóctono incorporado (condiciones características de tramos exportadores de energía), hacia una condición nueva, donde hay alta retención del material alóctono incorporado (caída en la exportación energética) y muy alta actividad

microbiológica (condiciones características de tramos conservativos energéticos).

Bajo esta nueva condición, el sistema lótico debe realizar un manejo del procesamiento de la materia orgánica (incorporada al sistema como residuos orgánicos grandes), requiriendo largos tiempos entre ROG y MOPU, ya que la fragmentación hidráulica ha sido casi completamente eliminada del sistema. La generación de materiales finos (MOPF y MOPU) dependerá del gasto realizado por la colonización bacteriana, fúngica, protozoaria y de los macroinvertebrados acuáticos. Así, los tiempos de mineralización son recargados sólo al esfuerzo biótico del sistema, y los tiempos de transferencia energética se alargan, ya que la capacidad de carga del nuevo escenario hidráulico sólo es capaz de

movilizar material muy fino (rico en materia orgánica), y en muy poca cantidad. Además, ante la reducción del esfuerzo horizontal del flujo, ese material fino sigue la ruta de flujo vertical, depositándose en el lecho del río, compactando su estructura –al sellar la flojedad granulométrica–, y quedando reservado allí, hasta que eventuales descargas lo remuevan y lo puedan transferir desde estos sitios de generación, hasta ecosistemas remotos demandantes (planicies de inundación y valles). Hay diferencias importantes en las variables hidráulicas en los sitios de monitoreo (t de Student, $p < 0,05$, Tabla 2, Figura 4) que se pueden utilizar para explicar la

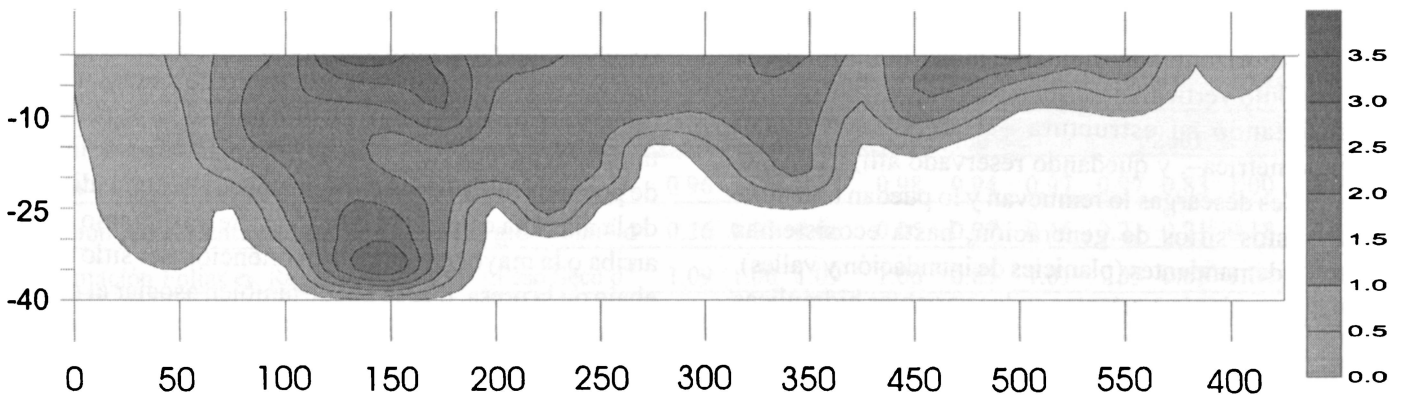
alteración de las características metabólicas. La razón del número de Reynolds es del orden de 27, 44 y 8 (respectivamente para las fechas de muestreo), que indican mayor turbulencia en el sitio de caudal natural (aguas arriba del embalse), por la cual se espera una mayor fragmentación foliar. La muy alta razón de unidad de potencia (49:1) de la corriente puede ser un indicador de la más alta capacidad de transporte en el tramo aguas arriba o la mayor capacidad de retención del sitio aguas abajo de la presa, que se puede también asociar al mayor grosor de la subcapa viscosa.

TABLA 2.

