

Modelación dinámica de la vegetación de ribera. Calibración del modelo RIPFLOW y su aplicación en escenarios de regulación de caudales

Alicia García-Arias¹, Félix Francés¹, Ignacio Andrés-Doménech¹, Francisco Vallés¹, Virginia Garófano-Gómez², Francisco Martínez-Capel²

(1) Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n, 46022, Valencia, España.

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

algarar2@posgrado.upv.es

1 Introducción

Es indiscutible la trascendencia que tienen los ecosistemas riparios por el valor natural y paisajístico que poseen además de por la función protectora de los cauces que desempeñan. En este sentido la vegetación de ribera juega un papel fundamental en la estructura del ecosistema, con funciones hidrológicas importantes relacionadas con la estabilidad del canal (Hupp y Rinaldi, 2010), la temperatura del río por el efecto de la evapotranspiración y el sombreado (Rayne *et al.*, 2008), la calidad del agua (Medici *et al.*, 2010) de los ríos, etc.

La diversidad de tipos de vegetación existente en las zonas de ribera es destacable, abarcando desde vegetación herbácea hasta árboles de gran porte. En latitudes mediterráneas, la vegetación riparia permite la existencia de uno de los ecosistemas más heterogéneos y complejos, pues combina los procesos de dinámica fluvial, las variaciones del régimen hidrológico, las condiciones climáticas regionales, la acción de la fauna y la acción del hombre. En estos ambientes, con una dinámica de cambio pronunciada, se distinguen desde zonas claramente diferenciadas hasta patrones indistinguibles de vegetación en la estructura espacial de la comunidad vegetal. Al analizar los cambios en la vegetación de ribera, no es necesario únicamente identificar los patrones espaciales de la comunidad vegetal, sino que además es importante determinar en qué medida éstos reflejan cambios en las condiciones abióticas (agua, nutrientes, etc.) o son resultado de las interacciones bióticas (competencia vegetal inter-específica, dispersión de semillas, etc.) (Naiman *et al.*, 2005). Sin embargo, en entornos mediterráneos los cambios en las condiciones abióticas, más concretamente las relacionadas con las variaciones hidrológicas, suponen la mayor causa de estrés para la comunidad vegetal riparia. Cuando se introducen modificaciones en los regímenes fluviales, la susceptibilidad de las plantas riparias para ser reemplazadas por terrestres aumenta, favoreciendo la proliferación de entornos con menor biodiversidad, el empeoramiento de la calidad de las aguas y la mayor exposición de los lechos fluviales; en definitiva empeorando el estado ecológico del río. En un sentido amplio, o desde el punto de vista de la DMA, deberían tenerse en cuenta la distribución de las comunidades vegetales riparias en la evaluación del estado ecológico de los ríos. Para ello es necesario disponer de herramientas capaces de predecir la respuesta de la vegetación riparia a sus factores condicionantes, en la medida que estos factores pueden cambiar en el futuro. Entre estas herramientas, el modelo RIPFLOW (Francés *et al.*, 2010) ha supuesto un punto de inflexión en la modelización de las relaciones entre la vegetación riparia y la hidrología de los cauces. Éste es un modelo flexible de la dinámica de los hábitats ribereños y de su vegetación, que asume en su conceptualización que el desarrollo de la vegetación depende de la relación funcional entre la hidrología, los procesos físicos y el clima, y que puede ser aplicado en un amplio rango de condiciones en toda Europa, incluyendo ríos permanentes y no permanentes (Francés *et al.*, 2010).

2 El modelo RIPFLOW

Es un modelo distribuido y dinámico que mediante el establecimiento de sucesiones y retrogresiones en respuesta a parámetros físicos es capaz de simular la distribución de la vegetación riparia en el tiempo y en el espacio. Tiene un paso de tiempo anual y se divide en cinco módulos, correspondientes a los cinco procesos

considerados: el reclutamiento, el efecto destructor de las crecidas, la duración de las inundaciones, la transpiración de las plantas y el cambio de sucesión.

El módulo de reclutamiento establece, considerando principalmente cambios en la morfología y elevaciones del nivel freático, las zonas pioneras donde el reclutamiento puede tener lugar. Un segundo módulo analiza el efecto destructor de las crecidas sobre la vegetación, mediante valores máximos anuales de esfuerzo cortante del agua asociados a caudales máximos instantáneos. El esfuerzo cortante crítico en este caso corresponde al esfuerzo cortante máximo que puede darse sobre la superficie del suelo sin producir la remoción y transporte de la planta y depende de la fase de sucesión en la que se encuentre la misma. Así, a cada una de las fases de sucesión analizadas se le asigna un valor crítico de esfuerzo cortante (N/m^2), de tal modo que cuando la alteración supera dicho límite la vegetación se considera eliminada, produciéndose una retrogresión hasta la fase inicial de suelo desnudo. El tercer módulo, de duración de la inundación, contempla la retrogresión causada por el estrés fisiológico sufrido por la planta considerando la fase de sucesión, la edad de la planta y la severidad del impacto. La retrogresión producida por la duración de la inundación se define en el modelo en forma de reglas de experto para cada línea de sucesión y contemplando las particularidades en el caso de estudio concreto. Un cuarto módulo, llamado de humedad en el suelo, analiza la disponibilidad del agua en el suelo para los diferentes tipos funcionales de vegetación en los que pueden agruparse las plantas correspondientes a las distintas fases de sucesión analizadas. Dentro del cuarto módulo se ejecuta el sub-modelo RibAV (Morales y Francés, 2009), que, con escala diaria, evalúa la cantidad de agua en el suelo aprovechable por la planta y su capacidad para evapotranspirar, mediante el cálculo de un índice de evapotranspiración (ETidx). Una vez se ha ejecutado RibAV, se obtiene como resultado un mapa de ETidx medios para el año de simulación concreto en cada paso. Los valores umbrales o límites superior y inferior de ETidx, definen el comportamiento de la vegetación frente a los valores simulados de ETidx para cada año concreto, y son parámetros del modelo RIPFLOW asignados a cada una de las fases de sucesión contempladas en el análisis, mediante calibración. De este modo, si el valor de ETidx simulado en una celda concreta para una fase de sucesión es mayor que su límite superior, la vegetación acumula un año de edad; si es menor que su límite inferior se considera que la planta muere y hay retrogresión al estado inicial de suelo desnudo; y por último si se encuentra entre ambos límites se considera que la planta se mantiene sin ser capaz de avanzar en la sucesión. Por último, y una vez considerados los procesos de sucesión-retrogresión dentro de una misma línea de sucesión, el modelo evalúa en el quinto módulo si en alguna de las celdas simuladas la vegetación ha alcanzado la edad suficiente para evolucionar hacia una línea de sucesión diferente.

