Modelización tridimensional hidrodinámica y de la calidad del agua en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango

Tamara Rodríguez-Castillo^a, Mirian Jiménez^a, Javier F. Bárcena^a, Andrés García^a, Fernando López Mera^b, Pablo Agudelo Restrepo^c, Juan Fernando Morales Villa^d, Jorge Emilio Mesa Arroyave^d, Jorge Ignacio Castano Giraldo^d y Raúl Medina^a

^a Instituto de Hidráulica Ambiental, Universidad de Cantabria - Avda. Isabel Torres, 15, Parque Científico y Tecnológico de Cantabria, 39011, Santander, España, e-mail: (<u>tamara.rodriguez@unican.es</u>, <u>mirian.jimenez@unican.es</u>, <u>javier.barcena@unican.es</u>, <u>andres.garcia@unican.es</u>, <u>raul.medina@unican.es</u>) ^b Aquática Ingeniería Civil. C/ Areal 42, 2°D, 36201, Vigo, España, email: (<u>flopezmera@aquaticaingenieria.com</u>), ^c Grupo Elemental SAS. C/1231185, Medellín, Colombia, e-mail: (<u>grupoelementalsas@gmail.com</u>), y ^d Empresas Públicas de Medellín (Carrera 58 #42-425. Medellín, Colombia, email: <u>JUAN.MORALES@epm.com.co</u>, <u>Jorqe.Mesa.Arroyave@epm.com.co</u>, <u>JORGE.IGNACIO.CASTANO@epm.com.co</u>)

Línea temática B | Hidrología, usos y gestión del agua.

RESUMEN

La creación de un embalse implica el cambio brusco de un ecosistema terrestre a uno acuático y de un ecosistema lótico a uno léntico, modificando el tiempo de residencia y el transporte y mezcla de las sustancias. El objetivo de este estudio es analizar en el corto-largo plazo el efecto del futuro embalse del Proyecto Hidroeléctrico Ituango (Colombia) sobre la calidad del agua desde un punto de vista tridimensional y considerando diferentes escenarios de remoción de la vegetación del vaso del embalse. Para ello se ha recurrido a la modelización hidrodinámica y de calidad del agua mediante el modelo numérico Delft3D. Los resultados muestran que la calidad es peor el primer año de vida del embalse, sobre todo en la zona lacustre (mayor estratificación y cobertura boscosa), no siendo sustancial la mejora si se elimina la vegetación, ya que los aportes alóctonos de materia orgánica son muy importantes.

Palabras clave | embalse; modelado numérico; Delft3D; descomposición; materia orgánica; eutrofización.

INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas, en América Latina, la construcción de embalses con propósitos hidroeléctricos ha constituido una de las modificaciones más significativas sobre el medio ambiente. Colombia, en concreto, apenas ha alcanzado el 10% de su potencial hidroeléctrico (Roldán y Ramírez, 2008), por lo que actualmente existe una gran actividad en este campo, con las consiguientes repercusiones económico-sociales y ambientales que ello conlleva.

La creación de un embalse implica el cambio brusco de un ecosistema terrestre a uno acuático, y al tiempo, el cambio de un ecosistema lótico a uno léntico (Roldán y Ramírez, 2008). Así los embalses tienden a almacenar agua durante largos periodos de tiempo (grandes tiempos de residencia). Esto hace que los ciclos de materia varíen estacional y anualmente, siendo ambas escalas temporales importantes en el análisis de los procesos de transporte y mezcla. Por otro lado, los cambios de profundidad son mayores en un embalse que en un río. En la mayoría de los casos, la luz no penetra hasta el fondo del embalse, por lo que los procesos de intercambio y la productividad se limitan a las capas superiores. Además, en muchos embalses la mezcla vertical de sus aguas sólo se produce durante algunos periodos del año, existiendo marcados gradientes verticales de temperatura y densidad y, por consiguiente, de todos los procesos ecológicos asociados.

