



Universitat Politècnica de València

Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Tesis Doctoral:
**DESARROLLO DE UN MODELO
ECOHIDROLÓGICO PARA EL
ANÁLISIS DE LA DINÁMICA DE
ECOSISTEMAS RIPARIOS**

AUTORA: ALICIA GARCÍA ARIAS

DIRECTOR: DR. FÉLIX FRANCÉS GARCÍA

VALENCIA, JUNIO DE 2015

*A mis padres,
mi mejor ejemplo y mi mayor apoyo*

*A mis hijos,
mi principal motivación para mejorar cada día*

*A mi marido,
mi compañero inseparable en el camino*

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no habría sido posible sin:

- El Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente y el programa Vali+D de la Generalitat Valenciana para investigadores en formación 2012-2015, por haberme proporcionado la financiación que me ha permitido realizar este trabajo.

Quiero expresar además mi más sincero agradecimiento:

- Al Dr. Félix Francés García, entre otras muchas cosas por darme la oportunidad de incorporarme al equipo de trabajo, por trasmitirme sus conocimientos y dedicarme su tiempo siempre que he necesitado su ayuda, por enseñarme a madurar como investigadora potenciando mis habilidades y confiando en mi criterio, por su comprensión en mi decisión de ser madre durante el periodo de realización de esta tesis, en definitiva, por haber sido un excelente director y un gran amigo durante estos años.
- Al Dr. Ignacio Andrés Doménech, al Dr. Francisco Vallés Montalvo, al Dr. Francisco Martínez Capel y a la Dra. Virginia Garófano Gómez, por facilitarme los datos derivados de la modelación hidráulica y los datos de campo imprescindibles para la implementación de los modelos.
- A todos mis compañeros del GIMHA, por su apoyo y ayuda incondicional, tanto dentro como fuera del despacho. Muy especialmente quiero agradecer al Dr. Gianbattista Bussi, a la Dra. Marta Pasquato y a Dña Guiomar Ruiz Pérez, su gran predisposición para ayudarme cuando les he necesitado en diferentes etapas de esta tesis.
- Y finalmente, de todo corazón, a todos los miembros de mi familia, por haber sabido comprenderme y apoyarme todas las veces que he decidido dedicar mi tiempo a este trabajo en vez de a ellos.

RESUMEN

Las riberas pueden entenderse como aquellas áreas adyacentes o muy próximas a los cauces fluviales, con inundaciones periódicas, que se ven ambientalmente influidas de forma distintiva por esta proximidad. La ribera es un ecosistema en sí mismo que tiene un gran valor ecológico por constituir una zona de transición entre las zonas terrestre y acuática y un corredor a través de diferentes regiones. Su cercanía al agua, sus suelos tradicionalmente fértiles y su vegetación característica, hacen de estos ecosistemas entornos favorables para una gran densidad y diversidad de vida salvaje. La vegetación de ribera tiene un papel importante en la capacidad del ecosistema para diferentes funciones como son el balance de nutrientes, la regulación de la temperatura de las aguas por efecto del sombreado, la estabilización de las márgenes del río, etc., y por tanto es necesaria para un equilibrio adecuado del ecosistema fluvial. Pero no solo la vegetación de ribera tiene influencia sobre la hidrología del cauce; el desarrollo, la distribución o la diversidad de esta vegetación vienen determinados por el régimen hidrológico del mismo. De hecho, en entornos semiáridos, no solo la frecuencia e intensidad de las avenidas, sino también la cantidad de agua capilar disponible en la zona superficial del suelo, así como la accesibilidad al nivel freático, condicionan tanto la presencia como el bienestar de la vegetación.

El objetivo fundamental de esta tesis doctoral es el desarrollo e implementación de un modelo ecohidrológico dinámico, de distribución espacio-temporal de la vegetación de ribera a escala de tramo que, incluyendo nuevos procesos o replanteando la definición de los ya incluidos en los modelos de referencia, mejore los resultados que pueden obtenerse con los modelos actualmente disponibles. Asimismo, se pretende demostrar la utilidad del nuevo modelo mediante el análisis de la respuesta dinámica de la vegetación de ribera a escala de tramo frente a diferentes escenarios de cambio global. Con el fin de adquirir la autonomía y el conocimiento experto necesario para abordar este objetivo, se propone una revisión del estado del arte actual, una selección de los modelos más representativos entre los actualmente disponibles y su aplicación en diferentes casos de estudio dentro del entorno semiárido mediterráneo de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Tras valorar los defectos y posibles mejoras de los modelos de referencia, se ha propuesto un nuevo modelo mejorado que combina el conocimiento existente de los procesos hidrológicos, biológicos y geomorfológicos que se producen en la zona de ribera. Este modelo matemático, Riparian Vegetation Dynamic Model (RVDM), se ha implementado en una herramienta capaz de reproducir la distribución de las comunidades vegetales riparias observadas en tramos con características similares a las de los casos de estudio seleccionados.

Se ha comprobado que, efectivamente, RVDM supone una mejora en la calidad y la fiabilidad de los resultados respecto a las herramientas homólogas contemporáneas, es decir, respecto a los modelos de referencia. Demostradas las ventajas de su uso se ha determinado, mediante la aplicación del nuevo modelo RVDM, la respuesta dinámica de la vegetación de ribera a escala de tramo frente a diferentes regímenes de aportaciones, como respuesta a diferentes escenarios de cambio global.

RESUM

Les riberes poden entendre's com aquelles àrees adjacents o molt pròximes als llits fluvials, amb inundacions periòdiques, que es veuen ambientalment influïdes de forma distintiva per esta proximitat. La ribera és un ecosistema en si mateix que té un gran valor ecològic per constituir una zona de transició entre les zones terrestre i aquàtica i un corredor a través de diferents regions. La seua proximitat a l'aigua, els seus sòls tradicionalment fèrtils i la seua vegetació característica, fan d'estos ecosistemes entorns favorables per a una gran densitat i diversitat de vida salvatge. La vegetació de ribera té un paper important en la capacitat de l'ecosistema per a diferents funcions com són el balanç de nutrients, la regulació de la temperatura de les aigües per efecte de l'ombregue, l'estabilització dels marges del riu, etc., i per tant és necessària per a un equilibri adequat de l'ecosistema fluvial. Però no sols la vegetació de ribera té influència sobre la hidrologia del llit; el desenvolupament, la distribució o la diversitat d'esta vegetació vénen determinats pel règim hidrològic del mateix. De fet, en entorns semiàrids, no sols la freqüència i intensitat de les avingudes, sinó també la quantitat d'aigua capil·lar disponible en la zona superficial del sòl, així com l'accessibilitat al nivell freàtic, condicionen tant la presència com el benestar de la vegetació.

L'objectiu fonamental d'esta tesi doctoral és el desenvolupament i implementació d'un model ecohidrològic dinàmic, de distribució espai-temporal de la vegetació de ribera a escala de tram que, incloent nous processos o replantejant la definició dels ja inclosos en els models de referència, millore els resultats que poden obtindre's amb els models actualment disponibles. Així mateix, es pretén demostrar la utilitat del nou model per mitjà de l'anàlisi de la resposta dinàmica de la vegetació de ribera a escala de tram enfront de diferents escenaris de canvi global. A fi d'adquirir l'autonomia i el coneixement expert necessari per a abordar este objectiu, es proposa una revisió de l'estat de l'art actual, una selecció dels models més representatius entre els actualment disponibles i la seua aplicació en diferents casos d'estudi dins de l'entorn semiàrid mediterrani de la Demarcació Hidrogràfica del Xúquer. Després de valorar els defectes i possibles millores dels models de referència, s'ha proposat un nou model millorat que combina el coneixement existent dels processos hidrològics, biològics i geomorfològics que es produïxen en la zona de ribera. Este model matemàtic, Riparian Vegetation Dynamic Model (RVDM) , s'ha implementat en una ferramenta capaç de reproduir la distribució de les comunitats vegetals riparies observades en trams amb característiques semblants a les dels casos d'estudi seleccionats.

S'ha comprovat que, efectivament, RVDM suposa una millora en la qualitat i la fiabilitat dels resultats respecte a les ferramentes homòlogues contemporànies, és a dir, respecte als models de referència. Demostrats els avantatges del seu ús s'ha determinat, per mitjà de l'aplicació del nou model RVDM, la resposta dinàmica de la vegetació de ribera a escala de tram enfront de diferents règims d'aportacions, com a resposta a diferents escenaris de canvi global.

SUMMARY

The riparian areas can be understood as those areas adjacent or very close to the river channels that are environmentally influenced by this proximity and, in consequence, that are frequently subjected to periodic flooding. The riverbank is an ecosystem itself that has great ecological value. It acts as a transition zone between land and water areas and as a corridor across different regions. As riparian areas are located beside the river water, their soils are frequently very productive. The vegetation in these areas is very productive and favours a great density and diversity of wild life. It has an important role in the ecosystem's capacity for other different functions as the nutrients balance, the water temperature regulation by shadowing, the banks stabilization, etc. In consequence, the riparian vegetation is necessary for the correct balance in the fluvial ecosystem. As this vegetation conditions the hydrology of the river system, the hydrological regime of the river determines the development, the distribution and the diversity of this vegetation. In fact, the presence and wellbeing of the vegetation in semiarid riparian environments is mainly conditioned to the floods frequency and magnitude, to the water availability in the unsaturated upper soil and to the water table accessibility.

The aim of the present thesis is to develop and to implement a new ecohydrological dynamic model that predicts the vegetation on the riparian zones of a river reach by including new processes or by reconsidering the definition of those already included in the models taken as reference. In addition, it is pursued to demonstrate the utility of the new model by analysing the dynamic response of the vegetation under different global change scenarios. A background review has been intensively addressed to obtain the required expert knowledge needed to face the proposal of a new methodology for the analysis of the spatial and temporal distribution of the vegetation in the riparian area. A selection of the most representative models among the currently available and their implementation on different Mediterranean semiarid case studies of the Jucar River Basin District have been performed. After evaluating the advantages and limitations of these reference models, a new improved mathematical model has been proposed. This new tool, the Riparian Vegetation Dynamic Model (RVDM), integrates the knowledge provided by previous tools and represents an upgrade in the way of understanding the relations between the riparian hydrodynamics and the vegetation dynamics. The model has proved to be capable to predict the distribution of the riparian vegetation communities observed in reaches with semiarid characteristics.

It has been demonstrated that RVDM represents an upgrade respect to previous tools in the quality and the reliability of the results. Once the advantages of this new tool have been proven, different global change scenarios have been simulated to analyse the dynamic response of the vegetation in the riparian areas.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

1. Introducción	2
1.1. El ecosistema de ribera	2
1.2. El papel de la vegetación de ribera en los ecosistemas riparios.....	2
1.3. Relación entre la hidrodinámica del río y la vegetación riparia.....	3
1.4. Afecciones antrópicas en la hidrología de los cauces y sus consecuencias en la distribución de la vegetación en las riberas.....	5
2. Objetivos	8
Antecedentes en el estudio de las riberas	9
3. Antecedentes en el estudio de las riberas	10
3.1. Escala espacial en el estudio de las riberas y patrones potenciales de vegetación.....	11
3.2. Clasificación de la vegetación en las riberas	12
3.2.1. Fases de sucesión vegetal.....	13
3.2.2. Tipos funcionales de vegetación.....	14
3.3. Modelación de la vegetación en las riberas.....	16
3.3.1. Consideraciones generales	16
3.3.2. Primeros modelos de distribución vegetal en la ribera	17
3.3.3. Modelos dinámicos de distribución vegetal en la ribera.....	19
3.3.4. Modelos basados en la evapotranspiración vegetal en la ribera	19
3.3.5. Modelos de referencia para el análisis de la distribución vegetal riparia	21
3.4. Evaluación de resultados: funciones objetivo.....	21
4. Información de partida para la implementación de los modelos	26
4.1. Selección y descripción de los tramos de estudio.....	26
4.2. Series hidro-meteorológicas históricas.....	28
4.2.1. Series de Precipitación.....	28
4.2.2. Series de temperatura y de evapotranspiración potencial	30
4.2.3. Series de caudal.....	34
4.3. Clasificación por tipo de año hidrológico.....	36
4.4. Mapas topográficos	38
4.5. Mapas hidráulicos	39

4.6. Mapas de vegetación observada	42
4.6.1. Mapas de vegetación observada clasificada por fases de sucesión	42
4.6.2. Mapas de vegetación observada clasificada por tipos funcionales de vegetación	45
4.7. Mapas de suelos.....	47
5. Modelo de referencia 1: el modelo CASiMiR-vegetation	52
5.1. Descripción general del modelo CASIMIR-vegetation	52
5.2. Descripción de la metodología general de implementación de CASIMIR-vegetation	53
5.2.1. Mapas input de CASiMiR-vegetation.....	54
5.2.2. Esquemas de sucesión-regresión de CASIMIR-vegetation	55
5.2.3. Parámetros de calibración de CASIMIR-vegetation.....	56
5.3. Estrategia de calibración y validación del modelo CASiMiR-vegetation en los tramos de estudio	56
5.4. Resultados de calibración y validación de CASiMiR-vegetation.....	58
6. modelo de referencia 2: El Modelo RibAV	66
6.1. Descripción general del modelo RibAV	66
6.2. Parámetros de suelo del modelo RibAV	68
6.3. Parámetros de vegetación del modelo RibAV	69
6.4. Relaciones entre presiones capilares y contenidos de agua capilar en la parte superior del suelo.....	70
6.5. Inputs hidráulicos e hidro-meteorológicos del modelo RibAV	70
6.6. Balance de agua capilar en la parte superior del suelo	71
6.7. Flujos de agua desde la zona saturada en el modelo RibAV	72
6.8. Estimación de la evapotranspiración real en la zona riparia del modelo RibAV.....	74
6.9. El índice de evapotranspiración del modelo RibAV, ET_{idx}	76
6.10. Estrategia de calibración y validación del modelo RibAV	76
6.11. Resultados de calibración y validación del modelo RibAV.....	78
7. Conclusiones extraídas de los modelos de referencia y posibles mejoras.....	84
7.1. Ventajas y limitaciones del modelo CASiMiR-vegetation	84
7.2. Ventajas y limitaciones del modelo RibAV.....	86
7.3. Consideraciones para el planteamiento de nuevos enfoques	88
8. Propuesta de un nuevo modelo: El modelo RVDM.....	94
8.1. Introducción al modelo RVDM.....	94

8.2. Necesidad de una nueva clasificación VEGETAL: tipos funcionales sucesionales de vegetación (SPFTs)	94
8.2.1. Mapas de vegetación observada clasificada por tipos funcionales sucesionales de vegetación (SPFTs).....	96
8.3. Descripción del modelo RVDM	99
8.4. Módulo de balance de agua en el suelo	101
8.5. Módulo de impactos del modelo RVDM.....	106
8.5.1. Sub-módulo de remoción por avenida	106
8.5.2. Asfixia por inundación	107
8.5.3. Sub-módulo de marchitez por sequía.....	108
8.6. Módulo de evolución del modelo RVDM.....	109
8.6.1. Sub-módulo de reclutamiento vegetal	109
8.6.2. Sub-módulo de crecimiento	111
8.6.3. Sub-módulo de sucesión-regresión entre SPFTs	112
8.7. Módulo de competencia del modelo RVDM.....	113
8.7.1. Sub-módulo de cambios entre líneas de sucesión riparias	113
8.7.2. Sub-módulo de transición hacia terrestres	114
8.8. Estrategia de implementación y análisis de sensibilidad del modelo RVDM.....	114
8.9. Resultados de implementación y análisis de sensibilidad del modelo RVDM	120
9. Discusión: el modelo RVDM frente a los modelos de referencia.....	128
9.1. Comparación de resultados de implementación de los diferentes modelos.....	128
9.2. Ventajas del modelo RVDM respecto a los modelos de referencia.....	134
9.3. Posibles mejoras al modelo RVDM	138
10. Análisis de escenarios de cambio global sobre la vegetación de ribera.....	144
10.1. Definición de escenarios	144
10.1.1. Escenarios de detracción de caudales	144
10.1.2. Escenarios de regulación de caudales	146
10.1.3. Escenarios de cambio climático.....	148
10.2. Resultados del análisis de escenarios de cambio global.....	152
10.2.1. Resultados del análisis de escenarios de detracción de caudales.....	152
10.2.2. Resultados del análisis de escenarios de regulación de caudales	163
10.2.3. Resultados del análisis de escenarios de cambio climático.....	173

11. Discusión: Utilidad del modelo RVDM en la toma de decisiones ante escenarios de cambio global	180
12. Conclusiones.....	186
13. Publicaciones científicas derivadas de la tesis doctoral	192
13.1. Artículos científicos en revistas indexadas (con peer-review)	192
13.2. Artículos en libros de actas y contribuciones a congresos.....	192
14. Bibliografía	196
Índices de figuras y tablas	215
Acrónimos	225

INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

Las riberas son entornos altamente dinámicos, es decir, en constante cambio debido a procesos continuos (Howard, 1992; Nilsson y Berggren, 2000; Winward, 2000; Richards *et al.*, 2002; Glenz *et al.*, 2003; Miller *et al.*, 2003) y, por tanto, su definición y delimitación no es una tarea sencilla. Frecuentemente, y de manera simplificada, se han definido las riberas como aquellas áreas adyacentes o muy próximas a los cauces fluviales, con inundaciones periódicas, que se ven ambientalmente influidas de forma distintiva por esta proximidad (Bren, 1993; Lowrance *et al.*, 1998). Desde un enfoque acorde con la ingeniería hidráulica se considera que la ribera corresponde al área cubierta por una inundación con un período de retorno particular (Brookes y Shields, 2001).