3 Descripción del tramo de estudio

El tramo de estudio (con longitud, 539 m) está localizado en el río Mijares a 850 msnm, entre las localidades de Sarrión y Mora de Rubielos (Teruel). La temperatura media anual es de 11 °C, la precipitación media anual de 500 mm y el caudal medio anual de 0.894 m³/s. Posee un estado de conservación próximo al natural y no presenta regulaciones importantes de su caudal. Fue seleccionado por su dinamismo natural y variedad de fases de sucesión vegetal y edades (estados de desarrollo), así como por su proximidad a la estación de aforo 8030 de la Confederación Hidrográfica del Júcar, la cual cuenta con una de las series foronómicas de más calidad y más largas disponibles en la demarcación (desde 1946 hasta la actualidad). La zona de estudio fue delimitada considerando el límite superior definido por la avenida con periodo de recurrencia de 100 años (aprox. 860 msnm). Todos los mapas fueron creados con la misma máscara y tamaño de pixel (1 m²).

3.1 Vegetación observada y fases de sucesión

El muestreo de vegetación se realizó durante la primavera-verano de 2010. Los parches fueron delineados sobre foto aérea en gabinete previamente a su delimitación final en campo. En cada uno de ellos se caracterizó el tipo de suelo (porcentaje de cobertura de los diferentes tipos de sustrato) y la vegetación (descripción y estimación de la cobertura de cada capa de vegetación). La edad de cada parche fue estimada mediante el uso de curvas de crecimiento (diámetro a 1.3 m *versus* edad), previamente elaboradas para las especies riparias leñosas más relevantes del tramo.

Dos series de sucesión vegetal paralelas e interconectadas fueron identificadas en el tramo: serie boscosa y de carrizal. Los parches fueron clasificados en las diferentes fases de sucesión de cada una de estas dos series; para ello se atiende a su localización, a las especies dominantes, edad y estado de desarrollo de la vegetación. Dentro de la etapa de colonización se definieron una única fase inicial (IP) y pionera (PP), compartidas para ambas

series. A partir de la fase pionera, las dos series toman trayectorias diferentes durante la etapa de transición. A este nivel, la fase herbácea (HP) es seguida por la fase arbustiva (SP). La fase de arbustos en la serie de carrizal (SP*) puede avanzar a la serie boscosa después de diez años, que es el tiempo estimado necesario para que los arbustos riparios puedan crecer sobre la altura de las hierbas y dominar el parche en cobertura. Tras la etapa de transición, el bosque evoluciona hacia fases más avanzadas y mejor estructuradas. En este punto, y tras la fase arbustiva, la vegetación puede evolucionar hacia el bosque temprano (ES) y el bosque establecido (EF). Por último, en condiciones estables, las especies ribereñas y terrestres pueden dominar conjuntamente en la etapa de bosque maduro (MF). Cuando tienen lugar perturbaciones (principalmente hidrológicas), puede producirse una retrogresión hacia fases menos evolucionadas.

3.2 Parámetros de los tipos de suelos

Se realizó un recorrido identificando los tipos de suelos presentes en el tramo. Finalmente, entre los tipos definidos se eligió un punto representativo en el que realizar una cata y extraer una muestra de suelo subsuperficial (entre los 30 y 60 cm de profundidad). Una vez en el laboratorio, se obtuvieron los porcentajes de grava, arena, limo, arcilla y materia orgánica de cada muestra. Estas características fueron introducidas en el modelo "Soil Water Characteristics" (Saxton *et al.*, 2006), que proporcionó para cada tipo de suelo los siguientes parámetros: humedad del suelo a capacidad de campo, porosidad, conductividad hidráulica saturada del suelo, presión de burbujeo e índice de porosidad. Dichas características de cada tipo de suelo fueron transferidas al total de celdas del mismo tipo presentes en el tramo.

3.3 Datos hidrometeorológicos

Las redes de vigilancia de diferentes instituciones (AEMET, CEDEX e IVIA) aportaron los datos para las variables del sub-modelo de humedad del suelo: Precipitación (P), Evapotranspiración potencial (ET_0) y Caudal (Q), para el periodo 1968-2009. El cálculo de la serie de precipitación diaria (mm) se realizó partiendo de datos facilitados por la AEMET, mediante interpolación lineal (por el método del inverso de la distancia al cuadrado) de las siete estaciones meteorológicas disponibles próximas al tramo.

