

METODOLOGÍA PARA LA PROPUESTA DE CAUDALES ECOLÓGICOS EN FUNCIÓN DE RESTRICCIONES AMBIENTALES Y DE GESTIÓN

ECOLOGICAL FLOW METHODOLOGY BASED ON ENVIRONMENTAL AND MANAGEMENT RESTRICTIONS

Soares, Laura¹; Santos, Hersília¹; Martínez-Capel, Francisco²; Callisto, Marcos^{3,4}; Tupinambás, Taynan³; Castro, Diego^{3,4}; França, Juliana^{3,4}; Pompeu, Paulo⁵; Sampaio, Francisco⁵; Gandini, Cíntia⁵; Lopes, João Victor¹; Alves, Carlos⁴

RESUMEN

La operación de numerosas presas se realiza con el propósito de regular el caudal de los ríos a escala temporal diaria y estacional, para poder aportar energía tanto en picos de consumo como en épocas de bajo caudal o de sequías. Dicha regulación cambia las características del agua y de los ecosistemas acuáticos, alterando la dinámica de materia y energía, la disponibilidad de hábitat físico, y en conjunto la integridad de los ecosistemas. Este estudio propuso un régimen ecológico de caudales para mejorar el estado ecológico del Río Grande bajo la central hidroeléctrica de Itutinga (Minas Gerais, Brasil). En el diseño del régimen ecológico de caudales se combinaron las siguientes herramientas: i) Series temporales de caudales medios diarios; ii) análisis de la respuesta biológica de las comunidades de peces y macroinvertebrados acuáticos ante un experimento de manipulación de los picos de caudales, aguas abajo de la misma central; iii) análisis del régimen actual de caudales mediante Indicadores de Alteración Hidrológica (IHA). La representación del régimen ecológico anual, con un rango de variabilidad, fue construido a partir de un modelo autorregresivo cuyas restricciones fueron obtenidas mediante análisis de cinco componentes fundamentales del régimen hidrológico (magnitud, frecuencia, duración, temporalidad y tasas de cambio) del período anterior (1934-1954) y posterior a la construcción de la presa (1990-2011). Además de los IHA, para la magnitud del caudal se consideró la respuesta biológica de las comunidades de peces y macroinvertebrados acuáticos, así como algunos límites de operación de la central indicados por la empresa hidroeléctrica. El método desarrollado aporta una perspectiva novedosa para los caudales ecológicos en América Latina, debido a su enfoque multidisciplinar, ya que integra información hidrológica, biológica, y datos sobre la operación de presas.

Palabras clave: alteración hidrológica; respuesta biológica; peces tropicales; ríos tropicales; operación de presas; hydropeaking.

ABSTRACT

Many rules of dam operation aims at regulating the river flow on a seasonal and daily scale in order to supply energy in the demands peaks as well as in the dry season. This regulation changes the water characteristics and the aquatic ecosystems, producing alterations in matter and energy cycle, habitat availability, and in the integrity of the ecosystems. This study proposed an environmental flow regime in order to improve the ecological status of the Rio Grande downstream of the Itutinga Hydropower Plant (Minas Gerais, Brasil). The development of the environmental flow regime was based on different techniques; i) time series analysis of mean daily discharge; ii) biological response of fish and macroinvertebrates to several experiments of flow releases downstream of the hydropower plant; iii) analysis of the actual flow regime with Indicators of Hydrological Alteration (IHA). The annual hydrograph of monthly flows, with an interval of variability, for the environmental flow regime was built with an autoregressive model, whose restrictions were obtained by analyses of the main five flow components (magnitude, frequency, duration, seasonality and rate of change) of the period pre-dam (1934-1954) and post-dam construction (1990-2011). Besides the IHA, the magnitude of monthly flows was proposed considering the biological responses of fish and macroinvertebrates; additionally, the hydropower company reported some operational limits to be considered. The process presented here showed a new approach for environmental flows in Latin America, based on multidisciplinary analyses which integrate hydrological, biological and real data of dam operation.

Key words: hydrological alteration; biological responses; tropical fish; tropical rivers; dam operation; hydropeaking.

¹ Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (Brasil) – hsantos@civil.cefetmg.br

² Universitat Politècnica de València (España)

³ Laboratório Ecologia de Bentos, Universidade Federal de Minas Gerais (Brasil)

⁴ Nuvelhas/ Projeto Manuelzão (Brasil)

⁵ Laboratório Ictiologia, Universidade Federal de Lavras (Brasil)

1. INTRODUCCIÓN

La generación de energía hidroeléctrica está relacionada con la construcción de presas, muchas de las cuales regulan el caudal del río mediante la formación de un embalse, provocando cambios físicos, químicos y biológicos en el cauce del río. Las reglas de operación de las presas determinan las variaciones de caudal bajo ellas, de acuerdo a las demandas de energía. La regulación del caudal se realiza a escala diaria, aumentando en horarios de consumo máximo, y a escala estacional, acumulando agua durante la estación de lluvias para garantizar su disponibilidad en la época seca (Jones 2014). De esa manera, el régimen de caudales está regulado, reduciendo las inundaciones y mitigando las sequías. La regulación de caudales en Brasil para la generación de energía es un tema de capital importancia en Brasil, donde aproximadamente el 70,6% de la energía eléctrica procede de centrales hidroeléctricas (EPE, 2014).

Los sucesivos impulsos o picos de caudales a escala diaria, derivados de la operación de las presas, pueden perjudicar a los ecosistemas acuáticos río abajo, debido a rápidas modificaciones de la profundidad del agua, velocidad, erosión, transporte de sedimentos y calidad del agua (Agostinho et al. 2007). En general las alteraciones en el régimen de caudales influyen en la dinámica de materia y energía, disposición de hábitats y en la eficiencia de interacciones bióticas, alterando la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos (Poff et al. 1997; Bunn & Arthington 2002). Las consecuencias pueden ser la pérdida de hábitats, pérdida de fertilidad de suelos inundados, retención de sedimentos, bloqueo de rutas migratorias, o extinción de especies nativas e introducción de especies exóticas (Craig 2000).

Distintas medidas de mitigación para estos impactos pueden ser propuestas sobre la base de estudios detallados de las comunidades acuáticas (Castro et al. 2013 a; Tupinambás et al. 2013). Entre dichas medidas, el presente trabajo se dedica a la determinación de caudales ecológicos. Se entiende por régimen de caudales ecológicos, aquellos que en cantidad, tiempo y calidad, se requieren para mantener la integridad ecológica de los ecosistemas ribereños y estuarios, así como también comunidades humanas que dependen de estos ecosistemas, garantizando los servicios ecosistémicos para las poblaciones humanas (Poff et al. 2006).

En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo desarrollar una metodología para la creación de un régimen ecológico de caudales (dinámica temporal de caudales ecológicos, a escala diaria), a partir de la cuantificación de la alteración hidrológica producida por la operación de una central de energía hidroeléctrica y de bioindicadores de las comunidades de peces y macroinvertebrados bentónicos, bajo la central hidroeléctrica de Itutinga (localizada en la región sureste de Brasil).

