

SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERIA HIDRAULICA
XIX CONGRESO CHILENO DE INGENIERIA HIDRAULICA

**CAMBIOS EN LA CALIDAD DEL HÁBITAT DE PECES NATIVOS AGUAS ABAJO
DE CENTRALES HIDROELÉCTRICAS**

**ALEX GARCÍA¹, KLAUS JORDE²
EVELYN HABIT³, DIEGO CAAMAÑO⁴, OSCAR PARRA⁵**

RESUMEN

La operación de las centrales hidroeléctricas de punta junto con las extracciones de agua para riego han sido ampliamente descritas como alteraciones a los regímenes naturales de caudal. Dichos cambios han sido observados en la cuenca del río Biobío, Chile Central, desde 1996. En el río Biobío, la mayoría de las especies de peces son endémicos y se conoce muy poco sobre ellas. Sus valores ecológicos y sociales no han sido estimados y falta información acerca de sus preferencias de hábitat. Además, cambios en la disponibilidad de hábitat debido a causas naturales o producidas por el hombre no han sido evaluadas. En este estudio, ocho especies de peces nativos, en un tramo representativo del río Biobío, fueron estudiadas y sus preferencias de hábitat caracterizadas. a) Un modelo hidrodinámico fue construido y acoplado al modelo de simulación de hábitat para peces CASiMiR. b) “Fuzzy rules” y “Fuzzy sets” fueron desarrollados para describir las preferencias de hábitat de los peces nativos. c) CASiMiR fue utilizado para simular cómo la calidad total del hábitat, expresado como Área Útil Ponderada (WUA) e Idoneidad Hidráulica de Hábitat (HHS), cambia y fluctúa debido a la operación de la represa, y cómo los pulsos diarios de caudal influyen en la cantidad, calidad y ubicación de los hábitats. El estudio sugiere que los peces analizados son muy susceptibles a los caudales controlados, de la forma en que las represas están siendo actualmente operadas, y se propone algunas medidas para mejorar el hábitat de los peces.

¹Estudiante doctorado en ciencias ambientales, Universidad de Concepción - email: alexgarcia@udec.cl

²Vicedirector administrativo entec consulting & engineering

³Profesor asistente, ⁴Colaborador académico, ⁵Profesor titular, Centro EULA-Chile, U. de Concepción

1. INTRODUCCIÓN

La generación de pulsos de caudal en la operación de centrales hidroeléctricas, junto con extracciones de agua para riego han sido descritas como alteraciones al régimen natural de caudal; produciendo cambios en la magnitud, frecuencia, duración, timing y tasa de cambio del caudal (Junk et al., 1989). Estas alteraciones cambian las condiciones físicas y químicas para los peces, y consecuentemente pueden reducir su abundancia y la de otros animales (Travnichek & Maceina, 1994), alterando algunos servicios ecosistémicos como la regulación de la trama trófica, control de mosquitos), biodiversidad, polinización, y biomasa tanto para pesca deportiva como para fuente de alimentación, que son provistos directa o indirectamente por los cuerpos de agua.

La cuenca del Biobío en Chile central (área 24371 km²) se indica en la Figura 1. Esta cuenca es uno de los centros más importantes para el desarrollo económico en el país (Parra, 1996; TWINBAS, 2007), y está clasificado como uno de los grandes ríos del mundo fuertemente afectado por fragmentación y cambios en el régimen de caudales (Nilsson et al., 2005). Las centrales Pangue y Ralco, ubicadas en la parte alta del Biobío operan desde 1996 y 2004, respectivamente. Juntas generan 1.15 GW, cerca del 24% de la energía hidroeléctrica nacional y 13% de toda la generación nacional (para julio de 2007, fuente: Comisión Nacional de Energía www.cne.cl). Los impactos proyectados para ambas represas, en sus Estudios de Impacto Ambiental, fueron descritos sólo para el área inundada, y el río Biobío, aguas abajo de Pangue no fue considerado como zona impactada (Goodwin et al., 2006). Sin embargo, la operación de estas centrales y sus embalses ha alterado dramáticamente el régimen hidrológico aguas abajo de Pangue. Primero, el régimen anual ha sido alterado y achatado debido a la capacidad de almacenamiento anual de Ralco, y segundo, fuertes fluctuaciones diarias se superponen a los caudales medios alterados debido a que ambas centrales se usan para generación de punta, produciendo pulsos de caudal aguas abajo, donde la variabilidad que antes ocurría a nivel mensual ahora ocurre a nivel diario.

Además, 158.5 m³/s son extraídos desde el río Biobío para irrigar 220.000 ha dentro y fuera de la cuenca durante el verano, aumentando el efecto que produce el cambio de caudal generado por la operación de los embalses. Éstas son las principales perturbaciones en la zona alta y media de la cuenca, mientras que los efectos de industrias y desechos urbanos lo son en la zona media y baja (Goodwin et al., 2006; Habit et al., 2006; Parra et al., 2009). Aunque el Biobío es el río más estudiado en Chile (Campos et al., 1993; Parra & Meier, 2003; Habit et al., 2006), aún se conoce poco sobre la biología básica, estadios vitales y selección de hábitat de peces nativos de agua dulce. Lo último probablemente debido a que estas especies son muy pequeñas y no son consideradas económica o socialmente relevantes.

Los efectos de la alteración de caudal son exacerbados en verano, cuando hay menor disponibilidad de agua y pequeñas a medianas perturbaciones pueden tener consecuencias en el ambiente y sobre estadios vitales delicados. Así, esta situación combinada con la fuerte presión económica en el potencial hidroeléctrico pone una fuerte presión en la biota endémica, y particularmente en peces, amenazando su existencia.

Herramientas de modelación que evalúan la disponibilidad e idoneidad de hábitat para predecir condiciones físicas bajo diferentes escenarios han sido aplicados en Estados Unidos desde comienzos de los '80 con la metodología desarrollada por Bovee (1982). Los modelos de hábitat evalúan la disponibilidad e idoneidad de hábitat de especies dulceacuícolas basados en la selección que hace una especie por condiciones físicas tales como velocidad, profundidad y substrato (Bovee, 1982). Un enfoque relativamente nuevo para evaluar hábitat es CASiMiR (Jorde, 1997; Schneider, 2001). Este modelo ha sido desarrollado desde comienzos de los '90 como una herramienta de simulación con componentes para la calidad de hábitat bentónico (Jorde, 1997) y de hábitat para peces (Schneider, 2001). CASiMiR ha sido ampliamente usado en Europa para evaluar alteraciones en hábitats fluviales debido a la operación de centrales hidroeléctricas y otras estructuras ingenieriles como canales de riego o estructuras de desviación de agua (Mouton et al., 2007).