1.1. El ecosistema de ribera

La ribera es un ecosistema en sí mismo. Tradicionalmente se ha encontrado poco alterado por la acción directa del hombre (Wenger, 1999) y constituye tanto un ecotono entre las zonas terrestre y acuática, como un corredor a través de diferentes regiones (Malanson, 1996). Al actuar como zona de transición entre el medio acuático, de caudales circulantes, y el medio terrestre de las inmediaciones del río, recibe la influencia hidrológica de ambos y constituye un espacio compartido en el ciclo del agua, de los sedimentos y de los nutrientes (Lowrance *et al.*, 1985; Bren, 1993; Hooper *et al.*, 1998; Lowrance *et al.*, 1998; Welty *et al.*, 2002). Esta influencia hidrológica característica hace de la ribera uno de los sistemas ecológicos más complejos de la biosfera (Naiman *et al.*, 2000).

Los ecosistemas riparios son la compleja combinación de los organismos y el ambiente cercano al flujo de agua en el que se desarrollan (Lowrance *et al.*, 1985). La definición funcional es la más utilizada por acercarse a los objetivos de los planes de manejo de la ribera y hace referencia a los vínculos ecológicos producidos en la interfaz entre ecosistemas terrestres y acuáticos, pudiendo estudiarse dentro del contexto de los procesos geomorfológicos y dinámica fluvial que los crean (Gregory *et al.*, 1991; Lovett y Huggan, 1998). Estos ecosistemas tienen dos características esenciales que no suelen presentarse en otros tipos de ecosistemas terrestres: están sometidos al flujo hídrico lateral, que asciende y desciende al menos una vez durante la estación de crecimiento, y son principalmente lineales, presentando una elevada proporción perímetro/área, por lo que mantienen una importante interacción con los ecosistemas adyacentes (Lowrance *et al.*, 1985). Otras características no menos importantes son la gran densidad y diversidad potencial de vida salvaje de estos ecosistemas (Bayley, 1995; Bernard y Tuttle, 1998; Nuttle, 2003) y la abundante presencia de vegetación.

1.2. El papel de la vegetación de ribera en los ecosistemas riparios

La vegetación de ribera tiene un papel importante en la capacidad del ecosistema para retener nutrientes transportados por las avenidas periódicas, almacenarlos durante largos periodos y aportarlos al río cuando el aporte aluvial es escaso. Actúa también como regulador de la

temperatura de las aguas por efecto del sombreado y dota a las márgenes del río de una mayor estabilidad. La regulación de las temperaturas es especialmente importante en los periodos estivales por permitir una mayor concentración de oxígeno disuelto en el agua y un descenso en la disponibilidad de nutrientes, necesario para un equilibrio adecuado del ecosistema fluvial (Lowrance *et al.*, 1985; Johnson, 2004; Rayne *et al.*, 2008).

La heterogeneidad espacial de la vegetación de ribera puede entenderse como resultado de la combinación entre fuerzas externas, como la hidráulica del cauce, la erosión, la sedimentación, etc., y procesos internos, como las condiciones del suelo y la hidrología (Pautou y Decamps, 1985). Los factores bióticos y abióticos pueden modificar considerablemente los bosques de ribera, pues mientras las fuerzas físicas del medio pueden controlar la estructura del ecosistema ribereño, dicha estructura modera las fuerzas físicas alterantes (Brinson y Verhoeven, 1999).

La vegetación de la zona de ribera es capaz de reducir el transporte de sedimentos en varios sentidos. Las raíces, especialmente aquellas pertenecientes a la vegetación leñosa, ayudan a dar estabilidad a las laderas sujetando el suelo, incrementan la resistencia hidráulica al flujo y ralentizan las velocidades de flujo provocando la deposición de sedimentos. Esto supone que los suelos riparios tienen generalmente un alto contenido en arcillas, materia orgánica y una elevada capacidad de retención de agua y nutrientes. De hecho estos suelos tienen también la capacidad de ralentizar el transporte de nutrientes solubles por verse desplazada el agua sub-superficial almacenada previamente en la matriz del horizonte más superficial del suelo (Lowrance *et al.*, 1985). Así, los ecosistemas riparios pueden actuar también a modo de barrera frente a contaminantes producidos en los distintos usos del suelo, comportándose la ribera como una zona de amortiguamiento de los impactos humanos sobre el cauce fluvial (Lowrance *et al.*, 1998; Altier *et al.*, 2002).

Dada su sensibilidad al régimen fluvial, y siendo la última expresión de las interacciones con el agua superficial y subterránea, los ecosistemas de ribera son representativos de los cambios de paisaje a gran escala (Malanson, 1996). Los cambios a largo plazo observados en su vegetación arbórea es quizás lo menos entendido de este ecosistema (Webb y Leake, 2006).

1.3. Relación entre la hidrodinámica del río y la vegetación riparia

La comprensión adecuada de la hidrología de la zona de ribera es fundamental para comprender la dinámica de la vegetación riparia (Brinson, 1990) ya que la dinámica del cauce es fundamental en la instalación y desarrollo de esta vegetación (Tabacchi *et al.*, 1998).

Aunque la distribución, estructura y características de la misma se ven determinadas por las características de la geomorfología de la zona (tipo de suelo, profundidad del nivel freático, topografía, etc.), algunos componentes básicos del ciclo hidrológico, como son la precipitación, la escorrentía y la evapotranspiración, ejercen un control importante sobre la vegetación de ribera (Tabacchi *et al.*, 1998). En el caso de producirse precipitaciones en las zonas de ribera, éstas afectan directamente a la vegetación existente. Igualmente, una parte de la escorrentía producida aguas arriba puede alcanzar estas zonas y además el agua del cauce puede entrar en la zona riparia por flujo superficial o por interflujo, dependiendo de las características del sustrato y

de las aportaciones del cauce. La evapotranspiración es también un factor fundamental en la distribución de la vegetación de ribera y está gobernada principalmente por factores como el tipo de vegetación, la temperatura y la cantidad de agua disponible.

En zonas semiáridas, la profundidad a la que se encuentra la capa freática durante el periodo vegetativo es el factor esencial del desarrollo de la vegetación de ribera, por competir las freatofitas por el aprovechamiento del agua subterránea (Ojeda, 1993).

Pero no solo la hidrología del cauce afecta a la vegetación de ribera, ésta a su vez influye de forma directa en el agua del río y en el flujo subterráneo. Los cauces fluviales se benefician de la deposición de material leñoso, como ramas y otros fragmentos de las plantas riparias. Las represas naturales formadas por estos materiales otorgan a la morfología cauce una mayor complejidad, ralentizan la velocidad de flujo, aumentan la cota del nivel freático y dan lugar a una mayor diversidad de hábitats. Además, cuando los caudales son elevados, la vegetación de ribera tiene una particular influencia sobre el flujo por incrementar notablemente la rugosidad respecto al cauce desnudo.

El régimen hidrológico influye creando condiciones para la vida de ciertas plantas, principalmente mediante la variación temporal del calado, la velocidad, la erosión del lecho y los márgenes, la turbidez, etc. Aunque la competencia entre especies es la principal fuerza motora de la sucesión vegetal, la perturbación frecuentemente afecta a cualquier estadio de la sucesión en el corredor de ribera y el proceso sucesional de la vegetación de ribera se reinicia fundamentalmente a causa de las perturbaciones hidrológicas (Tabacchi *et al.*, 1998). Así pues, se asume que la frecuencia y la duración de los eventos perturbadores determinan la probabilidad de retirada de la vegetación previa y el establecimiento de las nuevas comunidades vegetales.

La respuesta de la vegetación de ribera frente a la alteración hidrológica es muy diversa. Algunos autores hablan de la necesidad de conservar el patrón temporal y espacial de flujo del río para mantener los ecosistemas de ribera nativos, pues estos se han adaptado a los regímenes hidrológicos regionales, incluyendo los patrones naturales de perturbación por inundaciones y dinámica fluvial, a lo largo del tiempo (Bren, 1993; Stromberg, 2001).

La estabilización de los caudales mediante la reducción de la magnitud y frecuencia de avenidas conlleva una disminución de superficies adecuadas para la regeneración vegetativa así como una reducción de la dispersión y establecimiento de semillas de las especies hidrócoras (Bendix y Hupp, 2000; Hughes, 2003). Esto puede provocar fragmentación y desconexión del bosque ripario además de la disminución en la cobertura vegetal de especies de ribera autóctonas (Rood *et al.*, 1999), y en ocasiones su sustitución por especies exóticas.

En definitiva, el desarrollo, la distribución o la diversidad de la vegetación de ribera en zonas semiáridas vienen determinados por el régimen hidrológico del cauce. Además, esta vegetación ejerce una cierta influencia sobre la hidrología del mismo.

1.4. Afecciones antrópicas en la hidrología de los cauces y sus consecuencias en la distribución de la vegetación en las riberas

A pesar de la naturaleza dinámica de los bosques de ribera, estos no son inmunes a las alteraciones por efecto de las actividades humanas. Alterar la zona de ribera y su vegetación es ir en contra de sus funciones y, a su vez, es alterar los procesos naturales que le dan su importancia. Partiendo de esta base, se ha visto reflejado el interés por la conservación, manejo y recuperación de las zonas de ribera en múltiples estudios (Brinson y Verhoeven, 1999; Naiman *et al.*, 2000; Stromberg, 2001; Richards *et al.*, 2002; Hughes, 2003; González *et al.*, 2012; Clerici y Vogt, 2013; Magdaleno y Martínez, 2014; entre otros).

Desde hace décadas las riberas en España se encuentran en una mala situación (Ibero, 1996). No son pocos los factores que han provocado esta situación (agricultura, transportes, urbanización, contaminación, canalizaciones...) dando lugar a que las riberas experimenten un deterioro en mayor o menor grado tanto de su estructura como de su funcionalidad. Las modificaciones antrópicas en los sistemas de recursos hídricos, así como la influencia de la acción humana en la variación del clima, tienen importantes consecuencias en los sistemas naturales y socioeconómicos. La limitación del caudal circulante así como la modificación de la frecuencia e intensidad de las avenidas se han constituido como algunos de los principales factores que impiden la regeneración natural de los bosques riparios (Alcázar y Ferrán, 1998; Rood *et al.*, 1999; Nilsson y Berggren, 2000; Magilligan *et al.*, 2003; Dynesius *et al.*, 2004; Holgado y Menárguez, 2004). Es por ello que los planes de restauración de riberas deben pasar necesariamente por dotar al río de libertad y de suministrarle los caudales adecuados para favorecer su correcto funcionamiento, la conexión con su llanura de inundación y la continuidad de los procesos ecológicos que en ella se desarrollan. Estas ideas ya se reflejaron en el Plan Hidrológico del Júcar (1999). Según el artículo 18 se considera como caudal ecológico o medioambiental la disponibilidad de caudales que permitan el mantenimiento y la recuperación de los ecosistemas propios de cada tramo de río. En el mismo artículo, apartados d y e, se considera prioritario el mantenimiento del caudal medioambiental en los siguientes casos: espacios naturales valiosos determinados por la Administración Medio Ambiental, con especial atención a casos singulares de bosque de ribera y afección a zonas húmedas o a tramos fluviales de interés ambiental. Más recientemente, la Ley de Aguas, después de su modificación en 2005, estableció que a efectos de la "la asignación y reserva de recursos para usos y demandas actuales y futuros, así como para la conservación y recuperación del medio natural" [...] "se determinarán los caudales ecológicos, entendiéndolos como tales los que mantiene como mínimo la vida piscícola que, de manera natural, habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera."

Es imprescindible para una correcta gestión de los Recursos Hídricos conocer y comprender las consecuencias asociadas a las diferentes actuaciones antrópicas, tanto directas, en este caso la modificación del régimen de caudales y los cambios en los usos del suelo, como indirectas, entre las que destacan cada vez con mayor relevancia los efectos del cambio climático. La perspectiva inquietante de una sociedad que tendrá que adaptarse a un futuro incierto y las posibles implicaciones ecológicas, sociales, económicas y políticas de tales cambios ambientales han suscitado no solamente el interés de la comunidad científica, sino también la preocupación de los

representantes políticos, las administraciones y el ciudadano común (Comité científico de la Red Temática CLIVAR - España, 2006).

El diseño de las infraestructuras hidráulicas se ha realizado tradicionalmente de acuerdo a la información histórica existente de los caudales en los ríos y el tipo y frecuencia tanto de las avenidas esperadas, como de las sequías. La Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) justifica que se considere oportuno evaluar el efecto de dichas infraestructuras sobre la vegetación riparia, por establecerse en ella que la Unión Europea debe organizar la gestión de todas las aguas, entre ellas las aguas superficiales, con diversos fines entre los que se encuentra “proteger los ecosistemas acuáticos así como los ecosistemas terrestres y los humedales que dependen directamente de ellos”.

La operación en los embalses utiliza también el pasado hidrológico para establecer una guía en la toma de decisiones del embalse. Además, los requerimientos hídricos de la vegetación de ribera, así como de la fauna asociada a las masas de agua continentales, han sido evaluados con información histórica de temperatura, disponibilidad de agua, requerimientos de agua en el suelo, etc. En este contexto el Panel Intergubernamental de Expertos para el Cambio Climático (IPCC) ha indicado recientemente, aunque las previsiones tienen todavía un alto grado de incertidumbre, que la zona mediterránea constituye una de las regiones más susceptibles a los posibles impactos del cambio climático (IPCC, 2007, 2014). Esto implica que, en relación con la gestión de los recursos hídricos, los registros obtenidos en el pasado de las condiciones hidrológicas no deberían ser una guía fiable para el futuro, y las condiciones de diseño y manejo de los sistemas hidráulicos deberían ser planificados en la actualidad para mitigar los posibles efectos del cambio climático (Hernández *et al.*, 2007; Barriendos, 2008; Palmer *et al.*, 2008; Vargas *et al.*, 2008; Baldasano-Recio, 2009; Estrela-Monreal, 2009; Garrote de Marcos, 2009). El IPCC (IPCC, 2001b) concluyó ya hace algunos años que los gestores del agua deberían empezar “una reexaminación sistemática de los criterios en el diseño, reglas de operación, planes de contingencia, y políticas de reparto del agua”.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, parecería lógico esperar que se considerase en la planificación y la gestión hidrológica no solo las afecciones sobre las riberas de los cauces como consecuencia directa de las acciones antrópicas (regulación de caudales y usos del suelo principalmente), sino también los posibles efectos del cambio climático (Naiman *et al.*, 2005), y los requerimientos mínimos de estos ecosistemas para desarrollarse correctamente. Para poder alcanzar este objetivo, es imprescindible conocer los mecanismos que definen el comportamiento de la vegetación asociada a estos entornos. Este conocimiento nos capacita para desarrollar herramientas que permitan, mediante la modelización de los principales procesos ecohidrológicos, predecir los cambios que se producirán en la dinámica de estos ecosistemas, en función de la alternativa de gestión adoptada.