La serie de temperaturas diarias ($^{\circ}C$) fue calculada utilizando los datos procedentes de dos estaciones meteorológicas cercanas, a la cual se les aplicó una corrección en función de la cota. Obtenida la serie de temperaturas se realizó la estimación de la evapotranspiración potencial. Se utilizaron valores estimados de ET_0 (mm/día) mediante la ecuación Penman-Monteith (IVIA) en la estación de Planes; la exactitud de dichas estimaciones ha sido testada por varios autores (Allen, 2000; Irmak *et al.*, 2002; Kashyap y Panda, 2001). Estos valores ET_0 de referencia sirvieron para calibrar las estimaciones realizadas en el tramo mediante la ecuación simplificada de Hargreaves (Hargreaves y Allen, 2003).

El caudal medio diario (m^3/s) procedió de la estación de aforo de Sarrión (CEDEX), localizada a menos de 500 m aguas abajo del tramo de estudio. Dado que la superficie de cuenca drenante es muy similar y no hay afluentes y/o manantiales entre ambos puntos (tramo y estación), no fue necesaria la corrección de los datos.

4 Simulaciones hidráulicas

Las zonas de influencia, cotas de agua y tensiones de corte se han obtenido a partir de simulaciones hidráulicas 2D llevadas a cabo con el software Guad-2D (InclamSoft). Guad-2D es un modelo bidimensional con esquema de cálculo en volúmenes finitos, para la simulación numérica de flujos transitorios sobre topografía irregular bajo las hipótesis de aguas poco profundas (Murillo *et al.*, 2008).

Además del modelo de elevación digital, se ha definido una capa de rugosidades de Manning según el procedimiento de Cowan, considerando tanto la información granulométrica del suelo como los tipos de vegetación a lo largo del tramo. Las condiciones de contorno hidráulicas corresponden, aguas arriba, a un hidrograma plano para cada caudal simulado (20 caudales en el rango 0-650 m^3/s) y aguas abajo a condiciones de régimen crítico. Los resultados demostraron que la sección final de aguas abajo en el tramo estudiado está lo suficientemente aguas arriba del límite del modelo como para no verse afectada por esta condición de contorno.

4.1 Zona acuática, márgenes y llanura de inundación

Para analizar la influencia de la magnitud y frecuencia de las avenidas en la vegetación de ribera, se establecen tres zonas. La zona acuática corresponde a la zona de cauce mojada para caudales por debajo del flujo base para las condiciones más secas ($0.2 \text{ m}^3/\text{s}$). La zona de márgenes es inmediatamente adyacente a la zona acuática y justo por debajo del nivel de coronación de márgenes (áreas mojadas entre 0.2 y $5 \text{ m}^3/\text{s}$). Finalmente, por encima del nivel de coronación de márgenes, la llanura de inundación es el área menos afectada por el régimen de caudales, con una mayor presencia de las fases de sucesión más evolucionadas.

4.2 Cotas de agua y tensiones de corte

Para cada caudal simulado se obtuvieron los calados correspondientes en el cauce. Posteriormente, los niveles de agua obtenidos en el cauce se utilizaron para interpolar, bajo ambas márgenes secas del río, las cotas del nivel freático considerado éste horizontal. Las interpolaciones desde las cotas de agua en el cauce se realizaron asignando, según el algoritmo de proximidad de Thiessen, el valor más cercano de cota de agua en el cauce a la zona de margen correspondiente, extendiéndolo hasta el límite físico del modelo. Como resultado de estas operaciones espaciales se obtuvo la capa de cotas de agua para cada caudal de referencia del rango simulado.

Las tensiones de corte se dedujeron a partir de los calados y velocidades obtenidos en las simulaciones hidráulicas. La velocidad de corte en el lecho u^* se define como $u^* = (g \cdot R_H \cdot I)^{1/2}$ donde R_H es el radio hidráulico, g la aceleración de la gravedad e I la pendiente motriz. Además, $v = C \cdot (R_H \cdot I)^{1/2}$, donde v es la velocidad del flujo y C el coeficiente de rugosidad de Chézy. La combinación de ambas expresiones conduce a: $v \cdot g^{1/2} = C \cdot u^*$. Por otra parte, los coeficientes de rugosidad de Chézy y Manning (n) están relacionados por la conocida expresión $C = 1.49 \cdot n^{-1} R_H^{1/6}$. Además, para flujos someros, el radio hidráulico R_H puede aproximarse por el calado del flujo (y) de modo que la relación entre v y u^* queda: $u^* = 2.102 v \cdot n \cdot y^{-1/6}$. Finalmente, la capa de tensiones de corte en el lecho se evalúa mediante la expresión $\tau = \rho \cdot u^{*2}$, donde ρ es la densidad del agua. Las capas de velocidades y calados se obtuvieron previamente a las simulaciones hidráulicas y la capa de rugosidades de Manning es la utilizada como parámetro del modelo hidráulico.

5 Calibración del modelo

5.1 Metodología

El proceso de calibración requirió variaciones iterativas de valores de los parámetros del modelo y la comparación de la vegetación simulada para el último año del periodo de simulación con la vegetación observada en campo en esa misma fecha.

Se ha considerado un periodo de tiempo de 42 años (1968-2009), una resolución espacial de 1 m, la vegetación observada en 2009 como vegetación inicial y dos líneas diferentes de sucesión: serie boscosa (WD) y serie del carrizal (RE). No se han considerado variaciones dinámicas en la morfología del cauce.