CASiMiR permite trabajar con información aproximada o “fuzzy” (Fuzzy rules y fuzzy sets), y tiene la gran ventaja de que el conocimiento de biólogos con experiencia en ríos, puede ser fácilmente transferido a bases de datos, definiendo combinaciones de variables físicas y expresando la calidad del hábitat con un lenguaje natural como “bueno”, “regular” o “malo” (Jorde *et al.*, 2001).

El objetivo de este trabajo es determinar el uso de hábitat de peces nativos de agua dulce en un tramo del río Biobío, y predecir cambios en la disponibilidad e idoneidad de hábitat debido a la operación de centrales hidroeléctricas y extracciones de agua durante el verano, desarrollando “fuzzy sets”, “fuzzy rules” y usando CASiMiR.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

Este estudio se desarrolló en un tramo de 2 km, representativo del hiporitrón o zona media del río Biobío. Está ubicado 98 km aguas abajo de la central Pangue (Figura 1). El caudal medio de verano y el medio anual es de 160 y 466 m³/s, respectivamente. Actualmente, el régimen es controlado por una operación con pulsos de caudal. Durante el verano, el nivel del río puede subir cerca de 90 cm en períodos de 1 hr, bajando a un nivel cercano al original en 4 a 12 horas.

La estación Rucalhue, 42 km aguas abajo de Pangue, tiene registros diarios desde 1937 y horarios desde 1999. En el escenario pre-centrales, el caudal medio mensual para febrero fue 142.8±40.5 m³/s (1970-1995); mientras, en el escenario post-centrales (1996 en adelante) el caudal medio para febrero fue 155.6±40.6 m³/s (1999-2008). Se observa un incremento de 8.8% en el caudal medio mensual y una variabilidad similar en ambos escenarios. Sin embargo, en el escenario post-centrales, 30% de los días de febrero tienen una variabilidad de caudal diaria al menos igual a la variabilidad mensual. Por otro lado, la calidad del agua está descrita como en condiciones naturales para esta zona del Biobío (Parra et al., 2008; Link et al., 2008).

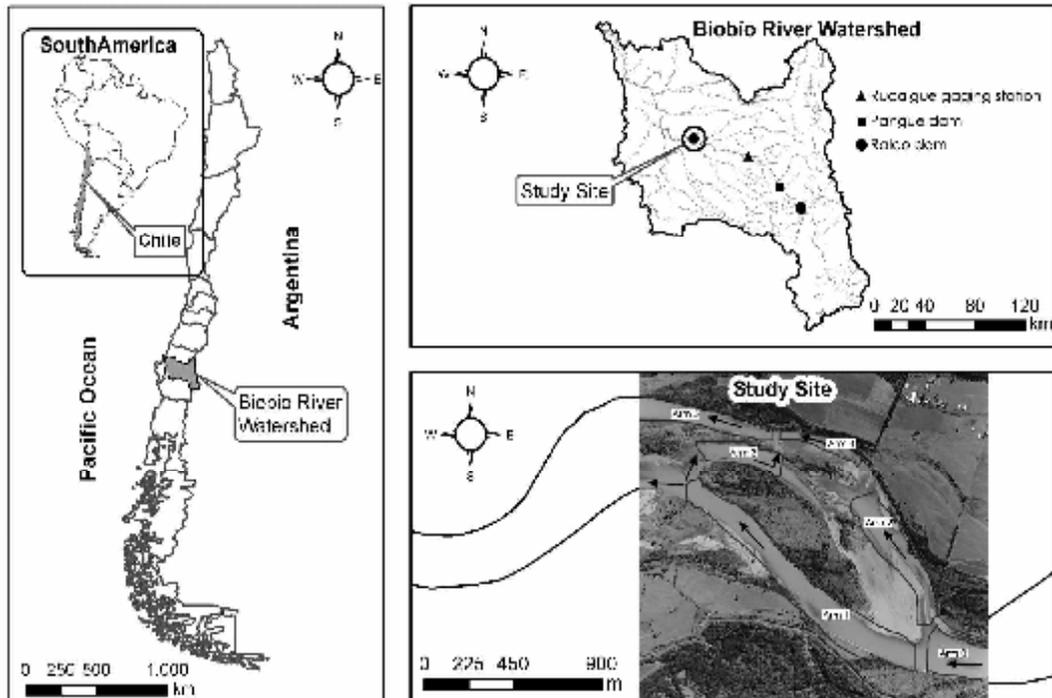


Figura 1: Zona de estudio

El Biobío es el río con la mayor riqueza de especies de Chile, con 17 de las 44 especies nativas conocidas (Campos et al., 1993; Ruiz & Berra, 1994). Nueve de estas especies nativas han sido descritas para esta área del Biobío (Campos et al., 1993). Especies introducidas en esta área son la trucha arcoiris, trucha café, carpa común; sin embargo, no hay información que describa un efecto de éstas sobre la ictiofauna nativa. Así, los efectos de cambios en el régimen de caudal sobre las especies nativas, durante el verano, puede ser aislada de otras perturbaciones en la zona de estudio.

Muestreo de peces

Cinco técnicas de pesca fueron usadas para muestrear 64 sitios durante tres campañas de terreno en mayo, agosto y diciembre de 2004. 1) Redes agalleras y 2) trampas, en zonas profundas de baja velocidad, 3) anzuelos en las orillas de rápidos, 4) pesca eléctrica en zonas vadeables de 15 m², 5) observación con una cámara subacuática conectada a un monitor fue hecha desde botes o desde la orilla en zonas de baja velocidad. Observación directa fue complementaria a las técnicas explicadas.

Las variables ambientales, velocidad del agua, profundidad del escurrimiento y tamaño del sustrato fueron medidos en cada sitio de pesca. La velocidad y profundidad fueron medidos con un correntómetro Pygmy 625 en tres puntos en cada lugar de pesca y luego promediados. El sustrato fue registrado en rangos de tamaño como arcilla (<0.063 mm), materia orgánica y arena (0.063-2 mm), grava fina (2 mm-5 cm), grava (5-10 cm), bolones pequeños (10-20 cm), bolones (20-40 cm), bolones grandes y rocas (>40 cm), y determinados por observación o por el método de Wolman (1954).