En general, los embalses nacen en condición de heterotrofia, ya que deben descomponer la materia orgánica que se hallaba en el fondo del vaso inundado, siempre y cuando ésta no haya sido removida previamente (Roldán & Ramírez, 2008). De hecho, la remoción de la vegetación genera mucha controversia cada vez que se construye un nuevo embalse, sobre todo en

2

zonas tropicales, debido a los efectos que ésta generada. Por una parte, el mantenimiento de la vegetación terrestre puede tener efectos positivos al (1) proporcionar sustrato al perifiton y bentos, recursos alimenticios importantes para los peces; (2) prevenir la sobrepesca; (3) disponer de nichos ecológicos para la reproducción y refugio, incrementando la supervivencia y reclutamiento de la fauna acuática; (4) aumentar la productividad ecológica debido al aporte de materia orgánica, nutrientes y diversidad estructural; (5) mitigar los impactos de la erosión en los bordes del embalse por la acción del viento y variaciones de nivel; y (6) reducir los elevados costes de remoción (Agostinho et al., 2007). Sin embargo, un exceso de vegetación inundada puede originar una serie de efectos negativos que podrían neutralizar en algunas zonas los beneficios de mantener la vegetación. Entre éstos cabe destacar la posible anoxia en las regiones más profundas del embalse, resultado de la descomposición de la materia orgánica, pudiendo elevar la mortandad de peces o limitar su distribución en el nuevo ecosistema. Además, los troncos sumergidos pueden interferir en la navegación, actividades de recreo, redes de pesca y servir como soporte para la proliferación de macrófitos (Ploskey, 1985). Por ello, mejorar el análisis del efecto de la remoción de la vegetación antes del proceso de llenado del embalse y la evolución del estado trófico tras el proceso de llenado y puesta en marcha del embalse es clave para mejorar la gestión de los nuevos embalses.

Una vez llenado el embalse, la evolución de la calidad del agua se modificará debido a las nuevas condiciones del ecosistema acuático, especialmente el estado trófico. En este sentido, reseñar que en embalses tropicales es recurrente la eutrofización, un proceso que resulta del aumento de nutrientes, principalmente nitratos y fosfatos, y que desencadena en un desarrollo excesivo de fitoplancton y plantas acuáticas. Este proceso ocasiona: (1) aumento de la producción en términos de biomasa, (2) disminución de diversidad de especies, (3) fuertes fluctuaciones de oxígeno disuelto, dióxido de carbono y pH en el ciclo de día-noche, (4) alta demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en el fondo, y (5) aparición de densas masas de algas y vegetación acuática que impiden el paso de la luz y aumentan la materia orgánica en descomposición. En consecuencia, se produce una interferencia con la generación hidroeléctrica, aumentan los costes del tratamiento del agua para consumo humano y disminuye la vida útil del embalse. De tal modo que la norma más racional de gestión es la de "prevenir" la eutrofización en los embalses, pues corregirla es a menudo costoso y difícil, si no imposible (Roldán & Ramírez, 2008).

Debido a la complejidad del estudio de las dinámicas reinantes en los embalses y la necesidad de analizar éstas a diferentes escalas espacio-temporales, se hace imprescindible recurrir al modelado numérico como herramienta clave en la gestión de los mismos, tanto antes de su construcción como tras su puesta en funcionamiento. La modelización de un embalse lleva consigo la interacción de diferentes dinámicas atmosféricas (intercambio de flujos de calor y balances hídricos), aportes procedentes de la cuenca y las interacciones de los ciclos de la materia que se producen en el interior del embalse. A todo esto, debe unirse la operación propia del embalse.

