



Universidad de Valladolid
Campus de Palencia

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR
DE INGENIERÍAS AGRARIAS**

Máster en Ingeniería de Montes

**Análisis comparativo de modelos
ecohidráulicos 1D y 2D para la evaluación de
caudal ecológico**

Alumno/a: José Ángel García Rivera

Tutor/a: Juan Manuel Díez Hernández

Septiembre de 2013

Copia para el tutor/a

ÍNDICE MEMORIA

1. Resumen	4
2. Introducción	5
2.1. Justificación	5
2.2. Caudales Ecológicos	5
2.2.1. Metodología IFIM	7
2.2.2. Modelos ecohidráulicos 1D y 2D	8
2.3. Antecedentes	9
3. Objetivos	12
4. Material y métodos	13
4.1. Descripción de la zona de estudio	13
4.1.1. Localización	13
4.1.2. Geología y geomorfología	14
4.1.3. Edafología	14
4.1.4. Climatología	14
4.1.5. Vegetación de ribera	15
4.1.6. Medio fluvial	16
A. Caracterización fluvial	17
B. Características del tramo de estudio	18
4.2. Metodología IFIM-PHABSIM	20
4.3. Aplicación IFIM-PHABSIM	22
4.3.1. Tramo de estudio	22
4.3.2. Modelaje hidráulico	23
A. Levantamiento hidrotopográfico	23
B. Tratamiento de los datos	25
C. Calibración del modelo	25
D. Simulación hidráulica	28
4.3.3. Criterios de preferencia	29
4.3.4. Modelo de hábitat	30
4.4. Análisis estadístico	31
5. Resultados y Discusión	32
5.1. Análisis espacial del hábitat fluvial	32

5.1.1. Modelos 1D y 2D	32
5.1.2. Modelos 1D de tramo corto y largo	33
5.1.3. Modelo 2D y modelos 1D de tramo corto y largo	35
5.2. Análisis temporal del hábitat	36
5.2.1. Series temporales de hábitat	36
5.2.2. Histograma de WUA acumulado	38
6. Conclusiones	39
7. Bibliografía	40
8. Anejos	45
8.1. Funciones WUA-Caudal	45
8.2. Hábitat temporal	49

Agradecimientos

En primer lugar quiero dedicar unas palabras de agradecimiento a todas las personas que me han ayudado a realizar este Trabajo Final de Máster.

A Juan Manuel Díez Hernández, por su ayuda, dedicación y acertada supervisión, indispensable para la realización de este estudio.

A los becarios y profesores del Grupo de Hidráulica e Hidrología, muy especialmente a Txafu y a Javier Sanz Ronda, por su disponibilidad e inestimable ayuda.

A Javier, encargado del embalse de Ruesga, por su atención y estimada colaboración.

Finalmente, a mis padres, por su ayuda durante los trabajos de campo y el apoyo y esfuerzo realizado para mi formación académica.

MEMORIA

1. Resumen

Este Trabajo Final de Máster (TFM) desarrolla un estudio de caudales ecológicos en el río Rivera (Palencia), en un tramo situado aguas abajo del embalse de Ruesga, aplicando la metodología IFIM-PHABSIM en sus modalidades de modelajes hidráulicos unidimensional (1D) y bidimensional (2D).

La finalidad del estudio es comparar los resultados obtenidos en 1D y 2D de hábitat espacial y de hábitat temporal para la trucha común (*Salmo trutta*) en un mismo tramo fluvial, con objeto de analizar las similitudes o diferencias significativas entre ambos esquemas de solución. Complementariamente, se analiza la influencia de la longitud del tramo representativo en la evaluación del hábitat acuático, comparando los resultados para el tramo muestreado en este TFM con los obtenidos para un tramo más largo que fue modelado en 2011 como Trabajo Final de Carrera del mismo autor. En este caso, la comparativa que procede es entre aplicaciones IFIM en 1D.

Se han detectado diferencias consistentes en el hábitat espacial (funciones WUA-Caudal) entre 1D y 2D en todos los escenarios analizados, excepto para los estadios adulto y alevín en términos de hábitat absoluto -WUA (m^2/m)-, en los que las diferencias entre ambos modelos resultan inferiores al 10%. En el caso de las modelaciones IFIM 1D para los tramos de distinta longitud, las diferencias encontradas son notablemente mayores que entre 1D y 2D, lo que pone de manifiesto que la longitud del tramo fluvial influye claramente en los resultados.

A pesar de estas diferencias, si el régimen de caudales ecológicos se determinase a partir de las curvas WUA-Caudal, asociado a un porcentaje máximo de reducción de hábitat, éste sería comparable utilizando un modelo 1D o 2D; no así en el caso de los modelos con distinta longitud del tramo.

Por otra parte, el análisis temporal del hábitat ha seguido los mismos patrones que los observados en el hábitat espacial. Las series temporales de hábitat y el histograma de WUA anual acumulado evidencian diferencias significativas entre los modelos 1D y 2D y entre los tramos de distinta longitud. En función del estadio considerado, 1D estima el WUA anual entre el 9-22% por debajo del modelo 2D, mientras que las diferencias entre el tramo corto y el tramo largo oscilan entre el 13-30%, generando más hábitat para la trucha el tramo corto, en todos los casos.

La aplicación IFIM dirigida a la evaluación de caudales ecológicos incluye como componente clave un modelo biológico de preferencia de hábitat de los organismos indicadores. En cuanto al sistema de caracterización del cauce y la evaluación PHABSIM, existen dos esquemas de solución alternativos en 1D y en 2D, cuyo protocolo y costes asociados son diferentes. Este TFM aporta nuevos resultados prácticos de un arroyo vadeable, que ayudan a la elección de la dimensionalidad del modelo adecuada para la aplicación IFIM con un balance equilibrado entre el coste y la confiabilidad de las recomendaciones.

2. Introducción

2.1. Justificación

Ante la actual situación de cambio continuo en la que nos encontramos, no sólo ambiental, sino también de la sociedad y sus necesidades, la gestión de los recursos hídricos constituye un aspecto de importancia creciente en los últimos años, especialmente en un país como España, cuya disponibilidad es limitada en buena parte del territorio, y existe una gran diversidad de usos e intereses sobre los mismos.

La Directiva Marco de Aguas (DMA–Directiva 2000/60/CE), transpuesta en la normativa nacional mediante la Ley 62/2003 (30 diciembre 2000), refleja la importancia del régimen de caudales como indicador del estado ecológico fluvial, ya que además de determinar los otros indicadores hidromorfológicos (continuidad y morfología), está relacionado con los indicadores biológicos, químicos-físicoquímicos y contaminantes. Es por ello que el establecimiento de un régimen de Caudales Ecológicos (CE) es actualmente una herramienta imprescindible en la gestión de las masas de agua fluviales.

Asimismo la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH–Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre), propone un protocolo básico para la evaluación de CE, el cual combina métodos hidrológicos y modelos de evaluación del hábitat, con objeto de determinar los efectos de la alteración hidrológica en el hábitat utilizable. Aunque no concreta el modelo a utilizar, la acreditada y contrastada metodología incremental u holística IFIM (“Instream Flow Incremental Methodology”), desarrollada por el Departamento de Pesca y Vida Silvestre de EEUU (BOVEE y MILHOUS, 1978), que es la más aplicada en el ámbito internacional, se ha demostrado plenamente solvente para ríos Españoles.

La evaluación del hábitat físico IFIM se desarrolla en su componente principal PHABSIM, que utiliza modelos hidráulicos de velocidad y de profundidad junto con criterios de preferencia para la fauna acuática, para obtener de esta forma relaciones funcionales entre el caudal y un índice de hábitat.

Este TFM desarrolla un Estudio de CE en un tramo fluvial del río Rivera, situado aguas abajo y próximo al embalse de Ruesga (Palencia). Para ello, se aplicará la metodología IFIM-PHABSIM en sus componentes 1D y 2D. Con anterioridad a este trabajo, GARCÍA RIVERA (2011) realizó una aplicación IFIM 1D en el mismo segmento fluvial, aunque utilizando un tramo ampliado, dirigida a la evaluación de CE. Entre ambos modelos existen diferencias tanto en el levantamiento hidrotopográfico del tramo -secciones transversales en 1D y batimetría en 2D-, así como en el modelaje hidráulico posterior, resultando PHABSIM2D más detallado en la representación del cauce fluvial.

De esta forma se persigue comparar los resultados en 1D y 2D para un mismo tramo fluvial, analizando además los resultados en 1D de este TFM con los obtenidos anteriormente en 1D para el tramo ampliado (TFC), todo ello con objeto de avanzar en los enfoques y métodos para determinar caudales ecológicos que resulten adecuados para optimizar el coste asociado.

2.2. Caudales Ecológicos

La determinación de CE y su implantación efectiva es una herramienta imprescindible para una gestión del agua verdaderamente ambiental, que esté enfocada a la negociación entre los diversos usuarios del recurso, con el fin de compatibilizar su aprovechamiento y una aceptable composición, estructura y funcionamiento del ecosistema fluvial. En su mayor parte, los métodos para evaluar CE se centran en los requerimientos de caudal de los organismos objetivo durante los diferentes bio-periodos en los que ocupan el tramo fluvial, aunque también se incorporan otros componentes ambientales complementarios, como:

- Crecidas programadas, de características equivalentes a las naturales y con capacidad para movilizar material sólido del cauce, para conservar la morfología del cauce y la condición geomorfológica y biológica del material del lecho (REISER *et al.*, 1989; CEDEX, 1994 en ESTRELA, 1995). Las “crecidas de lavado” de menor recurrencia (2-3 años aprox.) eliminan el perifiton y los finos acumulados en la superficie del sustrato (limpieza superficial). Sin embargo, las descargas deliberadas con períodos de retorno mayores son capaces de movilizar también material de la coraza (lavado profundo)
- Caudales sólidos adecuados, que, sin colmatar el lecho, posibiliten un desarrollo adecuado de los procesos de ajuste geomorfológico en el tramo concreto, así como en posibles lugares alejados (conservación de los deltas y estuarios).
- Tasa máxima de variación de caudal, que acote las fluctuaciones en las condiciones hidráulicas del cauce (profundidad, velocidad, esfuerzo cortante) provocadas por una intervención para limitar el impacto sobre el ecosistema.
- Caudales de dilución, que reduzcan a concentraciones no nocivas los vertidos que puedan darse en un tramo (BROWN & BARNWELL, 1987).
- Caudal de conservación del bosque ripario, asociado al mantenimiento del freático en contacto con los sistemas radicales.
- Caudales de recarga de acuíferos, con objeto de conservar humedales asociados al río o evitar la desecación de las pozas en ríos temporales (RIBEIRO *et al.*, 1999).
- Caudales sociales, paisajísticos o recreativos (SCHMIDT, 1997).

Por su parte, la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) aprobada por la Orden ARM/2656/2008 de 10 de septiembre, indica en el apartado de caudales ecológicos unos criterios concretos para establecer un régimen de caudales ecológicos aceptable.

Este régimen de caudales ecológicos deberá proporcionar condiciones de hábitat adecuadas a las necesidades de las diferentes biocenosis propias de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados, mediante el mantenimiento de los procesos ecológicos y geomorfológicos necesarios para completar sus ciclos vitales. Para alcanzar estos objetivos, el régimen de caudales ecológicos deberá incluir, al menos, los siguientes componentes:

- a) *Caudales mínimos* que deben ser superados, con objeto de mantener la conectividad y diversidad espacial del hábitat, asegurando los mecanismos de control del hábitat sobre las comunidades biológicas, favoreciendo el mantenimiento de las comunidades autóctonas.
- b) *Caudales máximos* que no deben ser superados en la gestión ordinaria de las infraestructuras, con objeto de limitar los caudales circulantes aguas abajo de las mismas y proteger así a las especies autóctonas más vulnerables a estos caudales.
- c) *Distribución temporal* de dichos caudales mínimos y máximos, estableciendo una variabilidad temporal del régimen de caudales que ha de ser compatible con los requerimientos de los diferentes estadios vitales de las principales especies autóctonas de fauna y flora presentes en la masa de agua.
- d) *Caudales de crecida*, para controlar la presencia y abundancia de las diferentes especies, mantener las condiciones físico-químicas del agua y del sedimento, mejorar las condiciones y disponibilidad del hábitat a través de la dinámica geomorfológica y favorecer los procesos hidrológicos que controlan la conexión de las aguas de transición con el río, el mar y los acuíferos asociados.
- e) *Tasa de cambio*, con el fin de evitar los efectos negativos sobre las comunidades biológicas que supone una variación brusca de los caudales, como pueden ser el arrastre de organismos acuáticos durante la curva de ascenso y su aislamiento en la fase de descenso de los caudales. Además debe contribuir a mantener unas condiciones favorables a la regeneración de especies vegetales acuáticas y ribereñas.

2.2.1. Metodología IFIM

La metodología aplicada en este trabajo para la determinación de CE es la incremental u holística IFIM (Instream Flow Incremental Methodology), desarrollada originalmente por BOVEE y MILHOUS (1978) dentro del departamento de Pesca y Vida Silvestre de EEUU. Se trata del modelo hidrobiológico de hábitat fluvial más aplicado mundialmente durante las últimas dos décadas, también en España.

Los métodos incrementales incorporados en IFIM establecen una relación funcional entre el caudal y el hábitat físico utilizable por los organismos objetivos, para evaluar el efecto de una alteración hidrológica en la integridad de la biocenosis. Estas relaciones se obtienen mediante simulación hidráulica, y para ello se tienen en cuenta los criterios biológicos de la/s especie/s indicadora/s. En cualquier caso, conviene destacar que IFIM no pretende cuantificar el tamaño poblacional de una especie, sino estimar el hábitat potencial utilizable por ella.

La metodología IFIM consta de cinco fases:

1. Identificación y diagnóstico

Se evalúa la situación actual, previa a la realización del proyecto que modifica el régimen de caudales, especialmente en lo relativo a los factores socioeconómicos y naturales. Para ello se tienen en cuenta los intereses de todos los colectivos afectados, y se evalúan los factores del medio afectados por el proyecto.

2. Planificación

Esta fase consiste en identificar la información precisa para desarrollar los intereses de todos los colectivos afectados, en base a los objetivos previamente fijados por éstos. También se recopila información de la situación actual, en cuanto a las especies presentes, su ciclo de vida, predecir posibles periodos críticos e identificar la especie o especies objetivo (STALNAKER *et al.*, 1995).

Asimismo se especifican los modelos de simulación y los medios humanos y materiales que van a ser utilizados. Finalmente se programan los trabajos mediante un cronograma.

3. Desarrollo del modelo PHABSIM

El núcleo operativo de IFIM es el modelo de hábitat denominado PHABSIM (Physical Habitat Simulation System), el cual consta de los siguientes componentes:

- *Modelaje hidráulico*: consistente en la simulación hidráulica de variables hidráulicas con significación biológica, que generalmente son al menos la profundidad, la velocidad, y el tipo de sustrato. A partir de una cantidad adecuada de mediciones en campo, los modelos son calibrados para simular caudales dentro del intervalo analizado.
- *Criterios de preferencia biológica*: conformado generalmente por curvas de preferencia de los organismos objetivo (fauna y/o vegetación), que representan su grado de adecuación a los valores que toman las variables que determinan el hábitat.
- *Modelo de hábitat*: combinando los campos de las variables hidráulicas simuladas con los criterios de preferencia biológica se obtiene la relación funcional entre el caudal y el hábitat potencial utilizable por cada organismo.

El sistema PHABSIM se desarrolla con más detalle en el apartado 4.2.

4. Análisis de alternativas

Se evalúan los efectos sobre el ecosistema de cada una de las alternativas de manejo de caudal propuestas, comparándolas con el régimen hidrológico previo a la intervención. Para ello se interpretan conjuntamente las series temporales de hábitat, las curvas de duración de hábitat y los histogramas de hábitat acumulado (Figura 1).

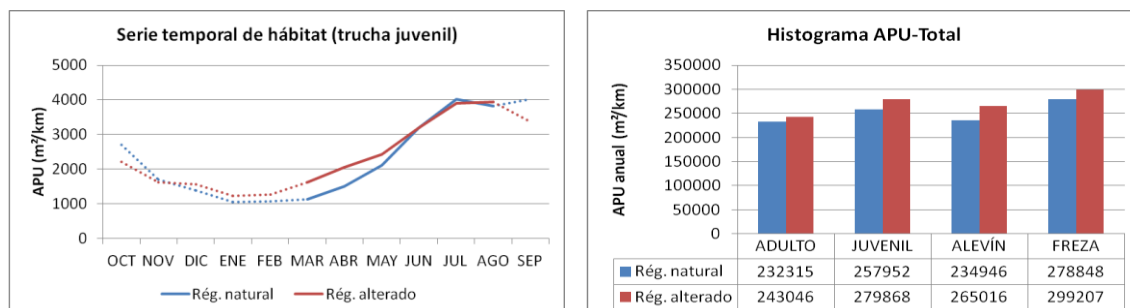


Figura 1. Serie temporal de hábitat e histograma de hábitat acumulado (GARCÍA RIVERA, 2011). (La traza continua corresponde a los meses en los que el organismo ocupa el cauce)

5. Adopción del Régimen de CE

Finalmente se elige la alternativa más apropiada, es decir, aquella que satisfaga los intereses de todas las partes implicadas. La solución adoptada debería permitir un aprovechamiento múltiple del recurso hídrico, siendo compatible con la conservación del ecosistema fluvial.

2.2.2. Modelos ecohidráulicos 1D y 2D

Los modelos PHABSIM1D caracterizan el cauce mediante un conjunto de celdas, dentro de las cuales la profundidad y la velocidad se mantienen invariables para un caudal determinado. Esta aproximación no contempla determinadas particularidades de la corriente, como el flujo transversal o la turbulencia alrededor de obstáculos. Por su parte, los modelos 2D determinan, para cada elemento del cauce, la profundidad y dos componentes de la velocidad en las direcciones longitudinal y transversal. Por este motivo, los esquemas 2D permiten una descripción mejorada de los fenómenos hidráulicos complejos, especialmente en áreas de velocidad elevada, regímenes rápidamente variados y zonas de reflujos (KATOPODIS, 2003; HARDY y ADDLEY, 2003; SECRETAN *et al.*, 2001).