La asignación de los mapas de elevación del flujo base y duración de la inundación, representativos de cada año, requirió un análisis de los caudales medios diarios en el periodo de calibración. Considerando los valores medios anuales de caudal y como límites los percentiles 10, 25, 75 y 90 de la serie histórica completa (1948-2009) se establecieron cinco tipos de año: muy seco ($Q_{\text{medio}} < 0.229 \text{ m}^3/\text{s}$), seco ($0.229 < Q_{\text{medio}} < 0.356 \text{ m}^3/\text{s}$), medio ($0.356 < Q_{\text{medio}} < 0.910 \text{ m}^3/\text{s}$), húmedo ($0.910 < Q_{\text{medio}} < 1.610 \text{ m}^3/\text{s}$) y muy húmedo ($Q_{\text{medio}} > 1.610 \text{ m}^3/\text{s}$). El análisis de frecuencias y curvas de excedencia permitió evaluar el caudal base característico para cada uno de los tipos de año (años muy secos y secos: $0.2 \text{ m}^3/\text{s}$; años medios: $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$; años húmedos y muy húmedos: $1 \text{ m}^3/\text{s}$). De este modo a cada año se le asignó una capa de elevación de caudal base en función del tipo de año. El mismo análisis permitió seleccionar un año representativo de cada uno de los tipos para el desarrollo de los mapas de duración de la inundación (seco: 1993; medio: 1967; húmedo: 1977; muy húmedo: 1988) a excepción del tipo muy seco para el cual se utilizó un caudal constante de $0.2 \text{ m}^3/\text{s}$. A partir de las capas de elevación de nivel freático, obtenidas mediante simulación hidráulica, y considerando los caudales medios diarios de cada uno de esos años representativos, se calculó el número de días del año en el que cada celda se encontraba inundada. Así se obtuvieron cinco mapas de duración de la inundación que fueron asignados a cada año del periodo de simulación nuevamente en función del tipo de año en el que habían sido clasificados. Los mapas de esfuerzo cortante fueron

asignados en función del caudal máximo instantáneo anual, Q_i (m^3/s), mediante la selección del mapa cuyo caudal de referencia fuese más cercano al Q_i medido por la estación de aforo.

En los diferentes módulos que conforman el modelo RIPFLOW existen parámetros que condicionan los procesos de sucesión-retrocesión que van a producirse sobre la vegetación de ribera a lo largo de los diferentes años de la simulación. Algunos de los parámetros fueron fijados a priori mediante reglas de experto. Por el contrario otros parámetros, frente a los que se consideró que el modelo puede ser más sensible, se calibraron mediante variaciones iterativas de sus valores y comparación del último mapa de vegetación resultado de la simulación con el mapa de vegetación observada en campo.

Para evaluar la calidad del ajuste en los resultados de calibración se seleccionaron dos herramientas consideradas de gran utilidad, la matriz de confusión y el *kappa* de Cohen (Cohen, 1960), un coeficiente que tiene en cuenta el grado de acuerdo una vez corregido el efecto del azar.

5.2 Resultados de calibración

5.2.1 Matriz de confusión

La matriz de confusión final (Tabla 1) mostró un resultado satisfactorio de calibración, con valores máximos en la diagonal principal (instancias clasificadas correctamente, CCI, igual a 71.86%) y una muy buena diferenciación entre vegetación terrestre y riparia (el 93.64% de la vegetación terrestre se simuló correctamente; el 98.80% de las unidades riparias se simularon como vegetación riparia). El valor del coeficiente *kappa*, 0.56 ± 0.0079 (95% límite de confianza), confirmó que el resultado de la simulación era satisfactorio comparado con la distribución real de la vegetación. En base a estos resultados, el modelo se consideró bien calibrado y preparado para ser empleado en escenarios hidrometeorológicos.

Tabla 1 Matriz de confusión resultante de la comparación entre el resultado de la simulación con el modelo calibrado y la vegetación observada (año 2009).

Fases	IP	PP	HP	HP*	SP	SP*	ES	EF	MF	UF
IP	145	19	611	29	153	3	131	55	105	0
PP	196	181	36	13	38	5	36	1	4	17
HP	243	14	551	13	163	3	128	36	98	29
HP*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SP	335	30	197	19	931	12	130	34	164	45
SP*	179	23	75	17	349	25	66	81	455	7
ES	313	47	23	16	84	13	1255	156	757	59
EF	389	28	22	45	97	22	5	1112	229	62
MF	496	12	12	4	78	12	27	13	750	4
UF	304	76	41	32	637	46	37	60	205	17678

5.2.2 Parámetros del modelo

Un primer grupo de valores de parámetros (Tabla 2) fueron fijados *a priori* mediante las reglas de experto. La elevación sobre el flujo base (HBFL) correspondió a la elevación respecto a la cota del flujo base establecido para cada tipo de año, a partir de la cual se podía producir el reclutamiento en las distintas zonas del cauce (zona de orillas y zona de llanura de inundación). Las alteraciones por socavación del suelo se consideraron nulas. En el modelo, la zona potencial de reclutamiento de la serie de sucesión boscosa (WD) se definió como la HBFL a partir de la cual, y únicamente en la zona asignada como zona de orillas del cauce, el reclutamiento de dicha serie era más probable. La zona potencial de reclutamiento de la serie de sucesión del carrizal (RE) abarca tanto la llanura de inundación como aquella zona de orillas no asignada al reclutamiento potencial de la serie boscosa. En todos los casos se consideró que la zona susceptible de permitir el reclutamiento correspondía a celdas ocupadas por vegetación en fase pionera, es decir, aquella vegetación que tuviese una edad menor o igual a 3 años.