Los peces colectados fueron agrupados por especie y luego separados como adulto o juvenil en base a sus tamaños y otras características morfológicas explicadas en la literatura (Manríquez et al., 1988; Campos et al., 1993; Vila et al., 1996; Ruiz & Marchant, 2004; Habit et al., 2005; Habit et al., 2007). Luego, la mayoría de los individuos fueron devueltos a los sitios donde fueron capturados y algunos fueron mantenidos en alcohol para otros estudios.

Modelación hidráulica

Levantamientos topo-batimétricos fueron realizados durante el verano de 2004 y 2005. Un sistema GPS diferencial Leica (system 500 model SR530) fue utilizado para levantar información en tierra y en zonas vadeables. El GPS fue conectado a un ecosonda Lawrence (modelo X-16) en 2004 y a un ecosonda Innerspace Technology (model 455) en 2005, para levantar información en zonas profundas. Un total de 149 secciones transversales fueron medidas con una frecuencia de 3 a 5 secciones por unidad de ancho de río, espaciadas a distancias que capturaron las irregularidades del terreno con el fin de obtener una buena representación del lecho.

Mediciones de caudal en Rucalhue fueron usadas para calcular los caudales en la zona de estudio. El río fluye a través de secciones confinadas entre Rucalhue y la zona de estudio, evitando interacciones laterales con la planicie de inundación y teniendo consecuentemente poca capacidad para almacenar flujo. Como no hay tributarios a lo largo de estos 42 km de río, el factor de área y las extracciones de agua para riego son suficientes para describir el hidrograma en la zona de estudio (ecuación 1). Caudales horarios de 2005 y caudales diarios de 1979 fueron obtenidos de la DGA, y registros limnigráficos fueron obtenidos de la Asociación de Canalistas del Canal Bio-Bio Negrete para en el extremo de aguas arriba de la zona de estudio. Así, la ecuación 1 muestra el balance de masa de agua entre Rucalhue y la zona de estudio:

$$Q_{\text{Site}} = (Q_{\text{Rucalhue}} - Q_{\text{Base}}) + Q_{\text{Base}} \cdot \text{Area_factor} - Q_e \quad (\text{m}^3/\text{s}) \quad (1)$$

Donde Q_{Site} es el caudal en la zona de estudio, Q_{Rucalhue} es el caudal registrado en Rucalhue, Q_{base} es el caudal base para febrero en Rucalhue, Area_factor es la razón entre las áreas contribuyentes a la zona de estudio y Rucalhue, 1.089, y Q_e es el caudal extraído desde el río Biobío para riego. Para el escenario pre-centrales (1979), Q_{Rucalhue} y Q_{Base} son iguales, y para el escenario post-centrales, Q_{Base} se estimó como el caudal mínimo que ocurrió en febrero de 2005.

La zona de estudio fue analizada hidráulicamente como seis brazos unidimensionales, cada uno con fuertes controles hidráulicos en sus extremos de aguas abajo. Mediciones de caudal fueron hechas en tres oportunidades en los brazos 1, 2, 3 y 5 (Figura 1). Las mediciones de los brazos 1 y 2 indican el caudal entrando a la zona de estudio y las otras mediciones entregan la distribución de caudal en cada brazo.

Perfiles hidráulicos fueron calibrados para cada medición de caudal con los niveles de la superficie del agua registrados a la entrada del canal Bio-Bio Negrete, y las mediciones en cada sección transversal registradas para bajo caudal. Dos caudales extra (2* y 3*) fueron interpolados linealmente para suavizar los resultados de la modelación de hábitat. Los perfiles hidráulicos asociados a los caudales medidos y los interpolados fueron modelados con HEC-RAS (USACE,

United States Army Corps of Engineers: www.usace.army.mil/Pages/Default.aspx). Luego, los caudales en la zona de estudio fueron relacionados con los de Rucalhue con la ecuación 1.

Modelación de hábitat físico

En este estudio, CASiMiR fue usado para simular condiciones pseudo bidimensionales sobre la base de la topografía, rugosidad, caudales y nivel de la superficie del agua en cada sección transversal seleccionada. En una segunda etapa, la idoneidad de hábitat fue simulada sobre la base de las condiciones hidráulicas, fuzzy sets y fuzzy rules (Jorde, 1997; Schneider, 2001).

Brevemente, los fuzzy sets son definidos por sus funciones de “pertenencia”, que dan cierto “grado de pertenencia” a un valor de una variable física. La función matemática que define cada set describe el contorno de las funciones de pertenencia, las que se traslapan, por lo tanto un valor para una variable física puede pertenecer a dos o más sets, teniendo un grado de pertenencia entre cero y uno. Fuzzy sets son nombrados por expresiones lingüísticas usadas comúnmente por biólogos expertos en peces para describir preferencias de hábitat (i.e. “bajo”, “medio”, “alto”) (Figura 2). Durante las campañas de terreno, se preguntó al biólogo experto acerca de su percepción sobre velocidad del flujo, profundidad del agua y tamaño del sustrato como alto, medio o bajo en 53 puntos de la zona de estudio, a la vez que estas variables eran medidas, desarrollándose los fuzzy sets mostrados en la Figura 2. Los fuzzy rules definen la relación entre variables de entrada y la idoneidad de hábitat para ciertas especies/estadios vitales. Por ejemplo, una regla (ver Tabla 1) para *Trichomycterus areolatus* sería: “Si la velocidad es alta, y la profundidad alta y el sustrato grande, entonces el índice de idoneidad es bajo”. De igual forma, todas las combinaciones deben ser analizadas (Mouton et al., 2007), generando un total de 27 reglas por estadio vital de cada especie. CASiMiR calcula el grado de cumplimiento de cada regla para una combinación de variables de entrada para cada celda de cada brazo. Luego, el fuzzy set para la idoneidad de hábitat (abajo en Figura 2) son ponderados para obtener un número, el índice de idoneidad de hábitat (SI), entre 0 y 1, que describe qué tan buenas son las condiciones físicas (Jorde et al., 2001; Mouton et al. 2007).

Tres resultados de CASiMiR fueron usados para determinar cambios en la disponibilidad e idoneidad de hábitat de los peces. Primero, mapas de idoneidad de hábitat para cada especie en cada tramo. Luego, curvas de área ponderada (WUA), que muestra el área disponible para cada especie como función del caudal. Tercero, idoneidad hidráulica de hábitat (HHS), el equivalente a WUA dividido por el área inundada. Un valor de WUA y de HHS se calcula para cada brazo.