Una diferencia fundamental, por tanto, entre los modelos unidimensionales y bidimensionales es la resolución espacial. La densidad de puntos en los modelos 2D es similar en las direcciones longitudinal y transversal, mientras que los modelos 1D proporcionan una resolución transversal interesante, pero con una limitada representatividad longitudinal. No obstante, como la variabilidad transversal en un río es mayor que la longitudinal, es posible caracterizar un álveo suficientemente mediante una malla con resolución espacial longitudinal superior a la transversal (JOWETT, 2012). Por ello, los modelos 1D precisan una información hidrotopográfica relativamente limitada para ser calibrados, mientras que los esquemas 2D más complejos requieren mayor cantidad de datos de entrada (DÍEZ HERNÁNDEZ y BURBANO BURBANO, 2007).

Para cualquier modelo, la calidad de los resultados depende en gran medida de la calidad del muestreo en campo. Esto se cumple especialmente en los modelos 2D, en los que la precisión en el modelaje topográfico tiene un mayor efecto sobre la precisión en la estimación de los niveles de agua (JOWETT, 2012). Además, el proceso de calibración hidráulica de estos modelos resulta complejo y subjetivo, en comparación con los modelos 1D.

Por ello, la dificultad de obtener un modelo topográfico con suficiente precisión y resolución espacial, así como de conseguir una calibración precisa del modelo hidráulico, resultan una limitación práctica para la aplicación de los modelos 2D, por lo que se deberá valorar en cada caso el grado de exigencia necesario y los recursos disponibles, con objeto de elegir el modelo que mejor se adapte a estas necesidades.

2.3. Antecedentes

En este apartado se reseñan los resultados de estudios previos comparativos de los esquemas 1D y 2D de aplicación PHABSIM, en lo referente a la predicción de profundidad y velocidad -calibración hidráulica-, así como en la evaluación del hábitat.

Simulación de profundidad y velocidad

La mayor ventaja en términos ecohidráulicos de la interpretación 2D reside en la mejor precisión de sus campos de velocidad, cuyos errores relativos son menores del 10% normalmente (LECLERC *et al.*, 1995; BOUDREAU *et al.*, 1996; SANZ RONDA, 2004). Respecto a la simulación de niveles de agua, las exactitudes de las técnicas 1D y 2D resultan prácticamente equiparables, con errores normalmente inferiores al 3% para los métodos 1D (WADDLE, 2001; Díez HERNÁNDEZ, 2005), y en torno al 2% con las soluciones 2D (BOUDREAU *et al.*, 1996; SANZ RONDA, 2004).

Algunos estudios muestran que, en ríos de gravas, la precisión en la predicción de velocidades es similar entre los modelos 1D y 2D (JOWETT *et al.*, 2008). En el río Ashley, MOSLEY y JOWETT (1985) estimaron profundidades con un error de 0,03 m, mientras que el error medio para las velocidades fue de 0,15 m/s, para caudales en el intervalo de 0,083 m³/s a 14,4 m³/s, utilizando un modelo 1D (RHYHABSIM). El modelaje 2D del río Rangitata pronosticó profundidades y velocidades con un error medio absoluto de 0,063 m y 0,18 m/s, respectivamente.

Sin embargo, otros autores han encontrado imprecisiones de los modelos 2D en la simulación de velocidad. WILLIAMS (2001) señaló que la predicción de velocidad fue mala -coeficiente de correlación (R^2) = 0,09- en un modelo 2D de un tramo de 1500 m de remansos someros y rápidos, desarrollado por GUAY *et al.* (2000). GUAY *et al.* (2001) atribuyó posteriormente la inexactitud a los flujos con grandes turbulencias, las aguas someras, los márgenes complejos y la elevada variabilidad en la rugosidad del sustrato a pequeña escala espacial.

TARBET y HARDY (1996) desarrollan un modelo 2D del río Logan y compara profundidades y velocidades observadas y simuladas en 136 puntos para un caudal de 7,7 m³/s y 150 puntos para un caudal de 4,2 m³/s. Encuentran que para el caudal de 4,2 m³/s, el error modal de velocidad fue 0,6 m/s, con un error modal de profundidad de 0,25 m, y para el caudal de 7,7 m³/s el error de velocidad fue 0,15 m/s, con un error de profundidad de 1 m.

Un estudio de JOWETT (2012) que aplica modelos 1D y 2D en un tramo anastomosado del río Hurunui, en Nueva Zelanda, muestra que las estimaciones utilizando SEFA -1D- e Hydro2de -2D- fueron similares, pero diferían de las obtenidas por River2D. Los diferentes resultados entre los dos modelos bidimensionales parecen estar debidos al proceso de calibración y el tamaño de malla utilizado en la modelación del cauce, más que en diferencias entre los propios modelos, lo que pone de manifiesto la subjetividad del proceso en el caso de 2D.

En este estudio se obtuvieron, para dos caudales de calibración, mejores correlaciones entre las profundidades y velocidades observadas y simuladas en 1D, con respecto a los modelos 2D. También se observó que River2D era más preciso en la predicción de velocidades elevadas que SEFA e Hydro2de (ver Figura 2).

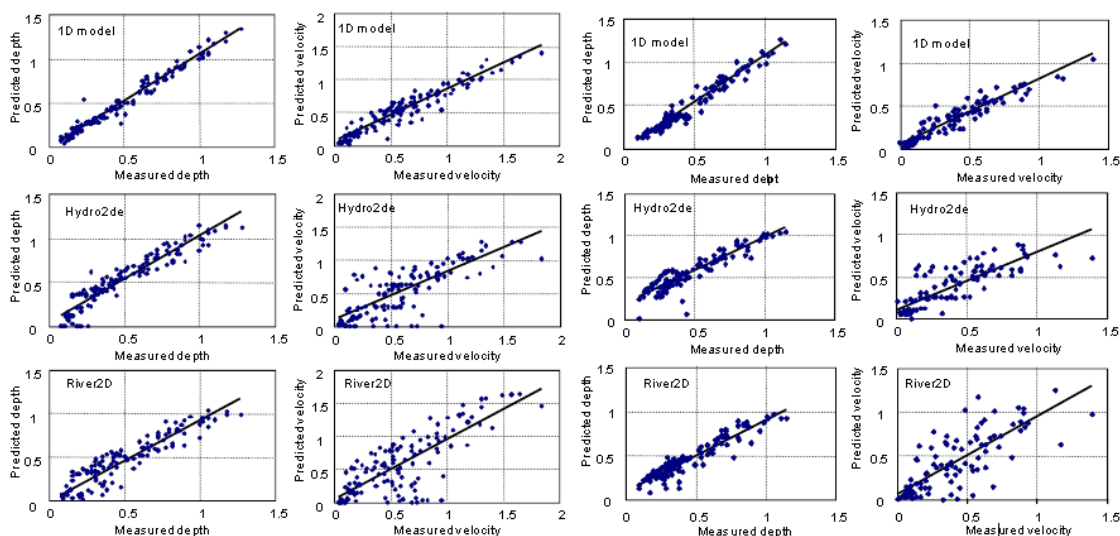


Figura 2. Comparación de las profundidades (m) y velocidades (m/s) observadas y simuladas para un caudal de 19,7 m³/s (izq.) y 12,8 m³/s (dcha.), utilizando el modelo 1D, Hydro2de y River2D (JOWETT, 2012).

Algunos coeficientes de correlación encontrados en otros estudios para las velocidades y profundidades observadas y simuladas se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Coeficientes de correlación reportados en estudios previos; modificado de JOWETT (2012).

Parámetro	R ²	Estudio
Velocidad	0,09	GUAY <i>et al.</i> (2001)
Velocidad	0,23	GARD (2010)
Velocidad	0,62-0,82	GARD (2010)
Velocidad	0,69	BOOKER <i>et al.</i> (2004)
Velocidad	0,68	DUNCAN y BIND (2009)
Profundidad	0,46	GARD (2010)
Profundidad	0,75	DUNCAN y BIND (2009)

Cálculo del hábitat

Si el modelaje se realiza adecuadamente, las soluciones 1D y 2D producen resultados comparables (WADDLE *et al.*, 2000). En el río Hurunui, las predicciones del hábitat utilizando RHYHABSIM -1D- e Hydro2de -2D- fueron similares, pero diferían de las obtenidas por River2D, igual que ocurre en JOWETT (2012), lo que se atribuyó a diferencias en el proceso de calibración de los modelos 2D -ver Figura 3 (izq.)-. Otra comparación entre las estimaciones del hábitat utilizando 1D RHYHABSIM y River2D apenas mostró diferencias en un tramo de 80 m en el río Travers -ver Figura 3 (dcha.)-.

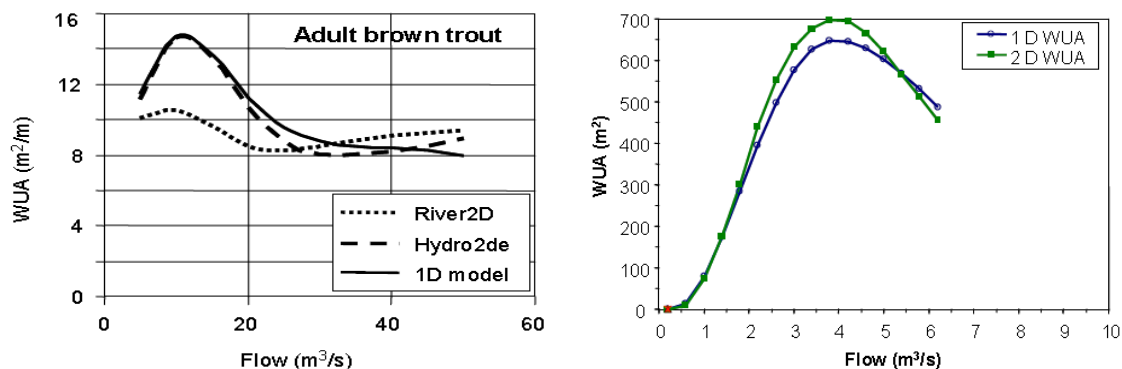


Figura 3. Funciones WUA-Caudal del adulto de trucha común (*Salmo trutta*) en el río Hurunui -izq.- y en el río Travers -dcha.-, para los modelos 1D y 2D considerados (JOWETT *et al.*, 2008).

No obstante, algunos autores han obtenido mayores diferencias en la estimación del hábitat entre modelos 1D y 2D. LORANGER y KENNER (2004) compararon el hábitat (WUA) calculado por PHABSIM (1D) y River2D para varios estudios, encontrando que la diferencia entre ambos modelos varía habitualmente entre el 67-167%. Ellos concluyeron que PHABSIM1D es tan efectivo como River2D evaluando cambios relativos en el WUA; no así si la variación espacial de WUA es considerada.

Un estudio de WU *et al.* (2006) en el río East Fork -Wyoming, EE.UU.- compara los modelos CCHE1D, CCHE2Dfvm y PHABSIM en la estimación del hábitat y el índice de hábitat agregado -IHA- (Overall Suitability Index -OSI-, en inglés), correspondientes a diferentes caudales para la trucha degollada (*Oncorhynchus clarki*). Las diferencias encontradas en la idoneidad combinada de cada sección transversal (Combined Suitability Index -CSI-, en inglés), entre los modelos CCHE1D y CCHE2Dfvm, estaban dentro del intervalo del 67-167% en el 82% de las 121 secciones transversales -utilizadas en los modelos 1D- para el caudal de 10 m³/s, y en el 50,4% de las 121 secciones para el caudal de 20 m³/s. Los autores observaron que estas diferencias eran más destacables en aquellas secciones con geometría y patrones de flujo complejos, mientras que en las secciones de geometría simple, ambos modelos ofrecían estimaciones aproximadas.

A pesar de las diferencias encontradas entre 1D y 2D, los tres modelos analizados por WU *et al.* (2006) proporcionan unos valores comparables de área total, hábitat (WUA) e índice de hábitat agregado, como muestra la Tabla 2. En realidad, los modelos 1D pueden resultar imprecisos bajo determinadas condiciones, sin embargo, las estimaciones por exceso y por defecto de estos modelos pueden compensar estos errores, de forma que los resultados globales obtenidos por los modelos unidimensionales y bidimensionales sean parecidos.

Tabla 2. Comparativa del área total, WUA e IHA obtenido para los caudales de 10 y 20 m³/s (WU *et al.*, 2006).

	Caudal: 10 m ³ /s			Caudal: 20 m ³ /s		
	Área total (m ²)	WUA (m ²)	IHA	Área total (m ²)	WUA (m ²)	IHA
CCHE2Dfvm	62602	37870	0,605	80358	27279	0,339
CCHE1D	66277	39622	0,598	77396	26700	0,345
PHABSIM	66709	38852	0,582	79524	26872	0,338

3. Objetivos

A continuación se numeran los objetivos del trabajo:

1. Desarrollar un estudio de caudales ecológicos en un tramo fluvial concreto aplicando la metodología IFIM-PHABSIM, utilizando los modelos 1D y 2D.
2. Comparar los resultados obtenidos de este estudio entre 1D y 2D, observando el efecto en el hábitat espacial mediante las funciones Hábitat-Caudal y %Hábitat-Caudal (WUA-Q y %WUA-Q, respectivamente), y el efecto en el hábitat temporal (Series temporales de hábitat e Histogramas de hábitat acumulado), con el fin de analizar las similitudes o diferencias significativas entre ambos modelos.
3. Comparar los resultados obtenidos para este estudio en 1D (TFM) con los obtenidos anteriormente también en 1D pero para el tramo ampliado (TFC-GARCÍA RIVERA, 2011), en términos de hábitat espacial y temporal, para evaluar el efecto de la longitud fluvial en la toma de decisiones de CE.
4. Contribuir con nuevos resultados a perfeccionar la elección de la dimensionalidad del modelo hidráulico (1D/2D) apropiada para la aplicación PHABSIM en arroyos similares al modelado.

4. Material y métodos

4.1. Descripción de la zona de estudio

La información sobre el área de estudio contenida en este apartado se ha extraído de GARCÍA RIVERA (2011).

4.1.1. Localización

El tramo del río Rivera elegido para ser investigado se localiza aguas abajo del embalse de Cervera-Ruesga, muy próximo a la localidad de Ruesga y a menos de 1 km del pie de presa en su límite de aguas arriba (ver Figura 4). Pertenecen al término municipal de Cervera de Pisuerga (Palencia), dentro del paraje conocido como Valle Estrecho.

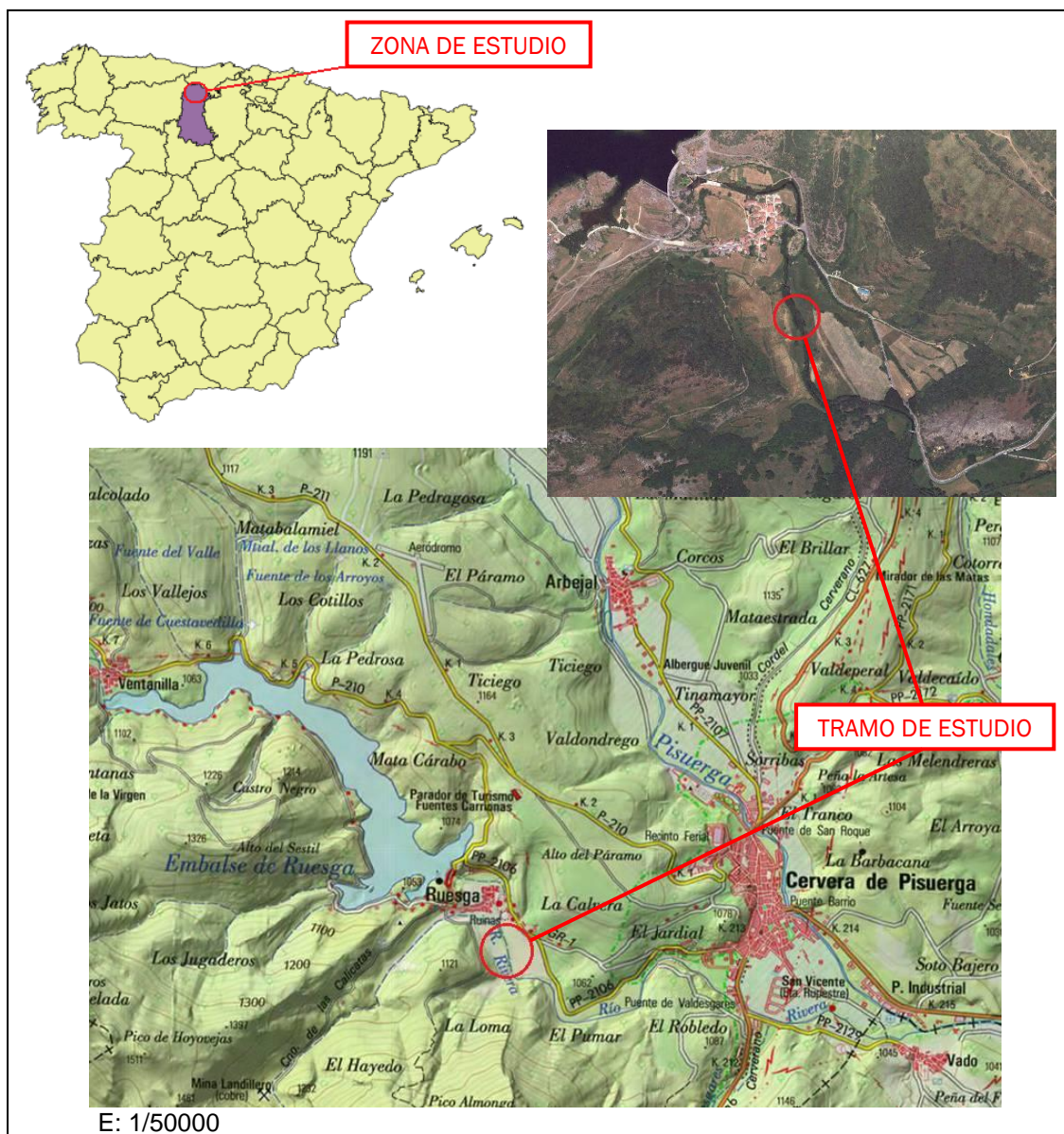


Figura 4. Localización del área de estudio.