2. METODOLOGÍA

2.1 Área de Estudio

El área de estudio fue el tramo de río bajo la central Hidroeléctrica de Itutinga (Brasil) en la cuenca hidrográfica del Río Grande (21°21'50"S, 44°37'00"O) (Fig. 1), en una región de clima tropical con veranos húmedos e inviernos secos (Eidt 1968). El tramo está localizado a una altitud de 787 m, tiene 60 metros de ancho, 2 km de longitud y un caudal medio de 124,45 m³/s; su área de drenaje es de 6365 km². La longitud del tramo fue determinada por criterio de experto destinado a los diversos muestreos de peces y macroinvertebrados; para ello los expertos en ecología fluvial clasificaron los hábitats más representativos en un amplio tramo bajo la presa; el tramo de estudio bajo la presa incluyó los distintos tipos de hábitats observados en el tramo de río. La central pertenece a un grupo de 10 centrales hidroeléctricas en cascada (CBH 2013), constituyendo la segunda central a partir de la cabecera. La temperatura media anual es de 19°C y la precipitación varía de 1200 mm a 1500 mm anuales (CBH 2013). La estación lluviosa comprende los meses de octubre a marzo, cuando ocurre cerca del 89% del total de precipitaciones sobre la cuenca; la estación seca ocurre entre abril y septiembre. El área de estudio está afectada por el evento climático de "El Niño" (ENSO), asociado con lluvias y temperaturas anormales que constituyen la fuente principal de variaciones inter anuales en gran parte de América Latina (Garreaud et al. 2009). En 2010 tuvo lugar El Niño, con una intensidad débil de vientos; sin embargo eventos como La Niña no ocurrieron en el periodo de estudio (CPTEC 2014).

2.2 Manipulación experimental de caudales bajo la presa.

La información ecológica, relativa al hábitat (calidad del agua, sedimentos) y comunidades acuáticas (macroinvertebrados y peces) se obtuvo en ocho campañas de muestreos, aguas abajo de la presa; cuatro campañas durante la estación seca y cuatro durante la húmeda. Durante dicho tiempo los caudales liberados por la presa fueron manipulados para obtener dos escenarios hidrológicos (Tabla 1): i) caudales constantes durante 30 días consecutivos sin muestreo y durante 4 días más con muestreo diario de los componentes ambientales indicados más abajo (en total 34 días de caudal constante); ii) caudales con picos diarios (*hydropeaking*) realizados entre las 17:00 y 23:00 horas, con el máximo a las 18:30 h, durante 4 días, en los cuales se realizó un muestreo diario. En cada uno de los muestreos se aplicaron los métodos descritos a continuación.

La temperatura (°C), pH, conductividad eléctrica (S/cm) y sólidos disueltos totales (mg/L) fueron medidos con una sonda multiparámetro Yellow Spring. Durante el periodo de 24 horas el oxígeno

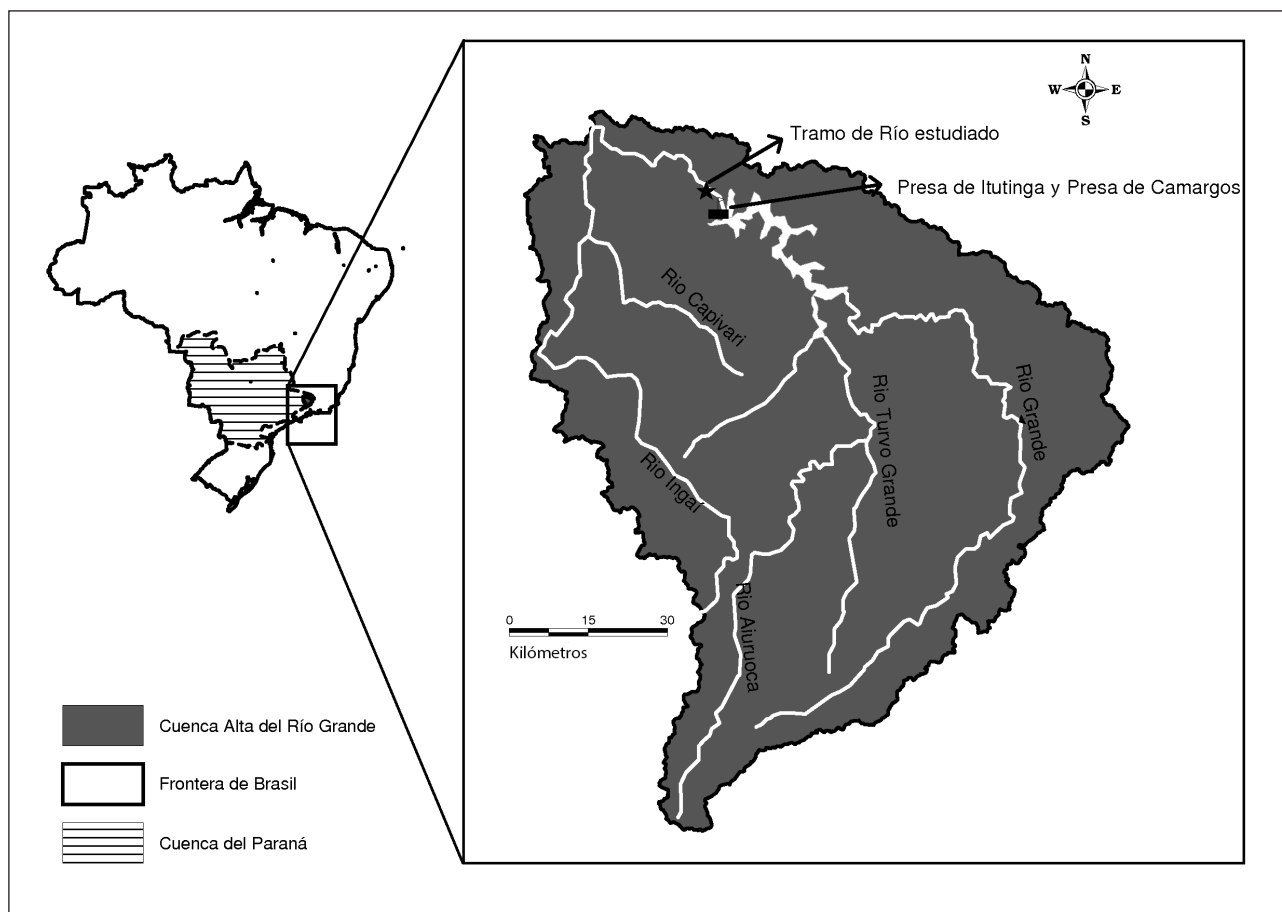


Figura 1. Localización de la cuenca del río Paraná en Brasil, detallándose la cuenca alta del río grande y su tramo de estudio bajo la central Hidroeléctrica de Itutinga.

Tabla 1. Datos de los experimentos de caudales bajo la presa y central hidroeléctrica de Itutinga (mediante caudal constante y caudal fluctuante). Para cada fecha (mes-año), se indican los caudales liberados.