El objetivo del presente estudio es estimar a corto, medio y largo plazo las consecuencias del futuro embalse del Proyecto Hidroeléctrico Ituango (Colombia) sobre la calidad del agua del río Cauca para diferentes escenarios de remoción de la vegetación a inundar. Se podrá así determinar las actuaciones de deforestación de vegetación óptimas, es decir, aquellas que minimicen el coste económico asegurando unas condiciones mínimas de calidad del agua. Con este fin se recurre al uso de herramientas de modelización, más concretamente al módulo D-Water Quality del modelo Delft3D (Roelvink y van Banning, 1994; WL/Delft Hydraulics, 2011). Éste permite, en primer lugar, integrar como datos de entrada los resultados hidrodinámicos previamente obtenidos con Delft3D-FLOW (niveles, caudales, temperaturas,...) y, en segundo lugar, modelar de manera conjunta todos los procesos fisicoquímicos y biológicos que condicionan la calidad del agua, incluida la vegetación inundada.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El Proyecto Hidroeléctrico Ituango constituye una de las actuaciones dirigidas a aprovechar el potencial hidroeléctrico del rio Cauca en su tramo medio (Cañón del Cauca, Figura 1). El río Cauca, a partir de su nacimiento, en el extremo suroccidental de Colombia, a unos 4.200 msnm, se dirige hacia el norte, entre las cordilleras Central y Occidental, manteniéndose sensiblemente paralelo a la costa colombiana sobre el océano Pacífico, para desembocar, luego de un recorrido de unos 1.290 V Jornadas de Ingeniería del Agua. 24-26 de Octubre. A Coruña km y a 90 msnm, en el río Magdalena, principal río del país que, a su vez, desemboca en el océano Atlántico. El embalse tendrá una longitud de 79 km, con un volumen máximo de almacenamiento de 2700 Hm³ y una altura de presa de 220 m, aprovechando un caudal de unos 1.000 m³/s.



Figura 1 | Mapa del área de estudio. En amarillo, verde y rojo se enmarcan las zonas riberina, de transición y lacustre, respectivamente, del futuro embalse de Ituango.

Basándonos en Roldán y Ramírez (2008) y para facilitar el análisis posterior de los resultados, en dicho embalse se van a distinguir 3 zonas (ver Figura 1):

- Zona riberina (cola del embalse): generalmente poco profunda y bien mezclada (aeróbica).
- Zona de transición (zona media del embalse): sedimentan arcillas y limos de tamaño grueso a medio y la materia orgánica particulada (anoxia).
- Zona lacustre (zona de presa): es la más profunda del embalse, con características similares a las de un lago.

Modelado numérico

La metodología propuesta para cumplir con los objetivos del estudio se basa en aplicar el modelo numérico Delft3D (Roelvink y van Banning, 1994; WL/Delft Hydraulics, 2011) en el embalse de Ituango. Delft3D es un sistema de modelado integrado que permite analizar conjuntamente la hidrodinámica y la calidad del agua mediante los módulos Delft3D-FLOW y D-Water Quality, respectivamente.

<u>Delft3D-FLOW</u> resuelve las ecuaciones de Navier-Stokes con la hipótesis de presiones hidrostáticas y la aproximación de Boussinesq. Las formulaciones matemáticas incluidas en el modelo permiten tener en cuenta (1) los efectos de rotación de la Tierra (fuerza de Coriolis), (2) los efectos baroclínicos, (3) las masas de turbulencia inducida y flujos de momentos (modelos de cierre turbulento), (4) el transporte de salinidad, temperatura y otras sustancias conservativas, (5) los forzamientos de marea en contornos abiertos, (6) las variaciones espaciales y temporales de la tensión tangencial del viento en la superficie de la masa de agua, (7) las variaciones espaciales de la tensión tangencial en el fondo, (8) las variaciones espaciales y temporales de la presión

atmosférica en la superficie, (9) la variación temporal de fuentes y sumideros (i.e. descargas en ríos), (10) la inundación y secado de bajos mareales, (11) los flujos de calor (claves en embalses), y (12) el efecto del oleaje. En este trabajo, se han utilizado los procesos físicos descritos en 1, 2, 3, 4 (temperatura), 6, 7, 8, 9 y 11.