OBJETIVOS

2. OBJETIVOS

El objetivo fundamental de esta tesis doctoral es el desarrollo e implementación de un modelo ecohidrológico dinámico, de distribución espacio-temporal de la vegetación de ribera a escala de tramo que, incluyendo nuevos procesos o replanteando la definición de los ya incluidos en los modelos de referencia, mejore los resultados que pueden obtenerse con los modelos actualmente disponibles en zonas semiáridas mediterráneas. Asimismo, se pretende demostrar la utilidad del nuevo modelo mediante el análisis de la respuesta dinámica de la vegetación de ribera a escala de tramo frente a diferentes regímenes de aportaciones, como respuesta a diferentes escenarios de cambio global.

Con el fin de adquirir la autonomía y el conocimiento experto necesario para proponer una nueva metodología de trabajo en el análisis de la distribución espacial y temporal de la vegetación de ribera, se propone una revisión del estado del arte actual, una selección de los modelos más representativos entre los actualmente disponibles y su aplicación en diferentes casos de estudio dentro del entorno semiárido mediterráneo de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Tras valorar los defectos y posibles mejoras de los modelos de referencia, se propondrá un nuevo modelo mejorado que combine el conocimiento existente de los procesos hidrológicos, biológicos y geomorfológicos que se producen en la zona de ribera. Este modelo se desarrollará mediante ecuaciones matemáticas y se implementará en una herramienta capaz de reproducir la distribución de las comunidades vegetales riparias observadas en tramos con características similares a las de los casos de estudio seleccionados.

Una vez el modelo haya sido depurado, correctamente implementado y analizado en un periodo de tiempo considerado suficientemente largo como para reproducir las alteraciones condicionantes de la dinámica de dichas comunidades, se comprobará que, efectivamente, el nuevo modelo propuesto supone una mejora en la calidad y la fiabilidad de los resultados respecto a las herramientas homólogas contemporáneas, es decir, respecto a los modelos de referencia.

Demostradas las ventajas de su uso se determinará, mediante la aplicación del nuevo modelo, la respuesta dinámica de la vegetación de ribera a escala de tramo frente a diferentes regímenes de aportaciones, como respuesta a diferentes escenarios de cambio global.

ANTECEDENTES EN EL ESTUDIO DE LAS RIBERAS

3. ANTECEDENTES EN EL ESTUDIO DE LAS RIBERAS

El enfoque para el estudio de las riberas ha evolucionado a lo largo de los años y, sin embargo, la vegetación riparia se ha mantenido en los distintos enfoques como uno de los principales protagonistas. Mientras que los primeros estudios enfatizaron el papel de la ribera como recurso de materia y energía para los sistemas acuáticos, posteriormente se abordó la capacidad de la ribera para amortiguar los aportes de sedimentos de la ladera hacia el río (Barton *et al.*, 1985; Lowrance *et al.*, 1985). A modo de revisión, se presentó en el año 1999 una bibliografía con índice y anotaciones de varios centenares de referencias de literatura mundiales con énfasis en las funciones de amortiguamiento de la zona de ribera (Correll, 1999).

A finales del siglo XX y principios del siglo XXI, se profundizó en el papel del cauce sobre la vegetación, tratando de describir tanto los daños físicos que causan las perturbaciones hidrológicas a escala local, mediante el conocimiento de las crecidas, como los flujos sub-superficiales necesarios para mantener la vegetación de ribera (Tabacchi *et al.*, 1998; Stromberg, 2001). Se destaca también el control ejercido por el clima regional sobre los principales factores de funcionamiento de los ecosistemas de ribera. Los rasgos del ecosistema de ribera, como por ejemplo la evapotranspiración, afectan y están afectados por la composición y función de las especies vegetales dominantes (Williams *et al.*, 1998). También en este periodo se propone analizar las interacciones dentro de un marco común, en el que la zona de ribera y ecosistema fluvial son ecosistemas dinámicamente unidos longitudinal, lateral y verticalmente por procesos hidrológicos y geomorfológicos que se suceden dentro de una jerarquía temporal. Se señalan como factores geomorfológicos internos las características físico-químicas del suelo y la pendiente dentro de la zona riparia, y como externos el gradiente y área de la cuenca, el tipo y profundidad de la roca madre, el volumen y composición de las entradas de agua subterránea y la morfología del cauce (Tabacchi *et al.*, 1998). Además se demuestra la capacidad de amortiguamiento de los impactos hacia el río por parte de la zona de ribera (Lowrance *et al.*, 1998; Altier *et al.*, 2002).

En los primeros años del siglo XXI, se propone abordar la problemática de la ribera con una visión integradora de procesos internos y externos (Brookes *et al.*, 2000; Richards *et al.*, 2002; Hughes, 2003; Glenz *et al.*, 2003; Lite y Stromberg, 2005), con énfasis en la resistencia al flujo, la absorción y transpiración de agua por la vegetación, y en la función de la ribera sobre la calidad del agua (Tabacchi *et al.*, 2000). Las investigaciones se centran en la respuesta de las características y desarrollo de la vegetación frente a determinadas condiciones del medio y múltiples procesos conectados, destacando los relacionados con la estabilidad del cauce (Brookes *et al.*, 2000; Winward, 2000; Glenz *et al.*, 2003; Lewis *et al.*, 2003). Glenz (2005) sugiere acoplar modelos hidráulicos y geomorfológicos (para simular inundación y sedimentación) con modelos de vegetación (para simular sucesión vegetal y procesos asociados). Otros estudios en países como Japón, Corea y China (Deng y Singh, 2002; Nakamura *et al.*, 2002; Suzuki *et al.*, 2002; Azami *et al.*, 2004; Shiau y Wu, 2004; Choi *et al.*, 2005) son una muestra del consenso internacional alcanzado esos años respecto a que los principales factores que determinan la composición local de especies y la diversidad forestal en la ribera son las perturbaciones del medio, causadas por

agentes externos, y las condiciones internas de sistema, como son la humedad, la textura y la profundidad del suelo.

También a lo largo de la década se prestó una especial atención a la necesidad de analizar los impactos antrópicos sobre la vegetación de ribera, considerando las modificaciones del régimen de caudales, consecuencia principalmente del establecimiento de presas en los cauces, y la erosión producida por la reducción en el aporte de sedimentos (Bunn y Arthington, 2002; Nilsson y Svedmark, 2002; Rood *et al.*, 2003; Kabat *et al.*, 2004; Naiman *et al.*, 2005; Braatne *et al.*, 2008; Rood *et al.*, 2010). En los últimos años adquirió cierto protagonismo el estudio de la capacidad de la zona de ribera como amortiguadora de diferentes impactos potenciales sobre ecosistema fluvial, provocados por cambios en el uso del suelo, urbanización, desarrollo industrial, agricultura, etc. (Dhondt *et al.*, 2006; Baker *et al.*, 2007; Johnson y Buffler, 2008; Vidon *et al.*, 2008; Hoffmann *et al.*, 2009; Hubble *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2009; Madden *et al.*, 2007; Yuan *et al.*, 2009).

Más recientemente los estudios se han centrado en analizar la dinámica del ecosistema de ribera, las relaciones entre este y los procesos hidrológicos, geomorfológicos, etc., y su capacidad para adaptarse a nuevas condiciones, con la finalidad de establecer de forma más eficiente las estrategias de restauración y conservación a largo plazo (Corenblit *et al.*, 2007; Hupp y Rinaldi, 2007; Chen *et al.*, 2009; Corenblit *et al.*, 2009; Diggory *et al.*, 2009; Hayden *et al.*, 2009; Orr *et al.*, 2009; Perona *et al.*, 2009; Williams y Scott, 2009; Benjankar *et al.*, 2011; Maddock III *et al.*, 2012; García-Arias *et al.*, 2013; Ye *et al.*, 2013; Camporeale *et al.*, 2013; García-Arias *et al.*, 2014; Uotani *et al.*, 2014; Evgenievna *et al.*, 2014; Rivaes *et al.*, 2014; Corenblit *et al.*, 2015).

3.1. Escala espacial en el estudio de las riberas y patrones potenciales de vegetación

El estudio de procesos en la zona de ribera puede hacerse a distintas escalas (Baker, 1989; Bendix, 1994; Malanson, 1996). Baker (1989) demostró que la influencia relativa de la escala en la composición de la vegetación riparia varía espacialmente. Aunque el estudio se hizo desde una perspectiva estática, evidenciando únicamente las variaciones espaciales en un momento dado, las variaciones temporales eran esperables. Bendix (1994) distingue dos patrones potenciales de vegetación, resultantes de la dominancia de la escala longitudinal o la escala transversal para las variables ambientales (Figura 3.1). Si las variables de la escala transversal son las dominantes, el patrón de vegetación exhibirá una secuencia transversal que se repetirá a lo largo del tramo, con un patrón de franjas paralelas al río. Mientras que la escala o eje transversal de la ribera es más evidente a escalas grandes de mapas (típicamente en metros), la escala o eje longitudinal de la ribera lo es a escalas más pequeñas (típicamente en kilómetros). Ambas escalas o ejes influyen en el patrón resultante de vegetación, por lo que la dominancia de una sobre la otra determinará si el patrón es longitudinal o transversal. Malanson (1996) habla también de estructura longitudinal y transversal, resaltando que la estructura interna del ambiente de ribera es fundamental a la hora de analizar las interacciones entre los patrones de la comunidad vegetal, el suelo y los procesos hidrológicos.

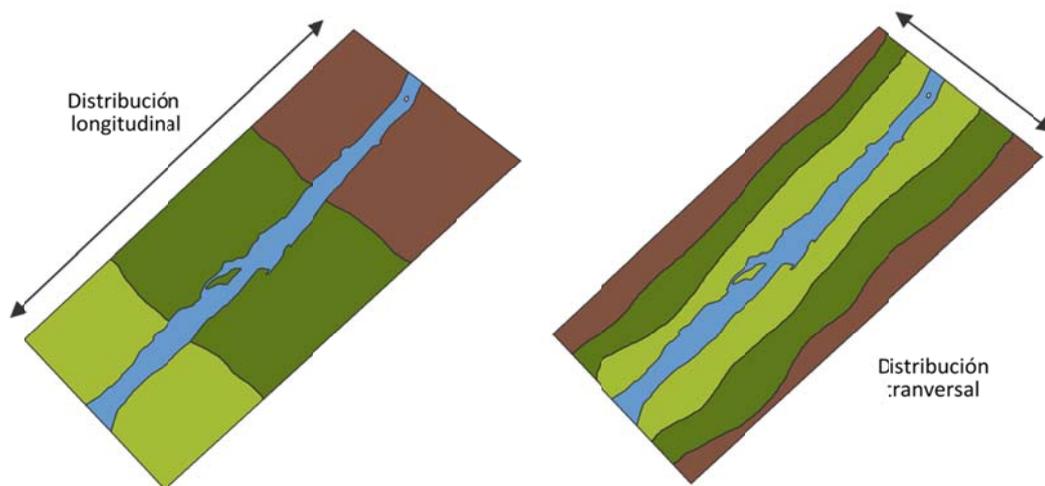


Figura 3.1. Distribución longitudinal y transversal de la vegetación de ribera

La distribución transversal de la vegetación riparia se ha ligado a los periodos hidrológicos, la topografía, los tipos de sedimentos y la competencia entre especies (Hupp y Osterkamp, 1985; Hupp y Osterkamp, 1996; Rot *et al.*, 2000; Naiman *et al.*, 2005). Mientras que varios estudios demuestran estas relaciones para diferentes ríos en el eje lateral, son más escasos los que describen la variación longitudinal del ecosistema de ribera (Cordes *et al.*, 1997; Naiman *et al.*, 2005)

3.2. Clasificación de la vegetación en las riberas

La modelación de procesos a escala de ribera, puede partir tanto de una clasificación de su vegetación basada en la filogenésis (Karrenberg *et al.*, 2002; Capon, 2003; Corbacho *et al.*, 2003; Tabacchi y Planty-Tabacchi, 2003; Bernez *et al.*, 2004; Rodríguez-González *et al.*, 2004) como en otros sistemas no filogenéticos e incluso de descripción genérica basada en teledetección (Welsch, 1991; Tabacchi *et al.*, 1998; Winward, 2000; Congalton *et al.*, 2002; Suárez *et al.*, 2002; Lite y Stromberg, 2005; Baker *et al.*, 2006; Webb y Leake, 2006; Makkeasorn *et al.*, 2009).

En ambientes con una dinámica de cambio pronunciada, como es el caso del ambiente de ribera, la vegetación altera tanto su composición en especies como la frecuencia de las especies componentes. Es por este motivo que se distinguen desde zonas claramente diferentes 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 (nutrientes, agua, etc.) o son resultado de las interacciones bióticas (competencia vegetal interespecífica, dispersión de semillas, etc.), así como la medida en que las condiciones abióticas alteran las interacciones bióticas (Crawley, 1997). 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. En este tipo de climas con hidrología compleja es frecuente la aplicación de clasificación por tipos funcionales de vegetación (Stromberg *et al.*, 1996; Brookes *et al.*, 2000; Snyder y Williams, 2000; Horton *et al.*, 2001; Baird y Maddock III, 2005; Gollan *et al.*, 2009; Merritt *et al.*, 2010; Morales, 2010; García-Arias *et al.*, 2014) como marco propicio de análisis de la interacción de factores bióticos y abióticos. Sin embargo no es la única alternativa recogida en la literatura asociada a la modelación de la vegetación riparia. En la evaluación del comportamiento de la vegetación de ribera frente a diferentes perturbaciones de las condiciones ambientales, es muchas veces necesario entender los mecanismos de sucesión vegetal y por tanto no es de extrañar que algunos autores se decanten por la clasificación por fases de sucesión vegetal asociadas a las distintas series de sucesión vegetal presentes en la ribera (Naiman *et al.*, 2005; Benjankar *et al.*, 2011, García-Arias *et al.*, 2013; Rivaes *et al.*, 2014, entre otros).

3.2.1. Fases de sucesión vegetal

La sucesión vegetal es el cambio producido en el proceso de organización de las comunidades vegetales tanto en un medio no explotado previamente (sucesión primaria) como por el efecto de una perturbación que altera el sistema (sucesión secundaria). Durante ese cambio, cada estadio de la vegetación produce una alteración gradual e inevitable del ambiente, haciéndolo menos favorable para sí mismo y mejor para los elementos de la fase o etapa siguiente. Este proceso continúa hasta alcanzar un estadio final llamado clímax o de equilibrio con el clima.

En general los primeros estadios de la sucesión vegetal se dan en especies que presentan una estrategia del tipo R (Dajoz, 2002), es decir, individuos de pequeño tamaño, vida corta, rápido crecimiento, alta tasa de natalidad y de mortalidad y con estrategias adaptativas al estrés. En el caso de la vegetación de ribera, las especies herbáceas son las que potencialmente tienen más posibilidades en los primeros estadios frente a un ascenso del nivel freático prolongado en el tiempo, provocado por ejemplo por el establecimiento de un embalse o dique, aguas arriba del mismo, o por un cambio brusco en el régimen de precipitaciones que traiga consigo avenidas frecuentes capaces de eliminar parte de la vegetación existente.

Los siguientes estadios corresponden a una estrategia tipo K (Dajoz, 2002) en general con especies de mayor tamaño, mayor control del espacio, que presentan estrategias de tolerancia al estrés y que tienen una vida larga, dejando pocos descendientes pero asegurando mejor su supervivencia. En la ribera, al igual que en ecosistemas forestales terrestres, estas se corresponden a especies arbustivas y arbóreas.

En los lugares que están sometidos a condiciones extremas o altamente variables, como pueden ser las zonas de ribera por estar junto a cursos de agua, no tiende a darse la convergencia hacia el clímax. En estos casos, el estadio final suele ser el de comunidades permanentes, como es el caso de los bosques de ribera o bosques de galería, que no corresponden al clima general sino a dichas condiciones locales excepcionales (Terradas, 2001).

Diversos estudios han estudiado el papel de la sucesión vegetal en los procesos fluviales, llegando a la conclusión de que la frecuencia y duración de los eventos de alteración (las perturbaciones hidrológicas) determinan la probabilidad de muerte de la vegetación madura y el establecimiento

de nuevas comunidades vegetales ribereñas (Naiman *et al.*, 2005). Cuantificar esas alteraciones es clave para entender el proceso de sucesión vegetal en el ecosistema. Para el caso de la vegetación de ribera, “el proceso de sucesión es esencialmente reiniciado por la alteración hidrológica, su intensidad y frecuencia varía tanto desde aguas arriba hacia aguas abajo, como desde el cauce hacia la llanura de inundación. Por esa razón, la estructura de la vegetación de ribera se ha utilizado como un indicador de los eventos hidrológicos y geomorfológicos” (Tabacchi *et al.*, 1998).