	Caudal Constante				Caudal Fluctuante
	Ene/10	Mar/10	Mar/11	Nov/11	Feb/10
Estación lluviosa	327 m ³ /s	96 m ³ /s	222 m ³ /s	110 m ³ /s	380-480 m ³ /s
Estación seca	Jul/10	Oct/10	Jun/11	Ago/11	Ago/10
	108 m ³ /s	76 m ³ /s	109 m ³ /s	65 m ³ /s	110-170 m ³ /s

disuelto se determinó (método de Winkler) y la alcalinidad total (titulación con H₂SO₄ 0,01 N y pH 4,5). Se recogieron y se congelaron las muestras de agua (500 ml) para su posterior análisis. En el laboratorio de nitrógeno total (N) se determinó por el método de Kjeldahl, mientras que el fósforo total (P) se determinó por el método del ácido ascórbico (APHA, 2005). Los macroinvertebrados bentónicos fueron recolectados en el sedimento, así como de la deriva (*drift*), utilizándose respectivamente una draga tipo Petersen (0,0375 m²) (Tupinambás et al. 2013) y redes de drift (0,16 m² de área, luz de malla 0,250 mm) (Castro et al. 2013 a). La granulometría del sedimento fue analizada en los hábitats donde los macroinvertebrados fueron recolectados. Posteriormente los organismos fueron lavados y conservados en alcohol al 70%; fueron clasificados en laboratorio a nivel de familia (Pérez 1988; Merritt &

Cummins 1998; Mugnai et al. 2010) y posteriormente depositados en la colección de referencia del Instituto de Ciencias Biológicas de la Universidade Federal de Minas Gerais. La respuesta de las comunidades de macroinvertebrados frente a la manipulación de caudales fueron evaluadas mediante estos índices: diversidad de Shannon-Wiener, Equidad de Pielou, densidad de los organismos, abundancia relativa y riqueza taxonómica (Tupinambás et al. 2013; Castro et al. 2013 a).

Los peces fueron capturados mediante trasmallos, atarrayas, tamices, redes de arrastre y nasas (revisándose todas las artes de pesca cada 12 horas). Cada pez fue identificado, medido y pesado. La comunidad piscícola fue evaluada mediante estos índices: abundancia relativa de cada especie, capturas por unidad de esfuerzo (CPUE), biomasa por unidad de esfuerzo (BPUE), e índice de diversidad

de Shannon-Wiener. Los peces fueron capturados en los mismos hábitats que los macroinvertebrados.

2.3 Criterios ecológicos e hidrológicos para el régimen ecológico de caudales

Basándonos en información ecológica e hidrológica, se establecieron diversos criterios para establecer un régimen ecológico de caudales. Estos criterios se aplicaron para establecer límites con respecto a: 1) la magnitud de los caudales, 2) la variabilidad de los caudales.

Los criterios respecto a la **magnitud de los caudales** en el régimen ecológico se basaron en los resultados ecológicos tras los experimentos de caudales bajo la presa, como se explica a continuación. Los parámetros físico-químicos del agua, macroinvertebrados bentónicos y peces fueron evaluados en los experimentos de caudal constante. Para los parámetros físico-químicos, se evaluó si cumplían o no con la normativa de calidad del agua en cada caso (CONAMA n° 422/2010); en caso de no cumplir, se considera el valor de caudales como “caudal desfavorable”. Respecto a los índices relativos a invertebrados bentónicos y peces, sus valores fueron comparados entre los distintos experimentos de caudal constante; en dicha comparación se utilizó una prueba de varianza simple (one-way ANOVA, $p = 0,05$) y el test de Duncan para comparación de medias, mediante el software Statistica® (Statsoft Inc., 2015). Para cada índice biológico, el valor positivo más elevado entre los cuatro casos de caudal constante (en época seca y época lluviosa, independientemente) fue considerado como el valor de referencia o “favorable”. Puesto que no existen registros a medio o largo plazo sobre estas variables, que puedan conformar una base de datos de referencia en régimen natural (baseline), el valor del índice más alto fue la única referencia disponible en el Río Grande.

A continuación, los valores de caudales para cada índice que no tenía diferencias significativas con el valor de referencia (según test de Duncan), fueron clasificados como “favorables” para ese índice, y el resto de caudales como “desfavorables”. En cada una de las estaciones, lluviosa o seca, independientemente, los valores de caudales (entre los cuatro caudales experimentados) que fueron desfavorables tanto para peces como para invertebrados fueron considerados como caudales no deseados, por lo tanto fueron impuestos como restricciones en la modelación hidrológica estocástica del régimen ecológico de caudales en el futuro.

Los criterios respecto a la **variabilidad de los caudales** en el régimen ecológico se basaron en un análisis hidrológico, siguiendo los índices de alteración hidrológica (IHA) y la metodología del Rango de Variabilidad (Richter et al. 1998; Mathews & Richter, 2007) para cuantificar la alteración hidrológica. Para ello se contó con dos escenarios:

régimen natural de caudales (1934 – 1954) antes de la construcción de la presa y central hidroeléctrica, y régimen regulado (1991 – 2011) cuando la central hidroeléctrica ya estaba funcionando, ambos basados en los datos históricos disponibles (caudal medio diario). A partir de dichos datos diarios, mediante el software Indicators of Hydrologic Alteration 7.1 se obtuvieron los 33 indicadores de alteración hidrológica y los 34 parámetros de componente de caudal ecológico (Mathews & Richter, 2007). Estos parámetros se basan en cinco características fundamentales del régimen hidrológico: magnitud, periodo de ocurrencia (temporalidad), frecuencia, duración y tasa de variación de caudales.

A partir de los parámetros obtenidos, aquellos que presentaban una mayor alteración fueron considerados como restricciones en la modelación del régimen ecológico de caudales, tomando valores que estuvieran entre los percentiles 25 y 75 % de cada parámetro obtenidos en régimen natural (análisis de IHA no paramétrico). Los análisis fueron empleados separadamente en relación a la estación lluviosa y seca. Además, con respecto a la frecuencia de caudales punta, se establecieron restricciones basadas en el análisis de la deriva de macroinvertebrados (drift), debido a la fuerte influencia de las fluctuaciones diarias de caudal sobre los macroinvertebrados.

Para poder cumplir con las demandas impuestas por la ocupación humana del entorno en los tramos aguas abajo, algunas restricciones y recomendaciones de las compañías de saneamiento locales y del Operador Nacional del Sistema Eléctrico Brasileño (ONS) fueron también impuestas en el modelo hidrológico. El caudal máximo de 1000 m³/s era restrictivo, para evitar la inundación de la entrada de acceso a la Central Hidroeléctrica, así como daños en bombas o laboratorios de la piscifactoría del municipio. Además, fue necesario imponer la restricción máxima de 800 m³/s para no ocasionar el aprisionamiento de peces contra las estructuras y los paneles de las compuertas. Caudales inferiores a 50 m³ / s comprometerían el funcionamiento del sistema de abastecimiento de la ciudad situada aguas abajo de la central de Itutinga (Lavras). Por lo tanto, se adoptó dicho umbral como mínimo y un límite máximo de 800 m³/s. También se impuso una restricción sobre las tasas de reducción y de aumento de caudal efluente, vertido o turbinado, según la tasa máxima de variación recomendada para evitar daños en el cauce del río.

2.4 Modelación hidrológica estocástica del régimen de caudal bajo la presa

Con el objetivo de modelar caudales futuros, bajo condiciones similares a las actuales de gestión de la presa, se realizó un modelo hidrológico en el tramo de río aguas abajo de la Central Hidroeléctrica. Debido a la escasez de procesos determinísticos en el ciclo

hidrológico (Naghetini & Pinto 2007), el modelo presentó un carácter estocástico, a fin de establecer las posibles conexiones secuenciales en tiempo y/o espacio entre los eventos. La modelación, basada en preservar las características estadísticas de las series históricas, asume que el valor actual de una variable dada es la suma de un término determinístico (que depende de los valores verificados en el pasado) y de una variable aleatoria independiente del tiempo denominada ruido (Brandão 2004).

