

Desarrollo de modelos de idoneidad de hábitat para la trucha balcánica (*Salmo fariodes*, Karaman) y estimación de caudales ecológicos en ríos de montaña de Grecia

Papadaki, Ch.¹; Muñoz-Mas, R.^{2*}; Ntoanidis, L.³; Martínez-Capel, F.²; Zogaris, S.¹; Dimitriou, E.¹

¹ Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Marine Biological Resources and Inland Waters, 46.7 km of Athens - Sounio Ave., 19013, Anavissos Attikis, Greece.

² Institut d'Investigació per a la Gestió Integrada de Zones Costaneres (IGIC), Universitat Politècnica de València. C/ Paranimf 1, 46730 Grau de Gandia. València. España.

³ D. Argyropoulos & associates, Tinou 2, 15562 Cholargos, Greece.

*e-mail: pitifleiter@hotmail.com

Resumen

Esta investigación, enmarcada en el proyecto ECOFLOW (Grecia), está enfocada a la estimación de caudales ecológicos en ríos de Grecia. La alteración hidrológica y la degradación de los hábitats fluviales han sido escasamente estudiados en este país, y permanecen aún fuera de su legislación. En este trabajo se aplicó el enfoque de la simulación del hábitat físico, basado en simulación hidráulica y del hábitat. Por primera vez para la trucha balcánica occidental (*Salmo fariodes*, Karaman) adulta, se realizó un modelo de idoneidad del hábitat multivariante (a escala de microhábitat) mediante modelos generalizados aditivos (GAM). Dichos adultos escogían principalmente los microhábitats con escasa corriente, profundos y con abundante refugio. Un tramo del río Acheloos se escogió para la simulación del hábitat físico. La falta de hábitats con abundante refugio y las pozas poco desarrolladas no llegaron a aportar una idoneidad alta. Esta primera aplicación en Grecia remarca la necesidad de ampliar y extender los enfoques de caudales ecológicos basados en estudios científicos locales y regionales, basados en hidrología y en eco-hidráulica. Estos métodos suponen avances importantes y son relevantes para mejorar el estado ecológico de los ríos y para la aplicación de las actuales políticas europeas sobre el agua.

Palabras clave: metodología IFIM, microhábitat, modelos aditivos generalizados, simulación del hábitat físico, trucha balcánica.

1. Introducción

Durante décadas las comunidades de peces, así como de macroinvertebrados, han demostrado un alto potencial como indicadores de la salud de los ríos (Pont *et al*, 2006). En este sentido la modelización del hábitat puede jugar un rol significativo en el estudio de los requerimientos de estas especies para prever y cuantificar los cambios en el medio (Olden *et al.*, 2008). Existe un amplio consenso acerca de la interrelación entre los componentes físicos y biológicos de los ecosistemas de agua dulce (Conallin *et al*, 2010). Consecuentemente la asunción de esta interrelación ha superado el ambiente meramente académico incluyéndose en la Directiva Marco del Agua (European Parliament & Council, 2000), un cuerpo legislativo que expresa la necesidad de alcanzar una serie de objetivos medioambientales para las masas de agua en el horizonte 2015. No obstante el desarrollo e implementación de estrategias para minimizar los impactos y cuantificar el grado de alteración de las masas de agua es desigual, y los tipos de enfoques utilizados dependen del país considerado (Conallin *et al*, 2010).

Hasta donde llega nuestro conocimiento, en Grecia las estrategias seguidas para evaluar los caudales ecológicos en ríos alterados se han centrado principalmente en el análisis de datos hidrológicos. Estas metodologías, englobadas en los llamados “métodos hidrológicos”, generalmente se llevan a cabo mediante el análisis de datos diarios históricos (Richter *et al*, 1997, Mathews and Richter, 2007). En consonancia la legislación griega (Ministry of Environment, Energy and Climate Change, 2011) determina un caudal mínimo ambiental que en caso de existir alguna especie sensible debe proveer un calado mínimo en el centro del cauce. Es cierto que en ocasiones estos métodos han proporcionado resultados satisfactorios pero en algunos otros casos han recibido críticas debido a su excesiva simplificación, por tanto se puede fácilmente concluir que han sido claramente superados por los métodos basados en la simulación del hábitat físico (Tharme, 2003).

La metodología de simulación del hábitat físico evalúa la cantidad y la idoneidad del hábitat para la especie objetivo bajo diferentes caudales o regímenes de caudales, integrando información hidrológica, hidráulica y biológica en el desarrollo de un régimen de caudales ecológico (Maddock, 1999). De entre estas metodologías IFIM (*Instream Flow Incremental Methodology*), considerada la metodología de evaluación de caudales ecológicos más defendible desde un punto de vista científico y legal (Gore and Nestler, 1988), ha sido la aplicada en un mayor número de países (Tharme, 2003).

IFIM comprende la simulación y evaluación del hábitat físico (ej. calidad del agua o temperatura). Ente ellas la simulación del hábitat físico (PHABSIM) comprende 3 elementos (Person *et al*, 2014).

1. Modelo hidrodinámico (simulando variaciones espaciales y temporales en las variables hidráulicas).
2. Modelo de idoneidad del hábitat para la especie objetivo que debe incluir las variables simuladas en el modelo hidrodinámico.
3. Una estrategia de simulación del hábitat para combinar los resultados de ambos modelos (Bovee *et al*, 1998).

Waters (1976) sugirió por primera vez el uso de curvas continuas representando la idoneidad en un índice comprendido en un rango entre 0 y 1, donde 1 representa la máxima idoneidad y 0 la mínima. Desde este momento las así llamadas curvas de idoneidad del hábitat (HSC) han devenido de lejos el método más común en estudios relacionados con la simulación del hábitat físico (Payne and Allen, 2009).

Una vez evaluada la idoneidad del hábitat para cada una de las variables consideradas, el procedimiento más común en PHABSIM consiste en la ponderación de la idoneidad combinada en cada punto por su área asociada. Finalmente, la suma de este índice combinado en todo el ámbito de estudio deviene el llamado Hábitat Ponderado Útil (HPU). El HPU se considera un indicador general de la cantidad y de la calidad del hábitat para un sitio de estudio y caudal dado. El cálculo del HPU para diferentes caudales permite generar la curva de HPU-caudal, de la cual se pueden inferir otros índices o series temporales de hábitat (Milhous *et al*, 1990).