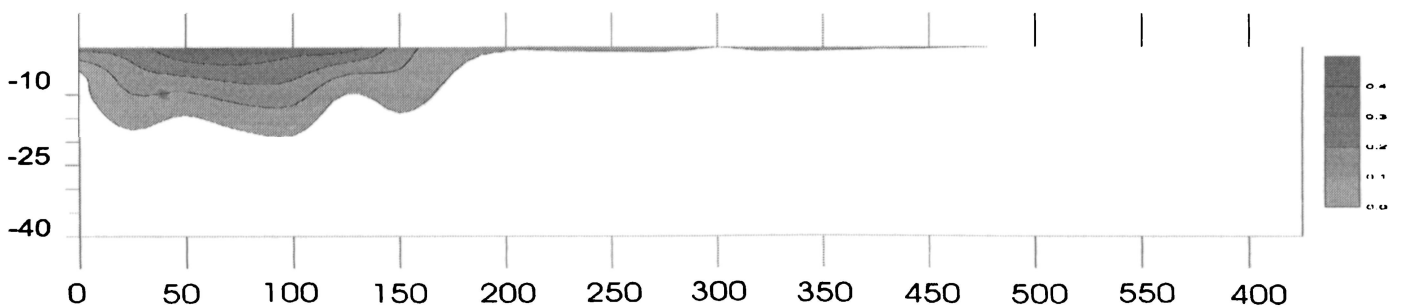
Características hidráulicas básicas en los sitios de monitoreo de la quebrada Piedras Blancas

Variable			Caudal natural			Caudal remanente			*p<
			1999	2000	2001	1999	2000	2001	*
Temperatura del Agua	°C	TA	14.00	14.00	14.00	16.00	16.00	16.00	n. s.
Ancho de la Superficie de Agua	m	ASA	5.75	5.50	5.75	3.00	3.25	4.00	0.002
Profundidad Media del Agua	m	PMA	0.144	0.164	0.163	0.037	0.045	0.045	n. s.
Distancia Orilla-Thalweg	m	DOT	1.50	1.25	0.50	0.60	1.75	2.40	n. s.
Profundidad Thalweg	m	PT	0.40	0.35	0.34	0.06	0.11	0.09	0.000
Área de Sección Transversal	m ²	AST A	1.210	0.995	1.041	0.114	0.150	0.102	0.000
Velocidad Superficial del Agua	m/s	Vs Us	1.440	1.400	0.608	0.235	0.110	0.242	0.010
Velocidad Media del Agua	m/s	Vm Um	1.150	1.120	0.486	0.166	0.088	0.194	0.010
Caudal	m ³ /s	Q Q	1.378	1.194	0.506	0.019	0.017	0.020	0.004
Perímetro Húmedo	m	PHu P	6.000	5.520	7.241	3.061	3.355	4.106	0.010
Radio Hidráulico	m	RH	0.200	0.180	0.144	0.037	0.045	0.025	0.010
Profundidad Hidráulica	m	PHi	0.210	0.181	0.181	0.038	0.046	0.028	0.010
Clase Diamétrica del Sustrato	m	CDS k _n	0.171	0.189	0.137	0.150	0.156	0.107	n. s.
Rugosidad del Lecho	m	RS k _s	0.086	0.075	0.065	0.066	0.070	0.070	n. s.
Pendiente del Canal		PC S _o	0.009	0.009	0.008	0.010	0.010	0.010	n. s.
Pendiente de Línea Superficial		PLS S _w	0.005	0.005	0.004	0.010	0.010	0.010	n. s.
Viscosidad Cinemática Agua	m ² /s	VCA n	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	n. s.
Densidad del Agua	Kg/m ³	DA ρ	999.200	999.200	999.200	999.000	999.000	999.000	n. s.
Índice de Manning	-	IM n	0.035	0.036	0.035	0.034	0.035	0.034	n. s.
Velocidad de Corte	m/s	VC ?	0.133	0.126	0.106	0.060	0.066	0.050	0.003
Potencia Unitaria del Canal	N/m.s	PUC ? V	121.566	105.334	39.679	1.852	1.617	1.940	0.020
Número de Reynolds	-	NR R	139160	154353	66570	5533	3568	7865	0.002
Número Límite de Reynolds		NLR	19095	20022	12239	8141	9338	4774	0.030
Número de Froude	-	NF F	0.801	0.841	0.365	0.272	0.131	0.370	n. s.
Grosor de Subcapa Viscosa	mm	?	0.104	0.109	0.130	0.214	0.194	0.260	0.007
Razón de Caudales			72.910	72.364	25.556				
Razón de Profundidades			3.892	3.644	3.622				
Razón de Radio Hidráulico			5.405	4.000	5.760				

SITIO DE MONITOREO AGUAS ARRIBA DEL EMBALSE (Caudal natural)



SITIO DE MONITOREO AGUAS DEBAJO DE PRESA (Caudal remanente)



Distancia desde la banca derecha y profundidades desde la superficie (cm)

FIGURA 4.