<u>D-Water Quality</u> está basado en una extensa librería de procesos que permite analizar la calidad del agua y del sedimento conjuntamente mediante la resolución, por el método de volúmenes finitos, de la ecuación de transporte tridimensional para una concentración c de una sustancia (Ecuación 1).

$$\frac{\partial c}{\partial t} + U \frac{\partial c}{\partial x} + V \frac{\partial c}{\partial y} + W \frac{\partial c}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(D_z \frac{\partial c}{\partial y} \right) = S - K$$
(1)

donde U(x,y,z,t), V(x,y,z,t) y W(x,y,z,t) son las velocidades en las direcciones x, y, z; Dx, Dy y Dz son los coeficientes de dispersión; S es la cantidad de la sustancia introducida en el medio; K es la tasa de degradación. Los valores de velocidad y coeficientes de dispersión se obtienen de Delft3D-FLOW.

En D-Water Quality los componentes de un ecosistema acuático se dividen en grupos funcionales, que incluyen una o más sustancias que muestran un comportamiento físico y/o químico similar: (1) salinidad, cloruros y trazadores; (2) temperatura del agua y tasas de dependencia con la temperatura; (3) bacterias coliformes; (4) oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno; (5) sedimentos suspendidos y sedimentación; (6) nutrientes, materia orgánica y aceptores de electrones; (7) productores primarios (fitoplancton, perifiton, macrófitos); (8) consumidores primarios (zooplancton); y (9) metales pesados y micro-tóxicos orgánicos. Para obtener una descripción completa del sistema de agua a simular, dichos grupos funcionales deben combinarse. En este trabajo, se han combinado los grupos funcionales 3, 4, 5, 6 y 7.

En la Figura 2 se muestra un esquema de la metodología seguida, detallándose a continuación los aspectos más relevantes de la misma.



Figura 2 | Esquema metodológico seguido en el modelado numérico del embalse de Ituango.

El correcto análisis del comportamiento del futuro embalse de Ituango está condicionado por una adecuada caracterización de la situación actual del río Cauca. Para ello es fundamental conocer el comportamiento hidrodinámico y la calidad de agua del tramo fluvial susceptible de ser afectado por la construcción de dicho embalse. Con este fin se han generado bases de datos hidrometeorológicas a partir de la información proporcionada por diferentes estaciones meteorológicas y de aforo, así como se han recopilado datos físico-químicos y biológicos mediante la realización de varias campañas de campo en diferentes puntos de la zona de estudio. A partir de dicha información se han generado la malla numérica (3D) con su batimetría asociada y las diferentes condiciones iniciales y de contorno (resolución diaria) que van a alimentar a los módulos Delft3D-FLOW y D-Water Quality del modelo Delft3D, el cual ha sido previamente calibrado para la situación actual. La calidad de agua se ha modelado para diferentes escenarios de remoción de la vegetación existente en el vaso del embalse.

La metodología desarrollada permite evaluar, desde un punto de vista hidrodinámico, la evolución espacio-temporal del régimen de caudales, niveles, velocidad del flujo y temperatura del agua (periodos de estratificación y mezcla). Desde un punto de vista de la calidad del agua, se analizará la evolución espacio-temporal del conjunto de procesos físico-químicos y biológicos que condicionan dicha calidad: ciclos de los nutrientes, descomposición de la materia orgánica (incluida vegetación sumergida), producción primara y metanogénesis.

Datos de partida

En base a la metodología previamente descrita, en primer lugar, es necesario obtener la información para configurar el modelo Delft3D-FLOW. A continuación, se enumeran dichos datos, así como la fuente de los mismos:

- Malla curvilínea en coordenadas Z con 441*47 celdas en la horizontal y una discretización vertical de 20 capas.
- Batimetría estimada a partir de información topográfica de la zona.
- Régimen de caudales del río Cauca y sus afluentes obtenidos a partir de diferentes estaciones de aforo.
- Caudales de escorrentía calculados con VISUAL-BALAN v2.0 a partir de la información hidrometeorológica.
- Reglas de operación de la presa proporcionadas por la empresa responsable del Proyecto Hidroeléctrico Ituango, Empresas Públicas de Medellín E.S.P. (EPM).
- Variables atmosféricas (claves en los flujos de calor): viento, radiación solar, temperatura del aire, precipitación y humedad relativa. Éstas se han obtenido a partir de datos de estaciones meteorológicas ubicadas en la zona de estudio, completándose las series temporales mediante el procesado de bases de datos procedentes de reanálisis globales.