Alumno/a: José Ángel García Rivera
 UNIVERSIDAD DE VALLADOLID (CAMPUS DE PALENCIA) – E.T.S. DE INGENIERÍAS AGRARIAS
 Titulación de: Máster en Ingeniería de Montes

Las coordenadas del límite superior e inferior del tramo se reflejan para ambas orillas en la Tabla 3. Para diferenciar las orillas se toma como referencia su situación respecto del sentido de la corriente, es decir, mirando hacia aguas abajo.

Tabla 3. Coordenadas del límite superior e inferior del tramo de estudio.

		Límite aguas arriba	Límite aguas abajo
Orilla derecha	Latitud	42° 51' 42.88" N	42° 51' 41.20" N
	Longitud	4° 31' 20.44" O	4° 31' 19.46" O
	X	375637.641	375658.816
	Y	4746604.531	4746552.116
Orilla izquierda	Latitud	42° 51' 43.05" N	42° 51' 41.25" N
	Longitud	4° 31' 20.04" O	4° 31' 19.00" O
	X	375646.672	375669.246
	Y	4746609.434	4746553.455

4.1.2. Geología y geomorfología

La hoja 106 (Camporredondo de Alba) del Mapa Geológico Nacional del IGME (1:50000) muestra que el Rivera discurre entre la región del Pisuerga-Carrión, por su margen izquierda y la región de Pliegues y Mantos por su margen derecha. Los materiales, formados durante el carbonífero y el devónico están constituidos por lutitas, pizarras, areniscas, conglomerados y calizas. Asimismo aparecen terrazas en la margen izquierda al norte de Ruesga y depósitos de aluviones en una franja a ambos lados del río, formados durante el cuaternario.

Respecto a la geomorfología, la zona de estudio se sitúa en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica. Toda el área de estudio se encuentra por encima de 1000 m de altitud, siendo la cota más elevada del mismo el Pico Almonga, de 1519 m, en la margen derecha del río. El relieve es ondulado, con pendientes moderadas y fuertes, debido a su ubicación montañosa.

4.1.3. Edafología

Según la clasificación de la F.A.O., el río presenta una gran extensión de *cambisoles húmicos*, los cuales se caracterizan por ser suelos ácidos, formados por rocas de diverso origen, que suelen corresponder a áreas no cultivadas. También aparecen con frecuencia las *rendsinas*, originadas a partir de roca madre caliza (SANZ RONDA, 2004).

4.1.4. Climatología

El sector se caracteriza por sus largos y fríos inviernos y sus frescos veranos, donde julio es el mes más cálido y enero el más frío. Las precipitaciones son abundantes durante la mayor parte del año, presentándose con frecuencia en forma de nieve, mientras que son escasas en los meses de julio y agosto. La aplicación SIGA (Sistema de Información Geográfico Agrario) del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, suministra los siguientes parámetros climáticos básicos (Tabla 4):

Tabla 4. Valores y parámetros climáticos de la zona de estudio.

Valores climáticos medios	
Pluviometría media anual	800 a 1200 mm
Temperatura media anual	7 a 9 °C
Tª media de las máximas del mes más cálido	24 a 28 °C
Tª media de las mínimas del mes más frío	-4 a -2 °C
Parámetros climáticos	
Clasificación climática (J. Papadakis)	Mediterráneo templado fresco
Régimen térmico (J. Papadakis)	Patagoniano
Régimen de humedad (J. Papadakis)	Mediterráneo húmedo
Periodo seco o árido	2 a 3 meses
Periodo frío o de heladas	6 a 7 meses
Evapotranspiración potencial (ETP)	500 a 600 mm/año
Índice de aridez (P/ETP)	> 0,75 (Región húmeda)

FONT TULLOT (2000), clasifica el área de estudio en la región semimarítima, dentro de la zona verde o de clima europeo occidental, y ALLUÉ-ANDRADE (1990), clasifica esta zona dentro de la subregión VI (IV)₂, correspondiente a orlas interiores de media montaña.

4.1.5. Vegetación de ribera

La vocación agro-ganadera de la zona ha condicionado a la vegetación de ribera a una estrecha franja en los bordes de las márgenes del río.

La primera banda de vegetación está compuesta por especies típicamente ripícolas. Principalmente destaca el chopo negro (*Populus nigra*) y diferentes especies de sauces: *Salix triandra*, *Salix purpurea* y *Salix atrocinerea*. También podemos observar algunos ejemplares de fresno (*Fraxinus* sp.), avellano (*Corylus avellana*), roble melojo o rebollo (*Quercus pyrenaica*), y algunas rosáceas como majuelos (*Crataegus monogyna*) y zarzas (*Rubus ulmifolius*). Esta banda presenta una gran calidad y buen estado de conservación en general, aunque su anchura no exceda de 5 metros o incluso haya desaparecido puntualmente -ver Figura 5 izq.-

En la margen derecha del tramo se ha realizado recientemente una corta de la mayor parte de los pies arbustivos y de algunos arbóreos. Esta intervención, que ha facilitado enormemente el levantamiento topográfico (estación total), ha provocado en buena lógica una afectación de la calidad del hábitat de ribera, al reducirse de forma importante la cobertura y la densidad del bosque ripario. En la Figura 5 dcha. se puede observar el estado actual del tramo.

Tras esta banda inicial se extienden mayoritariamente pastizales o cultivos agrícolas dedicados a la alimentación del ganado vacuno. También se observan de forma puntual plantaciones de chopo híbrido (*Populus x canadensis*), destinadas a la producción de madera. Esto se debe a las condiciones de fertilidad y elevada humedad edáfica que requieren estas plantaciones y que se dan en las vegas de los ríos.



Figura 5. izq.) Estado previo de la primera banda de vegetación; dcha.) Estado actual del tramo después de la corta.

4.1.6. Medio fluvial

El río Rivera pertenece a la red hidrográfica del Pisuerga, englobada dentro de la cuenca del Duero, y su clasificación decimal es 02-01-28-08. Su cuenca tiene una superficie de 90 km², lo que equivale al 0,09% de la total de la cuenca del Duero y su caudal específico en Ruesga supera los 50 l/s/km². Su nacimiento ocurre al pie del pico Sta. Lucía, aproximadamente a 1540 m, próximo a Rebanal de las Llantas (Palencia), donde recibe las aguas de varios arroyos.

En el tramo aguas arriba del embalse recorre unos 6 km en dirección este y sureste, atravesando las localidades de San Martín de los Herreros y Ventanilla, donde desagua en la cola del embalse de Ruesga. En este tramo el Rivera fluye con una pendiente longitudinal elevada (en torno al 9‰). Aguas abajo del embalse, recorre unos 5 km alternando en dirección este, después sur-este y finalmente sureste, antes de su confluencia con el Pisuerga en la localidad de Vado, tras atravesar las localidades de Ruesga y Cervera de Pisuerga.

Debido a que el río Rivera es un río de montaña, sus aguas son rápidas, frías y bien oxigenadas, con un lecho formado principalmente por materiales gruesos (cantos y bloques). Estas condiciones representan el hábitat idóneo para la trucha común (*Salmo trutta*), que es la especie fluvial representativa (SANZ RONDA, 2004).

El Rivera se encuentra regulado en su tramo medio por el embalse de Cervera-Ruesga. Este embalse, inaugurado en 1923, tiene una superficie de 91 ha y una capacidad de 10 hm³ de agua. Actualmente el embalse se destina para el abastecimiento del embalse de Aguilar, el control de avenidas y para riego, con un uso eminentemente recreativo durante los meses de verano (ver Figura 6).



Figura 6. Vista del embalse y la presa de Ruesga.

Alumno/a: José Ángel García Rivera
UNIVERSIDAD DE VALLADOLID (CAMPUS DE PALENCIA) – E.T.S. DE INGENIERÍAS AGRARIAS
Titulación de: Máster en Ingeniería de Montes

A. Caracterización fluvial

Según la Propuesta de caracterización jerárquica de los ríos españoles para su clasificación según la Directiva Marco de la Unión Europea (GONZÁLEZ DEL TÁNAGO y GARCÍA DE JALÓN, 2006), se caracteriza la cuenca y el tramo de estudio del Rivera de la siguiente forma (ver Figura 7 y Tabla 5):

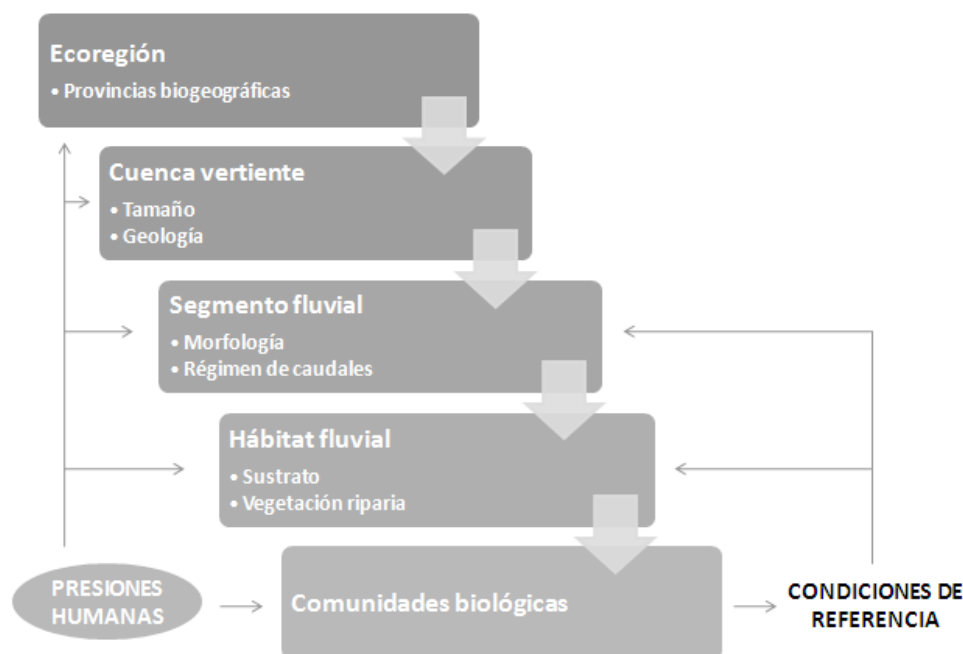


Figura 7. Esquema de caracterización fluvial según la DMA (GONZÁLEZ DEL TÁNAGO y GARCÍA DE JALÓN, 2006).

Tabla 5. Caracterización fluvial del tramo según la DMA.

Ecoregión	
- Provincia biogeográfica (RIVAS MARTÍNEZ <i>et al.</i> , 2002)	Provincia: Atlántica Europea Subprovincia: Orocantábrica
Cuenca vertiente	
- Tamaño - Geología (GUTIÉRREZ ELORZA, 1994)	Pequeña (10 – 100 km ²) Sílicea
Segmento fluvial	
- Morfología (adaptado de ROSGEN, 1996) - Régimen de caudales	B: Tramo alto y de piedemonte (Figura 8a) Permanente, pluvionival
Hábitat fluvial	
- Sustrato (MONTGOMERY y BUFFINGTON, 1997) - Vegetación riparia	No cohesivo (aluvial). Rápidos y remansos (Figura 8b) Comunidades arbóreas y arbustivas

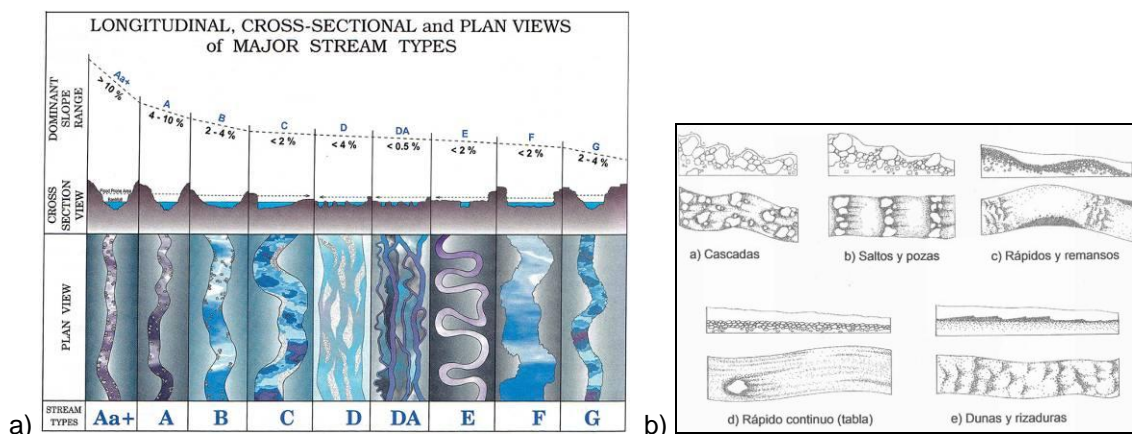


Figura 8. a) Tipos geomorfológicos diferenciados por ROSGEN (1996); b) Tipos de sustrato definidos por MONTGOMERY y BUFFINGTON (1997).

- **Clasificación de HUET (1954):** según este criterio relativo a las especies piscícolas presentes, el tramo es *zona de trucha*, que es la especie principal.
- **Clasificación de ILLIES & BOTOSANEANU (1963):** esta clasificación caracteriza los tramos fluviales según los grupos de invertebrados presentes, aunque también considera la anchura del cauce. El tramo es una zona entre el *Epirhithron* (riachuelos cuya anchura varía entre 2 y 10 m) y el *Metarhithron* (ríos de 10 a 20 m de anchura).
- **Clasificación de LEOPOLD y WOLMAN (1957):** atendiendo al trazado del río, el tramo corresponde con un cauce *rectilíneo* (coeficiente de sinuosidad <1,05).

B. Características del tramo de estudio

En la Figura 9 se puede observar la representación del tramo fluvial analizado en 3D.

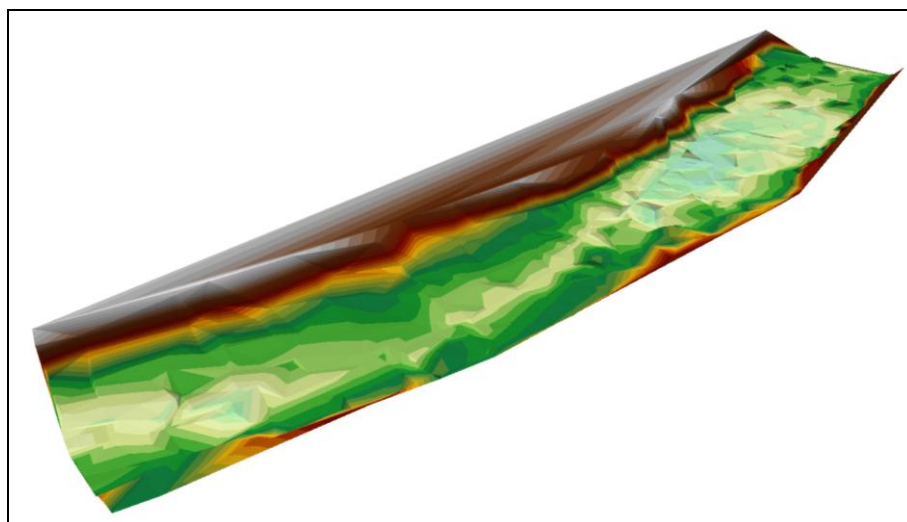


Figura 9. Representación 3D del tramo de estudio.

Pendiente longitudinal

Para el caudal de calibración de 0,29 m³/s, el desnivel medido en el tramo entre las cotas de lámina de agua (CLA) de las secciones superior e inferior es de 7 centímetros, a lo largo de los aproximadamente 60 m de distancia, lo cual equivale a una pendiente longitudinal media (pendiente hidráulica) en torno al 1,1‰.

Sustrato

El material del lecho predominante son materiales gruesos, principalmente cantos rodados. También se encuentran materiales más finos, como gravilla y limos, próximos a las orillas y en los márgenes -Figura 10-. De forma orientativa se puede clasificar el sustrato según las dimensiones de los materiales que se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. Granulometría de los diferentes materiales del lecho (JOWETT, 1996).

Vegetación	Limos	Arena	Gravilla	Gravas	Cantos	Bloques	Roca
Restos orgánicos	0,004-0,06 mm	0,06-2 mm	2-8 mm	8-64 mm	64-256 mm	256-1024 mm	Lecho continuo

Se ha observado durante los trabajos de campo la presencia de *Didymosphenia geminata*, también conocida como moco de roca. Esta diatomea bentónica de agua dulce es un tipo de alga unicelular microscópica con gran capacidad de expansión, la cual forma colonias que recubren los materiales del lecho (ver Figura 10).

Estas colonias resultan menos digestivas para los macroinvertebrados bentónicos, lo que provoca una disminución de la diversidad de estas poblaciones, quedando en muchos casos reducidas sus comunidades a grupos indicadores de mala calidad del agua. Las consecuencias negativas que esto conlleva sobre las poblaciones piscícolas son evidentes, al disminuir la calidad y cantidad de los recursos tróficos disponibles, además de suponer un inconveniente para la freza, debido a la colmatación de los intersticios del lecho.

Hasta el momento no se conocen métodos efectivos para la erradicación de esta especie en los cauces colonizados, resultando las medidas preventivas las más apropiadas para controlar su propagación. Por todo ello, *Didymosphenia geminata* está catalogada en nuestro país como especie invasora.



Figura 10. Vista general y en detalle del sustrato en el tramo de estudio.

Frezaderos

No se ha observado durante el muestreo del tramo ninguna zona de freza, desconociendo su existencia en otros tramos del río.

Refugios

La existencia de refugio es un factor importante en el desarrollo de la vida acuática. A efectos prácticos para esta aplicación PHABSIM concreta, el refugio influye sobre la calidad del hábitat, pero no directamente sobre la superficie de hábitat utilizable.

Durante los trabajos de campo se ha observado que el principal suministrador de refugio de orilla es la vegetación de ribera, que proporciona sombreado al cauce y protección con su sistema radical. Asimismo, las ramas caídas hacia el cauce y los grandes bloques dentro del cauce generan remansos que pueden ser utilizados como refugio.