A pesar de su popularidad, las HSC ya en sus inicios recibieron algunas críticas debido a que consideran cada variable de forma independiente a pesar de que interacciones entre ellas podrían esperarse (Orth and Maughan, 1982). Consecuentemente existen ejemplos de la mayor capacidad de los enfoques multivariantes para predecir la presencia de determinadas especies (Guay *et al*, 2000). De entre los métodos multivariantes, los que más atención han recibido son los modelos aditivos generalizados (Hastie and Tibshirani, 1990) y los modelos basados en la lógica difusa (Zadeh, 1965, Mouton *et al*, 2008, Muñoz-Mas *et al*, 2012). Por tanto se encuentran implementados en software comercial por ejemplo, SEFA (Payne and Jowett, 2012) en el caso de GAM y CASiMiR (Jorde, 1997, Schneider, 2001) en el caso de los modelos difusos.

La trucha balcánica (*Salmo farioides*; Karaman, 1938) ha sido escasamente estudiada y sólo se conocen sus características morfológicas (Delling, 2010) así como unas trazas generales sobre sus preferencias de hábitat. De este modo se ha sugerido que habita en aguas frías y rápidas y en pequeñas pozas bajo saltos de agua distribuyéndose a lo largo de todos los países que conforman el oeste y sur de los Balcanes (Kottelat and Freyhof, 2007). No obstante a día de hoy no existe ningún estudio sobre sus preferencias de microhábitat.

El presente estudio describe el desarrollo por primera vez de modelos de hábitat para trucha balcánica adulta mediante GAM. A su vez estos modelos han sido aplicados a un tramo experimental no regulado en el río Acheloos (norte de Grecia). Finalmente las recomendaciones para la planificación hidrológica del gobierno griego han sido comparadas con el régimen natural de caudales.

2. Materiales y métodos

2.1 Muestreo biológico

La campaña de campo se llevó a cabo durante el verano de 2014 en el río Voidomatis al noroeste de Grecia (*Fig. 1*). El río Voidomatis tiene una superficie de

cuenca de 384 km² gran parte de la cual se encuentra en altitudes superiores a 1000 m (Woodward *et al.*, 2008). Su precipitación media típicamente está entre 1100 y 1700 mm produciendo un caudal medio de 13 m³ s⁻¹.

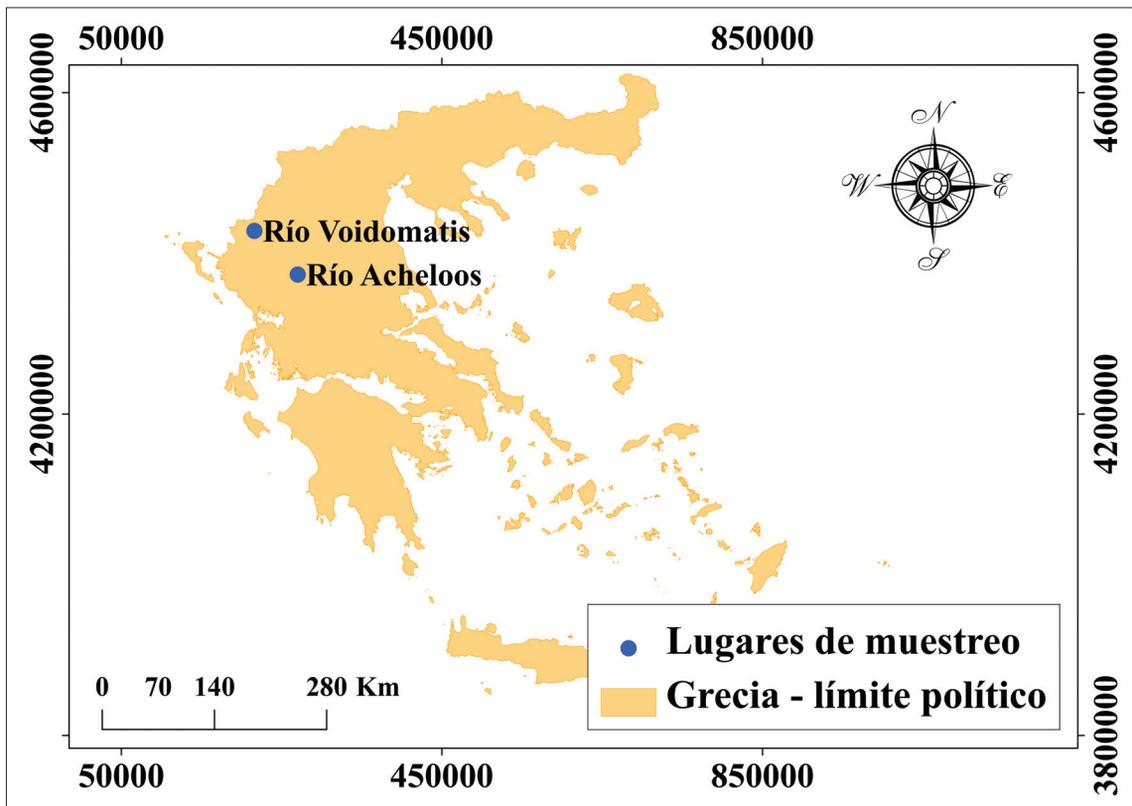


Figura 1. Localización de los sitios de estudio donde se realizaron los muestreos de microhábitat y la simulación del hábitat físico.

El muestreo de microhábitat se llevó a cabo durante el día mediante buceo de acuerdo a procedimientos estándar (Heggenes *et al*, 1990, Martínez-Capel *et al*, 2009). Las variables consideradas fueron velocidad media en la columna de agua (en adelante velocidad), calado, sustrato y refugio ya que se han demostrado las más importantes en estudios previos (Gibson, 1993). El muestreador se desplazó lentamente de aguas abajo hacia aguas arriba. Al observar una trucha adulta se dejaba un marcador para medir de forma coordinada el Uso (lugares donde se observó alguna trucha) y la Disponibilidad (muestreo sistemático donde no se observaron individuos). Sólo truchas que se estaban alimentando o manteniendo la posición a la espera de alimentarse fueron incluidas en el estudio ya que se consideró que estaban ocupando las posiciones más energéticamente provechosas (Rincón and Lobón-Cerviá, 1993).