Los datos de entrada se construyeron en base a dos series históricas correspondientes a las estaciones húmeda y seca, y el tratamiento estadístico fue independiente para cada serie. Se empleó el paso de cálculo diario debido a la relevancia de las fluctuaciones existentes entre días consecutivos, desde el punto de vista biológico. Los análisis fueron realizados en R (R Core Team 2015), considerándose significativos con P inferior al 5%. Se realizó una prueba estadística Mann-Kendall para verificar la existencia de tendencias en las series de estudio. La identificación del modelo más apropiado se basó en el comportamiento de las funciones de autocorrelación total y autocorrelación parcial. Por tanto fueron analizados los correlogramas de cada serie temporal. El orden del modelo fue definido por el correlograma parcial de cada serie temporal. Los coeficientes del modelo fueron obtenidos a partir de las ecuaciones de Yule-Walker.

El último paso fue modelar el régimen ecológico de caudales (una serie de 20 años), con un paso diario, a partir de los mejores modelos obtenidos en el paso anterior (desde el 1 de octubre de 2011). Sobre dichos modelos, se impusieron las restricciones o criterios ecológicos e hidrológicos explicados anteriormente. Los modelos fueron utilizados independientemente para la estación lluviosa y la seca. Entonces, la mediana y los percentiles 75% y 25% fueron calculados, generando un hidrograma anual con las medianas mensuales y un intervalo de variabilidad (rango intercuartil) para un año; esta serie de 20 años contempla una serie larga y robusta que incluye la variabilidad registrada en años medios, secos y húmedos. Este hidrograma indicó un rango de valores mensuales que debería ser mantenido, ya que con un criterio práctico la empresa hidroeléctrica solicitó rangos de funcionamiento, alegando que es muy difícil manejar los caudales si se indica un único valor mensual.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Criterios ecológicos e hidrológicos para el régimen ecológico de caudales

Las variables abióticas presentaron valores típicos de tramos de río regulados aguas abajo de presas: pH próximo al neutro y bajo valores de turbidez, sólidos suspendidos totales, nitrógeno y fósforo. Los valores observados no sobrepasaron los límites establecidos por la normativa de la CONAMA respecto a calidad de aguas.

Se encontraron 38 taxones de macroinvertebrados bentónicos, comprendiendo 33 artrópodos, 2 anélidos y 1 molusco. La familia dominante fue *Chironomidae* (Diptera; >80 %) en todos los muestreos. Los mayores valores de riqueza taxonómica y diversidad de Shannon de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se obtuvieron en época lluviosa (327 m³/s); no hubo diferencias importantes en estos índices para otros caudales en periodo lluvioso o en otros caudales. Por el contrario, la densidad de dichos organismos fue mayor en la estación seca. El aumento de estos indicadores, así como sus variaciones en respuesta a los diferentes valores de caudales, indican la importancia de las fluctuaciones extremas de caudales en cuencas hidrográficas para la manutención de la composición, estructura y función de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (Castro et al. 2013 a, b.; Tupinambás et al. 2013). Estos valores también pueden estar muy influidos por las variaciones en la heterogeneidad de hábitats disponibles –determinados por el caudal– lo que determina las condiciones para el refugio, alimentación y reproducción de los macroinvertebrados. En la estación, las variaciones no fueron tan relevantes, probablemente por la menor amplitud de los caudales.

A la luz de los resultados obtenidos, los expertos en macroinvertebrados adoptaron dos valores de caudal ecológico mínimo de 76 m³/s, en época seca, que posteriormente se consideró para modelar el régimen ecológico de caudales (Tabla 2). Para el período húmedo, ellos sugirieron 96 m³/s como caudal mínimo.

Los resultados de deriva de invertebrados proceden de la comparación entre los periodos con fluctuación de caudal y con caudales fijos (Castro et al. 2013 a, b). Fueron colectados 31924 organismos distribuidos en 46 taxones. Durante el periodo de picos de caudales (hydropeaking), la densidad total en la deriva fue mayor en la estación de lluvia (rango de caudales 380-480 m³/s) y menor en estación seca (rango de caudales 110-170 m³/s). La riqueza no cambió significativamente entre los periodos de caudal fijo y fluctuante, ni en la estación lluviosa ni en la seca, indicando que las fluctuaciones de caudal no tuvieron influencia sobre los números de taxones encontrados a la deriva; sin embargo, si se observaron diferencias significativas en la composición taxonómica entre los periodos de caudal fijo y fluctuante en ambas estaciones.

En cuanto a la ictiofauna, fueron capturados un total de 19555 individuos pertenecientes a 48 especies. Comparando los muestreos en la estación seca y lluviosa, se observaron diferencias en capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) y biomasa por unidad de esfuerzo (BPUE) en las especies migratorias, con mayores valores en la estación lluviosa. Estas diferencias resultan lógicas a la luz de los conocimientos previos sobre las especies de peces tropicales, pues muchas de ellas migran aguas

Tabla 2- Resultados de los experimentos de caudal (mediante caudal constante y caudal fluctuante) sobre la comunidad de macroinvertebrados. Separando los experimentos en estación lluviosa y seca, se indican las fechas (mes-año), los caudales liberados por la central y los resultados de los 5 parámetros estimados para la comunidad. Las celdas en gris claro corresponden a caudales favorables y en gris oscuro a caudales desfavorables.

	Experimentos con Caudal Constante				Experimentos con Caudal Fluctuante (hydropeaking)
Estación lluviosa	ene-10	mar-10	mar-11	nov-11	feb-10
Caudales	327 m³/s	96 m³/s	222 m³/s	110 m³/s	380-480 m³/s
Densidad	364.24	535.42	216.49	634.55	13,97
Diversidad Shannon	0.59	0.32	0.34	0.32	
Equitabilidad	0.46	0.26	0.30	0.25	
Riqueza	3.36	2.51	1.86	2.77	35
Total de individuos	29	43	17	51	
Estación seca	jul-10	oct-10	jun-11	ago-11	jul-10
Caudales	108 m³/s	76 m³/s	109 m³/s	65 m³/s	110-170 m³/s
Densidad	956.59	1004.44	730.56	811.63	18,54
Diversidad Shannon	0.30	0.39	0.27	0.20	
Equitabilidad	0.25	0.33	0.20	0.18	
Riqueza	3.15	3.39	2.43	2.17	28
Total de individuos	77	84	58	65	

arriba al comenzar las lluvias y las crecidas para reproducirse (ver por ejemplo, Agostinho et al., 1993; Gomes y Agostinho, 1997; Bonetto et al., 1981); por tanto, es lógico detectar mayor abundancia en este tramo en época lluviosa, pues los peces no pueden remontar la presa.

Respecto a los experimentos con caudal constante, solo durante la época lluviosa la comunidad de peces mostró diferencias significativas entre los distintos caudales (Tabla 3). La tendencia observada no indicó que el valor de los caudales fuese relevante de modo independiente del tiempo, sino que, por el contrario, los primeros tres experimentos (enero 2010, marzo 2010, marzo 2011), con diversos caudales (327, 96 y 222 m³/s, respectivamente) mostraron valores más elevados en densidad de peces migratorios, así como densidad y biomasa de peces reófilos, con respecto al último experimento en noviembre de 2011 (con 110 m³/s). Por otro lado, no se observó ninguna tendencia monótona en estos grupos de peces a lo largo del tiempo, desde enero de 2010 hasta noviembre de 2011, ni en el total de capturas o biomasa, ni en la estación lluviosa ni la seca. La mayor cantidad de capturas se realizó en marzo de 2010 durante la época lluviosa, cuando ya los caudales son elevados; cabe esperar que en dicha época los peces de migraciones longitudinales ya hubiesen realizado la migración reproductiva y se concentrasen en zonas relativamente cercanas a la presa, como es el tramo de estudio.