Régimen de caudales

El régimen hidrológico actual del tramo es alterado, debido a la regulación ejercida por la presa de Cervera-Ruesga. Para caracterizarlo, se ha utilizado la serie hidrológica de aportaciones mensuales de la estación de aforos nº 107 (1932-2007) del Embalse de Cervera (Confederación Hidrográfica del Duero).

La aportación media anual es de $84,2 \text{ hm}^3$, siendo la máxima de $213,1 \text{ hm}^3$ y la mínima de $20,2 \text{ hm}^3$. Estos valores corresponden con unos caudales anuales de $2,67 \text{ m}^3/\text{s}$, $6,76 \text{ m}^3/\text{s}$ y $0,64 \text{ m}^3/\text{s}$ respectivamente. En un año tipo, los mayores caudales circulantes tienen lugar hacia finales de invierno, mientras que los caudales más bajos ocurren durante la época estival.

4.2. Metodología IFIM-PHABSIM

Una aplicación IFIM persigue relacionar los caudales circulantes por el tramo fluvial con el hábitat físico que generan para varios estadios vitales de una o varias especies piscícolas objetivo. Para ello, el sistema de hábitat PHABSIM que incorpora IFIM aplica modelos de simulación hidráulica de velocidad y profundidad, que junto con las curvas de preferencia de los organismos indicadores, permiten obtener relaciones funcionales entre el caudal y un índice de hábitat.

PHABSIM consta de los tres siguientes componentes:

- Modelaje hidráulico
- Criterios de preferencia biológica
- Modelo de hábitat

Modelaje hidráulico

Consiste en la simulación de las condiciones hidráulicas del tramo (profundidad y velocidad) para diferentes caudales circulantes.

Esta fase se inicia con la toma de datos en campo, en la que se simplifica el tramo en varias secciones transversales que representen los distintos hábitats presentes -simulación 1D-, o bien se levanta una batimetría del tramo -simulación 2D-, de la que deriva el modelo digital de elevaciones del cauce. En ambos esquemas de solución, el cauce queda representado por un conjunto de celdas elementales de características homogéneas, en las cuales se predice la profundidad, la velocidad media (vertical), y se caracteriza el tipo de sustrato.

En el caso de PHABSIM1D, cada sección transversal se subdivide en múltiples celdas rectangulares, centradas en las respectivas mediciones topográficas, que dan como resultado una malla de paralelepípedos representativa del hábitat (ver Figura 11 izq.); mientras que los modelos 2D representan el dominio con una malla compuesta de celdas unidas en los nodos topográficos, generalmente mediante triángulos irregulares -TIN- (ver Figura 11 dcha.).

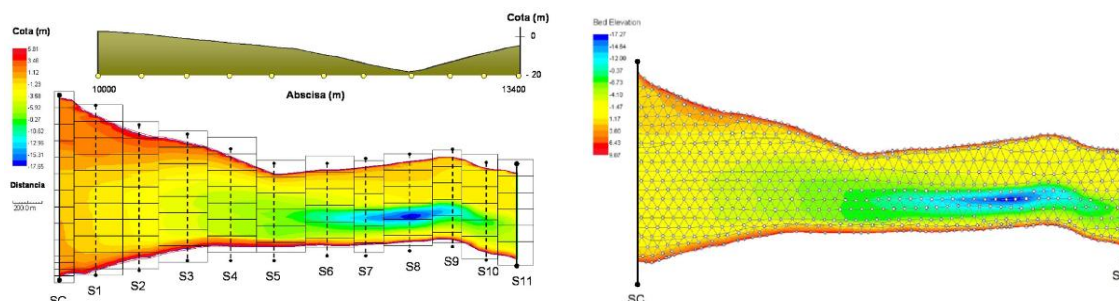


Figura 11. Sistema de representación del cauce en las aplicaciones PHABSIM en 1D (izq.) y en 2D (dcha.) (DÍEZ HERNÁNDEZ y BURBANO BURBANO, 2007).

Tras el levantamiento hidrotopográfico completo, se procede a simular las variables hidráulicas determinantes del hábitat. En el caso de los modelos 1D, la predicción incluye el nivel de superficie libre -que determina la profundidad- y la distribución horizontal de velocidad en cada sección transversal. Para los modelos 2D, la solución numérica por aproximaciones sucesivas resuelve en cada nodo la profundidad y las componentes de la velocidad en las direcciones longitudinal y transversal.

En ambos casos es preciso calibrar el modelo hidráulico mediante un parámetro que represente el efecto de la rugosidad de los materiales del lecho en el flujo (coeficiente de Manning, rugosidad absoluta, rugosidad efectiva, etc.), con objeto de minimizar las diferencias entre las predicciones y las mediciones de los perfiles hidráulicos y de las velocidades.

Criterios de preferencia biológica

Las funciones de preferencia biológica representan el grado de adecuación de las especies acuáticas respecto a los parámetros utilizados en la evaluación del hábitat, que generalmente son como mínimo la velocidad, la profundidad y el sustrato. Otras variables menos utilizadas aunque pueden desempeñar un papel importante en la preferencia del hábitat son la temperatura (BARTHLOW, 2002) y la cobertura del cauce, ligada a la luminosidad (BECHARA *et al.*, 2003), entre otras. De esta manera se define una curva de preferencia para una especie y estadio vital que se uniformiza para que varíe de 0 a 1, asignando el valor 0 para valores del parámetro que resulten intolerables, y el valor 1 para aquellos otros valores que resulten óptimos para el organismo.

Frecuentemente se seleccionan aquellos organismos cuyas exigencias de hábitat son representativas de las demandas globales de la comunidad, por lo que normalmente se emplean las especies ícticas más abundantes y de mayor interés, las cuales por lo general están mejor conocidas (MAYO RUSTARAZO, 1995). No obstante, también existen curvas de preferencia de otros organismos (macroinvertebrados, flora, etc, anfibios, etc), e incluso de actividades acuáticas (canotaje rafting/kayak).

La información biológica que requieren estos modelos precisa evaluar la respuesta de los organismos ante los diferentes valores que pueden alcanzar cada uno de los parámetros elegidos. Esto puede realizarse mediante el muestreo en campo de las poblaciones y del parámetro considerado y su posterior tratamiento, aunque generalmente se utilizan modelos

biológicos ya establecidos y contrastados, con la precaución necesaria al transferir a un río modelos desarrollados en otro distinto (SANZ RONDA, 2004).

Modelo de hábitat

La evaluación del hábitat acuático se realiza combinando con un sistema de lógica biológica los campos simulados de profundidad y de velocidad con las curvas de preferencia de los organismos objetivo, para desarrollar las relaciones entre el caudal y un índice de hábitat que expresa la calidad y cantidad del micro-hábitat generado (WADDLE, 2001).

Para ello, el modelo se inicia con el cálculo del coeficiente de conformidad o idoneidad de cada celda, para un caudal y organismo concreto, a partir de los coeficientes correspondientes a los parámetros estudiados (profundidad, velocidad y sustrato). Integrando las idoneidades de todas las celdas mojadas ponderadas por su área correspondiente, obtenemos el índice de hábitat, que representa el potencial biogénico del tramo para un organismo durante un evento de flujo. Este índice de hábitat suele conocerse generalmente como WUA -del inglés, Weighted Useable Area- ó APU -Anchura Potencial Útil-.

Este índice se corresponde con el área (m^2) que puede ser potencialmente utilizado, con una preferencia máxima, por la especie o estado de desarrollo considerado (GARCÍA DE JALÓN y GORTÁZAR, 2006). El estudio del índice de hábitat permite conocer las zonas del río con mayor preferencia por la especie o especies consideradas, así como sus posibilidades de utilización a medida que varía el caudal.

El objetivo del modelo hidrobiológico es obtener las decisivas curvas WUA-Caudal, que relacionan el hábitat disponible con cada caudal circulante y a partir de las cuales se propone el régimen de caudales ecológicos (el CE se determina a partir del WUA, no de la velocidad ni de la profundidad...).

4.3. Aplicación IFIM-PHABSIM

4.3.1. Tramo de estudio

Para la aplicación IFIM 2D se ha seleccionado un tramo representativo del río Rivera, incluido dentro del fragmento fluvial modelado en 1D por GARCÍA RIVERA (2011). Generalmente, los modelos 2D son aplicados en tramos relativamente cortos, mientras que los estudios 1D con muestreo estratificado de hábitats (rápidos, tablas y remansos), permiten la representación de segmentos fluviales mayores (JOWETT *et al.*, 2008).

El tramo examinado tiene una longitud de aproximadamente 60-65 m, lo que equivale a 5-6 veces la anchura media de bankfull (AMB). De acuerdo con SANZ RONDA *et al.* (2005), la longitud mínima del tramo representativo se corresponde con esta magnitud, lo cual se justifica en los principios básicos de geomorfología fluvial, donde se indica que la separación entre dos rápidos consecutivos en ríos aluviales tiende a repetirse a distancias de entre 5 y 7 veces la AMB (LEOPOLD *et al.*, 1964). De esta forma, en el tramo de estudio se diferencia claramente los tres tipos de hábitat principales: una zona somera de rápidos, una zona de aguas lentas y más profundas y unidades intermedias en cuanto a velocidad y profundidad (ver Figura 12).

Los procesos de erosión y sedimentación que acontecen en este tipo de ríos dan lugar a zonas con acumulación de sedimentos intercaladas por espacios sin ellos, lo que origina las secuencias de rápidos y remansos, que definen los diferentes tipos de hábitat.

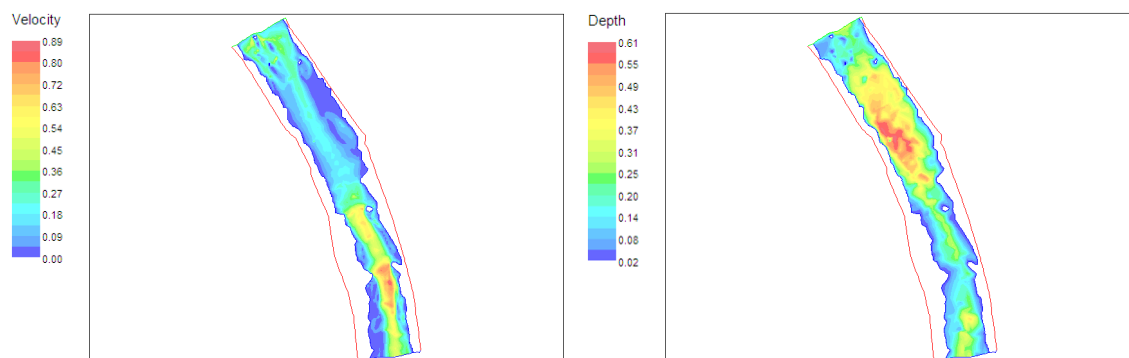


Figura 12. Caracterización de la velocidad (izq.) y la profundidad (dcha.) durante el caudal de calibración ($Q_{cal}=0.29 \text{ m}^3/\text{s}$).

Un motivo fundamental para la delimitación del tramo a modelar es la reciente corta de vegetación de ribera practicada en la margen derecha del río (ver apartado 4.1.5), que ha facilitado mucho las mediciones.

4.3.2. Modelaje hidráulico

A. Levantamiento hidrotopográfico

Las mediciones se han realizado durante tres días, mediante dos muestreos distintos (Tabla 7).

Tabla 7. Campaña de levantamiento hidrotopográfico.

Fecha	Muestreo
28-junio-2013 30-junio-2013	Batimetría
07-julio-2013	Batimetría (espacios no muestreados) Medición de orillas y velocidades

Batimetría

La primera fase y principal de la campaña de muestreo consistió en el levantamiento batimétrico del cauce. Para ello se utilizó un equipo topográfico compuesto por estación total (Leica TC307) y prisma, que se colocó en su correspondiente pértiga.

Se efectuaron un total de 5 estacionamientos en la margen derecha del río, desde donde se midieron puntos secos y mojados del cauce (ver Figura 14). El procedimiento seguido para esta caracterización ha consistido en establecer un conjunto de secciones transversales espaciadas unos 7-10 m, entre las cuales se midieron puntos aleatoriamente, procurando representar de modo suficiente la variabilidad longitudinal y transversal del cauce. Es importante que la primera sección -situada aguas abajo del tramo- presente un flujo libre (carente de remanso), de modo que pueda actuar como control hidráulico.

Tras el primer muestreo batimétrico se examinaron en gabinete de los datos, detectando algunas zonas del cauce sin muestrear, o con baja densidad de puntos medidos. Por ello se realizó una segunda medición batimétrica de esos lugares, para conformar un sistema de representación confiable.

En total se midieron 738 puntos del cauce, para una superficie de $614,85 \text{ m}^2$, lo que equivale a una densidad de $120 \text{ puntos}/100 \text{ m}^2$ de cauce. Este es un buen dato de acuerdo con JOWETT (2012), que reconoce como mínima una densidad de $23 \text{ puntos}/100 \text{ m}^2$ para un río con variaciones mínimas de topografía. Por otra parte, GARD (2010) sugiere una densidad de al menos $40 \text{ puntos}/100 \text{ m}^2$. Cada punto representa por lo tanto $0,83 \text{ m}^2$ de cauce (Figura 13).

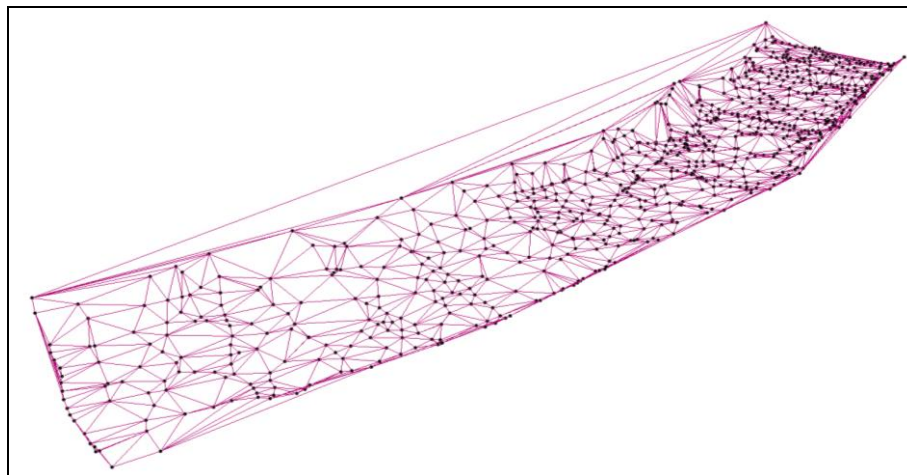


Figura 13. Puntos topográficos e interpolación triangular para obtener el TIN.

Cota de Agua y Velocidad

Una vez completada la batimetría, se procede a medir la cota de agua en varias secciones, así como la velocidad media en un conjunto de puntos. Esta información necesaria para calibrar el modelo hidráulico es importante que sea medida con la mayor precisión posible. El caudal de calibración (Q_{cal}) medido por la estación de aforos del Embalse de Cervera, es de $0,29 \text{ m}^3/\text{s}$.

La medición de las orillas tiene por objeto conocer las cotas de la lámina de agua (CLA) a lo largo del tramo, conformando así un perfil hidráulico observado. Este procedimiento se realiza en secciones transversales, midiendo el nivel del agua en cada orilla (en ocasiones también en el centro del cauce). En nuestro estudio se ha medido la CLA en un total de 24 secciones.

Para concluir la hidrometría es necesario medir la velocidad en un conjunto de puntos repartidos por el tramo, los cuales son asimismo topografiados (ver Figura 14). La medición de velocidad se ha realizado mediante correntímetro (Swoffer modelo 2100), utilizando su soporte también como pértiga donde se fijó el prisma. En total se midieron un total de 43 puntos dispersos en el cauce.



Figura 14. Levantamiento topográfico (izq.) y medición de velocidad (dcha.) en el tramo.

Alumno/a: José Ángel García Rivera
UNIVERSIDAD DE VALLADOLID (CAMPUS DE PALENCIA) – E.T.S. DE INGENIERÍAS AGRARIAS
Titulación de: Máster en Ingeniería de Montes

Caracterización del sustrato

En todos los puntos muestreados del cauce se tipificó el sustrato mediante observación directa, utilizando la clasificación de JOWETT (1996), que muestra la Tabla 6 (p.19).

B. Tratamiento de los datos

Una vez finalizado el muestreo del tramo se procede al procesamiento informático de los datos, para lo cual se ha utilizado el programa River2D (STEFFLER *et al.*, 2010). Este programa utiliza un modelo hidráulico bidimensional de elementos finitos promediado en profundidad, que simula las condiciones hidráulicas (profundidad media, dirección y velocidad media del agua, cota de la lámina de agua, etc.) en la superficie del tramo estudiado, y calcula el hábitat potencial según los requerimientos de diferentes especies y estadios vitales en términos de WUA (GARCÍA DE JALÓN y GORTÁZAR, 2006).

La entrada de los datos topográficos se realiza mediante el programa R2D_Bed, tras lo cual se crea la malla irregular triangular, también conocida como TIN -Triangular Irregular Network-, que será utilizada por el modelo para la representación del cauce (ver Figura 13). Para la creación de la malla se utiliza el programa R2D_Mesh. El índice de calidad de la malla que hemos obtenido para nuestro modelo es 0,317, que es un buen valor. Lo habitual suele estar en el intervalo 0,15-0,50 (WADDLE y STEFFLER, 2002).

Por otra parte, para poder comparar los resultados del modelo 2D con los del modelo 1D en el mismo tramo de río, decidimos seleccionar 8 secciones transversales de éste, que fueron extraídas con River2D a partir del modelo del cauce. Dichas secciones se han procesado en 1D mediante el método del paso estándar (WSP), utilizando el software SEFA (System for Environmental Flow Analysis).

Complementariamente al análisis 1D-2D, y como se dispone de la información de las secciones levantadas por GARCÍA RIVERA (2011) en un tramo ampliado del río, se ha reprocesado con SEFA, para ver el efecto de la longitud fluvial en los resultados 1D.