Se definieron cuatro grados de impacto producido por duración de la inundación. Dado que la mayor parte de las celdas inundadas menos de 90 días al año no sufren largas inundaciones continuadas, se ha considerado que el estrés fisiológico sufrido por la planta bajo esas circunstancias no es acusado y se ha definido el impacto como

nulo o despreciable. Los impactos leves, moderados y severos traen consigo la retrogresión en diferentes fases de la sucesión vegetal. Por último, se limitó la edad máxima de la serie de sucesión del carrizal a 10 años, edad a partir de la cual se produce una evolución hacia la fase de arbustos de la serie boscosa (SP).

Tabla 2 Parámetros fijados mediante reglas de experto.

Módulo	Parámetro	Valor	Unidades
Reclutamiento	HBFL para reclutamiento de WD	0.67	metros
	HBFL para perturbación por socavación	9	
	Definición de la zona pionera (edad de la fase pionera)	≤ 3	años
Duración de la inundación	Impacto despreciable	0 – 89	días/año
	Impacto leve	90 – 149	
	Impacto moderado	150 – 239	
	Impacto severo	240 – 366	
Evolución a otra línea de sucesión	Edad para evolucionar de la serie del carrizal a la boscosa	10	años

El segundo grupo de parámetros se calibró manualmente mediante la técnica iterativa de prueba y error, obteniendo finalmente los valores que se muestran a continuación (Tabla 3). Estos parámetros incluyeron los valores críticos de esfuerzo cortante, los cuales fueron considerados mayores en las fases de sucesión más avanzadas o de más edad. Simultáneamente, los límites superiores e inferiores del ETidx fueron calibrados considerando el esfuerzo requerido por las distintas fases de sucesión en términos de evapotranspiración para evolucionar a fases de sucesión más avanzadas, así como el valor mínimo de mantenimiento.

Tabla 3 Parámetros calibrados.

Fases	Esfuerzo cortante crítico [N.m ⁻²]	Límite superior de ETidx []	Límite inferior de ETidx []
IP	95	0.5	0.15
PP-HP-HP*	100	0.60	0.40
SP-SP*	150	0.85	0.35
ES-EF-MF	200	0.95	0.15
UF	500	0.95	0.05

5.2.3 Distribución de la vegetación

La representación gráfica de los resultados al final del periodo de simulación, en el año 2009, mostró importantes similitudes con el mapa de vegetación observada en campo ese mismo año. Así se pudo comprobar que el modelo era capaz de simular correctamente la distribución transversal de la vegetación riparia con bandas característicamente herbáceas en las zonas donde la inundación es más frecuente, y bandas de bosque ripario en sus distintas fases, en aquellas zonas más elevadas o más alejadas del cauce, antes de las áreas típicamente terrestres (Figura 1). Las diferencias entre la distribución de la vegetación observada y simulada pueden considerarse leves en un alto porcentaje de la superficie de análisis (95.05%), siendo muy graves solo en menos del 1% de las celdas simuladas.

Si se observaron, sin embargo, ciertas dificultades del modelo para predecir la localización de barras de gravas (Figura 2), simulándose suelo desnudo en áreas en las que se había observado vegetación y herbáceas en zonas no vegetadas. Del mismo modo, se comprobó que el modelo no diferenciaba con total precisión las dos fases de hierbas de las dos líneas de sucesión analizadas (WD y RE). Los errores se han considerado de menor importancia por no haberse podido introducir el efecto de los cambios en la topografía del cauce en las simulaciones. Hay que tener en cuenta además que las confusiones se produjeron entre fases sucesivas o entre tipos de plantas con características funcionales muy similares.

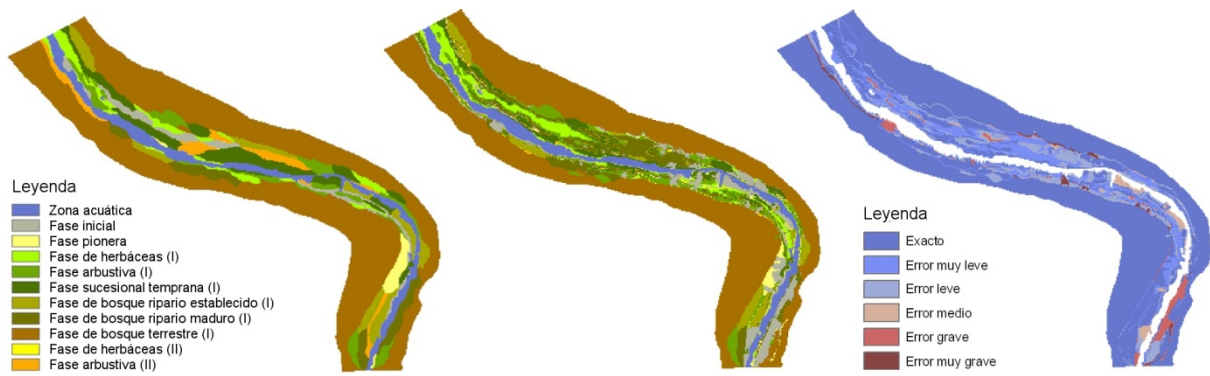


Figura 1 Mapa de vegetación observada en el tramo en el año 2009 (izquierda) y mapa de vegetación simulada para el año 2009 (centro). En ambos se han diferenciado las fases correspondientes a las series de sucesión boscosa (I) y del carrizal (II). Por último, mapa de grado de acierto entre la vegetación observada y la simulada (derecha).