Los experimentos de fluctuación de caudales afectaron a la abundancia de peces migratorios y

reófilos, pero de modo diferente según la estación (Tabla 3). Durante la época lluviosa, en casi todos los casos la CPUE y BPUE aumentó durante el experimento, con respecto al periodo previo de caudal mantenido. Por el contrario, los peces fueron más sensibles a la fluctuación diaria de caudal en el periodo seco, en el cual las oscilaciones produjeron reducciones de CPUE y BPUE; esto que puede estar relacionado al arrastre de organismos (Corrarino & Brusven 1983; García de Jalón et al. 1988; Gore 1977; Perry & Perry 1986), produciéndose en una época en la cual los peces no están adaptados a cambios bruscos de caudal. A la luz de los resultados obtenidos, los expertos en fauna piscícola no adoptaron un valor de restricción mínimo de caudal ecológico para la estación seca. Para el período húmedo, ellos sugirieron 96 m³/s como caudal mínimo (Tabla 3).

Los análisis hidrológicos mediante IHA reflejaron la regularización del régimen hidrológico después de la construcción y operación de la central hidroeléctrica, con una reducción de los valores máximos de inundaciones y el aumento de los caudales en el periodo seco. Diez parámetros presentaron una muy elevada alteración, superior al 70 % (Tabla 4). La alteración hidrológica se ha indicado en tanto por ciento, donde los valores más próximos a -100 % indican alteraciones más significativas; el signo negativo indica una reducción de la frecuencia de registros (para una cierta variable) dentro de la franja de variabilidad que se define en régimen natural (pre-impacto). El umbral de pulsos de caudales bajos considerado fue 71 m³/s; el umbral

Tabla 3- Resultados de los experimentos de caudal (mediante caudal constante y caudal fluctuante) sobre la comunidad piscícola, en términos de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) y biomasa por unidad de esfuerzo (BPUE), especificados para los grupos de peces migratorios (migración longitudinal), "mig", y reófilos, "reof". Las celdas en gris claro corresponden a caudales favorables y en gris oscuro a caudales desfavorables.

	Experimentos con Caudal Constante				Experimentos con Caudal Fluctuante (hydropeaking)
Estación lluviosa	ene-10	mar-10	mar-11	nov-11	feb-10
Caudales	327 m³/s	96 m³/s	222 m³/s	110 m³/s	380-480 m³/s
CPUE_mig	13.40	9.10	15.10	3.50	20.20
BPUE_mig	3.76	2.13	2.62	0.61	3.45
CPUE_reof	49.00	89.90	43.40	40.10	83.30
BPUE_reof	4.49	4.26	3.84	1.71	5.96
Estación seca	jul-10	oct-10	jun-11	ago-11	jul-10
Caudales	108 m³/s	76 m³/s	109 m³/s	65 m³/s	110-170 m³/s
CPUE_mig	3.50	4.20	8.00	3.70	2.30
BPUE_mig	0.50	1.10	2.40	0.32	0.49
CPUE_reof	39.60	88.30	57.80	59.00	24.00
BPUE_reof	1.55	3.60	3.71	1.86	0.95

Tabla 4. Parámetros hidrológicos del programa IHA bajo la presa de Itutinga (antes y después de su funcionamiento), indicando la mediana y coeficiente de dispersión, la franja de variabilidad (régimen pre-impacto) e índices de Alteración Hidrológica (porcentaje; según análisis no paramétrico). Solo se muestran los parámetros con Alteración Hidrológica mayor del 50 %.

	Periodo Pre-impacto 1934-1954 (21 años)		Periodo Post-impacto 1990-2011 (22 años)		Franja de Variabilidad RVA		
	Mediana	Coef. de Dispersión	Mediana	Coef. de Dispersión	Límite Bajo (Perc. 33%)	Límite Alto (Perc. 67%)	Alteración Hidrológica (%)
Parámetros Grupo 1: Magnitud de Caudales Mensuales							
Octubre	68.00	0.30	89.00	0.31	62.00	74.48	-89.4%
Abril	129.00	0.22	91.75	0.52	119.60	144.90	-59.1%
Julio	75.00	0.13	85.50	0.22	70.52	78.74	-59.1%
Agosto	64.00	0.16	83.00	0.42	64.00	67.48	-88.1%
Septiembre	60.00	0.20	83.75	0.61	57.00	63.87	-88.1%
Parámetros Grupo 2: Magnitud y Duración de condiciones hidrológicas extremas							
1-día mínimo	50.00	0.16	45.00	0.34	47.00	53.74	-57.6%
30-día mínimo	56.37	0.15	62.75	0.35	54.88	60.56	-59.1%
90-día mínimo	67.08	0.10	77.93	0.16	65.83	68.78	-100.0%
3-día máximo	486.30	0.24	372.80	0.82	425.20	494.10	-59.1%
7-día máximo	432.30	0.20	324.40	0.91	395.50	455.90	-72.7%
30-día máximo	303.50	0.36	233.70	0.84	281.90	358.10	-59.1%
Índice de Caudal Base	0.39	0.20	0.47	0.40	0.38	0.42	-72.7%
Parámetros Grupo 3: Temporalidad de los eventos anuales extremos							
Fecha del mínimo	274	0.1	215	0.4	272	282	-88.1%
Parámetros Grupo 4: Frecuencia y Duración de pulsos altos y bajos							
Conteo de Pulsos bajos	4	0.9	11	0.9	3	5	-90.5%
Duración de Pulsos bajos	7	2.3	2	1.0	6	17	-88.1%
Duración de Pulsos altos	4	0.6	5	0.9	3	5	-52.3%
Parámetros Grupo 5: Tasa de cambio y frecuencia de cambio en la tendencia (ascendente/descendente)							
Tasa de ascenso	10.50	0.74	4.50	0.67	8.00	12.74	-52.3%
Número de inversiones de tendencia (ascenso/descenso)	82	0.12	187	0.10	79	86	-100.0%

de pulsos de caudales altos fue 154 m³/s. Para ilustrar mejor los cambios producidos, se presenta la figura 2 comparativa del régimen natural (medias y desviación estándar, mínimo y máximo mensuales) en comparación con el régimen post-impacto (medias mensuales).

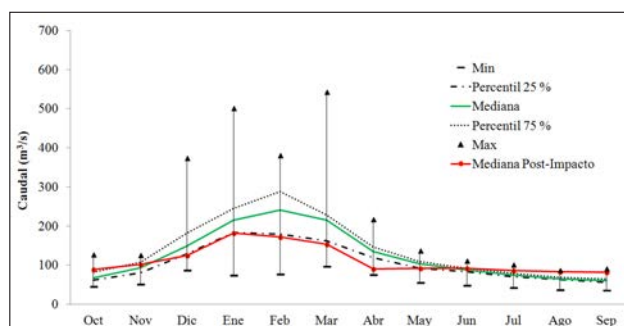


Figura 2. Comparativa del régimen natural, antes de la construcción de la presa (medianas en verde, percentiles 25 % y 75 %, mínimo y máximo mensuales) con el régimen post-impacto (medianas mensuales, en rojo) debido al funcionamiento de la central hidroeléctrica de Itutinga.