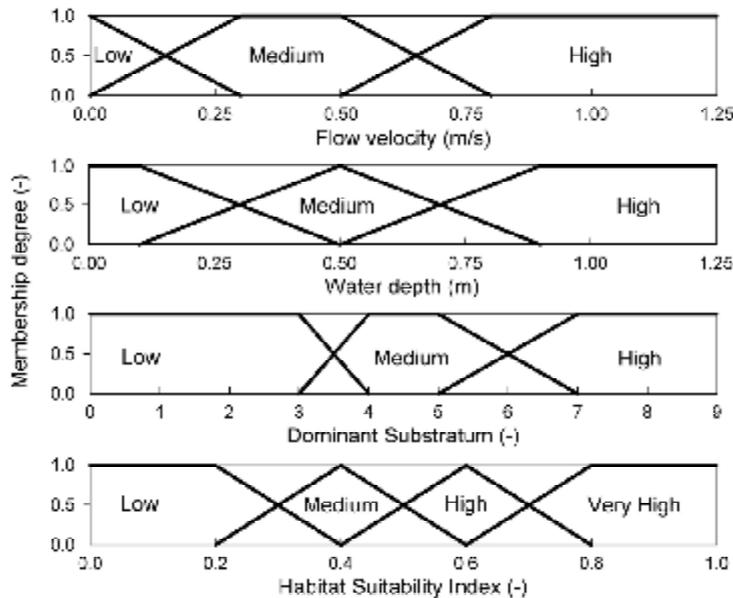


Figura 2: Fuzzy sets. Low: bajo o pequeño, medium: medio o regular, high: alto o grande. Clases de substrato: 0=arcilla y limo (<0.063 mm), 1=materia orgánica, 2=fango, 3=arena (0.063–2 mm), 4=grava fina (2 mm–5 cm), 5=grava (5–10 cm), 6=bolón chico (10–20 cm), 7=bolón (20–40 cm), 8=bolón grande y rocas (>40 cm).

Mapas de hábitat fueron generados para *T. areolatus* en todos los brazos del tramo en estudio, y puestos sobre una fotografía aérea para visualizar la distribución espacial de los hábitats buenos. Esto fue repetido para tres caudales que representan un pulso de caudal típico ocurrido el 18 de febrero de 2005, para observar el cambio en la idoneidad de hábitat en la condición actual. Series de tiempo de WUA y HHS fueron también derivadas para comparar ambos escenarios.

RESULTADOS

Ocho especies de peces fueron capturadas y sus hábitats caracterizados: *Basilichthys australis* (BA); *Bullockia maldonadoi* (BM); *Trichomycterus areolatus* (TA); *Percilia irwini* (PI); *Percichthys trucha* (PT); *Galaxias maculatus* (GM); *Geotria australis* (GA); y *Cheirodon galusdae* (CG). Fueron clasificados como adulto (a) o juvenil (j), y *G. australis* como ammocetes (c) o macroftalmia (m). La integración de juicio de expertos y la información colectada en terreno permitió construir los fuzzy rules para las ocho especies en dos estadios vitales, como se muestra en la Tabla 1.

Los mapas de hábitat para cada especie fueron generados en cada brazo. Como ejemplo, la Figura 3 muestra el mapa de idoneidad de hábitat para *T. areolatus* adulto en el brazo 5 para caudal bajo. Mapas de velocidad, profundidad y substrato se muestran también. Se puede observar que la mayor parte de los hábitats idóneos están en zonas poco profundas con alta velocidad sobre substrato grueso, cerca de las orillas, y evitando zonas profundas y substratos finos, como se definió en los fuzzy rules (Tabla 1).

Tabla 1: Fuzzy rules para las especies capturadas en base a velocidad (V), profundidad (D) y sustrato (S).

Variable			Idoneidad de hábitat para cada especie															
V	D	S	BA a	BA j	BM a	BM j	TA a	TA j	PI a	PI j	PT a	PT j	GM a	GM j	GA m	GA c	CG a	CG j
H	H	H	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L
H	H	M	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L
H	H	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L
H	M	H	L	L	L	L	M	L	M	L	L	L	L	L	L	L	L	L
H	M	M	L	L	L	L	M	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L
H	M	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L
H	L	H	L	L	L	L	H	VH	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L
H	L	M	L	L	M	M	L	M	L	L	L	L	L	L	L	L	M	L
H	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L
M	H	H	L	M	L	L	L	L	M	L	L	M	L	L	L	L	L	L
M	H	M	L	M	L	L	L	L	M	L	L	M	L	L	L	L	L	L
M	H	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L
M	M	H	L	M	M	H	VH	M	M	M	L	M	L	L	L	L	H	L
M	M	M	L	M	M	M	H	M	M	M	L	M	L	L	L	L	M	L
M	M	L	L	L	M	M	L	L	L	L	L	L	L	L	M	M	M	L
M	L	H	L	M	M	M	VH	VH	H	H	L	M	L	L	L	L	M	L
M	L	M	L	H	H	H	H	H	H	H	L	M	L	L	L	L	H	L
M	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L
L	H	H	VH	H	M	M	L	L	M	M	VH	H	M	M	L	L	M	M
L	H	M	VH	M	H	H	L	L	M	M	VH	M	M	M	M	M	H	H
L	H	L	VH	L	M	M	L	L	L	L	VH	L	M	M	M	M	M	H
L	M	H	M	VH	H	H	M	M	VH	VH	M	H	M	M	L	L	H	M
L	M	M	M	H	VH	VH	M	H	VH	VH	M	H	H	H	M	M	VH	H
L	M	L	M	L	M	M	L	M	L	L	M	L	VH	VH	VH	VH	M	H
L	L	H	L	H	H	H	L	M	VH	H	L	VH	M	M	L	L	H	H
L	L	M	L	M	VH	VH	L	M	H	H	L	H	H	V	M	M	VH	H
L	L	L	L	L	M	M	L	L	L	L	L	L	VH	VH	VH	VH	M	VH

VH: Muy alto, H: Alto, M: Medio, L: Bajo. Nombre de las especies definidas en el texto.