C. Calibración del modelo

La calibración del modelo 2D comienza con la caracterización de la distribución espacial de la rugosidad en el cauce, atendiendo al tamaño de los materiales y las formas del lecho. Seguidamente, se realizan aproximaciones sucesivas para encontrar un factor global de escala de rugosidad que minimice las discrepancias entre las predicciones y las observaciones de los perfiles hidráulicos y de las velocidades puntuales.

Calibración de CLA

A pesar de haber medido la CLA en 24 secciones a lo largo del tramo, hemos utilizado finalmente para la calibración un subconjunto de 12 secciones, en las cuales los registros resultaron coherentes y confiables (ver Figura 15).

Se eligieron como rugosidades iniciales las correspondientes al percentil 80 (d_{80}) de cada clase granulométrica (Tabla 6). La rugosidad se fue ajustando progresivamente como factor de escala para todos los puntos, hasta encontrar una buena correspondencia global entre las CLA simuladas y las observadas ($CLA_{sim} \cong CLA_{obs}$).

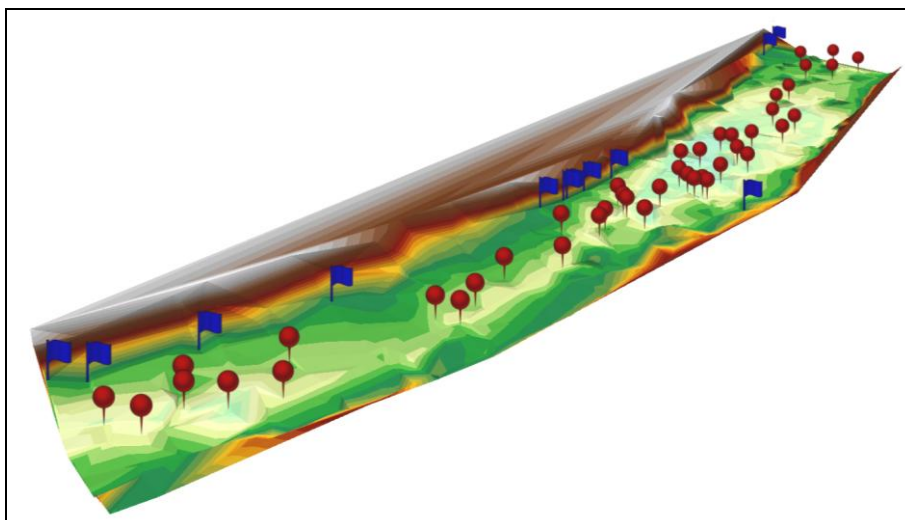


Figura 15. Orillas (azul) y velocidades (rojo) observadas utilizadas para la calibración del modelo.

Reduciendo la rugosidad en más del 80% del valor inicial, se encontró una desviación media mínima, asociada a un error absoluto medio en las secciones de 4,05 cm. La discrepancia máxima fueron 5,42 cm, por lo que la imprecisión del modelaje no llega a los 6 cm en el tramo. El error cuadrático medio de la calibración es de 4,32 cm. La Tabla 8 muestra los errores medios en el tramo asociados a decrementos de rugosidad (%).

Tabla 8. Calibración del modelo 2D mediante el ajuste de la rugosidad.

Secciones	Rugosidades							
	100%	80%	70%	60%	40%	20%	10%	5%
472	6,87	6,72	6,53	6,33	5,89	5,32	4,96	5,53
477	6,41	6,21	6,00	5,77	5,23	4,54	4,12	4,94
443	6,25	6,08	5,91	5,72	5,28	4,74	4,43	5,33
347	6,56	6,39	6,31	6,03	5,59	5,05	4,74	5,65
391	6,56	6,39	6,22	6,03	5,61	5,07	4,77	5,70
430	6,52	6,34	6,09	5,98	5,55	5,01	4,71	5,71
456	7,23	7,07	6,89	6,68	6,27	5,73	5,42	6,32
630	3,51	3,37	3,23	3,07	2,74	2,33	2,07	3,68
416	6,88	6,72	6,54	6,34	5,90	5,44	5,12	6,03
397	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,05	0,24
408	4,60	4,46	4,32	4,16	3,84	3,44	3,19	4,78
411	6,84	6,69	6,52	6,34	5,91	5,34	5,02	6,05
Media	5,69	5,54	5,38	5,21	4,82	4,34	4,05	5,00

Calibración de velocidad

Se dispone de 43 puntos del cauce con velocidades observadas -ver Figura 15-. Para el caudal de calibración ($0,29 \text{ m}^3/\text{s}$) la mayor proporción de velocidades están entre $0,20$ y $0,40 \text{ m/s}$, con pocos registros por encima de $0,60 \text{ m/s}$ y ninguno por encima de $0,80 \text{ m/s}$ (Figura 16).

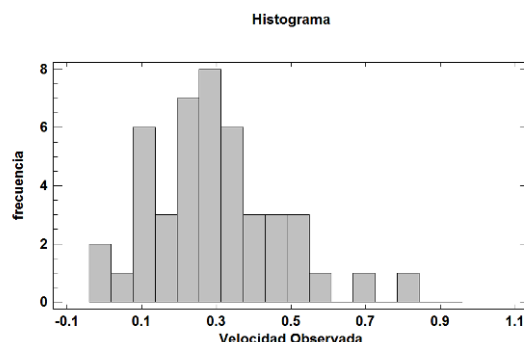


Figura 16. Distribución de frecuencia de velocidades.

Después de ensayar el valor de rugosidad que produjo el mejor ajuste de las CLA, se simularon las velocidades correspondientes a dicho valor, que resultaron mayoritariamente mayores que las observadas, como puede observarse en la Figura 17 (Vel sim $\times 0.10$). La correlación observado-simulado arroja un coeficiente R^2 de $0,80$, lo que indica que el ajuste global es adecuado. Sin embargo, el hecho de que las velocidades simuladas superen a las observadas puede ajustarse reduciendo las velocidades, para lo cual ha de aumentarse la rugosidad.

Tras varias aproximaciones se encontró que incrementando un 20% las rugosidades resultantes de la calibración de las CLA se consigue una mejor correlación (Vel sim +20%; Figura 17). Esto supone trabajar con unas rugosidades que son del 12% respecto del valor inicial. El coeficiente R^2 es de $0,87$, lo que indica un buen desempeño global del modelo. Estadísticamente indica que el modelo explica el 87% de la variabilidad en la velocidad simulada. Como referencia, JOWETT (2012) obtiene unos coeficientes de correlación para la velocidad que varían entre $0,62$ y $0,67$ para dos modelos 2D, mientras que otros estudios han reportado valores de R^2 entre $0,09$ y $0,82$ (ver Tabla 1).

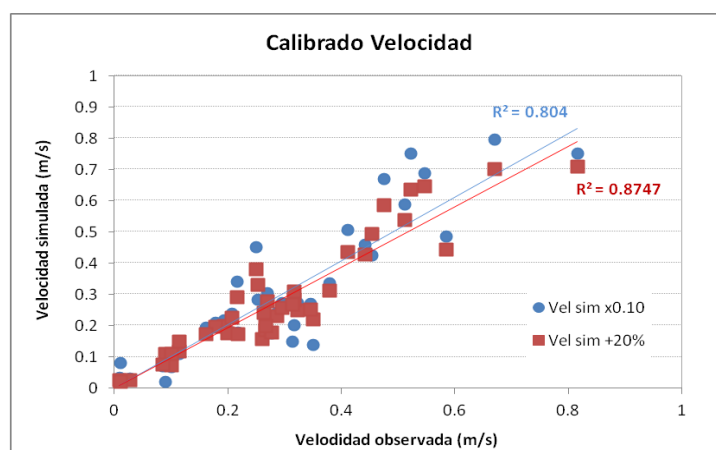


Figura 17. Ajuste de las velocidades simuladas y observadas para una rugosidad del 10% (azul) y del 12% (rojo) respecto del valor de rugosidad inicial.

La Figura 18 analiza las diferencias o errores absolutos entre los valores de velocidad observada y simulada. Casi todos son menores de 0,10 m/s, y gran parte de ellos están por debajo de 0,05 m/s. El error cuadrático medio es 0,065 m/s = 6,5 cm/s, que consideramos adecuado y coherente con las inexactitudes inherentes a la medición de este tipo de ríos. A modo de referencia, indicar que el correntímetro Swoffer modelo 2100 que utilizamos tiene un error de medición de $\pm 1,4\%$ (SANZ RONDA, 2004).

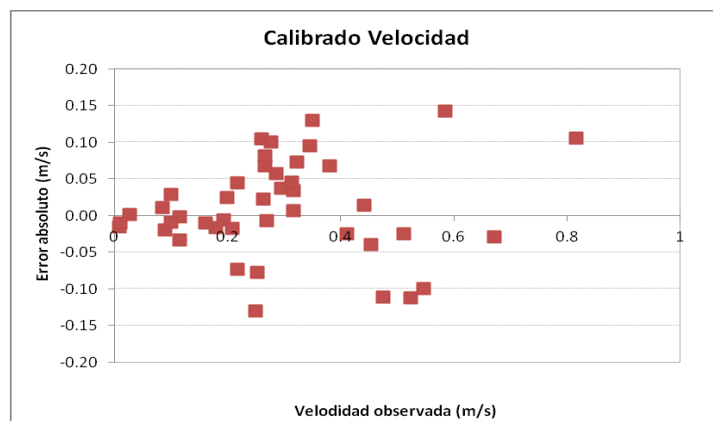


Figura 18. Errores absolutos entre las velocidades observadas y las simuladas.

Calibración conjunta de CLA y velocidades

El ajuste menor de rugosidad efectuado para la velocidad tiene un efecto en la CLA, puesto que en 2D la simulación de profundidad y velocidad son simultáneas. Las rugosidades finales del modelo calibrado arrojan por tanto el siguiente error (ver Tabla 9):

Tabla 9. Calibración del modelo 2D.

	Error cuadrático medio
CLA	0,042 m (4,2 cm)
Velocidad	0,065 m/s (6,5 cm/s)

Estos valores se consideran aceptables, teniendo en cuenta los errores de medición topográfica (estación total) e hidrométrica (correntímetro) normales en este tipo de ríos. A modo comparativo, un modelo 2D del río Rangitata pronosticó profundidades y velocidades con un error medio de 0,063 m y 0,18 m/s, respectivamente (JOWETT *et al.*, 2008). -Ver apartado 2.3-.

En ausencia de un caudal de validación estricta distinto al de calibración, los valores anteriores obtenidos para el caudal de calibración orientan sobre el desempeño del modelo.

D. Simulación hidráulica

Una vez calibrado el modelo se procede a la simulación hidráulica de los caudales. Para ello se ha considerado un intervalo amplio en el rango de los caudales normales del río -hasta 3 m³/s-, con incrementos de caudal de 0,1 m³/s.

La Figura 19 muestra la estimación de la profundidad en el tramo para el esquema 1D (izq.) y 2D (dcha.). Para llevar a cabo la simulación con River2D es necesario conocer como condición de contorno para cada caudal las CLA de las secciones superior e inferior del tramo.

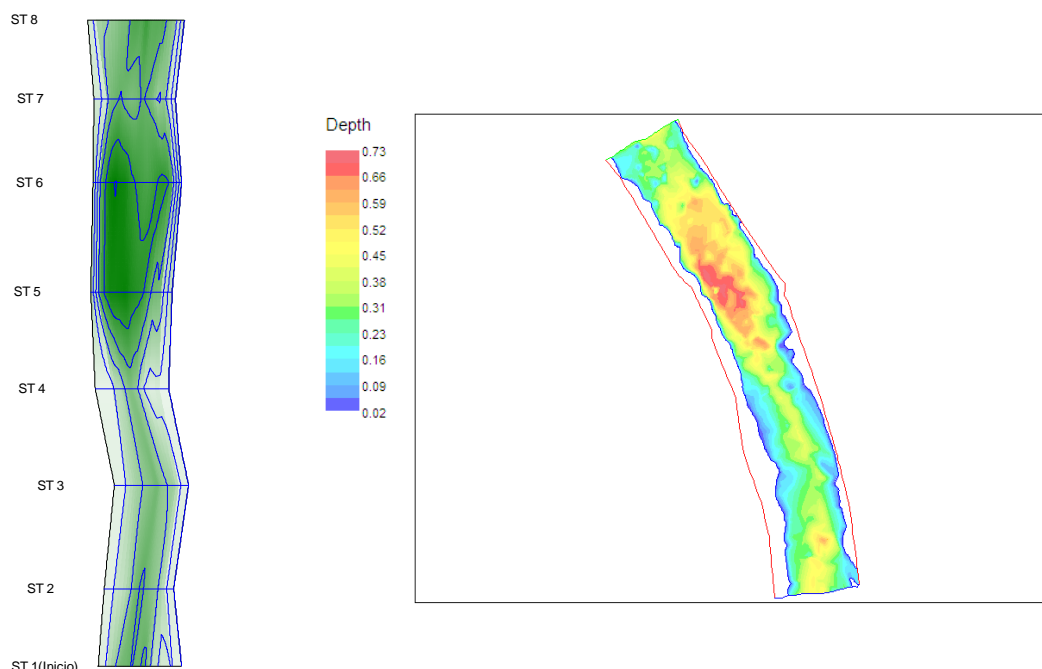


Figura 19. Mapa de profundidad del tramo utilizando SEFA ($Q_{cal}=0,29 \text{ m}^3/\text{s}$) -izq.- y River2D ($Q=0,80 \text{ m}^3/\text{s}$) -dcha.-. (Verde más oscuro en el esquema 1D representa zonas más profundas)

4.3.3. Criterios de preferencia

Se han utilizado las curvas de preferencia desarrolladas por MAYO RUSTARAZO (1995) para los cuatro estadios de la trucha común. La Figura 20 muestra dichas curvas de preferencia para la velocidad, la profundidad y el sustrato.

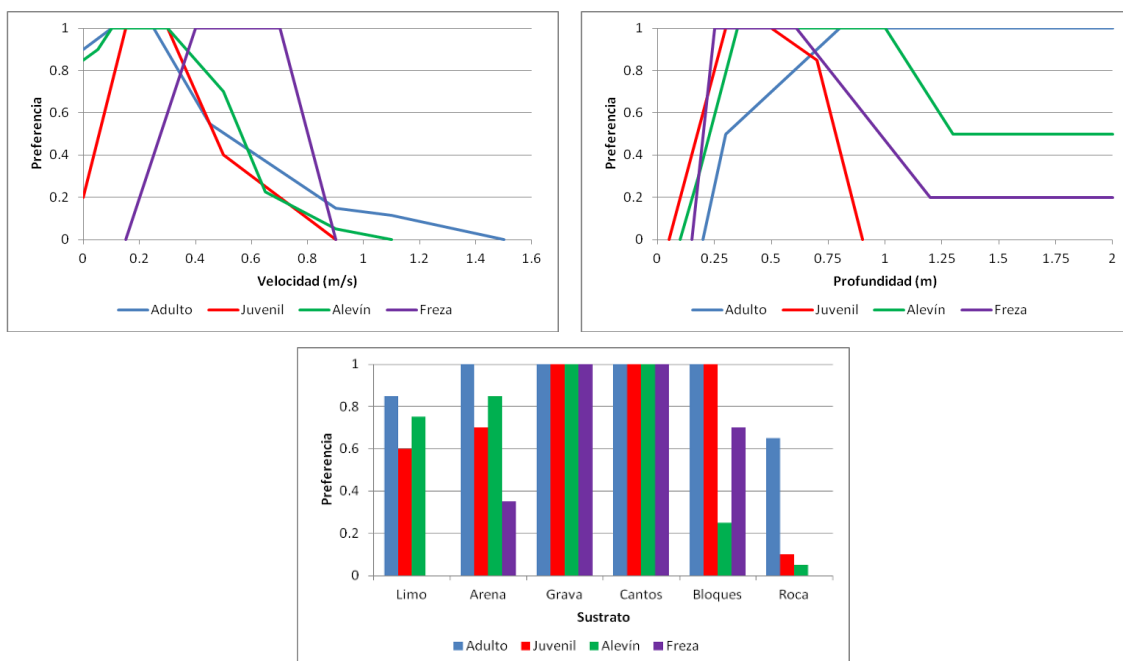


Figura 20. Curvas de preferencia de la trucha común MAYO RUSTARAZO, 1995).

Alumno/a: José Ángel García Rivera
 UNIVERSIDAD DE VALLADOLID (CAMPUS DE PALENCIA) – E.T.S. DE INGENIERÍAS AGRARIAS
 Titulación de: Máster en Ingeniería de Montes

La clasificación del sustrato según su granulometría se corresponde con la mostrada en la Tabla 6. El autor no define la preferencia para los tipos de sustrato de gravilla y vegetación. Como decisión operativa, se adoptó para la gravilla una preferencia intermedia entre la arena y la grava, mientras que la preferencia de la vegetación se ha asemejado a la del limo.

4.3.4. Modelo de hábitat

El último paso de la metodología IFIM-PHABSIM consiste en la evaluación espacial del hábitat para cada caudal y cada organismo considerado. Con River2D el procedimiento se inicia con la simulación hidráulica para cada caudal, y el modelo calcula el hábitat disponible para el organismo seleccionado, a partir de la idoneidad combinada de la velocidad, profundidad y sustrato en cada elemento discretizador del cauce (ver Figura 21). Este proceso debe repetirse para cada uno de los caudales que queremos simular. De esta forma hemos construido las curvas WUA-Caudal para los organismos objetivo.