La disponibilidad del hábitat se muestreó en secciones transversales uniformemente distribuidas con 5 medidas por sección. El calado se midió con una vara graduada (precisión cm) mientras que la velocidad se midió con un correntímetro de hé-

lices (OTT®). El porcentaje de los diferentes tipos de sustrato se clasificó visualmente tanto para Uso como para Disponibilidad. La clasificación utilizada correspondió a una simplificación de la *American Geophysical Union*. A saber; roca madre, bolos (>256), cantos (64–256 mm), grava (8–64 mm), grava fina (2–8 mm), arena (62 μm –2 mm) y limo (< 62 mm) de un modo similar a estudios previos (Martínez-Capel *et al.*, 2009, Muñoz-Mas *et al.*, 2012). Finalmente, los porcentajes de sustrato fueron agregados en un índice único mediante su suma ponderada (Mouton *et al.*, 2011). Índice de sustrato = $0.08 \cdot \% \text{ Roca madre} + 0.07 \cdot \% \text{ Bolos} + 0.06 \cdot \% \text{ Cantos} + 0.05 \cdot \% \text{ Grava} + 0.04 \cdot \% \text{ Grava fina} + 0.03 \cdot \% \text{ Arena}$. Se consideraron 5 tipos diferentes de refugio. A saber, vegetación acuática, cornisas o cuevas, restos de madera, sombreado y bolos. Estos tipos se determinaron como una simplificación de aquellos sugeridos en la literatura (Heggenes *et al.*, 1999, Strakosh *et al.*, 2003, Zika and Peter, 2002) que a su vez engloban los conceptos de refugio estructural (cuevas o restos de madera), los cuales proporcionan refugio de la corriente y por tanto son energéticamente provechosos, y de aislamiento visual sobre competidores o depredadores (Bovee *et al.*, 1998). A medida que estos fueron anotados se les asignó un valor de acuerdo al grado de protección que proporcionan con los siguientes criterios; se observa el pez desde la orilla (1), se le observa mediante buceo desde distintos puntos (2) y, necesario estar buceando cerca para observarlo (3). Estos valores se agruparon en un único índice de refugio sumando los distintos valores asignados a cada tipo de refugio. Finalmente un total de 104 truchas adultas fueron observadas mientras que la Disponibilidad se midió en un total de 241 puntos (prevalencia = 0.3) (Tab. 1).

Tabla 1. Sumario de las características de los tramos muestreados. Sustrato (Dominante) corresponde a aquel que presentaba el mayor porcentaje entre las clases de sustrato.

| Anchura media (m) | Caudal (m^3/s) | Velocidad media tramo (m/s) | Max. Velocidad (m/s) | Calado (m) | Max. Calado (m) | Sustrato (Dominante) |
|-------------------|----------------------------------|-----------------------------|----------------------|------------|-----------------|----------------------|
| 20.9 | 6.29 | 0.31 | 1.66 | 1.1 | 2.6 | Grava |

2.2 Desarrollo de los modelos aditivos generalizados – GAM

La teoría ecológica sugiere que la respuesta de las especies a las variables ambientales puede ser unimodal e incluso sesgada (Austin, 2007). En este sentido los GAM (Hastie and Tibshirani, 1990) son modelos semi-paramétricos especialmente indicados para lidiar con esta no linealidad ya que no presuponen ninguna distribución preconcebida a las variables al ajustar la respuesta mediante *smooth splines* penalizados (Jowett and Davey, 2007). Los modelos fueron desarrollados utilizando el paquete *mgcv* (Wood, 2004) en el programa *R statistical software* (R Development Core Team, 2012). Se testaron todas las combinaciones de variables desde 1 hasta 4 (i.e. en total 15 combinaciones) sin interacciones entre ellas. El número de grados

de libertad fue limitado para obtener respuestas lineales o unimodales (i.e. máximo 3). Dado que las truchas se observaron individualmente, la “función de enlace” (*link function*) elegida fue la binomial (i.e., presencia/ausencia) con un rango de salida ente 0 y 1. La prevalencia (i.e. ratio de presencias en el conjunto de los datos) fue relativamente baja (0.3), este valor puede tener un fuerte impacto en la capacidad de clasificación (Muñoz-Mas *et al.*, 2014), por tanto para maximizar el desempeño los datos fueron ponderados inversamente a la prevalencia (i.e. $Uso = 0.7$ y Disponibilidad 0.3). El modelo finalmente elegido fue aquel que minimizaba el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Akaike, 1998) y que además presentaba todos los términos significativos. Finalmente, con el objeto de analizar los resultados, diversos índices de desempeño fueron calculados así como los gráficos de respuesta de las variables de forma individualizada. Específicamente, precisión o porcentaje de casos correctamente clasificados, sensibilidad o ratio de presencias clasificado como presencias, especificidad o ratio de ausencias clasificado como ausencia, Kappa de Cohen y True Skill Statistic (TSS). Este último porque no se encuentra afectado por la prevalencia (Mouton *et al.*, 2010).

2.3 Simulación hidráulica

Un tramo representativo del río Acheloos aguas arriba de la presa de Mesochora (*Fig. 1*) fue seleccionado como sujeto para la simulación hidráulica. Para ello un segmento mayor (i.e. aproximadamente 1.5 km) fue recorrido y clasificado en unidades hidro-morfológicas (i.e. poza, tabla, run, corriente y rápido), anotando sus atributos principales (i.e. superficie, anchura y calado medio) (Bisson *et al.*, 2006). El tramo seleccionado, en la medida de sus posibilidades, resumía en 348 m las condiciones observadas a lo largo del segmento del río.

El muestreo topográfico del cauce así como de la llanura de inundación se realizó con un GPS/GNSS Geomax - Zenith 20 utilizando los puntos geodésicos (i.e. GGRS'87 – Sistema Griego de Referencia Geodésica) para aumentar la precisión. Además, los porcentajes de sustrato y los tipos de refugio presentes, así como sus categorías, se anotaron de forma coordinada. Este muestreo se utilizó para generar el modelo digital de elevaciones como base para la simulación hidráulica.

La información hidrológica disponible en el río Acheloos es escasa y data del periodo previo a la construcción de la presa de Mesochora con dos años hidrológicos completos (1986-1988) (*Fig. 2*) de los que se dedujo el caudal medio mensual.