A continuación, para una correcta modelización de la calidad del agua, además de los datos hidrodinámicos obtenidos con Delft3D-FLOW, es indispensable la caracterización de la calidad que presenta el río Cauca en la actualidad. Para dicha caracterización se cuenta con campañas de campo llevadas a cabo por EPM en los años 2012, 2013, 2014 y 2015 en 7 puntos de la zona de estudio. En dichas campañas se han obtenido datos mensuales de oxígeno disuelto, materia inorgánica, amonio, nitrato, fosfato, carbono inorgánico total, metano, alcalinidad, sulfato, sulfuro disuelto total, carbono orgánico particulado, nitrógeno orgánico particulado, fósforo orgánico particulado, sulfuro orgánico particulado, carbono orgánico disuelto, nitrógeno orgánico disuelto, fósforo orgánico disuelto, sulfuro orgánico disuelto, fitoplancton, coliformes totales, coliformes fecales, materia inorgánica en sedimento y detritus.

Por otro lado, se ha realizado una campaña de campo para caracterizar la vegetación presente en el futuro vaso del embalse. Dicha vegetación se divide en bosque, matorral, herbazal y suelo desnudo (ver Figura 3), incluyéndose también en el modelo el mantillo asociado a las tres primeras categorías. Tal como se observa en la figura el bosque se distribuye principalmente a lo largo de la futura zona lacustre del embalse.



Figura 3 | Distribución de los tipos de vegetación a lo largo del futuro vaso del embalse de Ituango.

Escenarios de remoción de la vegetación

Para el estudio de la evolución de la calidad del embalse bajo diferentes estrategias de remoción se han propuesto 6 escenarios en los que se realiza una remoción espacialmente homogénea (igual porcentaje por celda) de cada una de las tipologías de vegetación presentes en el embalse: (1) sin remoción, (2) 10% de remoción, (3) 25% de remoción, (4) 50% de remoción, (5) 75% de remoción y (6) remoción total (sin vegetación).

Estado trófico

La evaluación del estadio trófico del embalse de Ituango se ha realizado mediante el índice TSI (Trophic Status Index) desarrollado por Carlson (1977). Este permite evaluar la capacidad de las aguas embalsadas para generar fitoplancton, ya que su metabolismo y el del resto de organismos que sustenta (zooplancton, bacterioplancton) provocan cambios en la calidad del agua que es preciso conocer para llevar a cabo una correcta gestión. El índice TSI tiene en cuenta la concentración media anual de la profundidad de visión del disco de Secchi (DS, Ecuación 2) y las concentraciones medias anuales superficiales del fósforo total (TP, Ecuación 3) y la clorofila *a* (Chl, Ecuación 4). Valores del índice menores de 30 son característicos de sistemas oligotróficos, entre 30 y 40 de oligo-mesotróficos, entre 40 y 50 de mesotróficos, entre 50 y 60 de moderadamente eutróficos, entre 60 y 70 de eutróficos, entre 70 y 80 de muy eutróficos y mayores de 80 de hipereutróficos.

$$TSI(SD) = 60 - 14,41 \cdot \ln DS(m)$$
 (2)

$$TSI(TP) = 14,42 \cdot \ln TP\left(\frac{mg}{m^3}\right) + 4,15$$
 (3)

$$TSI (Chl) = 9,81 \cdot \ln Chl \left(\frac{mg}{m^3}\right) + 30,6$$
 (4)

RESULTADOS

Modelado hidrodinámico

En la Figura 4 se muestra la distribución de la temperatura en un perfil longitudinal a lo largo del embalse. Se refleja como durante las dos épocas húmedas (primavera y otoño) la mezcla vertical en el embalse es completa, además se produce una disminución generalizada de temperatura en todo el perfil de la masa de agua. Durante las épocas secas (invierno y verano) se produce la estratificación térmica, la cual presenta una termoclina entre el epilimnion e hipolimnion, a 80-100 metros de profundidad. Ésta es mucho más marcada (aproximadamente de 3.5°C de diferencia entre epilimnion e hipolimnion) durante la época seca asociada al verano (julio a septiembre), momento en el que la temperatura ambiental es mayor.