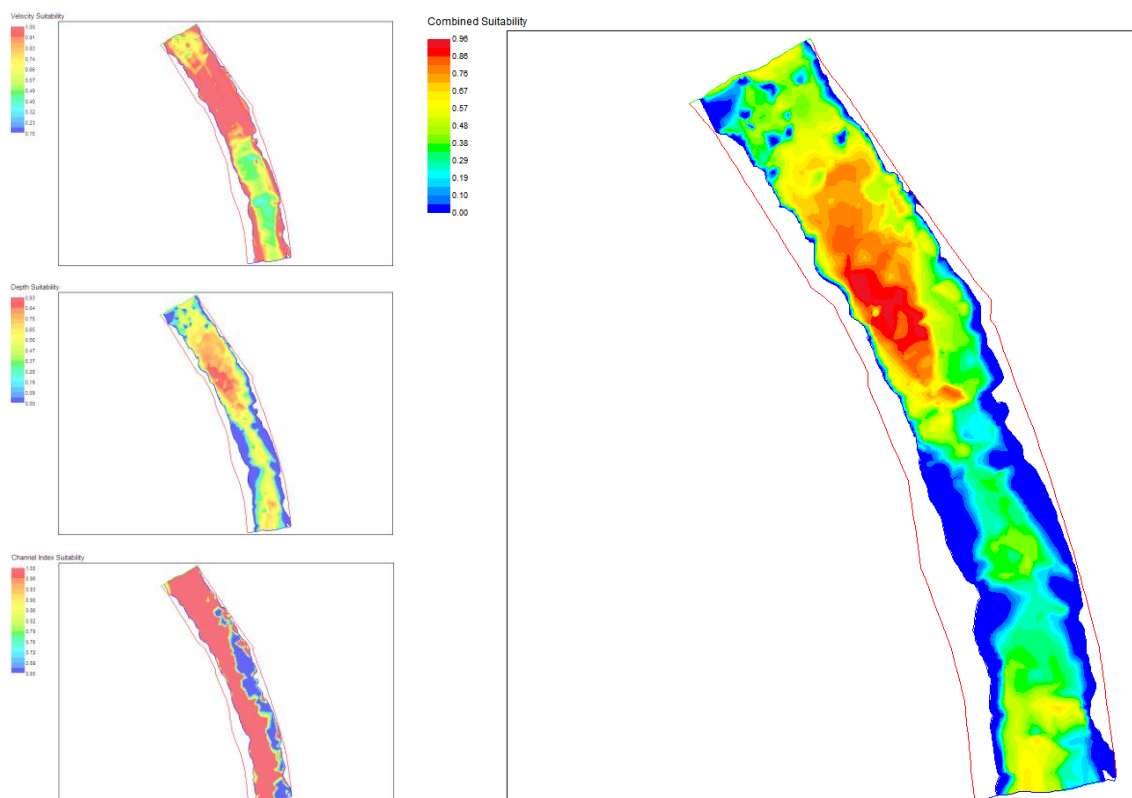


Figura 21. Idoneidad combinada para la trucha adulto ($0,80 \text{ m}^3/\text{s}$).

Mediante el software SEFA también hemos procedido a calcular el hábitat disponible para todos los estadios de la trucha común -ver Figura 22-, obteniendo valores nulos de WUA para la freza en todos los caudales simulados. Esto, unido a la ausencia probable de zonas de freza en el tramo de estudio, nos ha llevado a descartar este estadio de la simulación del hábitat.

Las curvas WUA-Caudal se presentan y analizan en el apartado 5.1.

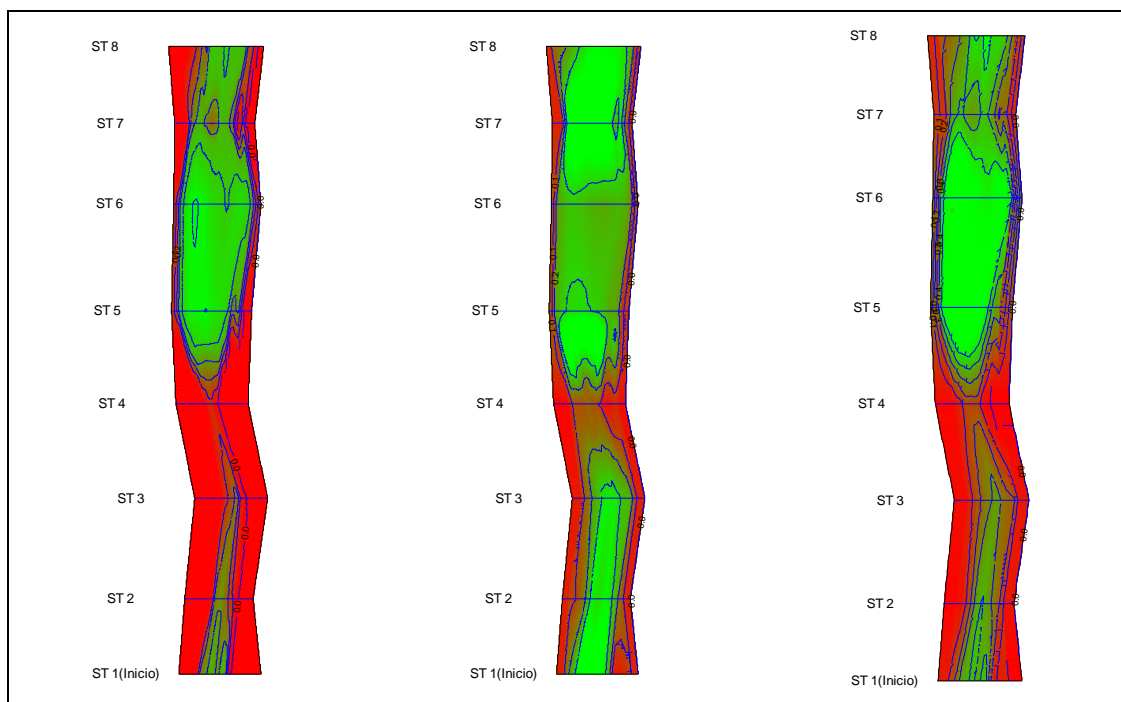


Figura 22. Idoneidad combinada para la trucha adulto -izq.-, juvenil -centro- y alevín -dcha.- ($Q_{cal}=0,29 \text{ m}^3/\text{s}$). (Las zonas verdes son las de mayor idoneidad, y las rojas las desfavorables)

4.4. Análisis estadístico

Para analizar las curvas WUA-Caudal para los diferentes modelos hidráulicos aplicados, se han efectuado (Statgraphics) dos pruebas estadísticas no paramétricas (test de Wilcoxon y test de Friedman). Los dos test de ajuste a la normalidad de Kolmogorov y de Shapiro Wilks (nivel de confianza 95%) indican que los datos no siguen una distribución normal de modo consistente.

El test de Wilcoxon, también conocido como prueba de rangos con signo, se utiliza para comparar dos muestras pareadas -en este caso, el índice de hábitat para un organismo y caudal concreto entre dos modelos distintos-, mientras que el test de Friedman se utiliza para comparar varias muestras entre sí. Estas pruebas nos permiten determinar si existen o no diferencias significativas entre los diferentes modelos.

5. Resultados y Discusión

5.1. Análisis espacial del hábitat fluvial

En este apartado se presentan las curvas WUA-Caudal desarrolladas, y se comparan los resultados de los modelos 1D y 2D para un mismo tramo fluvial, de los modelos 1D para tramos de distinta longitud, y de los tres modelos hidráulicos entre sí. Los pares de valores WUA-Caudal para cada estadio y modelo se muestran en las Tablas 16, 17 y 18 (Anejo 8.1).

5.1.1. Modelos 1D y 2D

La Figura 23 muestra las curvas WUA-Caudal en 1D y 2D para los tres estadios considerados de la trucha común -adulto (Ad), juvenil (Ju) y alevín (Al)-.

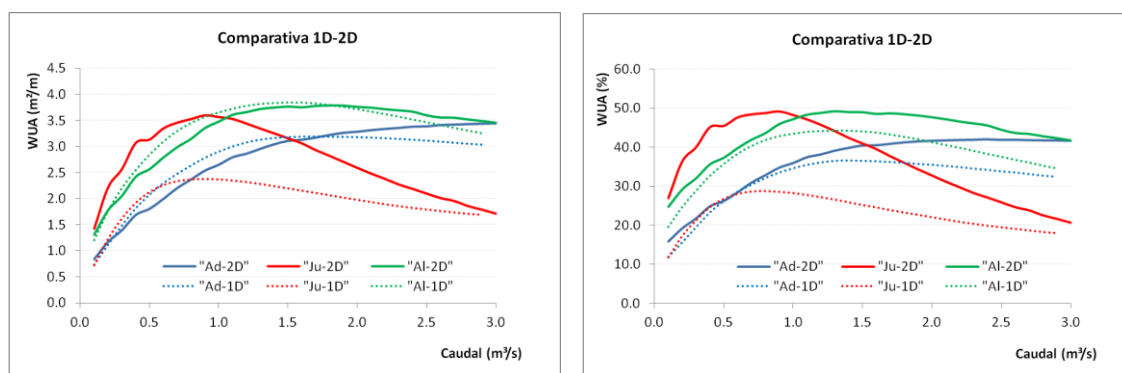


Figura 23. Curvas WUA-Caudal 1D y 2D, expresadas en valor absoluto -m²/m- (izq.) y en % respecto del área total en el tramo (dcha.).

Análisis de los resultados

La Tabla 10 presenta los resultados del test de Wilcoxon para los modelos 1D y 2D, así como la diferencia media y cuadrática media entre los dos modelos, calculada para cada curva WUA-Caudal. La diferencia cuadrática media da más peso a las diferencias mayores y menos peso a las pequeñas.

Tabla 10. Resultados del test de Wilcoxon y diferencia entre modelos 1D y 2D.

	Test de Wilcoxon (95% confianza)		Diferencia 1D-2D (%)	
	Valor-P	¿Distintos?	Media	Cuadrática media
Adulto (m²/m)	1	No	7,57	8,58
Adulto (%)	< 0,01**	Si	12,26	14,32
Juvenil (m²/m)	< 0,01**	Si	26,17	28,37
Juvenil (%)	< 0,01**	Si	35,36	36,72
Alevín (m²/m)	0,5666	No	4,63	5,57
Alevín (%)	< 0,01**	Si	11,75	12,65

(Los asteriscos indican que, con una probabilidad muy elevada, ambas muestras son distintas).

El test de Wilcoxon pone de manifiesto que, para un nivel de confianza del 95% ($\alpha=0,05$), existen diferencias significativas entre 1D y 2D en todos los casos ($\text{Valor-P}<0,05$), excepto para el adulto y alevín en términos de hábitat absoluto $\text{-m}^2/\text{m-}$ ($\text{Valor-P}\geq 0,05$). Este análisis es coherente con las diferencias cuantitativas encontradas entre ambos modelos, las cuales son inferiores al 10% en el caso citado de los adultos y los alevines, resultando ser superiores para el %WUA.

Las mayores diferencias entre 1D y 2D corresponden a los juveniles, ya que para este estadio el modelo 2D ofrece más hábitat disponible (m^2/m) que el modelo 1D, para todos los caudales simulados. En cualquier caso, la mayor diferencia que encontramos entre los modelos 1D y 2D es inferior al 40%. LORANGER y KENNER (2004) encontraron diferencias en la estimación del hábitat por PHABSIM (1D) y River2D del orden del 67-167% en varios estudios realizados (ver apartado 2.3).

Analizando la Figura 24, observamos que las diferencias en WUA y %WUA entre 1D y 2D para adulto y alevín son comparables, y que estas diferencias son mayores para caudales bajos y altos (dentro del rango de caudales simulado). Comprobamos de nuevo que las diferencias en el caso del juvenil son las mayores de la comparativa, aunque siguen un patrón distinto, ya que éstas disminuyen conforme aumenta el caudal.

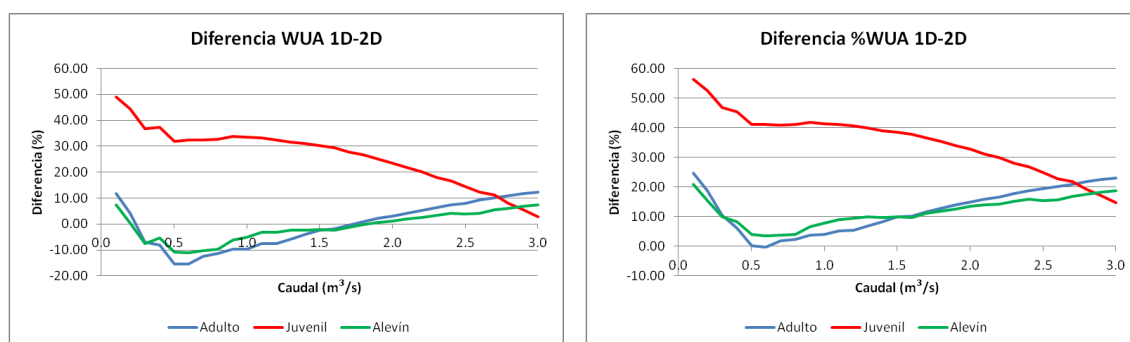


Figura 24. Diferencia de WUA (m^2/m) -izq.- y WUA (%) -dcha.- entre 1D y 2D, para todos los caudales simulados.

Atendiendo al gráfico WUA-Caudal, expresado en m^2/m , observamos que la forma de las curvas de los adultos y alevines es muy parecida entre 1D y 2D. Los picos de las curvas en los tres estadios se producen a los mismos caudales, y la pendiente de la rama ascendente es parecida en términos generales. Esto implica que si el caudal ecológico se determinase interpretando estas funciones, asociándolo a una reducción máxima de hábitat (%) -p. ej. que el proyecto no reduzca más del 40% respecto de la condición previa-, en principio el caudal ecológico resultante sería comparable utilizando modelos 2D o 1D.

Considerando las funciones WUA-Caudal en términos de % de hábitat utilizable, observamos el mismo patrón. En este caso comprobamos que el modelo 2D genera mayor WUA que 1D, para los tres estadios de la trucha.

5.1.2. Modelos 1D de tramo corto y largo

Se ha investigado también las diferencias en el hábitat espacial debidas a la modelación de tramos con distinta longitud. Para ello realizamos la simulación 1D del tramo caracterizado mediante batimetría con secciones transversales (tramo corto), y comparamos los resultados con los obtenidos para el tramo largo analizado por GARCÍA RIVERA (2011) -tramo largo-. Las funciones WUA-Caudal para ambos modelos 1D se muestran en la Figura 25.

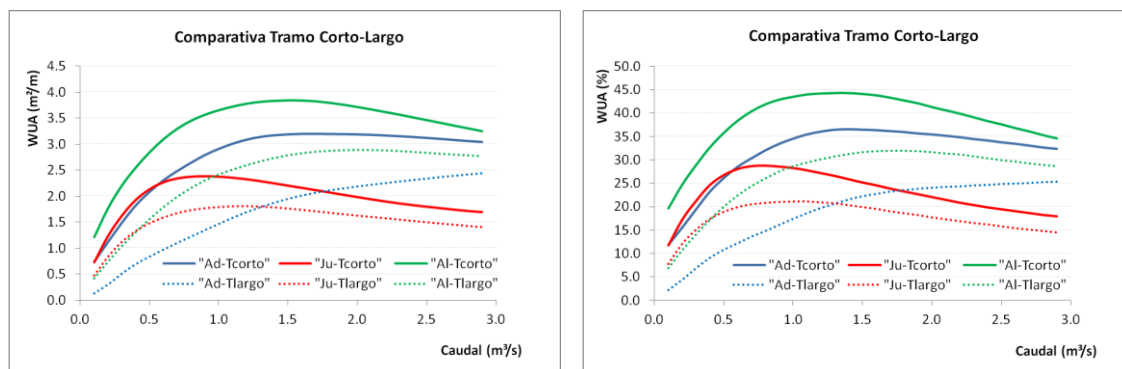


Figura 25. Curvas WUA-Caudal para los tramos Corto y Largo, expresadas en valor absoluto - m^2/m - (izq.) y en % respecto del área total en el tramo (dcha.).

Análisis de los resultados

Se ha realizado el test de Wilcoxon para los modelos de tramo corto y largo, con objeto de conocer si ambos modelos son estadísticamente distintos. Los resultados del test, así como las diferencias calculadas entre ellos se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. Resultados del test de Wilcoxon y diferencia entre modelos de tramo Corto y Largo.

	Test de Wilcoxon (95% confianza)		Diferencia Tramo Corto-Largo (%)	
	Valor-P	¿Distintos?	Media	Cuadrática media
Adulto (m^2/m)	< 0,01**	Si	91,77	126,68
Adulto (%)	< 0,01**	Si	92,29	124,29
Juvenil (m^2/m)	< 0,01**	Si	29,49	31,18
Juvenil (%)	< 0,01**	Si	30,65	31,65
Alevín (m^2/m)	< 0,01**	Si	50,40	63,68
Alevín (%)	< 0,01**	Si	51,23	62,57

Comprobamos como, con un nivel de confianza del 95%, los modelos 1D de tramo corto y de tramo largo son significativamente distintos en todos los casos. Las diferencias entre ambos modelos varían en el rango de 29-92% (diferencia media), o en el rango de 31-126% (diferencia cuadrática media), en función del estadio considerado. Este análisis evidencia que la longitud del tramo influye claramente en los resultados, siendo más representativo a mayor longitud muestreada.

Estudiando la variación con el caudal de las diferencias en WUA y %WUA (Figura 26), observamos que éstas disminuyen para los tres estadios a medida que aumenta el caudal, lo que puede ser debido a la homogeneidad en las condiciones hidráulicas del cauce producidas por caudales mayores.

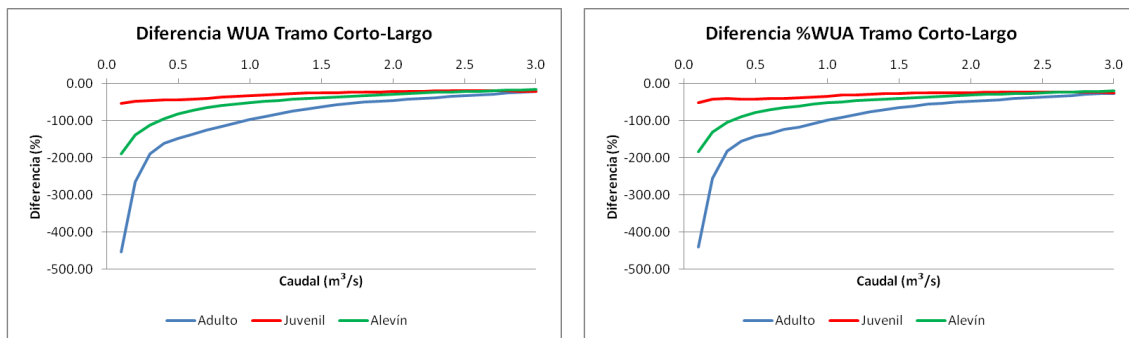


Figura 26. Diferencia de WUA (m^2/m) -izq.- y WUA (%) -dcha.- entre el modelo de tramo corto y de tramo largo, para todos los caudales simulados.