Distribución de velocidades (m/s) típicas en las secciones de monitoreo de la quebrada Piedras Blancas

Los resultados presentados en este trabajo muestran que el escenario físico-químico evidencia diferencias significativas (véase Tabla 3), sólo en cuatro variables entre los sitios de monitoreo. En los sólidos suspendidos, se han evidenciado los principales contrastes, ya que las fluctuaciones cotidianas del escenario con caudal natural permiten resuspender o incorporar material al flujo, mientras que en el escenario intervenido la constancia en el nivel de flujo no facilita perturbar el lecho ni la banca.

Estos resultados permiten considerar que, debido a que los escenarios hidráulicos comparados no presentaron diferencias significativas en la mayoría de las variables físico-químicas, entonces las diferencias significativas presentadas por los atributos metabólicos del sistema lótico, son atribuibles a algunas de las variables hidráulicas de cada escenario. Sustentado esto, por el peso del primer componente obtenido en el análisis de componentes principales, que expresa el 60.35% de la variación de los datos y que está determinado por el comportamiento de ocho (8) variables hidráulicas, como

se puede verificar con la siguiente ecuación, para el escenario hidráulico natural: $0,27*RP_1 + 0,18*dMOT_1 - 0,16*ROG_1 + 0,15*FFR_1 - 0,10*MOPU_1 + 0,05*PAB_1 + 0,27*VC_1 + 0,27*Q_1 - 0,27*GSV_1 + 0,27*PUC_1 + 0,26*Vs_1 - 0,26*NR_1 + 0,24*NLR_1 + 0,24*PT_1 + 0,23*TA_1 + 0,18*AST_1 - 0,04*ASA_1 - 0,27*ALK_1 + 0,23*SST_1 - 0,20*pH_1 + 0,19*NH_4^+ - 0,05*SOD_1$; y para el escenario hidráulico modificado: $- 0,28*ROG_2 - 0,28*FFR_2 + 0,23*RP_2 + 0,22*MOPU_2 - 0,21*dMOT_2 + 0,04*PAB_2 + 0,28*NLR_2 - 0,28*GSV_2 + 0,27*VC_2 - 0,27*NR_2 - 0,25*ASA_2 - 0,23*PUC_2 - 0,23*Q_2 + 0,26*pH_2 + 0,23*SOD_2 - 0,19*Vs_2 + 0,19*SST_2 + 0,18*NH_4^+ + 0,09*ALK_2 + 0,02*PT_2 - 0,09*TA_2$. Permite esto, entonces, definir el número de Reynolds, el grosor de la subcapa viscosa, la velocidad de corte y la potencia unitaria del canal como variables críticas en el mantenimiento de las características metabólicas básicas del funcionamiento de ecosistemas lóticos de tensión vectortial (corrientes de montañas).

			Caudal natural			Caudal remanente			*p<
Variables			1999	2000	2001	1999	2000	2001	
Temperatura del Aire	C	TAi	17.87	17.93	17.67	19.80	19.00	14.80	n. s.
Temperatura del Agua	C	TA	14.60	13.83	13.73	15.90	16.00	16.00	n. s.
Saturación de Oxígeno Disuelto	%	SOD	97.43	103.67	99.47	89.35	85.00	78.20	0.010
Oxígeno Disuelto	ppm O ₂	OD	7.68	8.13	7.84	6.73	6.40	5.89	0.010
Demanda Bioquímica de Oxígeno	ppm O ₂	DBO	1.50	1.20	1.60	1.00	1.20	1.40	n. s.
pH		pH	7.47	7.37	7.65	7.00	7.25	6.76	0.040
Conductividad Eléctrica	uS/cm	CE	70.00	80.30	170.00	100.50	80.00	120.00	n. s.
Nitrogen-NH ⁴⁺	ppm N	NH ⁴⁺	0.56	0.49	0.50	1.20	1.40	1.20	0.000
Dureza Total	ppm CO ₃	DuT	57.00	62.00	50.00	50.00	58.00	55.00	n. s.
Alcalinidad Total	ueq/L	ALK	10.00	11.00	14.00	8.00	6.00	6.00	0.020
Sólidos Suspendedos Totales	ppm	SST	12.00	15.00	2.00	2.30	2.00	1.80	0.000