Figura 4 | Evolución temporal y espacial de la temperatura en el Embalse de Ituango.

Por tanto, se trata de un embalse de tipo dimíctico en el que las aguas se mezclan completamente dos veces al año, primavera y otoño. Dicha mezcla favorece la oxigenación y autodepuración del conjunto del embalse, procesos ambos fundamentales para minimizar los impactos negativos asociados a la transformación de un sistema lótico en un sistema léntico estratificado, como por ejemplo la eutrofización.

Añadir a este respecto que se ha estimado también el tiempo de renovación medio del volumen total del embalse, siendo éste de 20 días. Esta alta renovación de sus aguas unida a los dos periodos de mezcla completa que se dan al año, hacen prever que los impactos sobre el ecosistema actual tengan una magnitud considerablemente menor de la que cabría esperar.

Modelado de calidad del agua

En la Figura 5 se detalla la evolución espacial y temporal de la concentración de oxígeno disuelto a lo largo del perfil longitudinal del embalse para el escenario de remoción total. En general, se observa como en las zonas riberina y de transición no hay estratificación, apreciándose pequeñas diferencias en las concentraciones entre superficie y fondo. Además, como era de esperar, los valores más elevados se registran durante el periodo de menores temperaturas, es decir, de octubre a febrero.



Figura 5 | Evolución temporal y espacial de la concentración de oxígeno disuelto en el Embalse de Ituango considerando una remoción total.

Por otra parte, en la zona lacustre del embalse existe una estratificación química en la que se distinguen claramente dos periodos de mezcla (épocas húmedas: primavera y otoño) que permiten oxigenar el hipolimnion gracias a la rotura de la termoclina, y dos periodos de estratificación (épocas secas: invierno y verano) en los que la concentración de oxígeno se reduce a valores característicos de la hipoxia (<5 mg/L) e incluso, de la anoxia. En este sentido cabe mencionar que durante periodos

prolongados de estratificación los valores de oxígeno llegan a ser muy bajos incluso en las proximidades de la superficie y aunque se elimine el 100% de la vegetación susceptible de ser inundada. Dicho gradiente de oxígeno es consecuencia directa de las elevadas cargas de materia orgánica disuelta y particulada que recibe el sistema, además de la aportada por la biomasa inicial inundada.

Para evaluar la repercusión de cada uno de los escenarios de remoción sobre la calidad del agua se ha realizado un análisis de anomalías en el que se han calculado las diferencias en las concentraciones de las distintas variables, tomando como referencia el escenario de remoción total.

En la Figura 6 se muestran las diferencias entre la concentración media de oxígeno disuelto en cada una de las tres zonas características del embalse para el escenario de remoción total (línea cero), frente al resto de escenarios de remoción. Como era de esperar, independientemente de la zona del embalse, las mayores diferencias y, por tanto, la mayor reducción en los valores de oxígeno con respecto al escenario de remoción total, se dan en el escenario sin remoción de la vegetación. La gradación de las variaciones en la concentración del oxígeno disuelto es inversamente proporcional al porcentaje de remoción.

En la zona riberina, la concentración media de oxígeno disuelto se reduce entre -0.074 y -0.28 mg/l (escenario de 75% de remoción y sin remoción, respectivamente), no registrándose diferencias entre escenarios una vez transcurridos 6 meses desde el llenado del embalse. En la zona de transición, la concentración media de oxígeno disuelto disminuye entre -0.21 y -1.0 mg/l (escenario de 75% de remoción y sin remoción, respectivamente), haciéndose nulas las diferencias una vez transcurridos 9 meses desde el llenado. En la zona lacustre, las diferencias son de entre -0.22 y -0.77 mg/l (escenario de 75% de remoción y sin remoción, respectivamente) y se hacen inapreciables 12 meses después del llenado. La zona lacustre es la que más tiempo tarda en amortiguar el efecto de la descomposición de la biomasa debido a que presenta una mayor profundidad en la columna de agua, con episodios de estratificación, y en ella se localiza la mayor extensión de biomasa de origen refractario (bosque).