El software HEC-RAS (Version 4.1) de simulación hidráulica unidimensional fue utilizado para simular caudales en el entorno de los caudales medios mensuales. Finalmente 31 secciones transversales cubriendo el cauce y las llanuras de inundación fueron utilizadas. Los números de Manning fueron ajustados para calibrar el modelo en base a dos caudales (i.e. $4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y $8.8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) comparando la elevación de la lámina de agua y la velocidad media con los valores observados en campo. El proceso de calibración se llevó a cabo teniendo en cuenta el sustrato subyacente con el objetivo de reproducir las pequeñas variaciones derivadas de los diferentes tipos de sustrato. Finalmente, para cada caudal simulado (entre 0.5 y $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) las seccio-

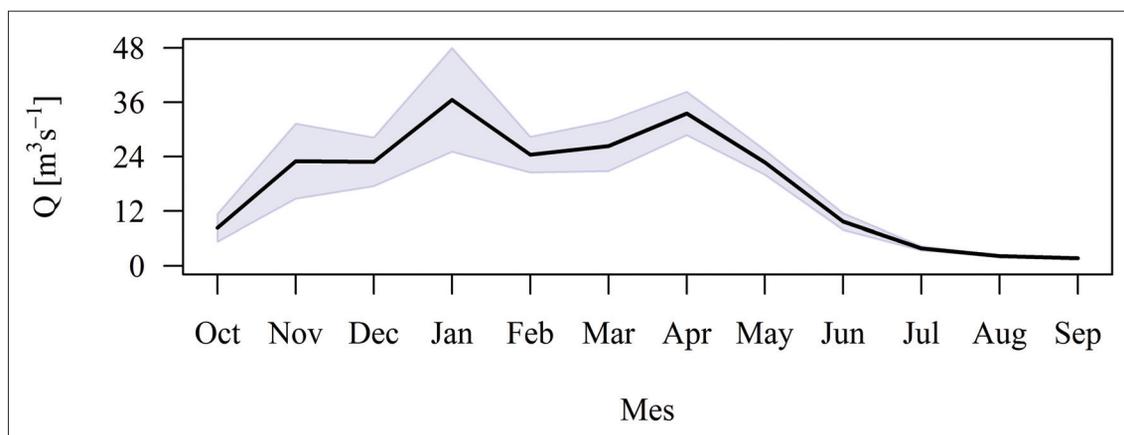


Figura 2. Patrón de caudales en el río Acheloos. La línea negra es el caudal medio en $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. El sombreado en azul el intervalo de confianza (probabilidad 0.95).

nes transversales se dividieron en celdas con una velocidad, calado, sustrato y refugio asociados sobre los que se realizó la evaluación del hábitat (Detalles adicionales en Papadaki *et al.*, 2014).

2.4 Evaluación del hábitat y comparativa

El modelo de idoneidad de hábitat (GAM) fue utilizado para evaluar el modelo hidráulico construyendo la curva de HPU-Caudal. La legislación griega no especifica la necesidad de realizar estudios basados en la simulación del hábitat físico. Por el contrario solo regula una serie de porcentajes de agua remanente, así como un mínimo de calado en caso de albergar especies sensibles (Ministry of Environment, Energy and Climate Change, 2011) como es el presente caso. A saber:

- 30 % del caudal medio mensual en los meses de verano Junio, Julio y Agosto.
- 50 % del caudal medio mensual de Septiembre.
- Ó $0.03 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ en cada caso.
- Ó 0.2 m de calado mínimo en la parte central del río si existen especies sensibles. Si la presencia de la especie/s es solo estacional, la misma regla se aplicaría solo la tramo usado por los peces para sus movimientos aguas arriba o aguas abajo.

Los valores de HPU asociados a los caudales en régimen natural en el período legislado (i.e. 9.77, 3.85, 2.16 y $1.67 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) y la opción más desfavorable, es decir aquellos derivados de las restricciones consideradas en la legislación griega (2.93, 1.15, 0.65 y $0.84 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) fueron finalmente comparados y discutidos para ver su grado de idoneidad. No obstante el hecho de generar modelos binomiales (i.e., presencia/ausencia) recomendaba estudiar también los valores de HPU derivados únicamente de considerar sólo los lugares que presentaron idoneidad mayor que 0.5. Realizando a continuación un análisis análogo al anterior.

3. Resultados

El modelo de idoneidad del hábitat GAM finalmente seleccionó las variables velocidad, calado e índice de refugio con una precisión de 0.73 (*Tab. 2*), reproduciendo valores a lo largo de todo el rango (i.e. de 0 a 1) (*Fig. 3*). No obstante la sensibilidad mostró un valor ligeramente inferior a la especificidad.

Tabla 2. Criterios de desempeño derivados del modelo seleccionado (ver detalles en apartado 2.2). TSS corresponde a True Skill Statistic.

| Precisión | Sensibilidad | Especificidad | Kappa | TSS |
|-----------|--------------|---------------|-------|------|
| 0.73 | 0.71 | 0.73 | 0.40 | 0.44 |

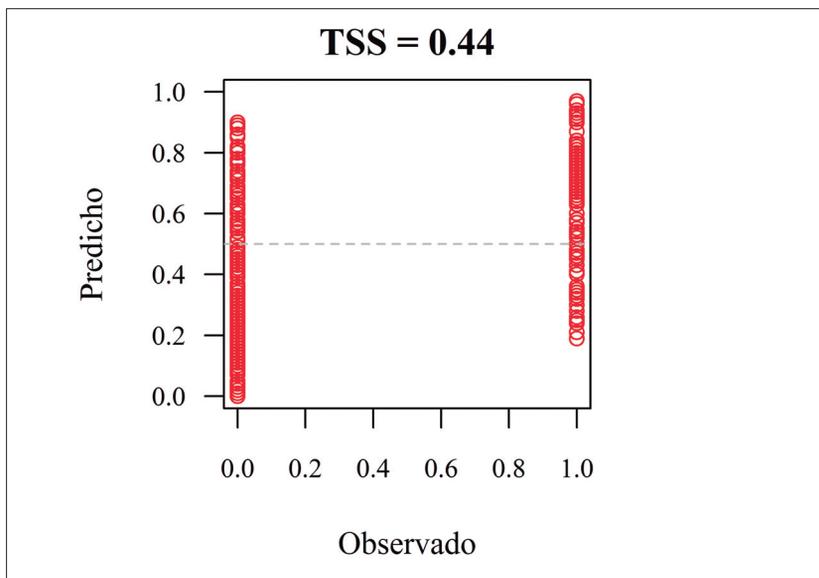


Figura 3. Desempeño del modelo (Observado vs. Predicho) y TSS [0,1].