* p: Nivel de significancia para prueba t Student

TABLA 3.
Variables físicas y químicas en los sitios de monitoreo en la quebrada Piedras Blancas.

5. AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido parcialmente financiada por el CODI (Universidad de Antioquia), proyecto IN425CE, y el Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos (Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín). Especialmente agradecemos a Ana-Lucía Estrada su asistencia en los muestreos, análisis y críticas al trabajo, la participación en el trabajo de campo a Yimmy Montoya, Andrés Posada, Javier Posada y Vladimir Toro. Apreciamos la colaboración de los profesores Marta Salgar, Fernando Saldarriaga, Nelson Gil, Néstor Aguirre, Ricardo Callejas, John Jairo Ramírez, y las pertinentes indicaciones de los evaluadores anónimos del manuscrito presentado.

6. BIBLIOGRAFÍA

- APHA. AWWA y WEF. 1998. Standard Methods.
 Bilby & Likens. 1980. Ecology, 61: 1107-1113.
 Rodríguez. I., C. Pérez & P. Cala. 1996. Rev. Acad. Col. Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Vol. 20, No. 77: 319-330.
 Correa, P., E. Duque y A. Tobón. 1995. Inventario de Proyectos hidroeléctricos entre 10-100MW y aplicación a una cuenca específica. Noticias Investigativas, 20: 9-12.
 Cortés, R., M. Graça. J. Vingada y S. Varandas de Oliveira.

1995. Annls. Limnol. 31(2): 119-131.
 Cummins, K. 1974: BioScience 24: 208-220.
 Dynesius, M. y Ch. Nilsoon. 1994. Science, 266: 753.
 Fisher, G. y G. Likens. 1973. Ecological Monographs, 43: 421-439.
 Galvis, G., I. Mojica y F. Rodríguez. 1989. Estudio ecológico de una laguna de desborde del río Metica, orinoquia colombiana. Fondo FEN Colombia, Universidad Nacional de Colombia. 164p.
 Godshalk, G. L., and R. G. Wetzel. 1978. Aquatic Botany 5: 281-300.
 ICEL (Instituto Colombiano de Energía Eléctrica). 1986-87. La electrificación en Colombia. Bogotá.
 Lorenzen, C. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments... Limnol. Oceanogr., 12: 343-346.
 Minshall, G., R. Petersen, K. Cummins, T. Bott, J. Sedell y R. Cushing. 1983. Ecol. Monograph, 53(1): 1-25.
 Nagarkar S, y Williams GA. 1997. Marine Ecology Progress Series, 154 :281-291.
 Naiman, R. 1983. Ecological Monographs, 53(1): 73-94.
 Neiff, J. J. 1990. Interciencia, 15(6): 424-439.
 Osorio, S., R. Smith, I. Dyner y F. Restrepo. 2000. Decisiones de inversión hidroeléctrica en Colombia. Memorias XIX Congreso Latinoamericano de

- Hidráulica. Córdoba, Argentina. Pág. 579-588.
- Peterson, R., K. Cummins, y G. Ward. 1989. Ecological Monographs, 59(1): 21-39.
- Statzner, J., J. Gore. y V. Resh. 1988. J. N. Am. Benthol. Soc., 7(4): 307-360.
- Strickland, J. & E. Parsons. 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. 310pp. 2nd. Ottawa.
- UPME, 2000. Documento de respuesta a los comentarios realizados al plan de expansión preliminar. Generación transmisión 2000-2010.
- Valencia, C-R. 2001. Rev. Biología Tropical, Vol. 49, No. 02: 657-666.
- Wetzel, R. y G. Likens. 1991. Limnological Analysis. 391pp. Springer- Verlag. New York.