3.2.2. Tipos funcionales de vegetación

Se habla de tipos o grupos funcionales de vegetación cuando se realiza una clasificación por grupos no filogenéticos de organismos que responden de forma similar a factores ambientales y tienen efectos similares en los procesos dominantes del ecosistema (Lavorel *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 1997; Baird y Maddock III, 2005). Este tipo de clasificación surgió en respuesta a la necesidad de encontrar similitudes de funcionamiento para agrupar a las especies y así simplificar los modelos de ecosistemas o formular modelos de funcionamiento de una especie que sean extensibles a todas las especies de un mismo grupo (Terradas, 2001). De este modo, se reduce la diversidad de especies a una diversidad de funciones y estructuras, partiendo de la idea de que las dinámicas esenciales de los ecosistemas pueden capturarse mediante la agrupación de especies en un número limitado de tipos funcionales de vegetación, pudiendo ser las funciones los distintos tipos de procesos fotosintéticos, la capacidad de minimizar pérdidas de agua, etc. (Smith *et al.*, 1997).

Dado que los diversos estudios de clasificación en tipos funcionales de vegetación que existen y las diversas concepciones del término no han seguido un planteamiento teórico claro, no hay una tipología que pueda aplicarse con carácter universal (Lavorel *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 1997; Terradas, 2001). Sin embargo, el reconocimiento de grupos funcionales cuando el investigador tiene unas bases teóricas claras es importante para el desarrollo de modelos conceptuales o matemáticos innovadores y positivos (Terradas, 2001).

Para establecer una clasificación adecuada por tipos funcionales de vegetación, típicamente se ha adoptado una de las tres siguientes estrategias o métodos: subjetivo por observación; deductivo que parta de un modelo a priori de la importancia de procesos particulares en el funcionamiento del ecosistema; o basado en datos y en aplicación de técnicas multivariadas que lleven a una clasificación. Sin embargo, Terradas (2001) recomienda hacer una clasificación pragmática y relativamente sencilla, basada en alguno de los cuatro tipos básicos de clasificaciones funcionales: grupos emergentes, estrategias, tipos funcionales estrictos o grupos específicos de respuesta. La clasificación por grupos emergentes parte de grupos de especies que reflejan correlaciones naturales de atributos biológicos (desde aspectos de su ciclo de vida hasta aspectos de regeneración), pero no están relacionados directamente con funciones ecosistémicas y sus mecanismos. Se parte de clasificaciones fisonómicas para encontrar correlaciones con rasgos funcionales, como tasa de crecimiento, tamaño de semilla y tamaño de la planta, etc. El segundo tipo propone clasificar los tipos de vegetación en función de las diferentes estrategias compartidas por especies que tienen atributos similares y que se interpretan como adaptaciones a pautas particulares en el uso de recursos. La clasificación por tipos funcionales estrictos,

distingue grupos de especies sin parentesco filogenético que tienen un papel similar en los procesos del ecosistema, respondiendo de forma parecida a múltiples factores ambientales. Es necesaria una preselección subjetiva de rasgos sobre la base de conocimientos del experto, seguida de un análisis de correlación con gradientes ambientales. Por último, la clasificación por grupos específicos de respuesta, considera especies que responden de forma similar a factores ambientales específicos. Se trabaja con criterios regionales o de paisaje, donde los efectos de las perturbaciones son fundamentales, y se especifican tipologías en las que la respuesta a estas perturbaciones sea lo decisivo.

Para el caso de la ribera, existen ya varias propuestas de tipos funcionales de vegetación en función del hábito de crecimiento, la fase de desarrollo, la morfología y las tasas de transpiración (Williams *et al.*, 1998; Brookes *et al.*, 2000; Baird y Maddock III, 2005; Poff *et al.*, 2006). De acuerdo con Webb y Leake (2006) hay dos tipos de vegetación en la zona de ribera: las riparias obligadas, que dependen de un abastecimiento de agua durante todo el año, y las facultativas que pueden vivir tanto en ambientes ribereños como en laderas más áridas. Ambos tipos de vegetación pueden ser freatofitas, por lo que la línea entre obligadas y facultativas puede no ser clara. De este modo es interesante separar aquellas especies en función de la fuente de agua que utilizan mayoritariamente para transpirar. Así se introducen dos tipos: las freatofitas obligadas y las freatofitas facultativas. Las freatofitas obligadas dependen en gran medida del agua de la zona saturada para su transpiración. Son aquellas plantas que envían sus raíces hacia o debajo de la zona capilar para usar exclusivamente o mayoritariamente agua subterránea (Snyder y Williams, 2000; Horton *et al.*, 2001; Lite y Stromberg, 2005). Las freatofitas facultativas son plantas que pueden sobrevivir en ambientes de tierras altas donde el agua subterránea no está disponible; y usan el agua subterránea de forma oportunista (Snyder y Williams, 2000; Horton *et al.*, 2001). En el estudio de Brookes *et al.* (2000) se modela el comportamiento de la vegetación ribereña a nivel de categoría o tipo de vegetación, parametrizando mediante datos de especies indicadoras. En este estudio se distinguen tres tipos básicos de vegetación: herbáceas, arbustivas y freatófilas, en función del crecimiento de las plantas, su profundidad radicular y su longevidad y su estacionalidad. En otros estudios se establecen cuatro tipos funcionales de vegetación de ribera: obligadas de humedal, ribereñas de raíz poco profunda, ribereñas de raíz profunda, y ribereñas de transición o facultativas (Stromberg *et al.*, 1996; Baird y Maddock III, 2005). Esta clasificación se basa en las tasas de transpiración, las profundidades radiculares y los rangos de tolerancia frente a la escasez o exceso de agua subterránea. Las plantas que entran en el tipo obligadas de humedal son aquellas que requieren condiciones de saturación de agua en el suelo permanente, siendo la mayoría de ellas especies herbáceas con raíces superficiales. Las ribereñas de raíz poco profunda, frecuentemente especies herbáceas, requieren niveles freáticos poco profundos por ser el agua subterránea la que más utilizan; en contraste no son capaces de soportar largos periodos de saturación del suelo. El tercer tipo funcional, las ribereñas de raíz profunda, engloba aquellas especies freatófilas intolerantes a la sequía, como chopos y sauces, que dependen de un nivel freático no excesivamente profundo para el establecimiento, crecimiento y transpiración. En general, las especies de este grupo tienen tolerancia estacional limitada para periodos extensos de saturación del suelo. Por último, las ribereñas de transición o facultativas son especies que si bien no dependen estrictamente de niveles freáticos someros, tienen requerimientos de agua que generalmente exceden a los de las especies de ladera colindantes. Estas ribereñas de transición se dan generalmente en los márgenes exteriores de los sistemas ribereños o sobre cauces efímeros. Stromberg *et al.* (1996) proveen un listado a detalle de

posibles especies a incluir en estos cuatro grupos. Son también frecuentes el uso de tipos de vegetación en su máximo desarrollo (arbóreo, arbustivo o herbáceo), la profundidad radicular, la fuente de agua utilizada y la posición respecto al cauce, como criterios de clasificación (Welsch, 1991; Stromberg *et al.*, 1996; Brookes *et al.*, 2000; Lowrance *et al.*, 2000; Snyder y Williams, 2000; Horton *et al.*, 2001; Altier *et al.*, 2002; Maddock III y Baird, 2003; Baird y Maddock III, 2005; Webb y Leake, 2006).

Tras haberse observado que las propuestas anteriores mostraban coincidencias importantes, en los trabajos más recientes se ha evidenciado la intención de homogeneizar a la hora de proponer nuevas clasificaciones, teniendo en cuenta el hábito de crecimiento de las especies vegetales, la profundidad radicular, la demanda de agua y, de forma indirecta, la posición respecto del cauce (Morales, 2010; García-Arias *et al.*, 2014).

3.3. Modelación de la vegetación en las riberas

3.3.1. Consideraciones generales

Es imposible en la práctica desarrollar un modelo completo que exprese todas las variaciones de los factores físicos y biológicos en la zona de ribera (Bren, 1993; Walters y Korman, 1999). Partiendo de esta importante premisa, los esfuerzos de modelación han encontrado muchas dificultades para representar los efectos de la escala transversal, los cambios hidrológicos rápidos, las respuestas ecológicas a largo plazo, la falta de datos en procesos clave difíciles de estudiar, etc. (Walters, 1997). Aunque la mayor parte de los ecosistemas de ribera presentan en su sección lateral tres componentes comunes: cauce, llanura de inundación y zona de transición con la ladera, tanto la discretización del espacio, como el detalle y el enfoque pueden ser distintos en función del objeto de estudio. Walters y Korman (1999) destacan percepciones disciplinarias distintas (hidrólogos, químicos, geomorfólogos, ecólogos) respecto a cómo estudiar las dinámicas a múltiples escalas espacio-temporales.

La mayoría de intentos de modelación de la zona de ribera trabaja con el estudio de los diversos compartimentos ecológicos en sí mismos, en lugar de tener en cuenta los efectos interactivos de las estructuras y los procesos entre dichos compartimentos y en diferentes lugares dentro de la red de drenaje (Tabacchi *et al.*, 1998). Algunos modelos empíricos que se han desarrollado para usar datos hidrológicos y de vegetación en otros contextos ecosistémicos, tienen usos potenciales para el manejo de ecosistemas amenazados como la ribera (Stromberg, 1993). El empleo de datos históricos para la evaluación ese tipo de modelos es fundamental. Por este motivo, se considera recomendable reconocer patrones en el campo y desarrollar modelos lo más simples posible que los describan (Walters, 1997; Crawley, 1997). De acuerdo con Tabacchi *et al.* (2000), el ciclo del agua en las zonas de ribera depende de tres relaciones importantes: el consumo y/o absorción de agua por las plantas, el almacenamiento, y el retorno del agua a la atmósfera por evaporación.

En la mayor parte de los modelos de vegetación, la ecuación que determina su crecimiento real en función del crecimiento potencial, selecciona el máximo estrés entre los de humedad, nutrientes, luz y temperatura, de tal forma que si uno domina, el resto no juega ningún papel

(Altier *et al.*, 2002; Neitsch *et al.*, 2002). Es claro que la supervivencia de las plantas no se debe exclusivamente a la disponibilidad de agua, por intervenir también la presencia de nutrientes, sales minerales, dióxido de carbono, etc. (Terradas, 2001; Lambers *et al.*, 2008). Sin embargo, en climas áridos y semiáridos, estas últimas juegan un papel prácticamente secundario, siendo la frecuencia de ocurrencia del límite de la disponibilidad de agua en el suelo, la responsable de que la vegetación entre en estado de estrés hídrico (Stromberg *et al.*, 1996; Maddock III y Vionnet, 1998; Rodríguez-Iturbe y Porporato, 2004). En el caso de las riberas de los cauces, el contenido de humedad y la posición del nivel freático están marcados por el régimen hidrológico del río (Richards *et al.*, 1996; Hughes, 2003), que depende tanto de la hidrología de la cuenca vertiente como de las modificaciones introducidas por el hombre a través, fundamentalmente, de la construcción de embalses. Además, es crucial en el desarrollo de la vegetación de ribera la frecuencia y magnitud de las avenidas (Tabacchi *et al.*, 1998), ya que éstas generan rupturas bruscas en el crecimiento por arrastre de parte o toda la masa vegetal. Por todo lo anteriormente expuesto, los modelos de vegetación deben ser adaptados o perfeccionados para la correcta incorporación de los procesos ecohidrológicos típicos de entornos riparios y el ciclo hidrológico debe estimarse con la suficiente precisión como para ser representativo de los recursos hídricos disponibles y de la frecuencia e intensidad de las crecidas (Richards *et al.*, 1996; Snyder y Williams, 2000; Altier *et al.*, 2002; Capon, 2003; Rood *et al.*, 2003; Naiman *et al.*, 2008; Perona *et al.*, 2009; Merrit *et al.*, 2010).

3.3.2. Primeros modelos de distribución vegetal en la ribera

Al finalizar el siglo XX, eran prácticamente inexistentes los modelos de cauce que incorporaban la interacción con la vegetación de ribera y los procesos hidrológicos e hidráulicos correspondientes (Brookes *et al.*, 2000). Sin embargo, si se habían ampliado para entonces tanto el conocimiento como las expectativas y se había llegado a algunas conclusiones como que algunos modelos empíricos que se habían desarrollado para usar datos hidrológicos y de vegetación, tenían usos potenciales para el manejo de ecosistemas amenazados como la ribera (Stromberg *et al.*, 1993), que el empleo de datos históricos para la evaluación ese tipo de modelos era fundamental (Walters, 1997), o que desde el punto de vista de la Ecología vegetal era recomendable reconocer patrones en el campo y desarrollar modelos simples que los describieran (Walters, 1997; Crawley, 1997) como se ha comentado anteriormente. En los primeros modelos que fueron surgiendo con el paso de los años hay varias constantes. En primer lugar se asume como hipótesis que el total de biomasa en la ribera es freatofita, obviando las interacciones interespecíficas. Además, al igual que sucede en los modelos posteriores, no se considera retardo de los movimientos verticales del nivel freático en la zona de ribera respecto a las variaciones de caudal y se considera estacionaria la morfología del cauce, sin considerar fenómenos de erosión o deposición de sedimentos.

Un ejemplo de los primeros intentos de modelación de diferentes grupos de vegetación potencial aplicable a la zona de ribera se realizó tomando como base el sistema de información geográfica IDRISI (Bogner *et al.*, 1996). En esta propuesta se consideran la profundidad del nivel freático y la distancia al cauce para establecer la vegetación potencial y se modifica ésta en función del uso del suelo en cada celda para dar como resultado la vegetación simulada. Se modela distinguiendo entre 9 grupos de vegetación (pastos, cañas, arbustos, alisos, robles, etc.)

Baptist *et al.* (2004) en su propuesta incluyen el impacto de la hidrología sobre la evolución de la vegetación mediante el control del desarrollo vegetal y la sucesión de unos tipos vegetales a otros a través de la duración de la inundación, el uso del suelo, la intensidad del pastoreo y la tasa de sedimentación. En esta misma línea se enfoca el trabajo de Friedman *et al.* (2006). Sin embargo, en este estudio se proponen funciones gaussianas de respuesta asociadas a comunidades vegetales o especies individuales, que determinan la abundancia o la probabilidad de ocurrencia frente a la duración de la inundación. Fueron ellos quienes, contando con las limitaciones de los modelos, demostraron que la duración de la inundación influye fuertemente sobre la distribución de los diferentes tipos vegetales presentes en la ribera.

La distribución de biomasa ha sido objeto de estudio por algunos autores como alternativa a la modelización de diferentes tipos de vegetación en las riberas. Perucca *et al.* (2006) consideran que los principales efectos sobre la vegetación de los procesos hidrológicos se pueden resumir en tres distribuciones de densidad de biomasa. Mediante estas distribuciones se establece como varía la densidad de biomasa a lo largo de un transecto de río. La elección de una u otra distribución depende de qué procesos son los dominantes en el tramo de río en estudio. La primera de ellas considera que la elevación del nivel freático es el principal determinante del crecimiento de la vegetación riparia y establece una densidad de biomasa máxima en las zonas de banco y una reducción de la misma gradual a medida que se incrementa la distancia al talweg. Esta distribución es típica de regiones semiáridas, en las que la principal fuente de agua viene del río. Una segunda función de densidad considera que la biomasa es menor cuanto más cerca nos encontremos de la zona de banco y se incrementa con la distancia. Esta distribución de la biomasa sería asumible para zonas en las que las avenidas son el principal factor de afección sobre distribución de la vegetación de ribera. Por último, mediante una tercera función se establece el efecto combinado de las avenidas y la accesibilidad al nivel freático. Se considera que la vegetación cercana a la zona de banco tiene su biomasa limitada por las perturbaciones causadas por avenidas, mientras que la vegetación más alejada sufre las restricciones del acceso al nivel freático. Como consecuencia, la biomasa vegetal riparia viene representada por una función parabólica alcanza un máximo a una cierta distancia del margen del río para después decaer con la distancia al mismo.