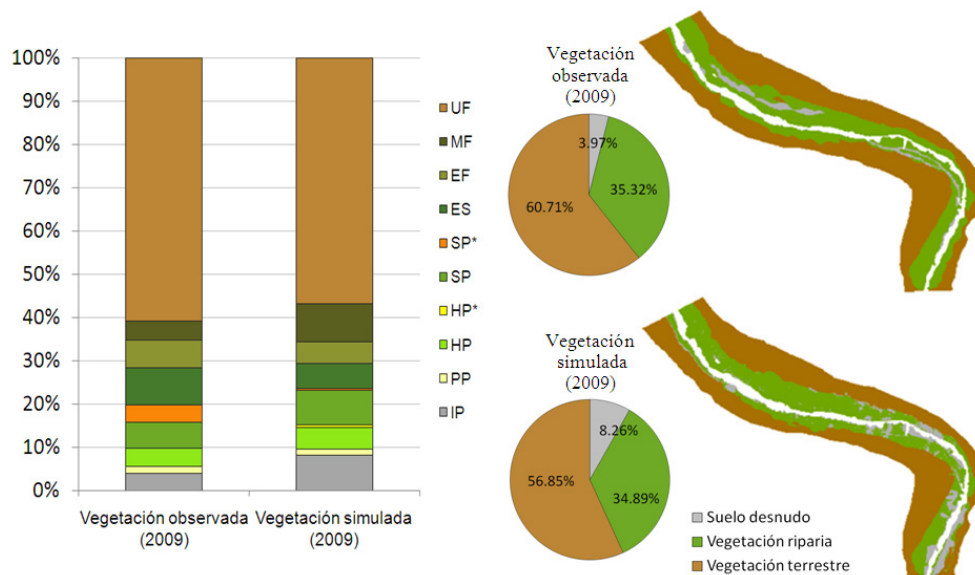


Figura 2 Porcentajes del área total de cada una de las fases de vegetación observadas y simuladas para el año 2009 (derecha), de los totales de suelo desnudo, vegetación riparia y terrestre (centro) y distribución de estas tres categorías en el tramo (derecha).

6 Aplicación del modelo RIPFLOW en escenarios de régimen de caudales

6.1 Metodología

Los escenarios de regímenes de caudales tomaron como referencia los caudales históricos del tramo durante el periodo 1983-2007 (25 años) en régimen natural. Para obtener una serie de caudales comparable en régimen de regulación teórica, se tomó como referencia la gestión realizada en esos mismos 25 años (1983-2007) en la presa de Arenós, localizada en el río Mijares aguas abajo del tramo de estudio. Los caudales mostraron diferencias importantes en regulación teórica respecto al régimen natural (Figura 3). Una vez obtenidas las dos series de caudales de 25 años, una en régimen natural y otra en régimen alterado teórico, se analizaron las diferencias en la distribución de la vegetación de ribera considerando diferentes duraciones del periodo simulado (25, 50, 75, 100, 125 y 150 años). En todos los escenarios se tomó como punto de partida la vegetación observada en 2009 y el

incremento en la duración de los mismos se planteó mediante la recirculación de las series input de régimen natural y de regulación de caudales.