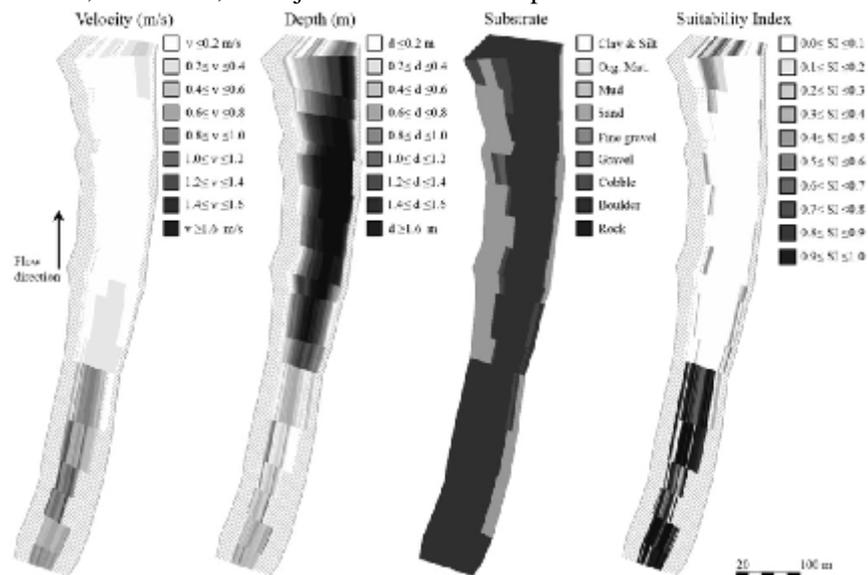


Figura 3: Mapa de hábitat para *T. areolatus* en el brazo 5. Se muestra velocidad, profundidad, sustrato. Combinados con los fuzzy sets definen el índice de idoneidad de hábitat (a la derecha).

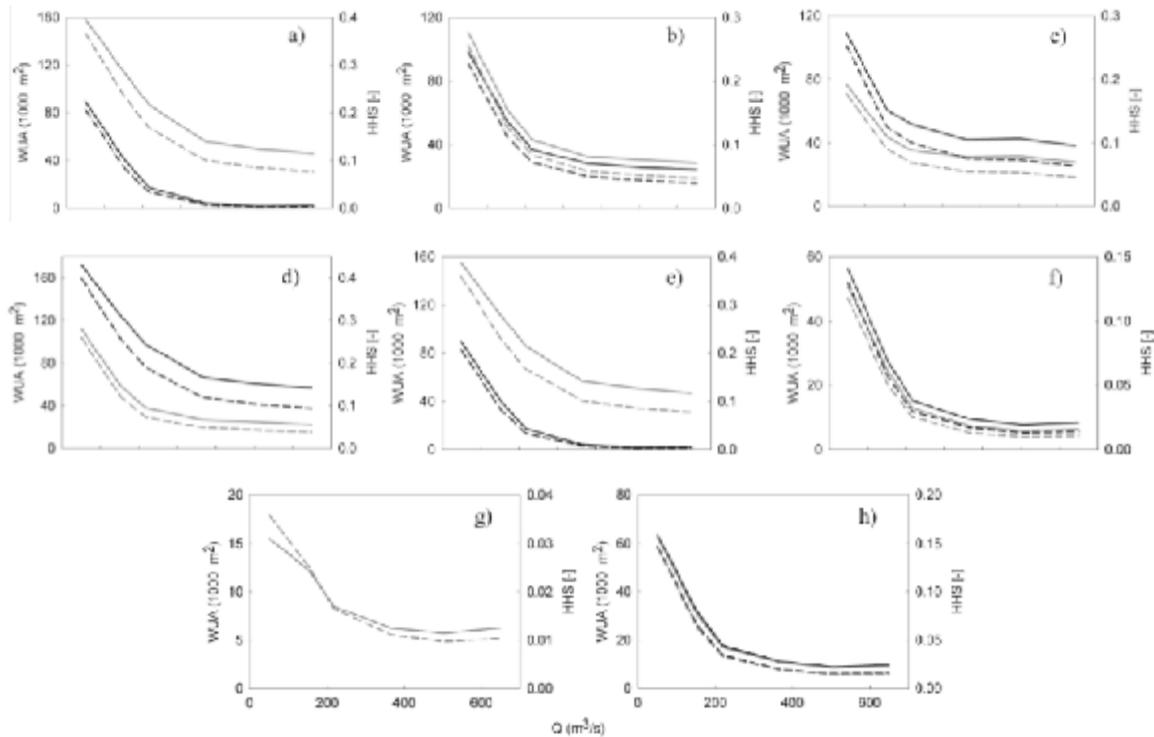


Figura 4: Curvas de área ponderada (WUA, líneas negras) y hábitat hidráulico idóneo (HHS, líneas grises) para las ocho especies: a) *B. australis*, b) *B. maldonadoi*, c) *T. areolatus*, d) *P. irwini*, e) *P. trucha*, f) *G. maculatus*, g) *G. australis*, h) *C. galusdae*. Adultos en línea continua y juveniles en línea segmentada.

WUA y HHS son casi paralelas (Figura 4), que es esperable para especies que ocupan los hábitats cercanos a las riberas, cuando el lecho es ancho y tiene una pendiente transversal suave (Schneider & Jorde, 2003). Además, se observa que las curvas WUA y HHS no presentan un valor máximo local, sino valores que se hacen más pequeños a medida que el caudal aumenta.

Tabla 2: Promedio±desviación estándar de WUA y HHS, en febrero en la zona de estudio para las ocho especies colectadas. Caudal en febrero 1979: $98.9 \pm 13.2 \text{ m}^3/\text{s}$, en 2005: $137 \pm 90.6 \text{ m}^3/\text{s}$.

Species	WUA [1000 m ²] A		WUA [1000 m ²] J		HHS [-] A		HHS [-] J	
	2005	1979	2005	1979	2005	1979	2005	1979
BA	55.5±27.0	66.0±6.3	127.3±30.5	136.8±5.8	0.12±0.06	0.15±0.02	0.27±0.08	0.30±0.02
BM	69.3±22.4	77.8±5.6	79.9±24.1	87.6±6.2	0.15±0.06	0.17±0.01	0.17±0.06	0.20±0.02
TA	79.5±20.9	86.5±6.1	57.3±14.4	61.3±4.1	0.17±0.06	0.19±0.02	0.12±0.04	0.14±0.01
PI	136.4±30.6	149.1±6.2	77.9±26.2	86.4±6.9	0.30±0.08	0.33±0.02	0.17±0.07	0.19±0.02
PT	55.5±26.8	66.0±6.3	125.2±29.5	134.3±5.6	0.12±0.06	0.15±0.02	0.27±0.08	0.30±0.02
GM	36.9±14.9	42.6±3.7	34.1±13.0	38.2±3.3	0.08±0.04	0.10±0.01	0.07±0.03	0.09±0.01
CG	42.0±16.6	48.4±4.0	41.8±16.0	47.3±4.1	0.09±0.04	0.11±0.01	0.09±0.04	0.11±0.01
GA	-	-	12.6±2.8	13.9±0.4	-	-	0.03±0.01	0.03±0.00

Para todas las especies, la tabla 2 muestra que la disponibilidad e idoneidad de hábitat es mayor y más estable en 1979 que 2005. La tasa de la variabilidad de hábitat para cada especie es cercana a 4, y el valor más alto es 5.2 para *B. australis* juvenil.