En el año 2006 surge una nueva corriente de pensamiento basada en la modelación estocástica. Se propone un modelo estocástico de la dinámica del ecosistema vegetal de ribera (Camporeale y Ridolfi, 2006) por el que la función de densidad de probabilidad del total de biomasa de vegetación viene determinada por las aportaciones del tramo. Se delimita la zona riparia como la distancia correspondiente a la media de la mitad del ancho del cauce en situación de caudal medio y los resultados del modelo son interpretados en el largo plazo, mediante el análisis de las condiciones del estado estacionario óptimo. La no aleatoriedad de las variaciones de agua en el cauce se describe con la función de densidad de probabilidad en la que interviene la profundidad del nivel freático y la magnitud del daño a la vegetación como consecuencia de una crecida, y una función de auto correlación del tiempo de propagación, que se interpreta como la "memoria" de descarga del río.

Tanto a Perucca *et al.* (2006) como a Camporeale y Ridolfi (2006) se les puede atribuir haber demostrado y simulado que la profundidad del nivel freático y la ocurrencia de avenidas influye de manera muy marcada en la distribución de la biomasa vegetal en la zona de ribera.

3.3.3. Modelos dinámicos de distribución vegetal en la ribera

A pesar de que las bases fundamentales habían sido establecidas en los trabajos anteriores, muy pocos modelos matemáticos dedicados a predecir los efectos del régimen de caudales sobre la vegetación surgieron en los años siguientes. Destacan los modelos de Coulthard et al. (2007) y Benjankar et al. (2011) en los que se considera el crecimiento dinámico de la vegetación. En el primero de ellos, llamado CAESAR (*Cellular Automaton Evolutionary Slope and River model*), el módulo de vegetación describe el crecimiento dinámico mediante un modelo de crecimiento lineal que tiene en cuenta la resistencia a la erosión de diferentes superficies del lecho del río. Esta resistencia se incrementa con el desarrollo vegetal hasta alcanzar un máximo en la madurez. En el modelo propuesto por Benjankar et al. (2011), denominado CASiMiR-vegetation (*Computer Aided Simulation Model for In-stream Flow and Riparia vegetation model*), se parametrizan los valores críticos de las variables que causan impactos sobre la vegetación, más concretamente el esfuerzo cortante en avenida y la duración de la inundación. Además se establecen reglas de sucesión para el reclutamiento vegetal y la evolución entre fases sucesionales.

Tanto Hooke et al. (2005) como Ye et al., (2013) presentan modelos más sofisticados de predicción de la dinámica vegetal riparia, en los que se combinan reglas de procesos tanto determinísticas como estocásticas. Ambos consideran la destrucción vegetal asociada a eventos de avenida, aunque los primeros asocian el crecimiento vegetal a la evapotranspiración en base a las condiciones meteorológicas y los segundos consideran un crecimiento logístico óptimo siempre que no haya perturbación o estrés, los cuales pautan el crecimiento retardado. En ambos modelos la regeneración vegetal una vez la vegetación precedente ha sido eliminada como consecuencia de una avenida, se modeliza considerando la germinación estocástica y se establece que las semillas germinan con una probabilidad fija equivalente a la tasa de germinación.

3.3.4. Modelos basados en la evapotranspiración vegetal en la ribera

Diversos autores han apostado por la modelización de la evapotranspiración como indicador de bienestar de la vegetación en las riberas. Los primeros enfoques como son el caso de los modelos MODFLOW (Harbaugh y McDonald, 1996) y ETS1 (Banta, 2000) planteaban curvas de evapotranspiración fijas asociadas a cada tipo de vegetación analizado, asumiendo una o más relaciones lineales entre la tasa de evapotranspiración y el nivel freático. Además de la falta de flexibilidad del planteamiento mediante curvas, estos modelos no permiten la reducción de la tasa de evapotranspiración en función la tolerancia a la saturación de la vegetación. Otra limitación es que consideran la superficie totalmente cubierta por vegetación, no pudiendo incorporarse distintas fracciones de cobertura vegetal. Como ventaja, consideran que cuando el nivel freático se encuentra por debajo de la elevación de extinción, la tasa de evapotranspiración se anula.

Poco después se da un importante paso hacia una mejor comprensión de las interacciones cauce-acuífero-vegetación y Mac Nish et al. (2000) hacen una estimación de la evapotranspiración combinando el balance hídrico y la subida de escala de las medidas de flujo de savia en árboles individuales. Se empiezan a considerar las aportaciones de agua desde el acuífero hacia la zona superficial no saturada del suelo como fuente de agua disponible para la evapotranspiración y se

puede decir que la ecuación del balance hídrico considera todas las entradas y salidas del sistema.

Destaca en este periodo el modelo REMM (Riparian ecosystem management model) de procesos ecológicos de la zona de ribera entendida como un área de amortiguamiento (Altier *et al.*, 2000). El objetivo de este complejo y completo modelo era predecir la influencia de los ecosistemas forestales de ribera sobre la calidad del agua de los ríos. Su base física y la multitud de procesos simulados hacen que requiera una gran cantidad de información a pequeña escala. Considera cinco capas verticales: una de vegetación, una de restos vegetales y materia orgánica de la superficie del suelo y tres capas de suelo (superficial, de drenaje y profunda) y simula tanto procesos físicos como biológicos entre los que se encuentran la hidrología superficial y sub-superficial, la dinámica de nutrientes y el crecimiento de la vegetación riparia. Se utiliza el balance hídrico para estudiar la hidrología en la ribera incluyendo tanto la interceptación y la evapotranspiración por parte de la vegetación como el flujo superficial y subsuperficial en el suelo. Entre los output del modelo se encuentra la evapotranspiración diaria y los tipos de vegetación de ribera se clasifican en función de su posición en el dosel en relación con su altura y su ubicación respecto al cauce. Los tipos de vegetación incluyen: especies herbáceas de dosel bajo, que pueden ser anuales y perennes; especies arbóreas de hoja ancha, caducifolias en otoño o primavera, o con hojas marcescentes; y especies coníferas, con hojas de longevidad variable (corta, media o larga). Aunque, como ya se ha comentado, es un modelo matemático muy completo, no incluye ciertos movimientos de agua como el ascenso capilar, la redistribución hidráulica radicular o la interacción entre el nivel del río y el nivel freático en la ribera.

A pesar de los avances introducidos por el modelo REMM, en los años siguientes se recupera el planteamiento de las curvas de evapotranspiración para la estimación de la evapotranspiración de grupos funcionales de vegetación de ribera. El modelo RIP-ET, (Maddock III y Baird, 2003; Baird *et al.*, 2005; Baird y Maddock III, 2005). El modelo se basa en el planteamiento de nuevas curvas de evapotranspiración para los diferentes grupos funcionales en condiciones climáticas semiáridas medias, que ofrecen mejoras importantes respecto al enfoque tradicional de los modelos MODFLOW y ETS1, descritos anteriormente. Este modelo permite considerar varias curvas de evapotranspiración que reflejan las condiciones climáticas medias de diferentes periodos de tiempo, anuales o estacionales. Para cada uno de los tipos funcionales de vegetación se considera una curva diferente en la que existe una elevación de extinción bajo la cual las raíces no son capaces de extraer agua y por tanto el flujo de evapotranspiración es nulo. A medida que el nivel freático asciende, el flujo de evapotranspiración se incrementa hasta alcanzar un máximo medio diario a partir del cual comienza a descender hasta la elevación de extinción por saturación, por encima de la cual se considera que las plantas mueren por anoxia. Esta elevación de extinción por saturación puede encontrarse tanto bajo la superficie del suelo como por encima de ella en algunos grupos riparios adaptados. Las curvas en cada caso se realizan a partir de datos empíricos o de la bibliografía disponible, según recomiendan los autores. Este modelo permite además considerar diferentes subgrupos en un mismo parche de vegetación con distintas coberturas o densidades de vegetación (escasa, media y abundante) así como con tamaños de planta variables para cada tipo funcional (pequeño, mediano y grande). Esto permite recoger la gran variabilidad característica de la superficie de muchos sistemas riparios. La problemática de esta metodología reside en la obtención de curvas de evapotranspiración fiables. No solo es escasa la bibliografía relacionada existente en entornos semiáridos sino que

además el hecho de considerar condiciones climáticas medias para largos periodos de tiempo puede provocar que las curvas no sean suficientemente representativas si no se analiza la estacionalidad meteorológica correctamente.

En los años sucesivos el planteamiento de curvas de evapotranspiración se abandona y se recupera y mejora el enfoque del modelo REMM en el que la hidrología de la zona riparia se simula mediante un balance hídrico conceptual que tiene en cuenta el almacenamiento capilar en la parte superior del suelo, los flujos principales de agua (precipitación, infiltración, evapotranspiración, excedente y flujo ascendente desde el nivel freático), además del ascenso hidráulico radicular como novedad en la modelación a escala riparia. En este periodo destaca el modelo RibAV, un modelo matemático distribuido que resuelve el balance hídrico de cada celda unidimensionalmente considerando movimientos verticales de agua su enfoque está basado en el concepto del continuo suelo-planta-atmósfera y en consecuencia es necesaria la incorporación de parámetros tanto de vegetación como de suelo para permitir la representación de su marco conceptual. Mediante el índice de evapotranspiración propuesto en RibAV se relaciona la transpiración real estimada con la potencial, y es posible la predicción en términos de presencia/ausencia de diferentes tipos funcionales de vegetación en la zona de ribera.

3.3.5. Modelos de referencia para el análisis de la distribución vegetal riparia

En resumen, durante los últimos años han surgido diferentes enfoques de modelos ecohidrológicos que establecen relaciones funcionales entre los cambios en las variables ambientales y las alteraciones hidrológicas, con los cambios en la distribución de la vegetación riparia. Entre los más recientes CASiMiR-vegetation (Benjankar *et al.*, 2011) destaca por ser un modelo determinístico dinámico de vegetación que tiene en cuenta, mediante reglas de operación específicas, el reclutamiento, la sucesión y la regresión de la vegetación riparia, en base a un nivel medio de caudal de referencia, el esfuerzo cortante del agua en avenida y el estrés fisiológico, los cuales son los principales factores controladores de la vegetación riparia en muchos entornos.

Sin embargo, para poder valorar el efecto de las sequías correctamente en entornos donde la hidrología es compleja, como es el caso de los entornos Mediterráneos semiáridos, es importante considerar la capacidad de la vegetación para transpirar desde las distintas fuentes de agua disponibles en la ribera. En este sentido el modelo RibAV (Morales, 2010) proporciona las ecuaciones necesarias para la estimación de la transpiración real de la vegetación.

3.4. Evaluación de resultados: funciones objetivo

La implementación de los modelos requiere de información histórica para la evaluación de su comportamiento. Esta evaluación de la calidad de los resultados en modelación de la vegetación de las riberas se ha realizado tradicionalmente mediante la comparación de mapas objetivo con los mapas resultado celda a celda.

La matriz de confusión resultante de dicha comparación es una herramienta de visualización donde las columnas representan los valores simulados de cada clase o tipo de vegetación,

mientras que cada fila representa los valores objetivo. A medida de que se van obteniendo resultados de cada área unitaria simulada se añaden valores unitarios en las celdas cuyos índices de filas y columnas coinciden con las clases observadas y simuladas respectivamente. La diagonal principal de la matriz de confusión representa el número de áreas unitarias donde los valores simulados coinciden con los observados. La calibración de un modelo de distribución vegetal ripario debe tener como objetivo que estos valores sean lo más elevados posible y, por tanto, que en las demás celdas los valores sean reducidos, especialmente en las más alejadas de dicha diagonal principal.

Tres funciones objetivo deducibles de la matriz de confusión han sido seleccionadas para este trabajo siguiendo las recomendaciones de Mouton *et al.* (2010): el número de instancias correctamente clasificadas (*CCI*), el coeficiente de acuerdo kappa (*k*) de Cohen (1960) y el coeficiente de acuerdo kappa ponderado (*k**) (Cohen, 1968). Estos coeficientes pueden calcularse mediante las siguientes ecuaciones:

$$CCI = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^n x_{ii} \quad (1)$$

$$k = \frac{f_0 - f_e}{1 - f_e} \quad (2)$$

$$k^* = \frac{f_0(w) - f_e(w)}{1 - f_e(w)} \quad (3)$$

Donde *N* es el número total de celdas, *n* es el número de fases, *x_{ii}* es el número de celdas simuladas correctamente para cada fase. El acuerdo relativo observado entre mapas, *f_o*, y el acuerdo relativo esperado por azar, *f_e*, se pueden calcular mediante las siguientes expresiones:

$$f_0(w) = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} x_{ij} \quad (4)$$

$$f_e(w) = \frac{1}{N^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} r_i c_j \quad (5)$$

Donde *w_{ij}* corresponde a los elementos de la matriz de pesos que corresponden a valores nulos en la diagonal principal y el cuadrado de la distancia respecto a dicha diagonal en el resto de celdas, *r_i* es el total de celdas observadas para cada una de las fases (total de cada fila en la matriz de confusión), *c_j* es el total de celdas simuladas para cada una de las fases (total de cada columna en la matriz de confusión).

Estos tres criterios (*CCI*, *k* y *k**) tienen un valor máximo igual a la unidad que representa un acuerdo perfecto, es decir que se obtiene cuando el acuerdo es absoluto entre simulaciones y observaciones.

Adicionalmente, el comportamiento de los modelos puede analizarse en términos de presencia/ausencia de cada una de las diferentes categorías vegetales. Así, el grado de acuerdo con que cada clase vegetal es modelada se puede estimar mediante: la fracción de presencia correctamente simulada o *sensibilidad*, fracción de ausencia correctamente simulada o *especificidad*, la fracción de presencia incorrectamente simulada o *tasa de comisión*, fracción de ausencia incorrectamente simulada o *tasa de omisión*, y la proporción de registros de presencia y ausencia correctamente identificados o *exactitud*.

$$\text{Sensibilidad} = \frac{a}{a+d} \quad (6)$$

$$\text{Especificidad} = \frac{b}{b+c} \quad (7)$$

$$\text{Tasa de omisión} = \frac{d}{b+d} \quad (8)$$

$$\text{Tasa de comisión} = \frac{c}{a+c} \quad (9)$$

$$\text{Exactitud} = \frac{a+b}{N} \quad (10)$$

Donde *a* es el número de celdas en las que el objetivo es la presencia de la categoría vegetal estudiada y el modelo ha logrado simular su presencia (verdaderos positivos), *b* es el número de celdas cuya ausencia es el objetivo y se ha simulado correctamente (verdaderos negativos), *c* es el número de celdas cuya presencia no es deseable pero si se ha simulado (falsos positivos), y por último *d* es el número de celdas cuya presencia es objetivo pero no se ha simulado (falsos negativos).

INFORMACIÓN DE PARTIDA PARA PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE LOS MODELOS

4. INFORMACIÓN DE PARTIDA PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE LOS MODELOS

4.1. Selección y descripción de los tramos de estudio

Se han seleccionado dos casos de estudio para la implementación de los diferentes modelos: el tramo Terde del Río Mijares, localizado aguas arriba de la localidad de Sarrión en la provincia de Teruel (coordenadas del punto medio del tramo, UTM30 ED50: 689350.19, 4448916.69), y el tramo Lorcha del Río Serpis, localizado aguas abajo del embalse de Beniarrés en la provincia de Valencia (coordenadas del punto medio del tramo, UTM30 ED50: 773362.20, 4304164.78). Ambos tramos se encuentran dentro de los límites de la Demarcación Hidrográfica del Júcar (Figura 4.1), la cual se caracteriza por tener unas características climáticas típicamente mediterráneas semiáridas.

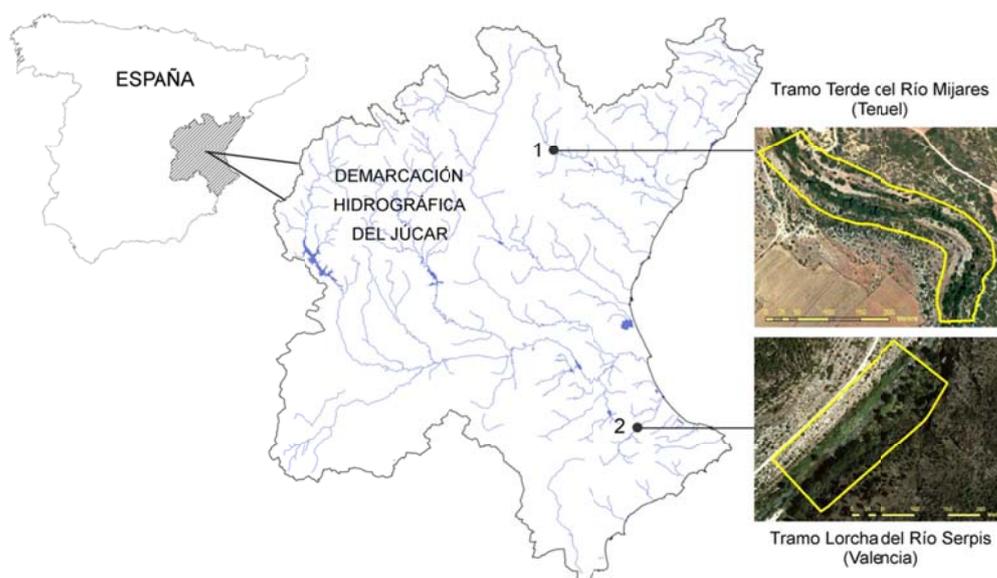


Figura 4.1. Localización de los casos de estudio. (1) Tramo Terde en la cabecera del Río Mijares, provincia de Teruel; (2) Tramo Lorcha en la parte media del Río Serpis, provincia de Valencia.