Figura 6 | Representación de la evolución temporal de las diferencias en las concentraciones medias de oxígeno (remoción total frente al resto de escenarios) en las tres zonas del embalse.

El carbón orgánico particulado (POC) proviene tanto de los caudales de entrada al embalse como del material vegetal existente en el área inundada del nuevo embalse. Este proceso de descomposición tiene repercusión en el balance de oxígeno

disuelto, dióxido de carbono y metano, ya que en él se consume oxígeno, liberándose dióxido de carbono y en condiciones óxicas y metano en condiciones anóxicas.

En la Figura 7 se muestran las diferencias del POC para todos los escenarios de remoción. Al igual que con el oxígeno disuelto, independientemente de la zona del embalse, las mayores anomalías se registran para el escenario sin remoción de la vegetación. Tal y como cabría esperar, la gradación de las variaciones en la concentración de POC es inversamente proporcional al porcentaje de remoción, pues a menor porcentaje de remoción, mayor cantidad de biomasa vegetal queda disponible para su descomposición.

En la zona riberina, la concentración media de POC aumenta entre 0.44 y 1.8 mg/l (para el escenario de 75% de remoción y sin remoción, respectivamente), homogeneizándose las concentraciones 9 meses después del llenado del embalse. En la zona de transición, la concentración media de POC aumenta entre 0.76 y 3.13 mg/l (para el escenario de 75% de remoción y sin remoción respectivamente) y las diferencias desaparecen una vez transcurridos 12 meses desde el llenado. Por último, en la zona lacustre el aumento en la concentración media de POC oscila entre 1.03 y 4.18 mg/l (para el escenario de 75% de remoción y sin remoción respectivamente). Las concentraciones de POC no registran diferencias una vez transcurridos 15 meses desde el llenado del embalse. En este caso, también es la zona lacustre la que necesita un mayor tiempo de amortiguamiento.



Figura 7 | Representación de la evolución temporal de las diferencias en las concentraciones medias de POC (remoción total frente al resto de escenarios) en las tres zonas del embalse.

Estado trófico

La Figura 8 pone de manifiesto como al alejarnos de la zona de cola el índice TSI para la profundidad del disco de Secchi aumenta sustancialmente (de oligo-mesotrófico a eutrófico) debido al importante proceso de sedimentación que sufren los sólidos en suspensión al llegar al embalse. El índice TSI para el fósforo total es más constante a lo largo del embalse (predomina la eutrofia), ya que el aporte de nutrientes se mantiene. Sin embargo, la mayor disponibilidad de luz y la reducción de la velocidad en la zona lacustre favorecen el desarrollo de fitoplancton, reduciéndose la concentración de fosfatos por consumo del mismo. En consecuencia, el índice TSI para el fitoplancton se mueve en el rango de la oligo-mesotrofia y la

10

mesotrofía en la zona riberina del embalse (baja disponibilidad de luz y velocidades relativamente elevadas), aumentando exponencialmente en la zona de transición y alcanzando su máximo a lo largo de la zona lacustre (eutrofía).



Figura 8 | Evolución espacial a lo largo del Embalse de Ituango (desde la zona de cola hasta la zona de presa) del índice TSI para la clorofila a (negro), el fósforo total (azul) y la profundidad del disco de Secchi (morado). La gradación de colores del fondo establece los diferentes estados tróficos según el valor del índice TSI (Oligotrofia = azul, Oligo-mesotrofia y Mesotrofia = verde, Eutrofia moderada y Eutrofia = amarillo, Eutrofia elevada = naranja, Hipereutrofia = rojo).