La alteración de los caudales medios mensuales se observó sobre todo en los meses de agosto, septiembre y octubre (época seca) en que las medianas aumentaron, mientras en abril y julio (época lluviosa) disminuyeron. La frecuencia y duración de pulsos altos y bajos presentó dos parámetros con muy elevada alteración: número y duración de pulsos bajos. Para el régimen ecológico se propuso periodos mayores de caudales reducidos, evitando las variaciones bruscas en periodos cortos de tiempo. Además, la fecha del caudal mínimo anual cambió de modo importante, ocurriendo en diferentes meses del año, inclusive en el periodo de inundación. Por ello se recomendó que el mínimo se produjera en el mes de septiembre, en el que ocurría predominantemente durante el régimen natural. Igualmente también es necesario que los cambios de caudal entre días sean menores, para reducir las tasas de cambio, que se elevaron fuertemente en régimen alterado (post-impacto) debido a la operación de la central. En resumen, los criterios de los IHA impuestos al régimen ecológico de caudales en la práctica son descritos en la Tabla 5.

Tabla 5. Parámetros hidrológicos (según programa IHA) por grupos (según Tabla 4) que presentaban una mayor alteración bajo la central de Itutinga y que fueron considerados para diseñar el hidrograma ecológico, según las restricciones indicadas en la última columna.

Grupo	Parámetro	Régimen Natural	Régimen Regulado	Restricciones
Grupo 1	Diciembre			Peces= 96 m ³ /s Macroinv. = 96 m ³ /s
	Abril Julio Agosto Septiembre			Peces= no había ninguna restricción Macroinv. = 76 m ³ /s
Grupo 3	Día del mínimo anual	En septiembre	No hay estándar	Asegurar de que el caudal mínimo anual se produce en septiembre
Grupo 4	Conteo de Pulsos bajos	4	11	Reducir el conteo de pulsos bajos.**
	Duración de Pulsos bajos	7 días	2 días	Aumentar el tiempo de pulsos bajos.**
Grupo 5	Número de inversiones de tendencia (ascenso/descenso)	82	187	Reducir el número de inversiones.***

* La magnitud de los flujos se basó en los escenarios favorables y desfavorables.

** En el hidrograma ecológico final (fig. 4a) se obtuvieron 7 pulsos de caudal bajo, con duración media de 7 días.

** En el hidrograma ecológico final (fig. 4a) se obtuvieron 115 inversiones.

3.1 Modelación hidrológica estocástica del régimen de caudal bajo la presa

El modelo autorregresivo fue escogido para la simulación de las series temporales, debido al comportamiento del correlograma total, con una

tendencia decreciente asociada al correlograma parcial, presentando picos con desfase 1, 2,...p y posterior truncamiento. La prueba Mann-Kendall indicó una tendencia decreciente para el período seco y estacionario para la estación lluviosa. Se adoptó este modelo autorregresivo (Salas 1993):

$$\gamma_t = \mu + \sum_{j=1}^p \phi_j (\gamma_{t-j} - \mu) + \varepsilon_t \quad (\text{Eq. 1})$$

Donde:

γ_t = variable aleatoria modelada;

μ = parámetro estimado por la media de la serie;

p = orden del modelo;

ϕ = parámetro estimado por las ecuaciones de Yule-Walker;

ε_t = variable aleatoria.

El correlograma parcial referido a la estación seca presentó valores significativos, no nulos, hasta el modelo con desfase cinco, indicando modelo de orden cinco; el correlograma parcial para la estación lluviosa presentó tres picos significativos, indicando un modelo de orden tres (Fig. 3).

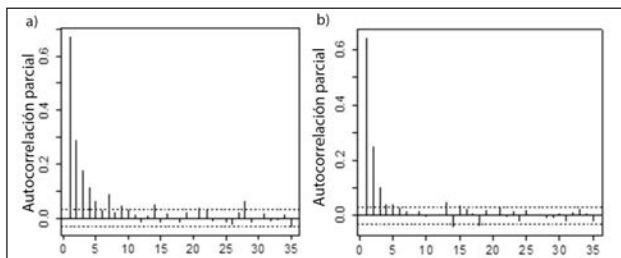


Figura 3. Gráficos de autocorrelación parcial de los modelos de caudal obtenidos, en función del número de días considerados (entre 1 y 35 días) para: a) Estación seca; b) Estación lluviosa.

Se obtuvieron dos series sintéticas, es decir para la estación lluviosa y la seca. Los caudales de restricción ya operados por el ONS, así como los caudales desfavorables para peces o macroinvertebrados, fueron introducidos como restricciones en el modelo hidrológico. Mediante los criterios explicados anteriormente, se obtuvo una franja de valores hidrológicos que el modelo debía cumplir. El régimen ecológico resultante se muestra en la Figura 4a y ello presenta un mayor rango de variabilidad durante la estación lluviosa, de modo que en dicha época aparecen los picos de las crecidas. La magnitud de los caudales varía entre 76 m³/s y 253 m³/s, ofreciendo durante el periodo de inundaciones una cierta variabilidad de caudales y hábitats para las comunidades acuáticas. En la estación seca, la variabilidad era reducida debido al pequeño intervalo de caudales observados en la serie histórica y al requerimiento de caudal mínimo ecológico, el cual limitó inferiormente el rango de caudales. La Figura 4b muestra los cuartiles mensuales de caudales obtenidos con el régimen ecológico, donde se observa un patrón de caudales más ajustado al natural, con caudales mínimos en agosto y septiembre y crecidas en diciembre, enero y febrero.

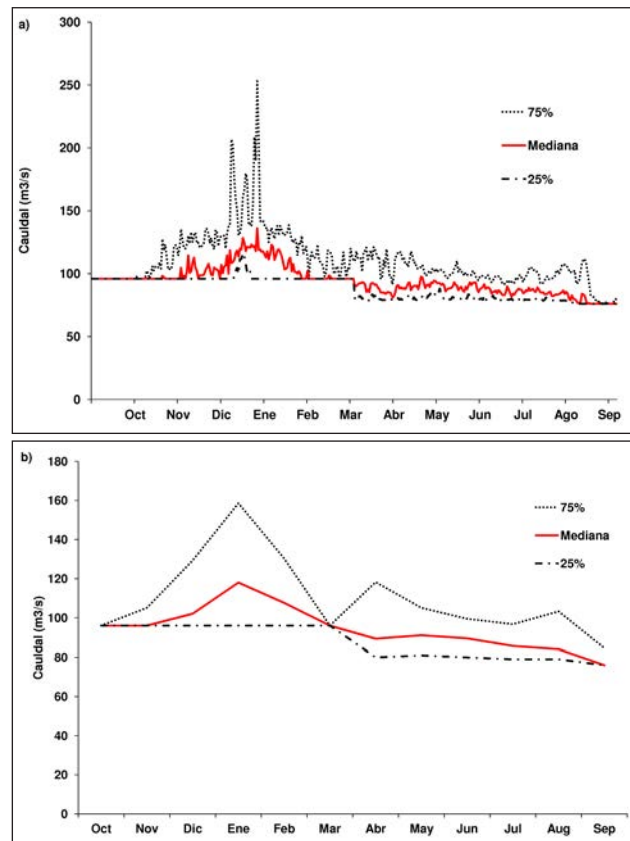


Figura 4. (a) - Régimen ecológico modelado (considerando la gestión de la presa) para el periodo de tiempo desde el 1 de octubre de 2011 hasta el 30 de septiembre de 2012. La línea continua representa el caudal medio diario (en rojo), las líneas discontinuas representan una vez la desviación estándar de dicha media, por encima y por debajo de la media diaria. **(b)** Gráfico anual de los cuartiles de los caudales mensuales (percentiles 25, 50, 75 %) obtenidos para el régimen ecológico de caudales modelado que se representa en la figura A (superior).