Tramo Terde del Río Mijares (Teruel). Con 539 metros de longitud y situado a una altitud media de unos 850 metros sobre el nivel del mar, el tramo Terde es un tramo típico forestal mediterráneo que presenta una gran estacionalidad tanto en sus variables climáticas como hidrológicas, así como una considerable variabilidad en las descargas de años húmedos y secos. Los valores de temperatura y precipitación medios anuales corresponden a 11 °C y 500 mm respectivamente, concentrándose la mayoría de la lluvia en los meses otoñales y primaverales. Este tramo drena las aguas de un área correspondiente a 665 km², con unos caudales medios diarios de 0.864 m³/s (fuente: anuario de aforos del CEH (CEDEX), estación foronómica: 8030,

periodo: 1949-2009). Terde se encuentra en condiciones cercanas a las naturales tanto por la gran diversidad y la densidad de su vegetación riparia, como por no encontrarse sometido a regulación de caudales. Situado en una zona donde el valle del río se estrecha entre terrenos rocosos, las laderas son escarpadas en la margen izquierda mientras que en la margen derecha se aprecia la presencia de antiguas terrazas. Los elementos de heterogeneidad en el cauce son diversos, destaca la presencia de troncos, ramas y diques naturales así como cauces secundarios por los que circula habitualmente el agua. La vegetación riparia cubre principalmente las partes externas de las curvas del río, debido a que las partes internas de la curva presentan barras de sedimento más inestables. Se observa una franja de vegetación más o menos continua, alternándose arbustos de mayor o menor talla con los árboles, que predominan en la parte más baja. La conectividad con el ecosistema forestal es total, pues el sabinar comienza a relativamente pocos metros del propio cauce. La vegetación de ribera leñosa está dominada por saucedas mixtas de *Salix eleagnos* y *Salix purpurea*, con pies aislados de *Populus nigra*. En cuanto a la vegetación herbácea está constituida fundamentalmente por carrizo (*Phragmites australis*) y cañas (*Arundo donax*) con presencia también de *Typha sp.* Los sustratos son considerablemente variados predominando desde gravas hasta bloques en diferentes zonas del tramo.

Tramo Lorcha del Río Serpis (Valencia). Con 239 metros de longitud y situado a una altitud media de 229 metros sobre el nivel del mar, este tramo presenta una estacionalidad muy marcada con veranos especialmente secos que se caracterizan por registrar temperaturas elevadas y por la escasez de precipitaciones. En Lorcha se han registrado valores anuales medios correspondientes a 18 °C de temperatura y 820 mm de precipitación. El área de drenaje de este tramo equivale a 753 km² y el caudal medio diario es de 1.27 m³/s. Están presentes las 4 categorías de regímenes de velocidad/profundidad: lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo y rápido-somero, aunque la frecuencia de rápidos es escasa, predominando las corrientes lentas y tablas. El régimen de caudales de Lorcha se encuentra regulado aguas arriba por la presa de Beniarrés. Sin embargo, las condiciones ambientales en la zona riparia de este tramo se consideran buenas en términos de estructura, conectividad y diversidad. Las bandas riparias, con una anchura media de unos 10 m presentan desniveles de hasta 45° y una cobertura vegetal superior al 50%. Lorcha se encuentra situado al inicio de un cañón, denominado Barranco del Infierno, en el que acaba enclavado el río Serpis. El lecho es bastante estable y en él predominan los cantos y las gravas, con excepción del margen derecho, más elevado, donde las arenas son el sustrato predominante. La vegetación riparia se muestra como un corredor aclarado con discontinuidades, debido a la presencia de grandes bloques donde la vegetación no es capaz de enraizar. Existe una plantación abandonada de *Populus x canadensis*, que constituye la principal vegetación arbórea en el tramo superior. La presencia de troncos y ramas sobre el agua, así como las raíces expuestas aportan heterogeneidad de hábitats al ecosistema. La diversidad de especies es elevada, estando la vegetación leñosa de ribera constituida por saucedas mixtas de *Salix eleagnos* y *Salix atrocinerea*, con pequeños parches aislados de alamedas. Es abundante la presencia de adelfares (Rubo-Nerietum) y zarzales densos (Rubo-Crataegetum). La vegetación herbácea riparia está constituida fundamentalmente por carrizo (*Phragmites australis*). La conectividad con el ecosistema forestal (matorrales termófilos calcícolas con pino carrasco) es superior al 50%. Se ve interrumpida por la presencia ocasional de algunos cultivos abancalados de secano como almendro, cerezo, algarrobo y olivo.

4.2. Series hidro-meteorológicas históricas

Las redes de medida de precipitación, temperaturas, radiación y caudales de diferentes servicios institucionales, como el Banco Nacional de Datos Climatológicos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), el Anuario de Aforos del Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX y el banco de datos del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA), aportaron los datos históricos reales medidos en diferentes puntos cercanos a los tramos de estudio. Estimaciones precisas de la Evapotranspiración potencial obtenidas a partir de la ecuación de Penman-Monteith, cuya fiabilidad ha sido comprobada en varias ocasiones (Allen *et al.*, 1989; Smith *et al.*, 1992; Sousa y Pereira, 1999; Temesgen *et al.*, 1999; Ventura *et al.*, 1999; Allen, 2000; Irmak *et al.*, 2002; Kashyap y Panda, 2001) fueron facilitadas por el IVIA. La mayoría de estas series de datos requirieron una serie de ajustes para ser consideradas representativas de cada uno de los tramos de estudio.

4.2.1. Series de Precipitación

Según Tabios III y Salas (1985), cuando la densidad de la red de instrumentación pluviométrica dentro de la cuenca es baja y dispersa, los distintos métodos entre sí arrojan resultados comparables. Por este motivo se consideró oportuno el empleo de un método sencillo para la interpolación a cada tramo de las series de precipitación: el inverso de la distancia al cuadrado. Este método consiste en la obtención de factores de ponderación w_{0j} , función de la distancia (d_{0j}) existente entre el punto (x_0, y_0) donde se quiere estimar el valor de la variable y las estaciones de medición (x_j, y_j) de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

$$w_{0j} = \frac{1}{d_{0j}^2} \quad (11)$$

$$\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_{0i}^2}$$

$$d_{0j} = \sqrt{(x_0 - x_j)^2 + (y_0 - y_j)^2}, \quad j = 1, \dots, n \quad (12)$$

Donde n es el número de estaciones de medición empleadas.

El valor de la precipitación en el punto central del tramo de estudio en cada caso se ha estimado como el sumatorio del producto del correspondiente factor de ponderación por el valor puntual registrado en cada una de las estaciones de medición, según la siguiente expresión:

$$P_0 = \sum_{j=1}^n w_{0j} P_j \quad (13)$$

Dado que el número de estaciones con registros de precipitación es suficiente en todos los casos, no ha sido necesario completar las series previamente y se ha realizado la interpolación considerando en cada día de la serie únicamente las estaciones que disponían de dato fiable. Este hecho ha requerido la construcción de una matriz de pesos, que recoge cada una de las posibles

combinaciones encontradas a la hora de interpolar, en cada uno de los tramos analizados. Para completar aquellos registros en los que sólo se dispone de datos en una de las estaciones meteorológicas se ha realizado una regresión lineal entre dicha serie y la interpolada al tramo, considerando únicamente aquellos días en los que la interpolación al tramo se había realizado con al menos tres estaciones circundantes. Por último, en los casos en los que algunos registros no se podían calcular del modo anterior, por no existir dato en ninguna de las estaciones, se calculó la serie diaria media del tramo para un año completo y se ha tomado el valor medio correspondiente al día en cuestión. Se consideró este método el más oportuno por haberse localizado varios registros ausentes consecutivos, hecho que limitaba la posibilidad de completar con la media de los registros más cercanos en la mayoría de los casos.

La interpolación de la precipitación incluyó los datos disponibles de varias estaciones de la AEMET cercanas, siete en el tramo Terde y cinco en el tramo Lorcha (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de las series de precipitación asimilables a los casos de estudio

Tramo	Nombre de la estación	Provincia	Indicativo	Altitud	Periodo de datos disponibles
Terde	La Puebla de Valverde	Teruel	8459	1129	08/42-05/96
	Mora de Rubielos	Teruel	8466	1039	03/48-11/81
	Rubielos de Mora	Teruel	8470	949	03/55-12/05
	San Agustín	Teruel	8473	959	04/53-09/09
	Sarrión	Teruel	8463O	981	11/85-08/09
	Sarrión Comarcal	Teruel	8463P	900	07/92-01/08
	Sarrión (La Escaleruela)	Teruel	8464	860	03/48-11/94
Lorcha	Beniatjar les Planises	Valencia	8286	841	01/50-08/09
	Montichelvo	Valencia	8070	257	05/51-04/70
	Pantano de Beniarrés	Alicante	8067	296	01/50-09/09
	Villalonga	Valencia	8068E	90	11/68-12/81
	Villalonga Cooperativa	Valencia	8068I	95	05/92-09/05

Los valores medios mensuales de precipitación, así como los coeficientes de variación asociados se muestran en la Figura 4.2. Como ya se comentó en la descripción general del tramo Terde, la mayoría de las precipitaciones se concentran en los meses otoñales y primaverales con valores diarios medios cercanos a los 2 mm (Figura 4.2, izquierda); la variabilidad de las precipitaciones es mayor en los meses estivales y puramente invernales cuando las precipitaciones son más escasas. Las precipitaciones son más abundantes en Lorcha (Figura 4.2, derecha) llegando a alcanzar valores medios cercanos a los 4.5 mm/d en el mes de Octubre. Estas precipitaciones solo se reducen notablemente durante los meses puramente estivales, en los que el coeficiente de variación muestra un pico cuyo máximo se localiza en el mes de Julio, mes para el cual las precipitaciones son prácticamente nulas en años secos.

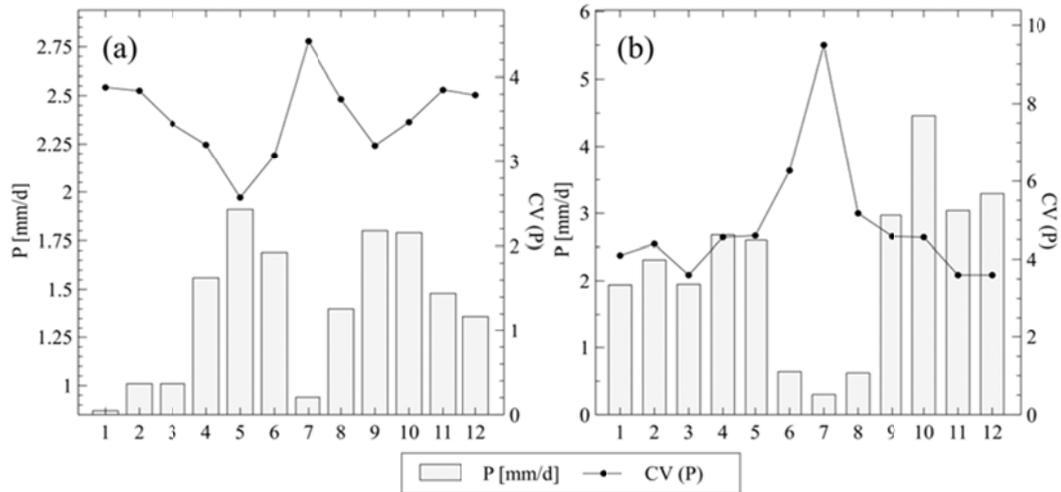


Figura 4.2. Medias mensuales de los datos históricos de precipitación, P [mm/d], y coeficientes de variación, $CV(P)$, correspondientes a los tramos: Terde (a) y Lorcha (b).

4.2.2. Series de temperatura y de evapotranspiración potencial

La temperatura es una variable que presenta una correlación lineal importante con la cota, z , donde β representa la variación de la temperatura con la altura sobre el nivel del mar. Este gradiente se encuentra entre 5 y 8 °C por cada mil metros de elevación (Marco, 1981) con un valor medio de 6.5 °C/1000 m. La interpolación de los datos disponibles de temperaturas diarias (máxima, mínima y media) para cada uno de los tramos se ha realizado mediante la siguiente ecuación.

$$T_0 = \sum_{j=1}^n w_{0j} [T_j + \beta (z_0 - z_j)] \quad (14)$$

Dada la estabilidad del incremento de la temperatura con la altura, se ha empleado el valor medio de β .

Partiendo de las series de temperatura disponibles en diferentes estaciones (Tabla 4.2) y utilizando el valor medio para el factor corrector de cota ($\beta = 6.5$ °C/1000m), se estimaron las series de temperaturas en los tramos de estudio. En el tramo Terde se han calculado a partir de la estación meteorológica de Sarrión de la AEMET, situada a una altitud de 131 m superior a la cota media del tramo. Mediante regresión lineal con las series de otra estación meteorológica cercana, 'Sarrión Comarcal' (AEMET), se completaron los datos faltantes. Se calcularon los valores de temperatura medios para cada día del año y se completaron los datos todavía ausentes. Finalmente se estimaron las temperaturas del tramo considerando el valor medio del factor corrector de cota. Para el caso de Lorcha, se completó inicialmente la serie histórica de la

estación denominada 'Planes' (IVIA) conservando los registros reales medidos en la propia estación. Los datos ausentes, no registrados en ninguna de las estaciones, se completaron con los valores de temperatura medios para cada día del año. Finalmente, aplicando el factor corrector de cota medio y considerando una altitud media del tramo equivalente a 229 metros sobre el nivel del mar, se estimaron las temperaturas en el tramo Lorcha.

Tabla 4.2. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de las series de temperatura asimilables a los casos de estudio

Tramo	Nombre de la estación	Provincia	Indicativo	Altitud	Periodo de datos disponibles
Terde	Sarrión	Teruel	8463O	981	01/86-07/09
	Sarrión Comarcal	Teruel	8463P	900	07/92-01/08
Lorcha	Beniatjar les Planises	Valencia	8286	841	01/45-06/09
	Planes	Alicante	46	519	01/00-05/09
	Villalonga	Valencia	8068E	90	02/69-10/81
	Villalonga Cooperativa	Valencia	8068I	95	05/92-02/00

Al analizar los datos históricos de temperatura, se observó el mismo patrón climático típicamente mediterráneo en ambos tramos (Figura 4.3). Las temperaturas son más elevadas en la estación estival y los valores medios rondan los 30-35 °C. En los meses de verano las temperaturas se mantienen bastante estables con valores medios de temperaturas mínimas cálidos (entre 15 y 20 °C). Las temperaturas descienden en los meses invernales, hecho que se hace más patente en el tramo Terde (Figura 4.3, izquierda), tramo localizado a una altitud mayor.

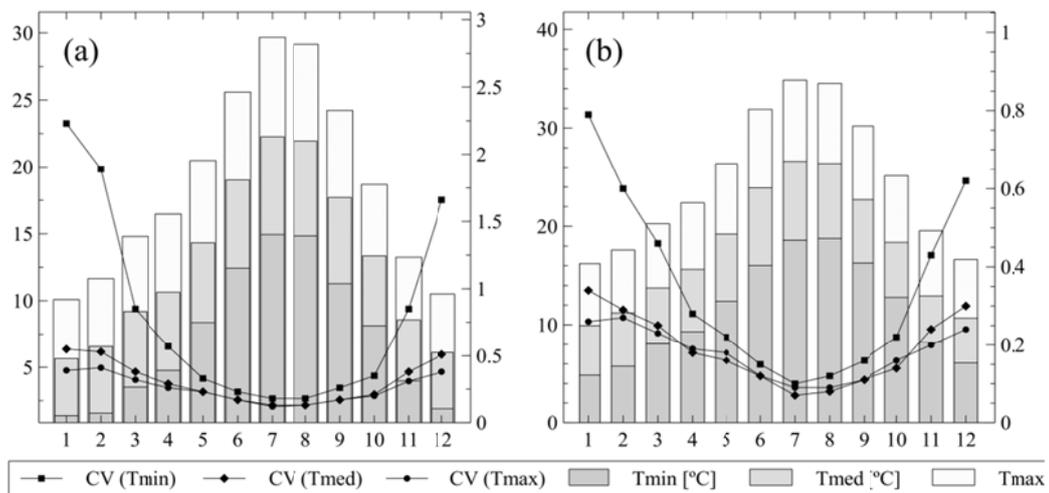


Figura 4.3. Medias mensuales de los datos históricos de temperatura máxima (T_{max}), media (T_{med}) y mínima (T_{med}) en °C, y coeficientes de variación, $CV(T)$, correspondientes a los tramos: Terde (a) y Lorcha (b).