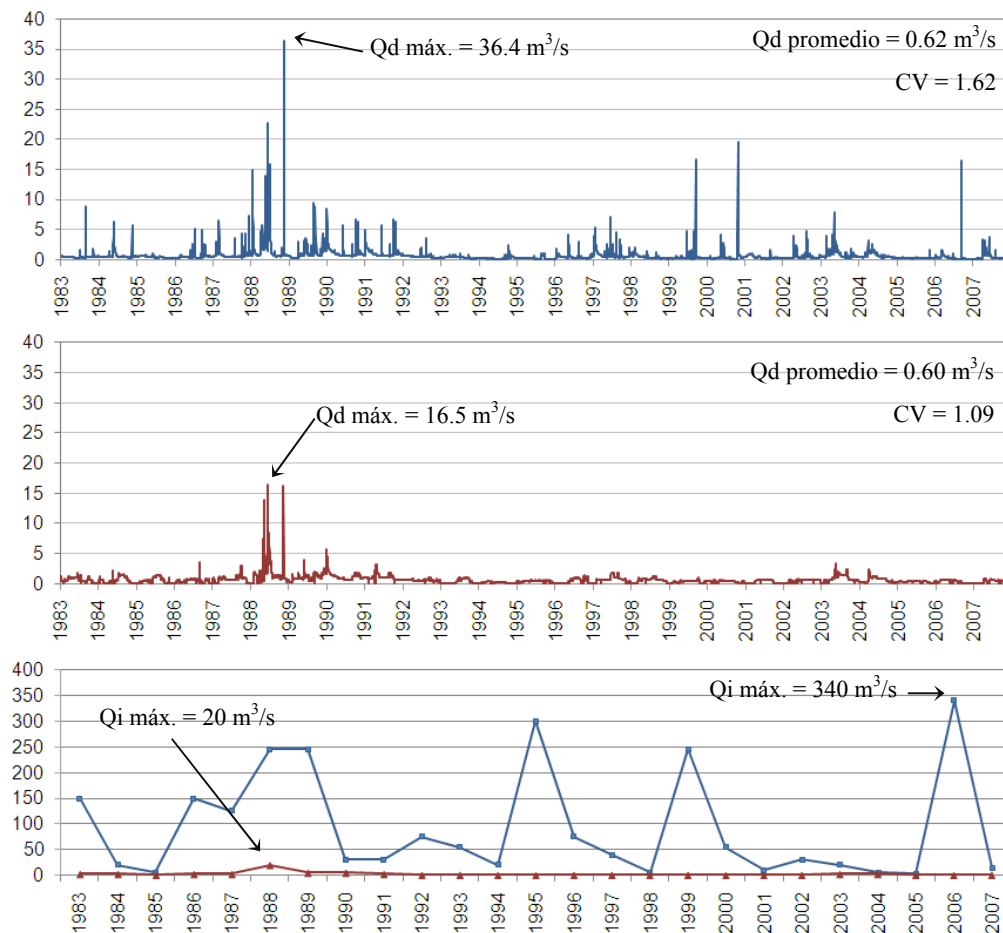


Figura 3 Series de caudales medios diarios (m^3/s) en régimen natural (superior) y en régimen alterado teórico (centro). Caudales máximos instantáneos (m^3/s) anuales (inferior) en régimen natural (azul) y en régimen alterado teórico (rojo).

6.2 Resultados de escenarios de régimen de caudales

Los resultados del análisis de los escenarios de regulación de caudales no mostraron importantes variaciones en las bandas totalmente diferenciadas de vegetación riparia y terrestre. En periodos prolongados de regulación de los caudales se observó que existía una tendencia hacia una mayor presencia de bosque maduro mixto de árboles riparios y terrestres, por lo que se deduce que las especies terrestres ven favorecido su avance hacia zonas tradicionalmente riparias. Es en el último periodo de 125 a 150 años, cuando se produjeron los mayores aumentos de la presencia de bosque maduro mixto de árboles riparios y terrestres, siendo una quinta parte mayor que la superficie simulada en régimen natural (Figura 4). La laminación de los caudales indujo una tendencia a la disminución de la presencia de suelo desnudo en los primeros años de regulación. Esta disminución, de aproximadamente la mitad de la simulada en régimen natural (descenso del 2.7% respecto al área total analizado), no se acusó cuando la regulación de caudales se prolongaba en el tiempo.

Dentro de las bandas riparias, la ausencia de alteraciones bruscas del caudal estabilizó la presencia de las herbáceas de ambas series de sucesión, permitiendo la evolución hacia la fase arbustiva de forma continuada en las zonas cercanas al cauce que no se encontraban frecuentemente inundadas. Este hecho favoreció un incremento de la fase arbustiva perteneciente a la serie boscosa en los escenarios de regulación. Dado que la regulación permite la existencia de caudales homogéneos, la presencia de herbáceas se estabiliza en zonas frecuentemente inundadas y, a pesar de existir una cierta variabilidad con el paso de los años, ésta se reduce a medida que el inicio de la regulación se aleja en el tiempo. Las diferencias porcentuales de herbáceas con el escenario de régimen natural no son perceptibles en los valores medios de cada periodo, sin embargo los

resultados del último periodo de 25 años mostraron que las variaciones interanuales del área ocupada por estas fases son mayores (diferencias máximas de 6.4 % de la superficie total del área de estudio) que en ese mismo periodo del escenario de regulación, con variaciones interanuales máximas de 4.5 %.

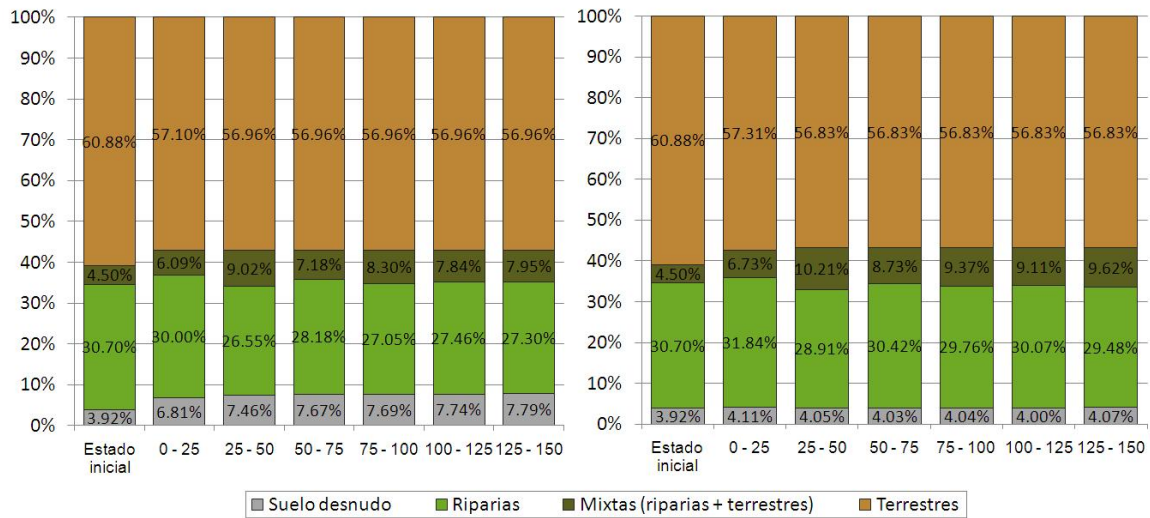


Figura 4 Superficie media ocupada, en periodos de 25 años sucesivos (hasta 150 años), por cada una de las fases riparias simuladas en régimen natural de caudales (izquierda) y en regulación teórica de caudales (derecha).