El sistema eléctrico brasileño opera de forma integrada y coordinada, lo que posibilita el intercambio de energía entre regiones, facilitando el aprovechamiento hidroeléctrico en distintas regiones y regímenes hidrológicos (ANEEL 2008). De esta forma, la operación de una determinada central hidroeléctrica depende de los caudales liberados río arriba por otras centrales, y su operación afecta a las centrales que operan aguas abajo. Esta metodología aporta la posibilidad de modelar caudales con criterios prácticos y realistas, con herramientas conocidas y aceptadas por los gestores del agua y los responsables de la planificación hidrológica. Sin embargo, esta metodología presenta la limitación de contemplar, en este caso de estudio concreto, una sola central, limitación que puede ser superada mediante la modelación con herramientas de gestión de recursos hídricos a escala de cuenca vertiente, que ha sido empleada para tal fin en España y en

distintos países de América Latina (Andreu et al., 1996; Paredes-Arquiola et al., 2013, 2014). Además, sería conveniente evaluar los efectos de operación de centrales sobre las comunidades acuáticas con estudios simultáneos en distintos ríos y presas con características similares, así como en varias presas consecutivas, con el fin de discernir entre los aspectos locales y posibles tendencias o patrones más generales que puedan ser aplicados a distintos proyectos de presas y centrales hidroeléctricas en ríos tropicales.

Las comunidades de peces y macroinvertebrados reflejaron los efectos producidos por la manipulación de caudales bajo la central hidroeléctrica (Tupinambás et al. 2013). Este estudio ha aportado algunos resultados sobre la respuesta biológica de dichas comunidades, sobre varios eventos y en dos estaciones distintas, con un monitoreo intensivo, tanto en experimentos de caudal estable como experimentos de picos diarios. Sin embargo, el estudio de los cambios en una población de peces, cuando se plantea un cambio en el régimen de caudales, requiere más que un monitoreo antes y después de la alteración, pues existen amplias dificultades para distinguir los efectos de factores ambientales que operan continuamente (por ejemplo clima, morfología, calidad del agua, hidrología) de aquellos efectos específicos del experimento o del cambio de escenario hidrológico (Souchon et al., 2008).

Por ejemplo, un amplio estudio de aumento del caudal mínimo ecológico (en 5 ríos de Francia) indicó que 4 años de seguimiento no eran suficientes para observar cambios positivos en las poblaciones de peces (Sabaton et al., 2004, 2008). Es muy importante considerar el tiempo de vida de las especies, por ejemplo las especies con ciclos de vida cortos con mucho reclutamiento pueden ser más adecuadas para medir respuestas a corto plazo, y otras especies para las respuestas a largo plazo (Souchon et al., 2008). Por lo tanto, en el futuro sería recomendable continuar este tipo de experimentos como el de Itutinga, detallando las especies o gremios a estudiar según el plazo temporal y con un plazo de monitorización más amplio del que pudo aplicarse en este estudio. El periodo de monitoreo antes del experimento debería comprender las fluctuaciones interanuales naturales de la abundancia de peces, y el periodo durante y después debería comprender dichas fluctuaciones y el tiempo necesario para observar los cambios asociados al cambio de caudales (Souchon et al., 2008).

Por estas razones, una planificación detallada del diseño de estudio y la selección de los test estadísticos adecuados, realizados por un equipo multidisciplinar, son necesarios para estos estudios (Souchon et al., 2008). Además, la elaboración de un esquema conceptual o de un modelo conceptual sobre las interrelaciones entre los procesos físicos y los procesos ecológicos en las comunidades es

muy recomendable, para poder formular hipótesis concretas sobre los efectos de un cambio de régimen de caudales sobre los procesos biológicos y las comunidades acuáticas (Souchon et al., 2008). Esta idea ha sido planteada en estudios de caudales ecológicos (Arthington et al., 2003; King et al., 2008) y el uso de un esquema conceptual en combinación con la metodología de IHA también ha sido realizada previamente en ríos tropicales (Martínez-Capel et al., en revisión).

4. CONCLUSIONES

Los experimentos de manipulación de caudales bajo la central hidroeléctrica indicaron que la magnitud del caudal (mantenido) bajo centrales es importante para las comunidades de peces y macroinvertebrados. La oscilación de caudales o picos diarios (hydropeaking) también afectaron a las comunidades, especialmente cuando la oscilación es muy fuerte por la diferencia entre caudal base y caudal punta (en estación seca). Debido a la localización de diversas presas sucesivas o en cascada, y a la escasez de datos en ríos de referencia no alterados, estos estudios ecológicos deberían ampliarse a distintos ríos con similares características ecológicas, tanto en ríos inalterados de referencia con un estado ecológico óptimo como en tramos bajo presas hidroeléctricas, para realizar una adecuada comparación de las condiciones del hábitat y de las comunidades presentes, en un plazo de tiempo más amplio. Es muy importante implementar estudios a largo plazo en tramos de ríos de referencia no alterados, para poder comprender y comparar mejor la dinámica de los invertebrados en ríos naturales y ríos alterados (Castro et al., 2013 a), así como de los peces.

La modelación del régimen ecológico de caudales constituye una herramienta útil para la aplicación práctica de criterios ecológicos de gestión del agua. Permite modelar con anticipación y también estimar los rangos de caudales a ser mantenidos en cada mes, a fin de atender la demanda energética y la conservación de las comunidades acuáticas. Con el objetivo de obtener los beneficios ecológicos implicados, determinar su efectividad y realizar ajustes con un enfoque adaptativo, el régimen ecológico debe ser aplicado en la práctica; junto a ello se necesita un programa de monitoreo adecuado a medio y largo plazo, para evaluar los cambios sobre las comunidades acuáticas y ribereñas.

La metodología adoptada representa un avance para los estudios de caudales ecológicos en América Latina, debido a su alcance multidisciplinar, que integró informaciones biológicas, hidrológicas y datos sobre la operación de la presa. Se utilizaron numerosos datos históricos y se realizó una modelación a plazo de 1 año. Entre otras propuestas futuras, en este trabajo se ha recomendado aplicar la metodología en otros ríos y presas, así como en presas consecutivas, con el fin de discernir entre

los aspectos locales y posibles tendencias más generales, que puedan ser aplicados a distintos proyectos de presas y centrales hidroeléctricas en ríos tropicales. Igualmente importante sería la modelación del caudal y de regímenes ecológicos con herramientas de gestión de recursos hídricos a escala de cuenca vertiente, como por ejemplo se ha aplicado en cuencas hidrográficas en España.

AGRADECIMIENTOS

Los autores dan las gracias a la empresa Hidroeléctrica CEMIG (Companhia de Energia Elétrica de Minas Gerais) que financió este estudio y a Marcelo de Deus por la coordinación del proyecto. Los autores agradecen también al Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais que financió la beca de iniciación científica de la primera autora, Laura Soares.