A pesar de que en ambos tramos la amplitud térmica es más reducida en estos meses, los valores medios de temperaturas mínimas invernales presentan coeficientes de variación marcadamente más elevados que éstas mismas en el resto del año, o que las temperaturas máximas y medias. Nuevamente se observa el efecto amortiguador de la proximidad al mar en Lorcha (Figura 4.3, derecha) donde, si bien se producen los efectos descritos anteriormente, éstos son más suavizados que en el caso de Terde.

Una vez obtenidas las series de temperatura asimilables a cada uno de los tramos, se procedió a la calibración del factor corrector de la ecuación simplificada de Hargreaves (Allen *et al.*, 1998) de tal modo que la ET_0 calculada por este método se aproximara al máximo a la evapotranspiración potencial calculada por el IVIA mediante la ecuación de Penman-Monteith en la estación de Planes.

La ecuación de Penman-Monteith combina el efecto indirecto de la temperatura, a través de la radiación solar, y la resistencia aerodinámica. Es la más reconocida y la más empleada pero presenta el inconveniente de requerir una gran cantidad de información (temperatura del aire, humedad, albedo, presión atmosférica, nubosidad, etc.) que en muchos casos es desconocida.

Allen *et al.* (1998) indican que el uso de ecuación de Hargreaves simplificada es una alternativa viable para el cálculo de la ET_0 cuando no están disponibles las variables meteorológicas necesarias para su cálculo mediante la ecuación de Penman-Monteith.

$$ET_0 = 0.0023(T_{med} + 17.78) \cdot R_a (T_{max} - T_{min})^{0.5} \quad (15)$$

Donde ET_0 es la evapotranspiración potencial diaria (mm/d), T_{med} es la temperatura media (°C), T_{max} y T_{min} son las temperaturas máxima y mínima (°C) respectivamente y R_a es la radiación solar extraterrestre (mm/d).

Es frecuente su uso debido a que tanto los valores de T_{max} y T_{min} , por ser datos empíricos, como los de R_a , por estar tabulados, son datos relativamente sencillos de obtener. Sin embargo, los resultados de la ecuación deben ser verificados por comparación con estimaciones realizadas mediante la ecuación de Penman-Monteith para cada nueva región, pudiendo realizarse análisis de regresión entre ambas estimaciones que permitan calibrar la ecuación de Hargreaves (Allen *et al.*, 1998). En este trabajo se minimizó el error mediante la calibración de un factor multiplicador en un análisis de regresión entre las estimaciones obtenidas mediante la ecuación simplificada de Hargreaves y los estimados en la estación de Planes por el IVIA mediante la ecuación de Penman-Monteith (Figura 4.4).

El mínimo el error cuadrático medio entre las dos series de ET_0 se alcanzó con un valor optimizado del factor multiplicador de 0.001887 en la ecuación simplificada de Hargreaves.

$$ET_0 = 0.001887(T_{med} + 17.78) \cdot R_a (T_{max} - T_{min})^{0.5} \quad (16)$$

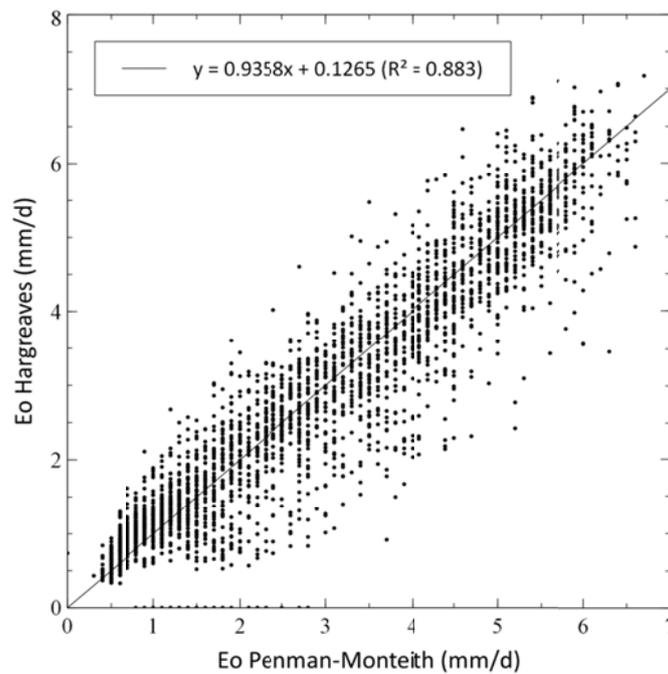


Figura 4.4. Análisis de regresión entre estimaciones de la ET_0 obtenidas mediante las ecuaciones de Hargreaves y Penman-Monteith en la estación meteorológica de Planes (IVIA)

La ET_0 estimada mediante el método de Hargreaves frecuentemente tiende a ser infravalorada cuando hay condiciones de fuerte viento (con velocidades mayores a 3 m/s) y a ser sobrevalorada en condiciones de elevada humedad ambiental (Allen *et al.*, 1998). Sin embargo, de existir estos defectos en la estimación no pudieron ser corregidos debido a la ausencia de información de datos históricos de humedad y viento, que por otra parte habrían motivado la estimación de la evapotranspiración potencial mediante el método recomendado, la ecuación de Penman-Monteith.

Una vez calibrada la expresión y partiendo de los datos de temperaturas interpolados a cada tramo, se obtuvieron los valores diarios de ET_0 . En el análisis de los valores medios mensuales (Figura 4.5) se observaron niveles de ET_0 mayores en los meses estivales, de hasta 6 mm al día más que los valores medios invernales. La variabilidad en la evapotranspiración potencial, tanto interanual como entre días sucesivos de un mismo año, fue en ambos tramos mayor durante los meses más fríos del año, siendo muy homogéneas en los meses de julio y agosto.

Dado que la estimación de la ET_0 se realizó en base a los datos históricos de temperatura, no fue extraño encontrar estos comportamientos, pues recordemos que las temperaturas eran más elevadas en la estación estival, especialmente en Lorcha, y precisamente las temperaturas mínimas invernales presentaban coeficientes de variación marcadamente más elevados que durante los meses restantes, especialmente en Terde.

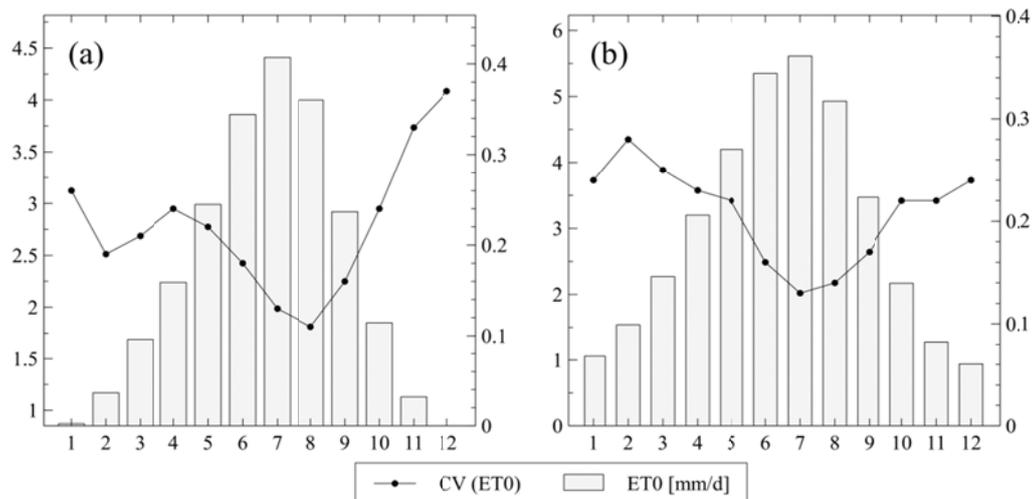


Figura 4.5. Medias mensuales de los datos históricos de evapotranspiración potencial, ET_0 [mm/d], y coeficientes de variación, $CV(ET_0)$, correspondientes a los tramos: Terde (a) y Lorcha (b).

4.2.3. Series de caudal

La obtención de las series caudales, tanto para valores medios diarios como para valores máximos instantáneos de cada mes, no requirió corrección alguna. Para cada uno de los tramos de estudio estos datos se obtuvieron de los datos de aforo históricos de la estación más cercana. En el caso de Terde, tanto los datos de caudal diario como los de caudal máximo instantáneo se encontraban disponibles para el periodo comprendido entre enero de 1949 y diciembre de 2009 en la estación llamada 'Río Mijares en Terde' (CEDEX, código 8030), la cual está situada a aproximadamente 550 m aguas abajo del tramo. La superficie de cuenca es muy similar en ambos puntos y no existen aportaciones o detracciones significativas entre ellos. El caudal medio global es de $0.864 \text{ m}^3/\text{s}$ en el periodo 1949-2009 para este tramo.

Lo mismo sucedió para el tramo Lorcha. La estación de aforos denominada 'Villalonga' (CEDEX, código 8071) se encuentra situada 3.12 km aguas abajo del tramo y no hay contribuciones o reducciones entre ambos puntos pues es un profundo desfiladero. Las únicas detracciones se producen en la población de Lorcha, entre el tramo y la estación. Sin embargo, no se han considerado estas reducciones del caudal por ser los retornos al cauce $> 90\%$ y anteriores al aforo. El caudal medio global es de $1.34 \text{ m}^3/\text{s}$ en el periodo de datos disponible para este tramo entre enero de 1998 y diciembre de 2009, en régimen natural teórico, mientras que es de $1.26 \text{ m}^3/\text{s}$ en el régimen alterado que ha tenido lugar en el tramo a lo largo de esos años (Figura 4.6).

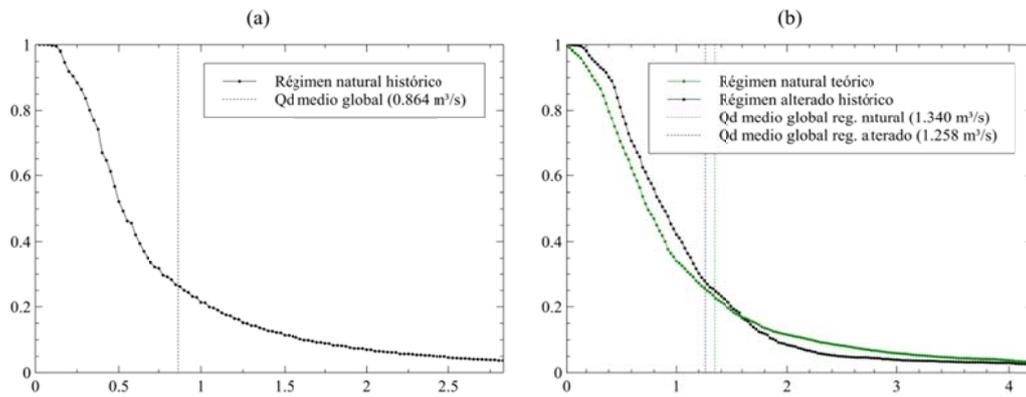


Figura 4.6. Curva de caudales clasificados y valor medio de los caudales diarios, correspondientes a los tramos: Terde (a) y Lorcha (b).

Al analizar los valores representativos para cada mes en términos de caudal (Figura 4.7), no conviene olvidar que Terde es un tramo con un régimen de aportaciones natural mientras que en Lorcha los caudales son regulados por la presa de Beniarrés.

El tramo Terde ya se ha descrito previamente como un tramo que se caracteriza por tener sus precipitaciones concentradas en los meses primaverales y otoñales (Figura 4.2). El descenso estival de los aportes de lluvia al tramo se traduce en una disminución drástica de los caudales en el mes de julio. Debido a la gran humedad del suelo durante los meses invernales, son necesarios niveles menores de precipitación para mantener unos niveles bastante homogéneos de caudal medio diario. Es al final de verano y durante la estación otoñal cuando la variabilidad de los caudales es mayor (Figura 4.7, izquierda). Coincide en estos mismos meses cuando los caudales máximos instantáneos se intensifican, habiéndose llegado a alcanzar puntualmente un caudal pico de $650 \text{ m}^3/\text{s}$.

En el caso de Lorcha (Figura 4.7, derecha) se hace evidente la regulación, no solo por haberse registrado valores de caudales pico considerablemente menores sino además por no haberse observado una relación entre las medias de caudales medios diarios y las precipitaciones (Figura 4.2). Es precisamente en los meses cuando mayor es la variabilidad en los caudales, con mayores coeficientes de variación de los datos registrados, en los que se produjeron los mayores caudales pico, y es que hay que tener en cuenta que el Pantano de Beniarrés tiene una capacidad limitada (30 hm^3). Sin embargo, es especialmente en los meses de verano cuando la regulación se hace más evidente, con caudales medios diarios de entre 1 y $1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ que contrastan con las precipitaciones medias prácticamente nulas ($< 0.7 \text{ mm}$) de esos mismos meses.

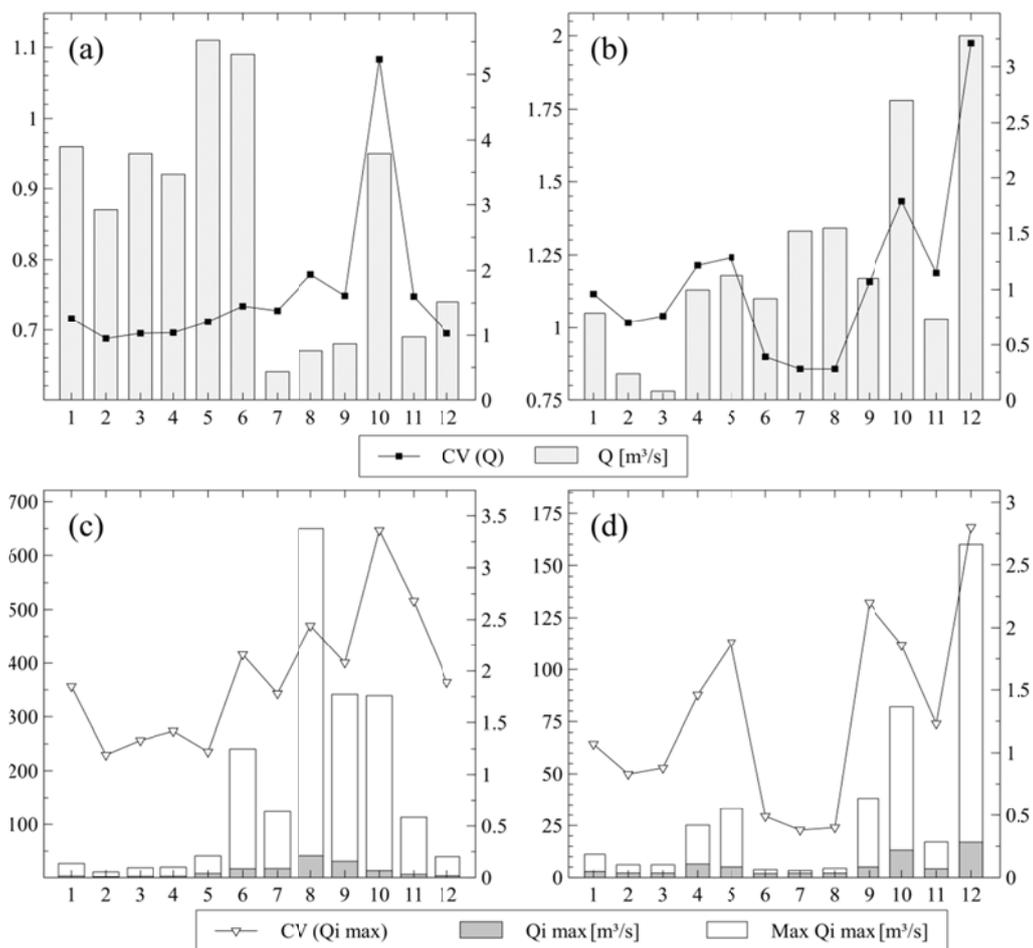


Figura 4.7. Caudales mensuales representativos de los tramos de estudio: Medias mensuales de los datos históricos de caudal medio diario, Q [m^3/s], y coeficientes de variación, $CV(Q)$ en Terde (a) y Lorcha (b); medias mensuales de los datos de caudal máximo instantáneo, $Q_i \max$ [m^3/s], y coeficientes de variación, $CV(Q_i \max)$, así como el máximo absoluto registrado para cada mes, $Max Q_i \max$ [m^3/s], en Terde (c) y Lorcha (d)

4.3. Clasificación por tipo de año hidrológico

La clasificación por tipo de año hidrológico es necesaria para la implementación de uno de los modelos de referencia, el modelo CASiMiR-vegetation.