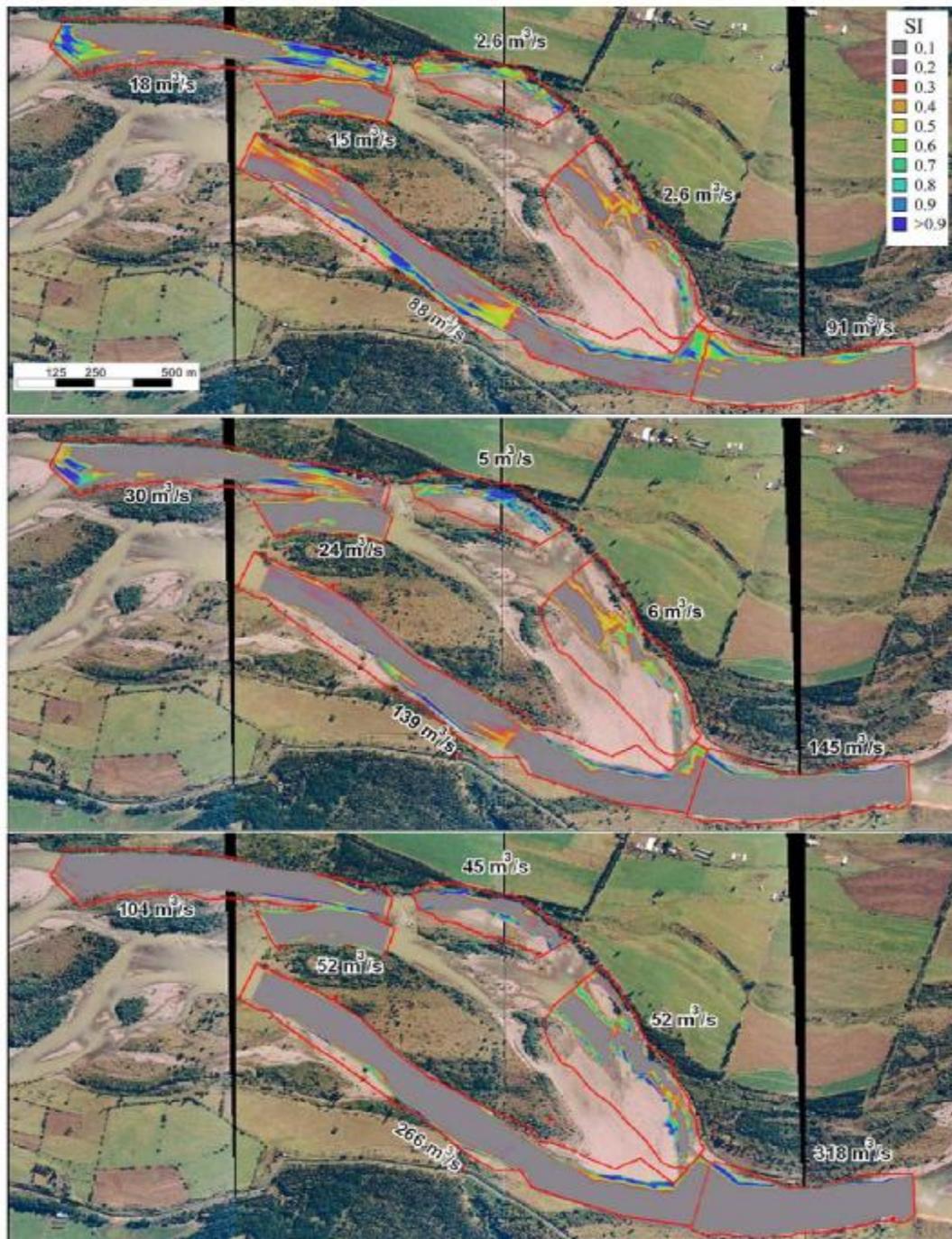


Figura 5: Secuencia de mapas de idoneidad de hábitat para *T. areolatus* adulto durante un pulso de caudal en 2005. Condiciones óptimas (mayor SI) en azul, y malas en gris.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Nuestros resultados indican que la operación de las centrales Pangue y Ralco ha aumentado las alteraciones del régimen natural de caudal durante el verano en la zona media del río Biobío. Extracciones de agua para riego reducen el caudal del río, y para el rango de caudales modelado (50-650 m³/s en la zona de estudio), estas reducciones incrementan la disponibilidad de hábitat para las ocho especies que ocupan esta parte del río. Por otro lado, los pulsos de caudal son más frecuentes, con amplitudes mayores y longitudes menores que las que ocurren en condiciones naturales, siendo menos predecibles para los peces.

La condición pre-centrales, con caudales estables durante el verano provee la mayor disponibilidad de hábitat para las especies nativas. Esta podría explicar que especies como *B. australis*, *C. galusdae*, *D. nahuelbutaensis*, *G. maculatus*, y *G. australis* desovan a fines de primavera y comienzos de verano en el río Biobío, cuando hay caudales relativamente estables (en condiciones naturales), que aumentan sus posibilidades de éxito reproductivo. Los estadios de incubación y alevines también es esperable que tengan mayores posibilidades de sobrevivencia bajo condiciones estables de caudal.