Observando las funciones WUA-Caudal, comprobamos que el tramo corto genera más hábitat para la trucha que el tramo largo de forma consistente. Esto puede deberse a que el tramo largo incluya zonas cuyo hábitat sea menos propicio para la trucha que el que existe en el tramo corto, o que estas zonas estén más representadas debido a su mayor longitud.

Vemos también que los picos de las curvas del tramo corto y del tramo largo no se producen en los mismos caudales, y que la pendiente de la rama creciente de las curvas es mayor para el tramo corto. Esto tiene su repercusión al determinar el caudal ecológico, ya que si se determinase, asociado a un porcentaje de reducción de hábitat a partir de estas curvas, el caudal ecológico sería distinto en uno y otro caso -mayor en el tramo corto-.

5.1.3. Modelo 2D y modelos 1D de tramo corto y largo

En este apartado se analizan entre sí los resultados de las funciones WUA-Caudal de los tres modelos hidráulicos examinados: 2D, 1D de tramo corto y 1D de tramo largo. La prueba estadística no paramétrica que procede en este caso para comparar resultados pareados de más de dos muestras es el test de Friedman, cuyos resultados presenta la Tabla 12.

Tabla 12. Test de Friedman para las tres aplicaciones PHABSIM.

	Test de Friedman (95% confianza)		¿Modelos iguales?		
	Valor-P	¿Distintos?	2D	1D (T. corto)	1D (T. largo)
Adulto (m^2/m)	< 0,01**	Si	Si	Si	No
Adulto (%)	0,00	Si	No	No	No
Juvenil (m^2/m)	0,00	Si	No	No	No
Juvenil (%)	0,00	Si	No	No	No
Alevín (m^2/m)	< 0,01**	Si	Si	Si	No
Alevín (%)	0,00	Si	No	No	No

Para conocer que muestras son iguales entre sí, el gráfico de Caja y Bigotes resulta muy práctico cuando se configura con una muesca sobre la mediana (Figura 27).

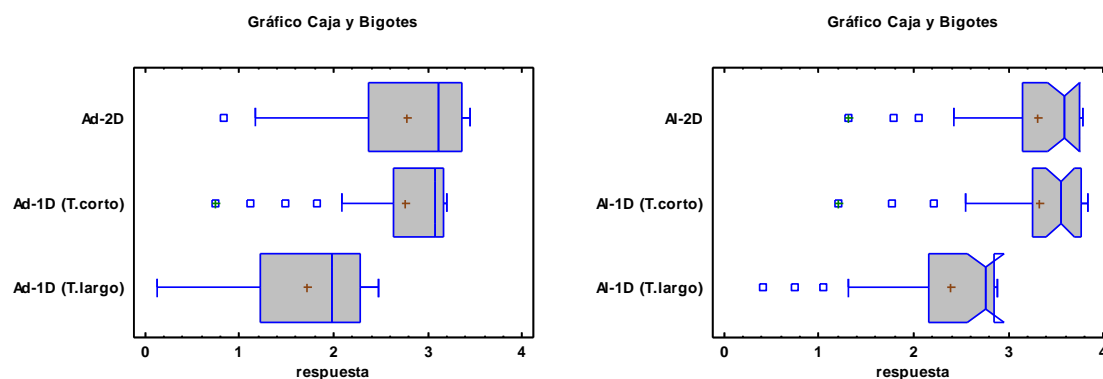


Figura 27. Gráficos de Caja y Bigotes para el WUA (m^2/m) del adulto -izq.- y alevín -dcha.-, obtenido para los tres modelos desarrollados.

Los resultados de esta prueba permiten concluir que, con un nivel de confianza del 95%, existen diferencias significativas entre los modelos 2D y 1D de tramo corto y largo para todos los casos analizados, excepto en el caso del adulto y alevín -WUA en m^2/m -, en el que los modelos 1D (tramo corto) y 2D no resultan diferentes entre sí, siendo distintos al modelo de tramo largo. Esto confirma los resultados de los test de Wilcoxon realizados previamente.

5.2. Análisis temporal del hábitat

Después del estudio del hábitat espacial (curvas WUA-Caudal), procedemos al análisis del hábitat temporal, que nos permite comparar, a lo largo del tiempo, las diferencias de hábitat entre los tres modelos hidráulicos desarrollados, para un régimen de caudales determinado (ver Tabla 13). Este régimen de caudales se ha caracterizado a partir de los datos de salidas medias diarias del embalse de Cervera para el periodo 1958-2008, disponibles en la página web del Centro de Estudios Hidrográficos (CEH) del CEDEX.

Tabla 13. Caudales medios mensuales en el tramo de estudio.

	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
Q (m^3/s)	2,76	3,55	3,62	4,07	4,02	3,53	2,96	2,43	1,66	0,95	0,90	1,52

El análisis temporal se ha realizado con el programa informático RHABSIM 3.3 en su módulo específico TIMESER (TRPA, 2004), a través de las series temporales de hábitat (STH) y el histograma de WUA anual acumulado. Los valores de hábitat temporal para cada estadio y modelo considerado se muestran en las Tablas 19, 20, 21 y 22 (Anejo 8.2).

5.2.1. Series temporales de hábitat

La Figura 28 muestra las STH del adulto, juvenil y alevín de la trucha común para los modelos 1D (tramo corto y tramo largo) y 2D.

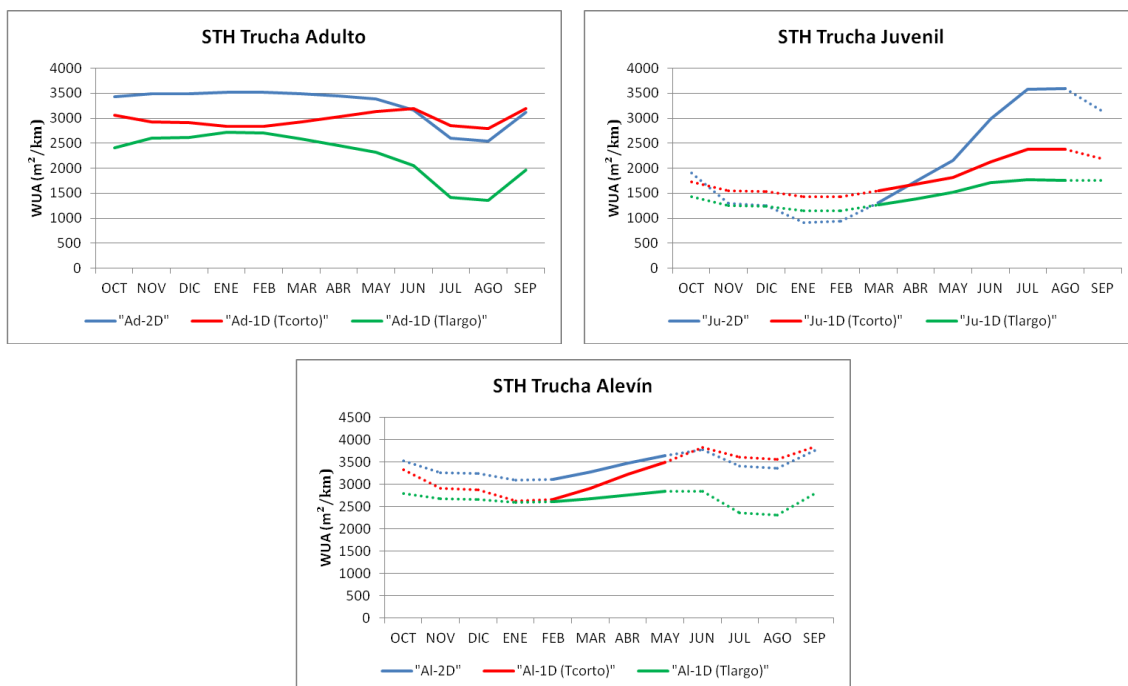


Figura 28. Series temporales de hábitat de la trucha para todos los modelos considerados. (La traza continua se corresponde a los meses en los que se presenta el estadio citado)

Análisis de los resultados

Se ha calculado las diferencias entre las STH, para el periodo de tiempo que cada estadio ocupa en el río. Los resultados se muestran en la Tabla 14.

Tabla 14. Diferencia media y cuadrática media entre las STH.

	Diferencia 1D-2D (%)		Diferencia Tramo Corto-Largo (%)	
	Media	Cuadrática media	Media	Cuadrática media
Adulto (m²/km)	11,69	13,05	38,12	51,33
Juvenil (m²/km)	22,22	24,71	26,11	26,80
Alevín (m²/km)	9,17	9,97	12,67	14,89

El análisis de las diferencias entre las STH para los modelos 1D y 2D evidencia el mismo patrón que el encontrado en el análisis de las curvas WUA-Caudal. Para el adulto y alevín, las diferencias entre ambos modelos son comparables, situándose por debajo del 15%, aunque en este caso sí resultan significativas al 95% de confianza, según el test de Wilcoxon (Valor-P=0,025 para el adulto). El juvenil vuelve a aparecer como el estadio para el que más diferencia existe entre aplicar un modelo unidimensional o bidimensional.

Los resultados observados para los modelos de tramo corto y largo reflejan nuevamente la influencia de la longitud del tramo sobre el hábitat, aunque estas diferencias son notablemente menores que las encontradas para el hábitat espacial.

Atendiendo a la forma de las curvas, comprobamos como el tramo corto ofrece más hábitat que el tramo largo para todos los estadios, repitiéndose mayoritariamente esta pauta en el caso del modelo 2D respecto del 1D.

5.2.2. Histograma de WUA acumulado

Este gráfico representa el hábitat anual acumulado que genera cada esquema de aplicación PHABSIM para un organismo considerado (Figura 29).

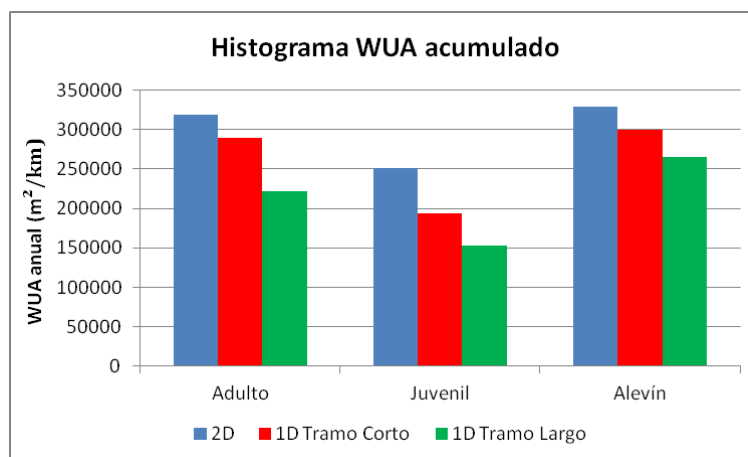


Figura 29. WUA acumulado para la trucha común por cada modelo.

Análisis de los resultados

La Tabla 15 recoge las diferencias en el hábitat acumulado para cada estadio, entre cada par de modelos considerados.

Tabla 15. Diferencias en el WUA anual para la trucha entre los diferentes modelos.

	Diferencia 1D-2D (%)	Diferencia Tramo Corto-Largo (%)
Adulto (m²/km)	9,09	30,69
Juvenil (m²/km)	22,56	26,65
Alevín (m²/km)	8,91	12,99

A la vista de los resultados obtenidos, podemos comprobar que el modelo 1D estima el WUA anual entre el 9% y el 22% por debajo del modelo 2D, en función del organismo. Por su parte, las diferencias en el hábitat anual entre los tramos de distinta longitud varían entre el 13-30%, dependiendo del estadio, generándose más hábitat para la trucha en el tramo corto.

El análisis del WUA anual acumulado muestra, para todos los modelos considerados, que el estadio más favorecido en términos de hábitat disponible es el alevín, seguido del adulto, mientras que el juvenil obtiene los valores más bajos de la comparativa.

6. Conclusiones

- ✓ Los esquemas PHABSIM 1D y 2D generan en este tramo fluvial unas funciones WUA-Caudal que resultan estadísticamente diferentes de modo consistente, excepto para los estadios adulto y alevín en términos de hábitat absoluto -WUA (m^2/m)-, en los que la diferencia resulta inferior al 10%.
- ✓ A pesar de las diferencias anteriores entre las soluciones 1D y 2D, el patrón de las funciones WUA-Caudal para los tres estadios es similar en términos generales (pico de la curva y rama ascendente), por lo cual si el CE se determinase aplicando los criterios de la IPH de España, el régimen resultante sería comparable.
- ✓ El análisis temporal del hábitat con modelos 1D y 2D sigue el mismo patrón que el observado para las funciones WUA-Caudal. El WUA mensual resulta estadísticamente diferente, aunque con discrepancias pequeñas y menores del 15% para el adulto y alevín. En WUA acumulado estimado con 1D es menor que con 2D entre el 9% y el 22%. Dependiendo del valor porcentual de reducción de hábitat temporal concreto que se adoptase para un estudio de CE, las recomendaciones 1D y 2D podrían resultar desiguales.
- ✓ Las diferencias significativas de la evaluación espacial del hábitat 1D entre un tramo largo y otro corto (del 29% al 92% dependiendo del organismo), corrobora la influencia de la longitud del tramo sobre los resultados. La discrepancia clara entre las funciones WUA-Q resultantes (picos y pendiente de ramas) provoca que si el CE mínimo se determinase con el procedimiento de la IPH, los valores serían significativamente menores con el tramo largo (escenario menos conservador).

7. Bibliografía

- ALLUÉ ANDRADE, J.L. (1990). **Atlas fitoclimático de España**. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (INIA). Madrid.
- BARTHOLOW, J.M. (2002). **Modeling Uncertainty: Quicksand for Water Temperature Modeling**. Conference on Hydrologic Extremes, American Institute of Hydrology. 13-17/10/02. Portland, Oregon.
- BECHARA, J., MORIN, J. y BODREAU, P. (2003). **Évolution récente de l'habitat du doré jaune, de la perchaude, du grand brochet et de l'achigan á petite bouche au lac Saint-Francois, fleuve Saint-Laurentz**. R640, INRS-Eau, Terre & Environnement. 74 pp.
- BOOKER, D.J., DUNBAR, M.J. e IBBOTSON, A. (2004). Predicting juvenile salmonid drift-feeding habitat quality using a three-dimensional hydraulic-bioenergetic model. **Ecological Modelling, Vol. 177**. pp 157-177.
- BOUDREAU, P., BOURGEOIS, G., LECLERC, M., BOUDREAU, A. y BELZILE, L. (1996). **Two-dimensional habitat model validation based on spatial fish distribution: Application to juvenile atlantic salmon of Moisie River**. pp B365-B380.
- BOVEE, K.D. y MILHOUS, R.T. (1978). Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and techniques. **Instream Flow Information Paper No. 5**. U.S. Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-78/33. 130 pp.
- BROWN, L.C. y BARNWELL, T.O. (1987). **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual**. PEA/6000/3-97/008. 189 p.
- CEDEX (1994). Aspectos prácticos de la definición de la máxima crecida ordinaria. Madrid. En: **Delimitación de cauces y zonas inundables**. ESTRELA, T. (ed.). IV Jornadas sobre encauzamientos fluviales. M.O.P.T.M.A., Colegio de I.C.C.P. y E.T.S. de I.C.C.P. de Madrid. 24 pp.
- DÍEZ HERNÁNDEZ, J.M. (2005). **Análisis comparativo de los métodos actuales de simulación hidráulica en PHABSIM-IFIM y su influencia en la evaluación del hábitat fluvial**. ProQuest-Information and Learning. España. 458 pp.
- DÍEZ HERNÁNDEZ, J.M. y BURBANO BURBANO, L. (2007). Revisión de los modelos eco-hidráulicos uni-dimensionales (1D) y bi-dimensionales (2D) en corrientes fluviales. **Avances en recursos hidráulicos, N° 15**, pp. 75-88.
- DUNCAN, M. y BIND, J. (2009). Waiou River instream habitat based on 2-D hydrodynamic modeling. Technical Report R09/26. Environment Canterbury. Christchurch.
- ESTRELA, T. (1995). **Delimitación de cauces y zonas inundables**. IV Jornadas sobre encauzamientos fluviales. M.O.P.T.M.A., Colegio de I.C.C.P. y E.T.S. de I.C.C.P. de Madrid. 24 pp.
- FONT TULLOT, I. (2000). **Climatología de España y Portugal**. Universidad de Salamanca.
- GARCÍA DE JALÓN, D. y GORTÁZAR, J. (2006). Evaluation of instream habitat enhancement options using fish habitat simulations: case-studies in the river Pas (Spain). **Aquatic Ecology**. 14 pp.
- GARCÍA RIVERA, J.A. (2011). **Estudio de caudales ecológicos en el río Rivera aguas abajo del embalse de Ruesga (Palencia)**. Trabajo Fin de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid.