Las variables seleccionadas presentaron respuestas lineales o cuasi-lineales. De este modo sólo la velocidad media presentó 1.73 grados efectivos de libertad (edf) mientras que el resto de variables sólo presentó 1 edf. La velocidad demostró un efecto negativo sobre la presencia de trucha adulta, mientras que calado e índice de refugio mostraron un efecto positivo lineal (*Fig. 4*).

La evaluación del hábitat en el río Acheloos (i.e. tramo de simulación hidráulica) mostró valores bajos o nulos de idoneidad (i.e. probabilidad de presencia) para todos los caudales simulados apareciendo valores superiores a 0.5 en áreas muy concretas y para determinados caudales (*Fig. 5*).

Asumiendo idoneidad nula para caudal nulo la curva de HPU-Caudal mostró un ligero incremento para los caudales inferiores decreciendo para los caudales medios. A partir de este punto la curva cambia de tendencia presentando un patrón crecien-

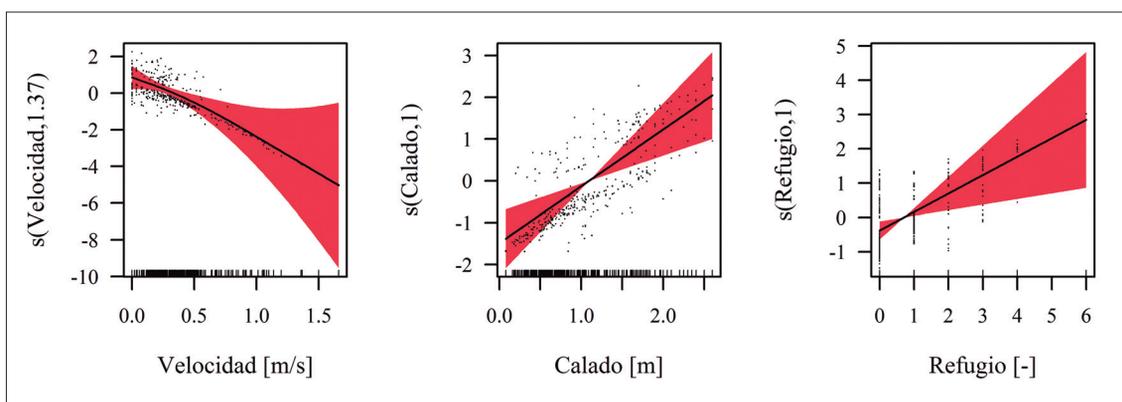


Figura 4. Respuesta modelada para las variables seleccionadas. El modelo mostró respuestas lineales para todas las variables menos velocidad que presentó 1.37 grado efectivos de libertad.

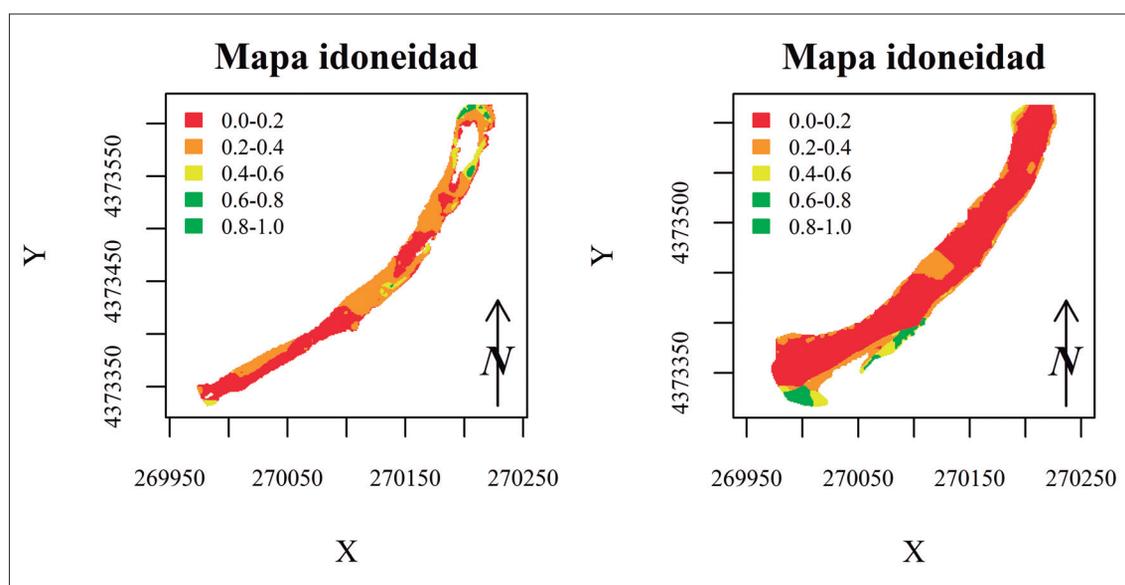


Figura 5. Vista general de la evaluación del hábitat para dos de los caudales simulados. $1.3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a la izquierda y $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a la derecha.

te hacia los mayores caudales simulados (*Fig. 6 izquierda*). Este crecimiento se debe principalmente a la inundación de áreas laterales al cauce principal (*Fig. 5 derecha*).

No se observaron restricciones de calado (i.e. calado $> 0.2 \text{ m}$) para los meses objeto de estudio (i.e. Junio, Julio, Agosto y Septiembre) por lo que el análisis se centró en los valores de HPU correspondientes a reducciones del 70 y 50 %. El hábitat remanente derivado de la extracción máxima legalmente admisible se mantuvo prácticamente constante e incluso se observaron ligeros incrementos al considerar toda el área sujeto de estudio mientras que al considerar sólo el área con idoneidad superior a 0.5 (i.e presencia) se invierte este patrón con pequeños decrementos (*Fig. 6*).