Los valores más altos de WUA y HHS suceden para caudales más bajos (Figura 4), y la ubicación de los mejores hábitats es diferente para cada caudal (Figura 5). Por ejemplo, un caudal de 318 m³/s (Figura 5) provee un WUA de 45000 m² a *T. areolatus*, mientras que 50 m³/s proveen un WUA de 90000 m². El caudal más alto, con menos hábitat idóneo, provee la mitad del WUA que el caudal más bajo, el cual provee más hábitat idóneo con una mayor proporción de hábitat altamente idóneo, es decir, más área con un índice de idoneidad alto (Mouton et al., 2007). Durante los pulsos de caudal de verano, es probable que especies bentónicas como *T. areolatus*, *G. australis*, y *B. maldonadoi* permanezcan en sus lugares, y no sigan sus hábitats idóneos, debido al gasto energético que esto puede implicar y a su condición bentónica. Así, la variabilidad de caudal puede ser entendida como un problema de conectividad desde el punto de vista de la fisiología del pez.

Peces de la columna de agua (*P. irwini* y *P. trucha*) también tienen menos hábitat disponible cuando el caudal aumenta, pero para ellos es más fácil moverse a un lugar más idóneo. Sin embargo, buenos hábitats que cubren pequeñas superficies no necesariamente pueden soportar a los mismos peces que ocupan superficies más grandes, y pueden ocurrir problemas de territorialidad y falta de alimento. Por otra parte, peces bentónicos y de la columna de agua pueden quedar atrapados entre las piedras cuando el río baja, especialmente cuando la pendiente transversal del lecho es suave (Cushman, 1985).

La alimentación de los peces también puede ser afectada por pulsos de caudal (Leclerc, 2005). La deriva de invertebrados ocurre principalmente durante la noche en sistemas naturales y durante el aumento de caudal en pulsos artificiales, en busca de comida y substrato, porque hay mayor oportunidad para escapar a depredadores y competidores, de condiciones físico-químicas desfavorables, y para colonizar nuevos hábitats. Luego de la deriva, la mayor cantidad de insectos habrá colonizado nuevos lugares antes del amanecer (en sistemas naturales) o durante el descenso de caudal de un pulso (en sistemas alterados). Así, pulsos de caudal que ocurren durante el día o la noche pueden afectar los períodos y duración del asentamiento de insectos, y consecuentemente cambiar la disponibilidad de comida para los peces.

Un diseño y operación de centrales hidroeléctricas más amigable ha sido fomentado en las últimas décadas en la legislación de países desarrollados con políticas como la Directiva Marco en Europa y “the Clean Water Act” en Estados Unidos. Sin embargo, esto es aún un tema para el futuro en la mayoría de los países en desarrollo, donde la hidroelectricidad es todavía una fuente de energía “económica” en el corto plazo a expensas de los recursos naturales (Goodwin et al. 2006). Cushman (1985) propuso tres grandes áreas de manejo para minimizar los impactos de la producción hidroeléctrica con pulsos de caudal: i) cambios estructurales con represas de regulación, es decir, utilizar una pequeña central aguas abajo de una grande (que genere pulsos), para estabilizar sus caudales de generación; ii) modificar hábitat, es decir, manipular secciones de río para incrementar la disponibilidad de hábitat (aunque esto puede reducir la diversidad de hábitat); y iii) cambios operacionales, es decir, definir límites máximos a las variaciones del caudal, como caudales máximos y mínimos o como tasas máximas de incremento (y disminución) del caudal. Ždankus & Sabas (2006) propuso limitar las fluctuaciones del nivel del agua a la máxima tasa que ocurre naturalmente (cerca de 20 cm/hr), lo que puede limitar la socavación del lecho y el consecuente daño directo sobre la biota. Olson (1990, *en Irvine et al.*, 2008) sugiere tasas de cambio de caudal menores a 2.5 cm/hr, mientras que Flodmark (2004, *in Irvine et al.*, 2008) sugiere que estas tasas de cambio de caudal deben ser obtenidas para cada río. Becker et al. (1981) sugiere evitar disminuciones de caudal durante la noche para reducir la posibilidad de que los peces queden atrapados en las piedras al bajar el nivel del agua. Por otro lado, Freeman et al. (2001) describe que los caudales regulares y constantes pueden traducirse en altas productividades de peces.

Actualmente, en Chile no es posible establecer o imponer ningún tipo de acción a la operación de represas para proteger la disponibilidad de hábitat de los peces o ningún otro uso del agua por falta de regulación en esta materia. Sólo es posible proponer y (a veces) introducir acciones de manejo en los EIAs de proyectos nuevos. En este contexto, herramientas legales como el relicenciamiento de proyectos hidroeléctricos (US Federal Energy Regulatory Commission, www.ferc.gov) serían deseables para Chile, las cuales toman en cuenta el cambio en los valores sociales y podrían permitir a más actores participar en decisiones acerca de cuál es el mejor uso para el agua en la cuenca (Goodwin et al. 2006). Por ejemplo, una vez que cierto nivel de bienestar socio-económico ha sido logrado en el Oeste de EEUU en las últimas décadas, se observa un cambio hacia la preservación y mejoramiento del ambiente. En Europa, la apertura del mercado eléctrico ha levantado la clasificación “verde” o “eco”, donde las familias y empresas privadas en la industria prefieren pagar un costo extra por energía verde, apoyando una producción eléctrica sostenible (Bratrich *et al.*, 2004).

En la cuenca del Biobío, aunque Pangué fue construida primero, el complejo Pangué-Ralco se suponía que operaría coordinadamente (como una solución estructural a la generación con pulsos de caudal), donde Ralco almacenaría agua en invierno y primavera y generaría pulsos de caudal durante el año para satisfacer la demanda eléctrica, y Pangué amortiguaría (o eliminaría) estos pulsos, generando a una tasa relativamente constante, lo cual es la forma de operación más deseable para reducir las fluctuaciones de caudal desde Pangué hasta el estuario (220 km). De esta forma proveería mejor calidad del hábitat físico, de las condiciones ecológicas del río y condiciones más estables para otros usos del agua (irrigación, recreación, etc.). Modificaciones de hábitat serían muy costosas aunque se hicieran en unos cuantos tramos en un río grande como

el Biobío, que modifica su lecho cada invierno. Por otro lado, evaluar descensos naturales del nivel del río requiere información respecto a la respuesta de peces nativos a fluctuaciones de caudal.

Nuevas preguntas surgen con los resultados de este estudio como: ¿Cómo responden los peces a estas perturbaciones? ¿La situación actual impone limitaciones energéticas que pueden afectar la salud, peso, o tasas reproductivas de los peces, con consecuencias para el ecosistemas y los seres humanos? ¿Cómo generar un manejo más amigable con el medio ambiente involucrando a más actores en la toma de decisiones en la cuenca? Estas centrales hidroeléctricas han estado operando por un período corto y por lo tanto la mayoría de los efectos que producen al río Biobío aún son desconocidos.