- GARD, M. (2010). Response to Williams (2010) on Gard (2009): Comparison of spawning habitat predictions of PHABSIM and River2D models. **International Journal of River Basin Management**, Vol. 8 No. 1. pp 121-125.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. y GARCÍA DE JALÓN, D. (2006). Propuesta de caracterización jerárquica de los ríos españoles para su clasificación según la Directiva Marco de la Unión Europea. **Limnética**, 25 (3): 693-712. Asociación Española de Limnología. Madrid.
- GUAY, J.C., BOISCLAIR, D., LECLERC, M., LEGENDRE, P. (2001). Science on the edge of spatial scales: a reply to the comments of Williams (2001). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 58: 2108-2111.
- GUAY, J.C., BOISCLAIR, D., RIOUX, D., LECLERC, M., LAPOINTE, M., LEGENDRE, P. (2000). Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 57: 2065-2075.
- GUTIÉRREZ ELORZA, M. (1994). Introducción a la Geomorfología Española. En: **Geomorfología de España**. GUTIÉRREZ ELORZA, M. (ed.): 1-24. Editorial Rueda. Madrid.
- HARDY, T.B. y ADDLEY, R.C. (2003). Instream Flow Assessment Modelling: Combining Physical and Behavioral Based Approaches. **Special issue of the Canadian Water Resources Journal**, 28(2): pp 273-282.
- HUET, M. (1954). Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. **Bulletin Francais de Pisciculture**, 175: 41-53.
- ILLIES, J. y BOTOSANEANU, L. (1963). Problèmes et methods de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol.* 12.
- JOWETT, I.G. (1996). **RHYHABSIM river hydraulics and habitat simulation computer manual**. National Institute of Water and Atmospheric Research report (unpublished). Hamilton. 50 pp.
- JOWETT, I.G. (2012). **Two d or not 2D, that is the question**. 9th International Symposium on Ecohydraulics. Vienna. 8 pp.
- JOWETT, I.G., HAYES, J.W. y DUNCAN, M.J. (2008). A guide to instream habitat survey methods and analysis. **NIWA Science and Technology Series No. 54**. NIWA. New Zealand.
- KATOPODIS, C. (2003). Case studies of instream flow modeling for fish habitat in Canadian Prairie Rivers. **Special issue of the Canadian Water Resources Journal**. State-of-the-art in habitat modeling and conservation flows, 28(2): pp 199-216.
- LECLERC, M., BOUDREAU, A., BECHARA, J.A. y CORFA, G. (1995). Two-Dimensional Hydrodynamic Modeling: A Neglected Tool in the Instream Flow Incremental Methodology. **Transactions of the American Fisheries Society**, 124: pp 645-662.
- LEOPOLD, L.B. y WOLMAN, M.G. (1957). River Channel Patterns: Braided, Meandering and Straight. **USGS Professional Paper 282-B**, 45-62.
- LEOPOLD, L.B., WOLMAN, M.G. y MILLER, J.A. (1964). **Fluvial processes in geomorphology**. Freeman. San Francisco (EE.UU.). 522 pp.
- LORANGER, J. y KENNER, S. (2004). **Comparison of One- and Two- Dimensional Hydraulic Habitat Models for Simulation of Trout Stream Habitat**. Proceeding of the 2004 World Water and Environmental Resources Congress. Salt Lake City, Utah.

- MAYO RUSTARAZO, M. (1995). **Determinación de caudales ecológicos**. Curso sobre la gestión de la pesca en aguas continentales. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.
- MONTGOMERY, D.R. y BUFFINGTON, J.M. (1997). Channel-reach morphology in mountain drainage basins. **Geological Society of America Bulletin**, **109**: 596-611.
- MOSLEY, M.P. y JOWETT, I.G. (1985). Fish habitat analysis using river flow simulation. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research** **19**: 293-309.
- REISER, D.W., RAMEY, M.P. y WESCHE, T.A. (1989). **Flushing flows**. Alternatives in regulated river management (Ed. GORE, J.A. Y PETTS, G.E.), CRC Press, Boce Raton, Florida (EE.UU.). pp. 91-135.
- RIBEIRO, L., ALVES, M.H., BERNARDO, J.M. y MATIAS, P. (1999). **Groundwater role in the maintenance of summer pools: an important issue in ecological flow assessment in temporary rivers**. Proceedings of the 3rd International Symposium on Habitat Hydraulics. Salt Lake City, Utah (EE.UU.). 3 pp.
- RIVAS MARTÍNEZ, S., DÍAZ, T.E., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., IZCO, J., LOIDI, J., LOUSA, M. y PENAS, A. (2002). Vascular Plant Communities of Spain and Portugal. **Itinera Geobotánica**, **15(1-2)**.
- ROSGEN, D. (1996). **Applied River Morphology**. Wildland Hydrology. Pagosa Springs, Colorado, EE.UU.
- SANZ RONDA, F.J. (2004). **Evaluación de diferentes técnicas de muestreo utilizadas en la cuantificación del hábitat fluvial**. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid.
- SANZ RONDA, F.J., MARTÍNEZ DE AZAGRA, A., ARENAL GUTIÉRREZ, E. (2005). Evaluación del método del tramo representativo en la cuantificación del hábitat fluvial. **Ecología**, N.º **19**, pp. 281-300. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid.
- SCHMIDT, G. (1997). **Caudales sociales y paisajísticos**. Jornada sobre Caudales Ecológicos y Caudales de Mantenimiento. Conferencia Regional del Agua. Ed. Confederación Hidrográfica del Duero. Valladolid.
- SECRETAN, Y., LECLERC, M., DUCHESNE, S. y HENICHE, M. (2001). Une méthodologie de modélisation numérique de terrain pour la simulation hydrodynamique 2D. **Revue des Sciences de éau**, **14(2)**: pp 187-212.
- STALNAKER, C.B., LAMB, B.L., HENRIKSON, J., BOVEE, K.D. y BARTHOLOW, J. (1995). **The Instream Flow Incremental Methodology. A Primer for IFIM**. Biol. Rpt. 29, National Biological Service. Washington D.C.
- STEFFLER, P., GHANEM, A., BLACKBURN, J. y YANG, Z. (2010). Software River2D Version 0.95a. University of Alberta, Canada.
- TARBET, K.L. y HARDY, T.B. (1996). Evaluation of One-Dimensional and Two-Dimensional Hydraulic Modeling in a Natural River and Implications. En: **Proceedings of Ecohydraulics 2000, the Second International Symposium on Habitat Hydraulics**. LECLERC, M., CAPRA, H., VALENTIN, S., BOUDREAU, A. Y COTE, Y. (eds.), Vol. B, pp. B395-B406. INRS-Eau, FQSA & IAHR/AIRH, Quebec, Canada.
- TRPA (2004). RHABSIM 3.3: Riverine Habitat Simulation Software. Thomas R. Payne and Associates. Arcata, California (EE.UU).
- WADDLE, T. (2001). **PHABSIM for Windows: User's Manual and Exercises**. U.S. Geological Survey. Fort Collins, Colorado. 288 pp.

- WADDLE, T. y STEFFLER, P. (2002). **R2D Mesh. Mesh Generation Program For River2D Two Dimensional Depth Averaged Finite Element: Introduction to Mesh Generation and User's Manual**. U.S. Geological Survey.
- WADDLE, T., STEFFLER, P., GHANEM, A., KATOPODIS, C. y LOCKE, A. (2000). Comparison of one and two-dimensional open channel flow models for a small habitat stream. **Rivers 7**: 205-220.
- WILLIAMS, J.G. (2001). Tripping over spatial scales: a comment on Guay et al. (2000). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58**: 2105-2107.
- WU, W., INTHASARO, P., HE, Z. y WANG, S.S. (2006). **Comparison of 1-D and depth-averaged 2-D fish habitat suitability models**. Proceedings of the 7th International Conference on HydroScience and Engineering. Philadelphia, EE.UU.

Direcciones web

- Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX (Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas):
<http://hercules.cedex.es/general/default.htm>
- Confederación Hidrográfica del Duero:
<http://www.chduero.es>
- Mapa Geológico de España a escala 1:50000 (2ª Serie), Instituto Geológico y Minero de España:
<http://www.igme.es/internet/cartografia/cartografia/magna50.asp>
- Programa informático RHABSIM (Riverine Habitat Simulation):
<http://trpafishbiologists.com/rindex.html>
- Programa informático River2D:
<http://www.river2d.ualberta.ca>
- Programa informático SEFA (System for Environmental Flow Analysis):
<http://sefa.co.nz>
- SIGA (Sistema de Información Geográfico Agrario):
<http://sig.mapa.es/siga>

MEMORIA

Anejo 8.1: Funciones WUA-Caudal

8. Anejos

8.1. Funciones WUA-Caudal

Las Tablas 16, 17 y 18 recogen los resultados de las curvas WUA-Caudal para la trucha común, según el modelo hidráulico considerado.

Tabla 16. Funciones WUA-Caudal de la trucha para el modelo 2D.

Q (m ³ /s)	Funciones WUA-Caudal 2D					
	Adulto		Juvenil		Alevín	
	WUA (m ² /m)	WUA (%)	WUA (m ² /m)	WUA (%)	WUA (m ² /m)	WUA (%)
0,10	0,83	15,80	1,43	27,04	1,31	24,74
0,20	1,17	19,19	2,22	36,45	1,78	29,20
0,30	1,39	21,74	2,57	40,09	2,05	32,06
0,40	1,68	24,84	3,07	45,23	2,42	35,63
0,50	1,80	26,25	3,13	45,55	2,57	37,32
0,60	2,00	28,49	3,35	47,73	2,79	39,79
0,70	2,21	30,96	3,45	48,50	2,99	41,94
0,80	2,37	32,86	3,52	48,84	3,15	43,62
0,90	2,54	34,80	3,59	49,24	3,35	45,94
1,00	2,65	35,99	3,56	48,31	3,48	47,18
1,10	2,80	37,46	3,52	47,19	3,61	48,33
1,20	2,87	38,20	3,44	45,79	3,66	48,79
1,30	2,96	39,16	3,34	44,20	3,72	49,21
1,40	3,05	39,86	3,25	42,49	3,75	49,02
1,50	3,11	40,48	3,16	41,04	3,77	48,97
1,60	3,13	40,55	3,06	39,57	3,75	48,54
1,70	3,18	40,93	2,93	37,74	3,78	48,68
1,80	3,23	41,28	2,82	36,09	3,79	48,46
1,90	3,27	41,55	2,70	34,40	3,78	48,12
2,00	3,29	41,70	2,59	32,84	3,76	47,68
2,10	3,32	41,80	2,48	31,24	3,74	47,17
2,20	3,34	41,90	2,38	29,82	3,72	46,57
2,30	3,36	41,96	2,27	28,36	3,69	46,09
2,40	3,39	42,06	2,19	27,18	3,67	45,57
2,50	3,39	41,92	2,10	25,95	3,60	44,47
2,60	3,42	41,95	2,01	24,72	3,56	43,66
2,70	3,42	41,85	1,96	23,91	3,55	43,40
2,80	3,44	41,81	1,86	22,63	3,52	42,82
2,90	3,44	41,77	1,79	21,73	3,49	42,33
3,00	3,45	41,70	1,72	20,74	3,46	41,77

Alumno/a: José Ángel García Rivera
 UNIVERSIDAD DE VALLADOLID (CAMPUS DE PALENCIA) – E.T.S. DE INGENIERÍAS AGRARIAS
 Titulación de: Máster en Ingeniería de Montes

Tabla 17. Funciones WUA-Caudal de la trucha para el modelo 1D de tramo corto.

Q (m ³ /s)	Funciones WUA-Caudal 1D (T. corto)					
	Adulto		Juvenil		Alevín	
	WUA (m ² /m)	WUA (%)	WUA (m ² /m)	WUA (%)	WUA (m ² /m)	WUA (%)
0,10	0,74	11,90	0,73	11,80	1,21	19,60
0,20	1,12	15,60	1,24	17,30	1,77	24,70
0,30	1,49	19,50	1,63	21,30	2,21	28,90
0,40	1,82	23,30	1,93	24,70	2,55	32,70
0,50	2,08	26,20	2,13	26,80	2,84	35,80
0,60	2,30	28,60	2,27	28,10	3,10	38,40
0,70	2,48	30,40	2,34	28,70	3,30	40,40
0,80	2,64	32,10	2,37	28,80	3,45	41,90
0,90	2,79	33,50	2,38	28,60	3,57	42,90
1,00	2,91	34,60	2,37	28,30	3,65	43,50
1,10	3,01	35,50	2,35	27,80	3,72	44,00
1,20	3,08	36,10	2,32	27,20	3,78	44,20
1,30	3,14	36,50	2,29	26,60	3,81	44,30
1,40	3,17	36,60	2,24	25,90	3,83	44,30
1,50	3,19	36,50	2,20	25,20	3,84	44,10
1,60	3,20	36,40	2,16	24,60	3,84	43,80
1,70	3,20	36,20	2,11	23,90	3,82	43,30
1,80	3,19	36,00	2,07	23,30	3,79	42,70
1,90	3,19	35,70	2,02	22,70	3,76	42,10
2,00	3,19	35,50	1,98	22,10	3,71	41,30
2,10	3,18	35,20	1,94	21,50	3,67	40,60
2,20	3,17	34,90	1,90	20,90	3,62	39,90
2,30	3,15	34,50	1,86	20,40	3,57	39,10
2,40	3,14	34,20	1,83	19,90	3,52	38,30
2,50	3,12	33,80	1,80	19,50	3,46	37,60
2,60	3,10	33,50	1,77	19,10	3,41	36,80
2,70	3,08	33,10	1,74	18,70	3,36	36,10
2,80	3,06	32,70	1,71	18,30	3,30	35,30
2,90	3,04	32,40	1,69	18,00	3,25	34,60
3,00	3,02	32,10	1,67	17,70	3,20	33,90

Tabla 18. Funciones WUA-Caudal de la trucha para el modelo 1D de tramo largo.

Q (m ³ /s)	Funciones WUA-Caudal 1D (T. largo)					
	Adulto		Juvenil		Alevín	
	WUA (m ² /m)	WUA (%)	WUA (m ² /m)	WUA (%)	WUA (m ² /m)	WUA (%)
0,10	0,13	2,20	0,47	7,80	0,42	6,90
0,20	0,31	4,40	0,83	12,10	0,74	10,70
0,30	0,51	6,90	1,12	15,10	1,04	14,10
0,40	0,70	9,10	1,33	17,40	1,31	17,20
0,50	0,84	10,80	1,48	18,90	1,56	20,00
0,60	0,98	12,20	1,59	19,90	1,79	22,40
0,70	1,11	13,60	1,67	20,50	1,99	24,40
0,80	1,23	14,80	1,73	20,80	2,16	26,00
0,90	1,35	16,10	1,76	21,00	2,30	27,50
1,00	1,47	17,40	1,79	21,10	2,42	28,60
1,10	1,59	18,60	1,80	21,10	2,51	29,40
1,20	1,70	19,70	1,80	20,90	2,60	30,10
1,30	1,79	20,60	1,80	20,70	2,67	30,70
1,40	1,88	21,50	1,78	20,30	2,73	31,20
1,50	1,96	22,20	1,76	19,90	2,79	31,60
1,60	2,02	22,70	1,73	19,50	2,83	31,80
1,70	2,07	23,20	1,70	19,00	2,86	31,90
1,80	2,12	23,50	1,68	18,60	2,87	31,90
1,90	2,16	23,80	1,65	18,20	2,88	31,80
2,00	2,19	24,00	1,62	17,70	2,89	31,60
2,10	2,23	24,20	1,60	17,30	2,89	31,30
2,20	2,26	24,30	1,57	16,90	2,88	31,10
2,30	2,29	24,50	1,55	16,50	2,87	30,70
2,40	2,32	24,60	1,52	16,20	2,85	30,30
2,50	2,34	24,80	1,50	15,80	2,83	29,90
2,60	2,37	24,90	1,47	15,40	2,82	29,60
2,70	2,40	25,00	1,45	15,10	2,80	29,20
2,80	2,42	25,20	1,42	14,80	2,78	28,90
2,90	2,45	25,30	1,40	14,50	2,77	28,60
3,00	2,47	25,30	1,38	14,10	2,75	28,20

MEMORIA

Anejo 8.2: Hábitat temporal

8.2. Hábitat temporal

En este apartado se exponen los resultados obtenidos en las series temporales de hábitat y el histograma de WUA anual acumulado.

Series temporales de hábitat

Las Tablas 19, 20 y 21 muestran los valores de hábitat mensual para los diferentes estadios de la trucha en el periodo que éstos ocupan en el río, según el modelo considerado.

Tabla 19. Hábitat mensual para la trucha en el modelo 2D.

	WUA mensual 2D		
	Adulto (m ² /km)	Juvenil (m ² /km)	Alevín (m ² /km)
Octubre	3431,00	---	---
Noviembre	3482,79	---	---
Diciembre	3487,09	---	---
Enero	3514,72	---	---
Febrero	3511,65	---	3106,13
Marzo	3481,56	1315,78	3273,76
Abril	3446,56	1745,73	3468,75
Mayo	3387,31	2161,27	3646,57
Junio	3159,38	2980,55	---
Julio	2596,91	3577,96	---
Agosto	2540,54	3594,42	---
Septiembre	3116,71	---	---

Tabla 20. Hábitat mensual para la trucha en el modelo 1D de tramo corto.

	WUA mensual 1D (T. corto)		
	Adulto (m ² /km)	Juvenil (m ² /km)	Alevín (m ² /km)
Octubre	3066,00	---	---
Noviembre	2924,00	---	---
Diciembre	2911,40	---	---
Enero	2830,40	---	---
Febrero	2839,40	---	2656,40
Marzo	2927,60	1548,10	2916,10
Abril	3030,20	1679,20	3218,20
Mayo	3130,60	1817,00	3499,10
Junio	3195,60	2130,60	---
Julio	2849,00	2376,00	---
Agosto	2790,00	2380,00	---
Septiembre	3187,80	---	---

Tabla 21. Hábitat mensual para la trucha en el modelo 1D de tramo largo.

	WUA mensual 1D (T. largo)		
	Adulto (m ² /km)	Juvenil (m ² /km)	Alevín (m ² /km)
Octubre	2413,00	---	---
Noviembre	2595,50	---	---
Diciembre	2611,60	---	---
Enero	2715,10	---	---
Febrero	2703,60	---	2601,00
Marzo	2590,90	1263,40	2674,50
Abril	2459,80	1388,80	2760,00
Mayo	2323,40	1512,50	2846,60
Junio	2050,40	1714,80	---
Julio	1412,00	1775,00	---
Agosto	1352,00	1763,00	---
Septiembre	1967,60	---	---

Histograma de WUA anual acumulado

El hábitat anual acumulado para cada estadio y modelo considerado se muestra en la Tabla 22.

Tabla 22. Hábitat anual acumulado para la trucha por los modelos 1D y 2D.

	WUA anual acumulado		
	Adulto (m ² /km)	Juvenil (m ² /km)	Alevín (m ² /km)
2D	318974	250699	329073
1D (T. corto)	289968	194148	299760
1D (T. largo)	221883	153289	265302