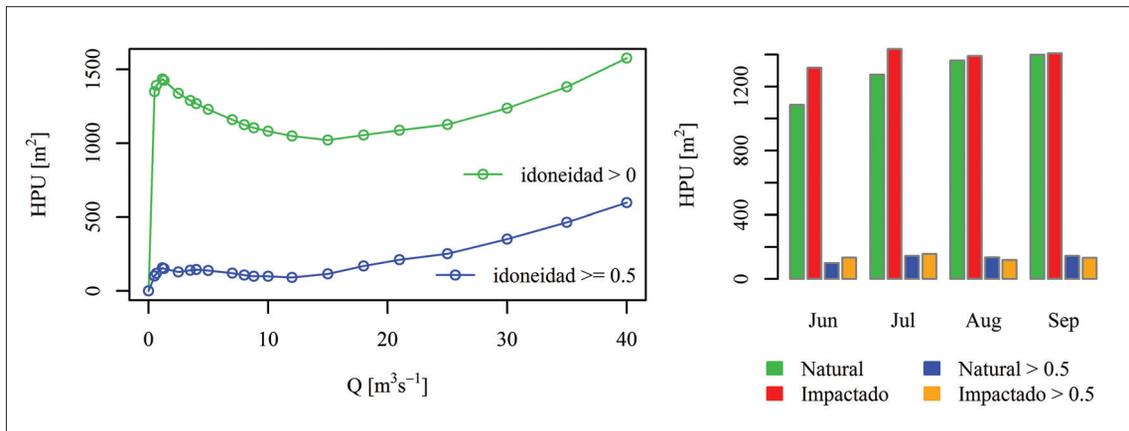


Figura 6. A la izquierda, curvas HPU-Caudal y aquella generada al considerar sólo áreas de idoneidad superior a 0.5 (i.e. presencia). A la derecha valores de HPU (m^2) para los caudales naturales considerando toda el área o sólo aquella con idoneidad superior a 0.5. Del mismo modo para los caudales derivados de la extracción máxima admisible 70 o 50 %.

4. Discusión

Desde el punto de vista de la capacidad predictiva del modelo desarrollado, éste presentó valores muy similares a aquellos conseguidos con bases de datos de salmónidos tomadas con la misma metodología y baja prevalencia. Así, estudios previos con lógica difusa y redes neuronales probabilísticas consiguieron valores cercanos a 0.4 para Kappa y TSS respectivamente (Muñoz-Mas *et al.*, 2012, Muñoz-Mas *et al.*, 2014). De esta coincidencia podría inferirse por tanto que el tipo de base de datos juega un papel fundamental en la capacidad predictiva, tal vez, por encima de la técnica utilizada. No obstante, a diferencia de los estudios previos, la sensibilidad fue inferior a la especificidad. Este deficiencia era esperable dada la prevalencia de los datos (0.3), de ahí la estrategia de ponderación elegida, basada en la prevalencia. Este fenómeno (i.e. sensibilidad < especificidad) se ha considerado poco defendible en estudios de microhábitat (Mouton *et al.*, 2008) ya que, dado que el río es un medio prácticamente continuo, es esperable que existan microhábitat similares a aquellos ocupados que se encuentren vacíos a causa del número limitado de individuos presente.

En ese sentido, un modelo creíble debería asignar una idoneidad relativamente alta a estos microhábitats. Al contrario no cabría esperar un número igual o superior de microhábitats no idóneos ocupados por casualidad en el momento del muestreo, como ligeramente sugiere el modelo desarrollado. Un modo deseable de revertir esta deficiencia consistiría en ajustar los pesos asignados a cada caso, lo cual requeriría de la utilización de algún tipo de validación cruzada para no sobreajustar el modelo (Mouton *et al.*, 2008, Muñoz-Mas *et al.*, 2014) y será objeto de estudio de realizarse mejoras en los modelos desarrollados.

La teoría ecológica sugiere (Austin, 2007) que la respuesta de las especies a las variables ambientales tiende a ser unimodal, con mayor o menor grado de sesgo y,

ocasionalmente lineales. En cambio el uso de *smooth splines* penalizados sin especificar el número de *knots* (i.e. nudos o requiebros de la respuesta) devino en una respuesta practicante lineal para las tres variables seleccionadas. Por el contrario el modelo desarrollado se considera más parsimonioso (i.e. con menor grados efectivos de libertad) y por tanto más generalista, lo que sugiere una mejor capacidad de predicción en ríos diferentes. Es más, las respuestas de las variables seleccionadas encajan con los patrones de idoneidad de microhábitat observado para otros salmónidos durante las horas de plena luz y en ríos aguas claras (Heggenes *et al.*, 1999) especialmente por lo que a la trucha común (*Salmo trutta* L. 1758) se refiere (Zika and Peter, 2002, Strakosh *et al.*, 2003, Muñoz-Mas *et al.*, 2014).

Así, igual que estos salmónidos, la trucha balcánica ha mostrado preferencia por microhábitat profundos con velocidad del flujo lenta y abundante refugio, lo que infiere mayor credibilidad a los modelos desarrollados. El río Acheloos alberga en estos momentos una población muy reducida de trucha balcánica, teóricamente debido a la sobrepesca, por lo que resultó imposible realizar el muestreo en el mismo río. La validación de los modelos en el tramo de estudio se ha demostrado aconsejable (Muñoz-Mas *et al.*, 2014). No obstante, las fuentes consultadas insistieron reiteradamente que los mayores individuos siempre se observaron en las grandes pozas. Cabría inferir que existe una confluencia entre sobrepesca y baja productividad. ECOFLOW pretende cuantificar los efectos tanto aguas arriba como aguas abajo de la presa de Mesochora como estudio piloto en la implementación de caudales ecológicos basados en simulación del hábitat físico. La morfología del cauce juega un papel fundamental en la idoneidad del hábitat, de este modo puede atenuar reducciones fuertes de caudal (Turner and Stewardson, 2014) y en otras ocasiones, como nuestro caso, exacerbar los efectos negativos derivados del flujo circulante. De los resultados obtenidos en el análisis del hábitat remanente derivado de la extracción del máximo legal admisible uno podría deducir que es necesario retirar parte del caudal para incrementar la calidad del hábitat. No obstante un análisis de la legislación griega evidencia ciertas deficiencias. Por ejemplo, asume falta de elementos de almacenamiento (i.e. embalses) y por tanto, exceso de recurso en el periodo distinto al verano. De lo contrario, al igual que en otros ríos mediterráneos (Costa *et al.*, 2011), sería factible y legal extraer la práctica totalidad del agua, lo que se derivaría en una abrupta reducción del hábitat disponible (inicio de la curva HPU-Caudal). La excesiva simplificación de los estudios de caudales ecológicos, centrándolos en una única especie y tipo de organismo ha sido criticada en el pasado (Tharme, 2003, Jowett and Davey, 2007). Es más, recientemente, experiencias con salmónidos han complementado exitosamente los estudios basados en microhábitat con el análisis de las fuentes de alimento (i.e. macroinvertebrados) conformando una esquematización de la cadena trófica (Hauer *et al.*, 2012). Por tanto cabe esperar que la simulación del hábitat físico en diversos tramos a largo del río, el considerar diversas tallas y especies de peces, así como la inclusión de los diversos elementos en la generación del caudal ecológico (Poff *et al.*, 1997) (e.g. macroinvertebrados o vegetación riparia), deriven en unas conclusiones diferentes. En consecuencia sucesivas fases del proyecto ECOFLOW podrían devenir en conclusiones diferentes.