AGRACEDIMIENTOS

Se agradece le financiamiento entregado por el Center for Ecohydraulics (CER) de la Universidad de Idaho, por el Centro EULA-Chile de la Universidad de Concepción y por la “Beca predoctoral Fulbright-CONICYT”. Agradecimiento especial para el Dr. Peter Goodwin, para los Srs. Gastón Meynet, Juan Vallejos y Juan Heredia y todos los técnicos y colaboradores en las campañas de terreno.

REFERENCIAS

- Becker CD, Fickeisen, D.H. & Montgomery, J.C. 1981. *Assessment of impacts from water level fluctuations on fish in the Hanford Reach, Columbia River*. PNL-3813, Pacific Northwest Laboratory, Richland, Washington, USA.
- Bovee KD. 1982. *A Guide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology*. Instream Flow Paper 12. U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-82/26, Fort Collins, Colorado, United States.
- Bratrich C, Truffer B, Jorde K, Markard J, Meier W, Peter A, Schneider M & Wehrli B. 2004. Green hydropower: A new assessment procedure for river management. *River Research and Applications* **20**: 865-882, DOI: 10.1002/rra.788.
- Campos H, Gavilán JF, Alay F, Ruiz VH. 1993. Comunidad íctica de la hoya hidrográfica del Río Biobío. In Faranda F, O. Parra. *Gestión de Recursos Hídricos de la Cuenca del Río Biobío y del Área Marina Costera Adyacente*. Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción. Concepción, Chile. Serie: Monografías científicas **12**: 249-278.
- Cushman RM. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* **5**: 330-339.
- Freeman MC, Bowen ZH, Bobee KD & Irwin ER. 2001. Flow and habitat effects of juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. *Ecological Applications* **11**: 179-190.
- Goodwin P, Jorde K, Meier C, Parra O. 2006. Minimizing environmental impacts of hydropower development: transferring lessons from past projects to a proposed strategy for Chile. *Journal of Hydroinformatics* **8** (4): 253-270, DOI: 10.2166/hydro.2006.005.
- Habit E, Victoriano P, Campos H. 2005. Ecología trófica y aspectos reproductivos de *Trichomycterus areolatus* (Pisces, Trichomycteridae) en ambientes lóticos artificiales. *Revista de Biología Tropical* **53**(1-2): 195-210.
- Habit E, Belk MC, Tuckfield RC, Parra O. 2006. Response of the fish community to human-induced changes in the Biobío River in Chile. *Freshwater Biology* **51**(1): 1-11.
- Habit E, Belk M. 2007. Threatened fishes of the world: *Percilia irwini* Eigenmann, 1927 (Perciliidae). *Environmental Biology of Fishes* **78**: 213–214.
- Irvine RL, Oussoren T, Baxter JS & Schmidt DC. 2009. The effects of flow reduction rates on fish stranding in British Columbia, Canada. *River Research and Applications* **25**: 405-415, DOI: 10.1002/rra.1172
- Jorde K. 1997. *Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken*. Dissertation. Universität Stuttgart, Stuttgart, Germany.

- Jorde K, Schneider M, Peter A, Zöllner F. 2001. Fuzzy based Models for the evaluation of fish habitat quality and instream flow assessment. *Proceedings of the 3rd International Symposium on Environmental Hydraulics*, Tempe, AZ.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **106** (Special publication), 110-127.
- Leclerc M. 2005. Ecohydraulics: a new interdisciplinary frontier for CDF. In Bates P, Lane S, Ferguson R (Eds.) *Computational Fluid Dynamics: Applications in Environmental Hydraulics*. Wiley.
- Link O, Espinoza A, Stehr A, García A. 2008. Development and verification of JAZZ1D: A stream temperature model. *Proceedings of the International Conference on Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment*. American Society of Agricultural and Biological Engineers, Concepción, Chile.
- Mouton AM, Schneider M, Depestele J, Goethals PLM, De Pauw N. 2007. Fish habitat modelling as a tool for river management. *Ecological Engineering* **29**: 305-315.
- Nilsson C, Reidy CA, Dynesius M, Revenga C. 2005. Fragmentation and flow regulation of World's large river systems. *Science* **308**: 405-408, DOI: 10.1126/science.1107887.
- Parra O. 1996. El río Biobío: Elemento base del desarrollo de la Región. Cuadernos del Biobío, Ediciones Universidad de Concepción.
- Parra O, Meier C. 2003. The Biobío and Laja River: Fluvial systems under strong human pressure. Available at: www.cirf.org/kioto/biobio1.pdf.
- Parra O, Valdovinos C, Figueroa R, Habit E. 2008. *Programa de monitoreo de la calidad del agua del sistema río Biobío (Chile Central)*, August 2008. Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- Parra O, Valdovinos C, Habit E, Figueroa R. 2009. Log Term Study of the Biobío River: A Complex Multiuse Fluvial System in Chile. *Proceedings of The International Conference of Science and Technology for Sustainable Management of Aquatic Ecosystems*, Concepción, Chile.
- Ruiz VH, Berra T. 1994. Fishes of the high Biobío river of South-Central Chile with notes on diet and speculations on the origin of the ichthyofauna. *Ichthyological Explorations to Freshwaters* **5**(1): 5-8.
- Ruiz VH, Marchant M. 2004. *Ictiofauna de aguas continentales*. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Departamento de Zoología, Universidad de Concepción. Concepción, Chile.
- Schneider M. 2001. *Habitat und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen*. Dissertation. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Stuttgart, Germany.
- Schneider M, Jorde K. 2003. Fuzzy-ruled based models for the evaluation of fish habitat quality and instream flow assessment. *Proceedings of the IFIM User's Workshop*, Fort Collins, CO.
- TWINBAS. 2007. Twinning European and third countries river basins for development of integrated water resources management methods: *Final Report*, June 2007. Available at: www.twinbas.org.
- Travnichek VH, Maceina MJ. 1994. Comparison of flow regulation effects on fish assemblages in shallow and deep water habitats in the Tallaposa River, Alabama. *Journal of Freshwater Ecology* **9**(3): 207-216.
- Vila I, Contreras M, Fuentes L. 1996. Reproduction of *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987 (Pisces: Diplomystidae). *Gayana Oceanología* **4**(2): 129-137.
- Wolman MG. 1954. A method of sampling coarse river-bed material. *Transactions of the American Geophysical Union (EOS)* **3**: 951-956.