BIBLIOGRAFÍA

Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e Manejo de Recurso Pesqueiro em Reservatórios no Brasil. Eduem, Maringá, Brasil, 501p.

Agostinho, A. A., A. E. A. de M. Vazzoler, L. C. Gomes & E. K. Okada. 1993. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. *Reviews Hydrobiologia Tropicae* 26: 79-90.

Andreu, J., J. Capilla & E. Sanchis. 1996. AQUATOOL: a generalized decision support-system for water-resources planning and operational management. *Journal of Hydrology*, 177, 269–291.

ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica. 2008. Atlas de Energia Elétrica do Brasil, 3. ed., Brasília, Brasil, 236 p.

APHA, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st ed. American Public Health Association, Washington, DC.

Arthington, A. H., J. L. Rall, M. J. Kennard & B. J. Pusey. 2003. Environmental flow requirements of fish in Lesotho rivers using the DRIFT methodology. *River Research and Applications* 19: 641-666.

Bonetto A. A., M. Canon Verón & D. Roldán. 1981. Nuevos aportes al conocimiento de las migraciones de peces en el río Paraná. *Ecosurellance* 8: 29-49.

Brandão, J. L. B. 2004. Modelo para Operação de Sistemas de Reservatórios com Usos Múltiplos. Tesis de doctorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 160 p.

Bunn, S. E. & A. H. Arthington. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30(4):492-507.

Castro, D. M. P., R. M. Hughes & M. Callisto. 2013 a. Influence of peak flow changes on the macroinvertebrate drift downstream of a Brazilian hydroelectric dam. *Brazilian Journal of Biology* 73(4): 775-782.

Castro, D. M. P., R. M. Hughes & M. Callisto. 2013 b. Effects of flow fluctuations on the daily and seasonal drift of invertebrates in a tropical river. *Annales de Limnologie* 49: 169-177.

CBH - Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil, 14/12/2014. <http://www.saofrancisco.cbh.gov.br/arquivos.aspx#plano>.

CONAMA. Resolução nº 422/2010 (Ações e Projetos de Educação Ambiental), 13/12/2014. <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=622>.

Corrarino, C. A. & M. A. Brusven. 1983. The effects of reduced stream discharge on insect drift and stranding of near shore insects. *Freshwater Invertebrate Biology*, 2:88-98.

CPTEC – Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos. Ocorrência de El Niño. 14/01/2014. <http://enos.cptec.inpe.br>.

Craig, J. F. 2000. Large dams and freshwater fish biodiversity. In: Berkamp, G.; McCartney, M.; Dugan, P.; McNeely, J. & Acreman, M. eds. *Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration*. 22/01/2015. <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/archive/2001/IUCN913.pdf>.

Eidt, R. C. 1968. The climatology of South America. p.54-81. En Fittkau E. J., J. Illies, H. Klinge, G. H. Schwabe & H. Sioli (eds.), *Biogeography and Ecology in South America* v.1 W. Junk Pub., The Hague, Holanda.

EPE (Empresa de Pesquisa Energética -Brasil)- 2014. Balanço Energético Nacional 2014: Ano base 2013 EPE, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, 285 p.

García de Jalón, D., C. Montes, E. Barcelo, C. Casado & F. Menes. 1988. Effects of hydroelectric scheme on fluvial ecosystems within the Spanish Pyrenees. *Regulated Rivers: Research and Management* 2: 479-491.

Garreaud, R. D., M. Vuille, R. Compagnucci, & J. Marengo. 2009. Present-day South American climate. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 281: 180-195.

Gomes, L. C., A. A. Agostinho. 1997. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Parana River, Brazil. *Fisheries Management and Ecology* 4: 263–274.

Gore, J. A. 1977. Reservoir manipulations and benthic macroinvertebrates in a prairie river. *Hydrobiologia* 55:113-123.

- Jones, N.E. 2014. The dual nature of hydropeaking rivers: is ecopeaking possible? *River Research and Applications*, 30(4): 521-526.
- King, J.M., R. E. Tharme & M. S. de Villiers (eds.). 2008. *Environmental Flow Assessments for Rivers: Manual for the Building Block Methodology*. WRC Report TT 354/08. Water Research Commission. Pretoria. Sudáfrica.
- Martínez-Capel, F., García-López, L. & Beyer, M. *In review*. Integrating hydrological modelling and ecosystem functioning for environmental flows in climate change scenarios in the Zambezi River (Caprivi Region, Namibia).
- Mathews, R. & B. D. Richter. 2007. Application of the indicators of hydrological alteration software in environmental flow setting. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 1400-1413.
- Merritt R.W. & K.W. Cummins. 1998. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall, Hunt Iowa, EUA, 750p.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian & D. F. Baptista. 2010. *Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Technical Books Editora Ltda, Rio de Janeiro, Brasil, 174p.
- Naghattini, M. & E. J. Pinto. 2007. *A Hidrologia Estatística*, CPRM Serviço Geológico do Brasil, Belo Horizonte. 561p.
- Paredes-Arquiola, J., F. Martinez-Capel, A. Solera & V. Aguilera. 2013. Implementing environmental flows in complex water resources systems—case study: the Duero river basin, Spain. *River Research and Applications* 29(4): 451-468.
- Paredes-Arquiola, J., A. Solera, F. Martinez-Capel, A. Momblanch & J. Andreu. 2014. Integrating water management, habitat modelling and water quality at the basin scale and environmental flow assessment: case study of the Tormes River, Spain. *Hydrological Sciences Journal* 59 (3-4): 878-889.
- Pérez, G.R. 1988. *Guía para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia*. Fondo Fen Colombia, Bogotá, Colômbia, 217p.
- Perry, S.A. & W. B Perry. 1986. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia*, 134:171-182.
- Poff, N.L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks & J. C. Stromberg. 1997. The natural flow regime. *BioScience* 47:769-784.
- Poff, N. L. , J. D. Olden, D. M. Pepin & B. P Bledsoe. 2006. Placing global stream flow variability in geographic and geomorphic contexts. *River Research and Applications* 22(2): 149-166.
- R Core Team. 2015. *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 22/01/2015. <http://www.R-project.org> .
- Richter, B. D., J. V. Baumgartner, J. Powell & D. P. Braun. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 10:1163–1174.
- Richter, B. D., J. V. Baumgartner, D. P. Braun & J. Powell. 1998. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research & Management*, 14:329-340.
- Salas, J. D. 1993. Analysis and modeling of hydrologic time series, p. 1-72. *En: Maidment, D.R. (ed.). Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill. New York, EUA.
- Statsoft Inc. 2015. *Statistica*. Tulsa, Estados Unidos. 22/01/2015. <http://www.statsoft.com/> .
- Souchon, Y., C. Sabaton, R. Deibel, D. Reiser, J. Kershner, M. Gard, C. Katopodis, P. Leonard, N. L. Poff, W. J. Miller & B. L. Lamb. 2008. Detecting biological responses to flow management: missed opportunities; future directions. *River Research and Applications* 24(5): 506-518.
- Tupinambás, T. H., R. M. V. Cortes, S. G. Varandas, S. J. Hughes & J. França; M. Callisto. 2013. Taxonomy, metrics or traits? Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system. *Ecohydrology* 1: 25-32.