5. Conclusiones

El presente estudio, enmarcado en el proyecto ECOFLOW, puede considerarse una exitosa aproximación a los estudios basados en la simulación del hábitat físico por cuanto representa el primer caso en territorio griego basado en especies autóctonas. La trucha balcánica adulta, al igual que otros salmónidos de gran tamaño, ha mostrado la máxima idoneidad en microhábitats profundos, con velocidad del flujo lenta y abundante refugio. La morfología del cauce juega un papel importante en los efectos sobre el hábitat que tienen distintos caudales circulantes.

El río Acheloos alberga una población reducida de trucha balcánica, por lo que deberían realizarse esfuerzos por su conservación, mediante estudios más extensos de sus requerimientos de hábitat. A pesar de que los resultados muestren un posible aumento del área de hábitat idónea con la reducción de caudales, estos resultados deben tomarse con cautela y los modelos deben analizarse y validarse en un contexto más amplio, dentro del rango de distribución de la especie.

6. Agradecimientos

Este estudio se enmarca dentro del proyecto ECOFLOW patrocinado por la Secretaría General Griega para la investigación y la Tecnología en el marco de NSRF 2007-2013.

7. Referencias

- Akaike, H., 1998. Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle. In: Parzen, E., Tanabe, K. and Kitagawa, G.(ed.), *Selected Papers of Hirotugu Akaike*. Springer, New York, (USA), pp. 199-213.
- Austin, M., 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecol. Model.* 200 (1-2), 1-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.07.005>.
- Bisson, P.A., Montgomery, D.R. and Buffington, J.M., 2006. Valley segments, stream reaches, and channel units. In: Hauer, F.R. and Lamberti, G.A.(ed.), *Methods in Stream Ecology*. Academic Press/Elsevier, San Diego, CA (USA), pp. 23-49.
- Bovee, K.D., Lamb, B.L., Bartholow, J.M., Stalnaker, C.B., Taylor, J. and Henriksen, J., 1998. Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology Geological Survey - Information and Technology Report 1998-0004, Fort Collins, CO (USA).
- Conallin, J., Boegh, E. and Jensen, J.K., 2010. Instream physical habitat modelling types: An analysis as stream hydromorphological modelling tools for EU water resource managers. *Int. J. River Basin Manage.* 8 (1), 93-107. <http://dx.doi.org/10.1080/15715121003715123>.
- Costa, R.M.S., Martínez-Capel, F., Muñoz-Mas, R., Alcaraz-Hernández, J.D. and Garófano-Gómez, V., 2011. Habitat suitability modelling at mesohabitat scale and effects of dam operation on the endangered Júcar nase, *Parachondrostoma arrigonis* (River Cabriel, Spain). *River Res. Appl.* 28 (6), 740-752. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.1598>.
- Delling, B., 2010. Diversity of western and southern Balkan trouts, with the description of a

- new species from the Louros River, Greece (Teleostei: Salmonidae). *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 21 (4), 331-344.
- European Parliament & Council, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Directive 2000/60/EC*.
- Gibson, R.J., 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Rev. Fish Biol. Fisher.* 3 (1), 39-73. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00043297>.
- Gore, J.A. and Nestler, J.M., 1988. Instream flow studies in perspective. *Regul. Rivers: Res. Manage.* 2 (2), 93-101. <http://dx.doi.org/10.1002/rrr.3450020204>.
- Guay, J.C., Boisclair, D., Rioux, D., Leclerc, M., Lapointe, M. and Legendre, P., 2000. Development and validation of numerical habitat models for juveniles of atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 57 (10), 2065-2075. <http://dx.doi.org/10.1139/cjfas-57-10-2065>.
- Hastie, T.J. and Tibshirani, R.J., 1990. Generalized Additive Models. Chapman & Hall/CRC, London, (UK), 352 pp.
- Hauer, C., Unfer, G., Graf, W., Leitner, P., Zeiringer, B. and Habersack, H., 2012. Hydro-morphologically related variance in benthic drift and its importance for numerical habitat modelling. *Hydrobiologia* 683 (1), 83-108. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-011-0942-7>.
- Heggenes, J., Baglinière, J.L. and Cunjak, R.A., 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecol. Freshw. Fish* 8 (1), 1-21. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0633.1999.tb00048.x>.
- Heggenes, J., Brabrand, Å and Saltveit, S., 1990. Comparison of Three Methods for Studies of Stream Habitat Use by Young Brown Trout and Atlantic Salmon. *T. Am. Fish. Soc.* 119 (1), 101-111. [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659\(1990\)119:2.3.co;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659(1990)119:2.3.co;2).
- Jorde, K., 1997. Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken. 158.
- Jowett, I.G. and Davey, A.J.H., 2007. A comparison of composite habitat suitability indices and generalized additive models of invertebrate abundance and fish presence-habitat availability. *Trans. Am. Fish. Soc.* 136 (2), 428-444. <http://dx.doi.org/10.1577/t06-104.1>.
- Kottelat, M. and Freyhof, J., 2007. Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat & Freyhof Publishing, Cornol (Switzerland) & Berlin (Germany), 646 pp.
- Maddock, I., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwat. Biol.* 41 (2), 373-391. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00437.x>.
- Martínez-Capel, F., García De Jalón, D., Werenitzky, D., Baeza, D. and Rodilla-Alamá, M., 2009. Microhabitat use by three endemic Iberian cyprinids in Mediterranean rivers (Tagus River Basin, Spain). *Fisheries Manag. Ecol.* 16 (1), 52-60. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00645.x>.
- Mathews, R. and Richter, B.D., 2007. Application of the indicators of hydrologic alteration software in environmental flow setting. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 43 (6), 1400-1413. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00099.x>.
- Milhous, R.T., Bartholow, J.M., Updike, M.A. and A.R., M., 1990. Reference manual for generation and analysis of Habitat Time Series - Version II Biological Report 90; 27, Washington DC, (USA).
- Ministry of Environment, Energy and Climate Change, 2011. 196978/2011. *FEK 518/B/5/04/2011*.
- Mouton, A.M., Alcaraz-Hernández, J.D., De Baets, B., Goethals, P.L.M. and Martínez-Capel, F., 2011. Data-driven fuzzy habitat suitability models for brown trout in Spanish Mediterranean rivers. *Environ. Modell. Softw.* 26 (5), 615-622. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.12.001>.
- Mouton, A.M., De Baets, B. and Goethals, P.L.M., 2010. Ecological relevance of performance criteria for species distribution models. *Ecol. Model.* 221 (16), 1995-2002. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.08.011>.

- doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.04.017.
- Mouton, A.M., Schneider, M., Peter, A., Holzer, G., Müller, R., Goethals, P.L.M., et al, 2008. Optimisation of a fuzzy physical habitat model for spawning European grayling (*Thymallus thymallus* L.) in the Aare river (Thun, Switzerland). *Ecol. Model.* 215 (1–3), 122–132. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.02.028>.
- Muñoz-Mas, R., Martínez-Capel, F., Garófano-Gómez, V. and Mouton, A.M., 2014. Application of Probabilistic Neural Networks to microhabitat suitability modelling for adult brown trout (*Salmo trutta* L.) in Iberian rivers. *Environ. Modell. Softw.* 59 (0), 30–43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.05.003>.
- Muñoz-Mas, R., Martínez-Capel, F., Schneider, M. and Mouton, A.M., 2012. Assessment of brown trout habitat suitability in the Jucar River Basin (SPAIN): Comparison of data-driven approaches with fuzzy-logic models and univariate suitability curves. *Sci. Total Environ.* 440 123–131. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.074>.
- Olden, J.D., Lawler, J.J. and Poff, N.L., 2008. Machine learning methods without tears: A primer for ecologists. *Q. Rev. Biol.* 83 (2), 171–193. <http://dx.doi.org/10.1086/587826>.
- Orth, D.J. and Maughan, O.E., 1982. Evaluation of the incremental methodology for recommending instream flows for fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 111 (4), 413–445. [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659\(1982\)111:2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659(1982)111:2.0.co;2).
- Papadaki, C., L. Ntoanidis, L., Zogaris, S., Martínez-Capel, F., Muñoz-Mas, R., Evelpidou, N., et al, 2014. Habitat hydraulic modelling for environmental flow restoration in upland streams in Greece. 12th International Conference on Protection and Restoration of the Environment, Skiathos island, (Greece).
- Payne, T.R. and Jowett, I.G., 2012. SEFA - Computer Software System for Environmental Flow Analysis based on the Instream Flow Incremental Methodology. 9th International Symposium on Ecohydraulics, Vienna, (Austria).
- Payne, T.R. and Allen, M.A., 2009. Application of the use-to-availability electivity ratio for developing habitat suitability criteria in PHABSIM instream flow studies. Proceedings of the 7th International Symposium on Ecohydraulics, Concepción (Chile).
- Person, E., Bieri, M., Peter, A. and Schleiss, A.J., 2014. Mitigation measures for fish habitat improvement in Alpine rivers affected by hydropower operations. *Ecohydrology* 7 (2), 580–599. <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1380>.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., et al, 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47 (11), 769–784.
- Pont, D., Hugueny, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, R., et al, 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: A European approach using functional metrics and fish assemblages. *J. Appl. Ecol.* 43 (1), 70–80. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01126.x>.
- R Development Core Team, 2012. R: A language and environment for statistical computing.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wigington, R. and Braun, D.P., 1997. How much water does a river need? *Freshw. Biol.* 37 (1), 231–249. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x>.
- Rincón, P.A. and Lobón-Cerviá, J., 1993. Microhabitat use by stream-resident brown trout: bioenergetic consequences. *T. Am. Fish. Soc.* 122 (4), 575–587. [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659\(1993\)122:3.CO;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659(1993)122:3.CO;2).
- Schneider, M., 2001. Habitat - und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. 180.
- Strakosh, T.R., Neumann, R.M. and Jacobson, R.A., 2003. Development and assessment of habitat suitability criteria for adult brown trout in southern New England rivers. *Ecol. Freshw. Fish.* 12, 4265–274. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1600-0633.2003.00022.x>.
- Tharme, R.E., 2003. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging

- trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Res. Appl.* 19 (5-6), 397-441. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.736>.
- Turner, M. and Stewardson, M., 2014. Hydrologic indicators of hydraulic conditions that drive flow-biota relationships. *Hydrol. Sci. J.* 59 (3-4), 659-672. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2014.896997>.
- Waters, B.F., 1976. A Methodology for Evaluating the Effects of Different Streamflows on Salmonid Habitat. Proceedings of the Symposium and Specialty Conference on Instream Flow Needs, Bathesda, MD (USA).
- Wood, S.N., 2004. Stable and efficient multiple smoothing parameter estimation for generalized additive models. *J. Am. Stat. Assoc.* 99 (467), 673-686. <http://dx.doi.org/10.1198/016214504000000980>.
- Woodward, J.C., Hamlin, R.H.B., Macklin, M.G., Hughes, P.D. and Lewin, J., 2008. Glacial activity and catchment dynamics in northwest Greece: Long-term river behaviour and the slackwater sediment record for the last glacial to interglacial transition. *Geomorphology* 101 (1-2), 44-67. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.05.018>.
- Zadeh, L.A., 1965. Fuzzy sets. *Inform. Control* 8 (3), 338-353. [http://dx.doi.org/10.1016/S0019-9958\(65\)90241-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0019-9958(65)90241-X).
- Zika, U. and Peter, A., 2002. The introduction of woody debris into a channelized stream: effect on trout populations and habitat. *River Res. Appl.* 18 (4), 355-366. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.677>.