Figura 5 Superficie media ocupada, en periodos de 25 años sucesivos (hasta 150 años), por cada una de las fases riparias simuladas en régimen natural de caudales (izquierda) y en regulación teórica de caudales (derecha).

7 Conclusiones

La calibración del modelo RIPFLOW en el tramo Terde del río Mijares (España) resultó altamente satisfactoria, presentando un elevado número de instancias correctamente clasificadas (71.86% de las celdas simuladas) y un buen valor de *kappa* (0.56 ± 0.0079 , 95% límite de confianza). El modelo es capaz de simular la presencia y distribución de la comunidad vegetal de la ribera, mostrando una distinción excelente entre vegetación riparia y vegetación terrestre.

Una vez calibrado, el modelo ha demostrado ser una herramienta capaz de analizar el efecto de diferentes escenarios hidrológicos sobre la comunidad vegetal riparia. Su uso permite obtener resultados con una gran cantidad de información espacio-temporal fácilmente interpretable por los gestores del agua y que puede ser de gran utilidad en la toma de decisiones o en la comparación entre diferentes hipótesis de gestión de los recursos hídricos. Adicionalmente, el modelo calibrado permitirá el análisis de diferentes escenarios hidrológicos, morfológicos y climáticos, tanto en el tramo de estudio como en tramos con características similares.

A pesar de ser menores de lo esperado, los efectos de la regulación de caudales suponen la reducción de la variabilidad interna de la comunidad riparia y un avance de las especies terrestres en combinación con árboles riparios maduros, lo que a largo plazo puede suponer la restricción espacial de las bandas riparias. Supone además un descenso de la presencia de gravas y fases pioneras que limita los inicios de la sucesión, favoreciendo el envejecimiento de la vegetación en las riberas, mayor presencia de arbustos y menor diversidad de especies.

Este trabajo ha sido posible gracias a dos proyectos de investigación. El **Proyecto RIPFLOW** (Riparian vegetation modelling for the assessment of environmental flow regimes and climate change impacts within the WFD. Era-net IWRM Funding Initiative, Acciones Complementarias del MEC (ref.: CGL2008-03076-E/BTE) <http://www.iiaama.upv.es/RipFlow>); y el **Proyecto SCARCE** (Assessing and Predicting Effects on Water Quantity and Quality in Iberian Rivers caused by Global Change. Plan *CONSOLIDER*, Ministerio de Ciencia e Innovación (ref.: CSD2009-00065). <http://www.idaea.csic.es/scarceconsolider>).

8 Referencias

- Allen R. G. 2000. Using the FAO-56 dual crop coefficient method over an irrigated region as part of an evapotranspiration intercomparison study. *Journal of Hydrology*, 229(1-2), 27–41.
- Cohen J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educ. Psych. Measurement*, 20(1), 37–46.
- Francés F., Egger G., Ferreira T., *et al.* 2010. The RIPFLOW Project: Riparian vegetation modelling for the assessment of environmental flow regimes and climate change impacts within the WFD. IWRM-Net Funding Initiative (ERA-NET).
- Hargreaves G.H., Allen R.G., 2003. History and evaluation of Hargreaves evapotranspiration equation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 129(1), 53–63.
- Hupp C. R., Rinaldi M. 2010. Human alterations, dynamic equilibrium, and riparian ecosystem responses along selected rivers in Tuscany, Italy (Invited). *American Geophysical Union, Fall Meeting 2010*, H43E-1298.
- Irmak S., Haman D. Z., Jones J. W. 2002. Evaluation of Class A pan coefficients for estimating reference evapotranspiration in humid location. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 128.
- Kashyap P.S., Panda R. K. 2001. Evaluation of evapotranspiration estimation methods and development of crop-coefficients for potato crop in a sub-humid region. *Agricultural Water Management*, 50(1), 9–25.
- Medici C., Bernal S., Butturini A., Sabater F., Martin M., Wade A. J., Francés F. 2010. Modelling the inorganic nitrogen behaviour in a small Mediterranean forested catchment, Fuirosos (Catalonia). *Hydrol. Earth Syst. Sc.*, 14, 1-15.
- Morales M., Francés F. 2009. Vegetation and water use modelling in a semi-arid riparian zone in Guatemala, by coupling basin and river reach hydrological processes. In: *Proceed. Internat. Conf. Sci. Inf. Tech. Sust. Manag. Aq. Ecosyst.*, Concepcion, Chile, ISE-1B2-PH1 (conf187a223), p. 93.
- Murillo J., Rodríguez Pallarés M., Andrés-Urrutia A., Brufau P., García-Navarro. 2008. A mathematical model for numerical simulation of shallow water flow: Description and practical application of GUAD 2D. *Proceedings of the iEMSs 2008*. Int. Env. Mod. Soft. Society, Barcelona, Spain. (3) 1431-1438.
- Naiman R.J., Décamps H., McClain M.E. 2005. Riparia - Ecology, conservation and management of streamside communities. *Elsevier academic press*. 430 pp.
- Rayne S., Henderson G., Gill P., Forest K. 2008. Riparian Forest Harvesting Effects on Maximum Water Temperatures in Wetland-sourced Headwater Streams from the Nicola River Watershed, British Columbia, Canada. *Water Resources Management* 22(5): 565–578.
- Saxton K. E., Rawls W. J. 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America*, 70 (5): 1569-1578.