CONCLUSIONES

Entre las principales conclusiones extraídas de este estudio cabe destacar las siguientes:

- ✓ El futuro embalse del Proyecto Hidroeléctrico de Ituango será de tipo dimíctico, mezclándose sus aguas completamente dos veces al año, primavera y otoño (épocas húmedas). Dicha mezcla favorecerá la oxigenación y autodepuración del conjunto del embalse.
- ✓ En verano e invierno (épocas secas), además de una estratificación térmica, existe una estratificación química, alcanzándose la hipoxia, incluso la anoxia, en el hipolimnion. En este sentido, cabe destacar que aunque se elimine el 100% de la vegetación susceptible de ser inundada, durante periodos prolongados de estratificación los valores de oxígeno siguen siendo muy bajos en las zonas más profundas del embalse.
- ✓ La calidad del agua en dicho embalse viene condicionada por la calidad del agua existente en el río Cauca. Prueba de ello es que el análisis realizado bajo diferentes escenarios de remoción de la vegetación no muestra cambios significativos en las concentraciones de oxígeno disuelto para los escenarios con y sin vegetación inicial en el vaso del embalse. Por lo tanto, las entradas de materia orgánica a través del Cauca y sus afluentes también tienen un impacto muy importante sobre los procesos de descomposición que se observa incluso en el escenario con remoción total.

- ✓ La calidad del embalse es significativamente inferior durante el primer año de vida del embalse, sobre todo durante los 3 primeros meses. Este hecho es consecuencia de la confluencia de dos aspectos: una época de estratificación térmica y un aumento de las concentraciones de materia orgánica en el embalse, asociadas a la descomposición de la biomasa (bajo diferentes escenarios de remoción). Esta disminución en la calidad del agua es más significativa en las inmediaciones de la zona de presa, donde se localizada la mayor concentración de biomasa asociada a cobertura boscosa.
- ✓ Los aportes externos de fosfato al embalse condicionan su disponibilidad para los productores primarios, alcanzándose concentraciones que favorecen un crecimiento elevado del fitoplancton y que pueden favorecer el desarrollo de bancos de macrófitos.
- ✓ En base a su estado trófico, el embalse de Ituango tenderá a la eutrofia, sobre todo, en las proximidades de la presa (zona lacustre). El origen de dicha eutrofia radica en el alto aporte de nutrientes, principalmente fosfatos, desde el propio Cauca y sus afluentes, siendo poco significativo el impacto de la biomasa terrestre susceptible de ser inundada. Por lo tanto, se hace necesario mejorar la gestión de las actividades agroganaderas y de los vertidos existentes en la cuenca si se quiere erradicar o minimizar el problema.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto "Implementación de un modelo para simular la calidad de aguas del Proyecto Hidroeléctrio de Ituango y aguas abajo" financiado por el Banco Interamericano de desarrollo (BID). Agradecer a EPM los datos facilitados y la ayuda prestada para la realización del estudio.

REFERENCIAS

Agostinho, A.A., Gomes, L.C., y Mayer Pelicice, F. (2007). Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatorios do Brasil. Editora da Universidade Estadual de Maringá.501p.

Carlson, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. Limnology And Oceanography., 23: 361-369.

CAF, 2000. Las lecciones de El Niño. Colombia. CAF. Retrieved from http://scioteca.caf.com/handle/123456789/674

Ploskey, G. R. (1985). Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in the United States and Canada. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, no. 258. 35p., ill.

Roelvink, J.A., van Banning, G.K.F.M. (1994). Design and development of Delft3D and application to coastal morphodynamics. In: Verwey A, Minns AW, Babovic V (eds) Proceedings hydroinformatics 1994. Balkema, Rotterdam, p 451–456.

Roldán, G. & Ramírez, J.J. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. Universidad de Antioquia. 2ª ed. Medellín, Colombia.

WL/Delft Hydraulics 2011. Delft3D, simulation of multidimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments, User Manual. Delft, 2011.