Cada año se clasificó dentro de una de las cinco categorías propuestas (muy húmedo, húmedo, medio, seco y muy seco) en base al caudal medio anual (m^3/s) registrado en cada uno de los tramos.

En el tramo Terde (Río Mijares) el caudal medio global para la serie de datos disponible ($0.864 \text{ m}^3/\text{s}$) fue tomado como referencia para la selección de la correspondiente categoría de tipo de año (Figura 4.8, izquierda).

- Los años muy secos fueron aquellos que presentaron un caudal medio anual menor del percentil 10 de dicho caudal medio global ($Q_d \text{ medio anual} < 0.398 \text{ m}^3/\text{s}$).
- Los años secos, aquellos con un caudal medio anual entre el percentil 10 y el primer cuartil ($0.398 \leq Q_d \text{ medio anual} < 0.504 \text{ m}^3/\text{s}$).
- Los años medios fueron aquellos con un caudal medio anual entre el primero y el segundo cuartil ($0.504 \leq Q_d \text{ medio anual} < 1.025 \text{ m}^3/\text{s}$).
- Los años húmedos, aquellos años con un caudal medio anual entre el segundo cuartil y el percentil 90 ($1.025 \leq Q_d \text{ medio anual} < 1.443 \text{ m}^3/\text{s}$).
- Por último, los años muy húmedos fueron aquellos cuyo caudal medio anual estaba por encima del percentil 90 ($1.443 \leq Q_d \text{ medio anual}$).

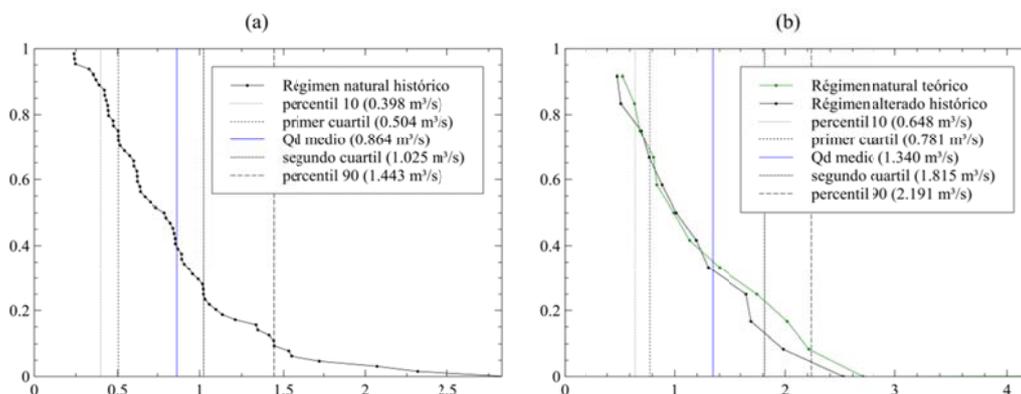


Figura 4.8. Curva de caudales clasificados para los caudales medios anuales y criterios de clasificación por tipo de año hidrológico, correspondientes a los tramos: Terde (a) y Lorcha (b).

En el tramo Lorcha (Río Serpis) se realizó la clasificación del mismo modo que en Terde pero tomando como referencia la media y los percentiles de la serie de caudales asimilable al tramo en régimen natural teórico. El caudal medio correspondiente a la serie de caudales disponible, una vez se hubo reconstruido la serie en régimen natural teórico, fue de $1.34 \text{ m}^3/\text{s}$. La clasificación por tipo de año quedó definida de la siguiente manera (Figura 4.8, derecha).

- Los años muy secos fueron aquellos que presentaron un caudal medio anual menor del percentil 10 de dicho caudal medio global ($Q_d \text{ medio anual} < 0.256 \text{ m}^3/\text{s}$).
- Los años secos, aquellos con un caudal medio anual entre el percentil 10 y el primer cuartil ($0.256 \leq Q_d \text{ medio anual} < 0.446 \text{ m}^3/\text{s}$).
- Los años medios fueron aquellos con un caudal medio anual entre el primero y el segundo cuartil ($0.446 \leq Q_d \text{ medio anual} < 1.291 \text{ m}^3/\text{s}$).
- Los años húmedos, aquellos años con un caudal medio anual entre el segundo cuartil y el percentil 90 ($1.291 \leq Q_d \text{ medio anual} < 2.233 \text{ m}^3/\text{s}$).

- Por último, los años muy húmedos fueron aquellos cuyo caudal medio anual estaba por encima del percentil 90 ($2.233 \leq Q_{d \text{ medio anual}}$).

4.4. Mapas topográficos

Los mapas considerados como inputs topográficos correspondieron al modelo digital de elevación (MED) y a los mapas correspondientes a las zonas fluviales o zonas de influencia hidráulica.

Los mapas MED fueron obtenidos de trabajos previos. En el caso del tramo Terde la creación del MED fue obtenido mediante tecnología LiDAR, con una resolución de 1 m, de la empresa Servicios Politécnicos Aéreos S.A. en octubre 2009. El MED en Lorcha, con resolución de 1 m, fue obtenido a partir del mapa de curvas de nivel y completado mediante medidas de 25 transectos realizadas en campo por el Instituto de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costeras (IGIC) de la Universitat Politècnica de València.

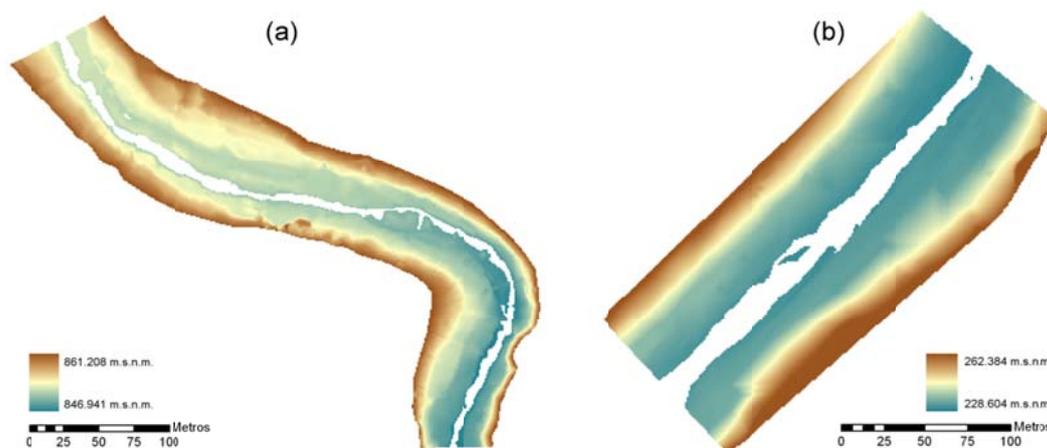


Figura 4.9. Mapas MED correspondientes a los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b)

Para analizar la influencia de la magnitud y frecuencia de las avenidas en la vegetación de ribera, se establecen tres zonas fluviales (Figura 4.10). La zona acuática (AZ) corresponde a la zona de cauce mojada para caudales por debajo del flujo base para las condiciones más secas. El mapa AZ correspondió a la superficie de lecho fluvial que quedaba cubierto por el caudal base en años secos, $0.2 \text{ m}^3/\text{s}$ en el caso de Terde y $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$ en el caso de Lorcha. La zona de márgenes, de banco lleno, de orilla o de ribera propiamente dicha (BZ) es inmediatamente adyacente a la zona acuática y fue definido como la zona mojada entre 0.2 y $5 \text{ m}^3/\text{s}$ en el caso de Terde y entre 0.5 y $19 \text{ m}^3/\text{s}$ en el caso de Lorcha tras evaluar en campo diferentes alternativas de caudal. Ambas zonas fluviales fueron obtenidas a partir de simulaciones hidráulicas 2D con el software Guad-2D (InclamSoft), tal como se describe en el apartado siguiente. Finalmente, la zona de llanura de inundación (FPZ) es el área menos afectada por el régimen de caudales, con una mayor presencia

de las fases de sucesión más evolucionadas. El límite de la FPZ se estimó como el área cubierta por una descarga de 100 años de periodo de retorno en cada uno de los tramos de estudio.

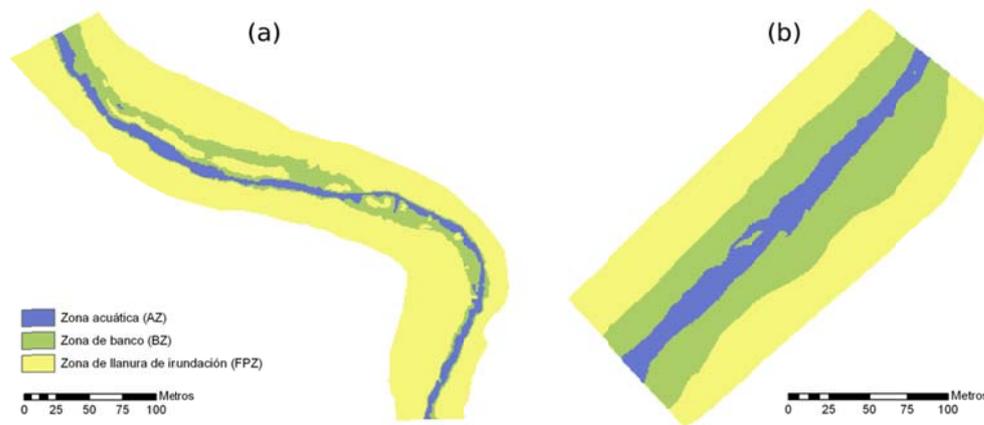


Figura 4.10. Mapas de las zonas fluviales correspondientes a los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b).

4.5. Mapas hidráulicos

Las cotas de agua y tensiones de corte, así como las zonas de influencia descritas en el apartado anterior, fueron obtenidas a partir de simulaciones hidráulicas 2D llevadas a cabo por el Grupo de Hidráulica e Hidrología del Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA) 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, fue necesaria la definición de una capa de rugosidades de Manning (Figura 4.11) según el procedimiento de Cowan (Cowan, 1956), considerando tanto la información granulométrica del suelo como los tipos de vegetación a lo largo de cada uno de los tramos.

Previamente, se obtuvieron las capas de velocidades y calados con las simulaciones hidráulicas calibradas mediante curvas de gasto basadas en datos de campo. La capa de rugosidades de Manning fue estimada a partir de la información de vegetación y suelos recogida en campo y fue utilizada como parámetro del modelo hidráulico. Las condiciones de contorno hidráulicas correspondieron, aguas arriba, a un hidrograma plano para cada caudal de referencia (Q_{ref}) simulado, 20 caudales en el rango 0-650 m³/s en Terde y 17 caudales en el rango 0.1-305 m³/s en Lorcha (Tabla 4.3) y aguas abajo a condiciones de régimen crítico. Los resultados demostraron que la sección final de aguas abajo en el tramo estudiado estaba lo suficientemente aguas arriba del límite del modelo como para no verse afectada por esta condición de contorno.

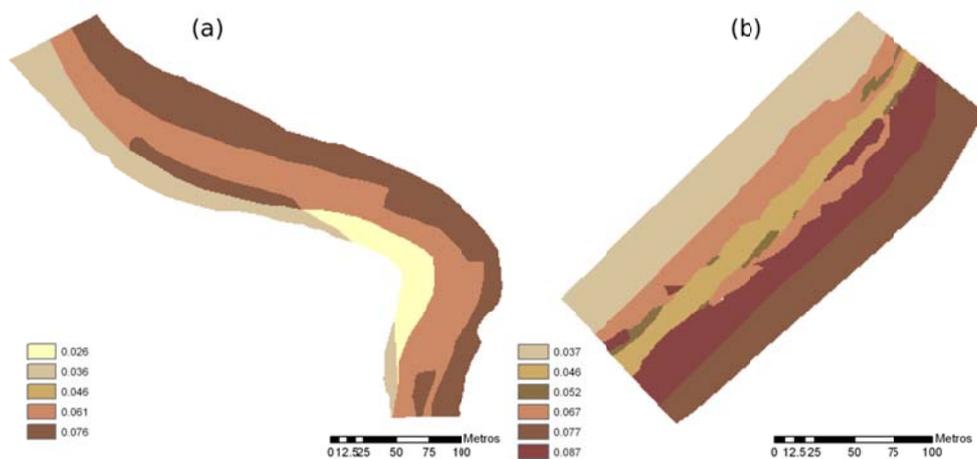


Figura 4.11. Mapas de las rugosidades de Manning correspondientes a los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b).

Tabla 4.3. Caudales de referencia empleados en la simulación de mapas hidráulicos

Caudal (Q_{ref}) [m^3/s]	Terde (Río Mijares)	Lorcha (Río Serpis)
0.001	•	
0.1	•	•
0.2	•	
0.25		•
0.5	•	•
1	•	•
2.5	•	•
4		•
5	•	
10	•	•
15	•	•
20	•	
25		•
30	•	
35		•
40	•	
50		•
55	•	
75	•	•
85		•
125	•	
140		•
150	•	
160		•
240		•
245	•	
300	•	
305		•
340	•	
650	•	

Para cada caudal simulado se obtuvieron los calados correspondientes. Posteriormente, los niveles de agua obtenidos en el cauce se utilizaron para interpolar las cotas del nivel freático bajo ambos márgenes secos del río, considerado éste horizontal por ausencia de información piezométrica. 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 (Z_{wt}) para cada Q_{ref} del rango simulado (Figura 4.12).

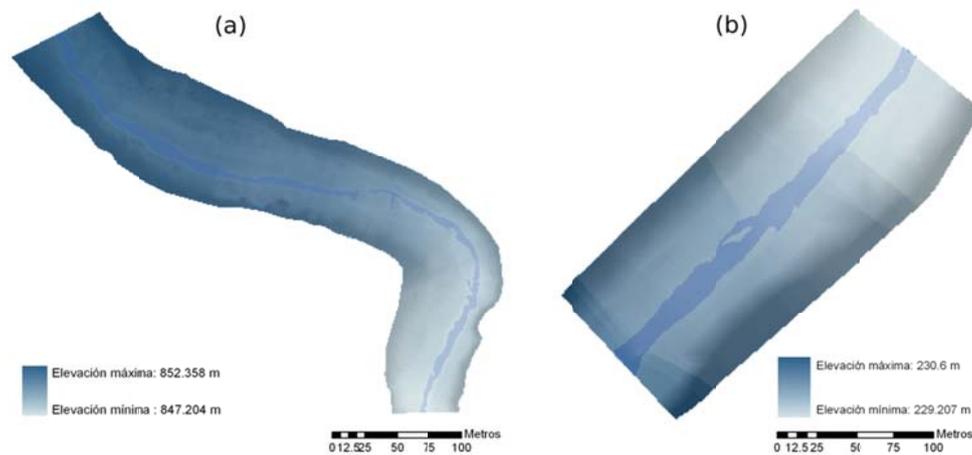


Figura 4.12. Mapas de Z_{wt} correspondientes al caudal de referencia $Q_{ref} = 0.5 \text{ m}^3/\text{s}$ en los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b)

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 (C) y Manning (n) están relacionados por la expresión $C = 1.49 \cdot n^{-1} \cdot R_H^{1/6}$. 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: $u^* = 2.102 \cdot v \cdot n \cdot y^{-1/6}$. Finalmente, la capa de tensiones de corte en el lecho (Figura 4.13) se evalúa mediante la expresión $\tau = \rho \cdot u^{*2}$, donde ρ es la densidad del agua.

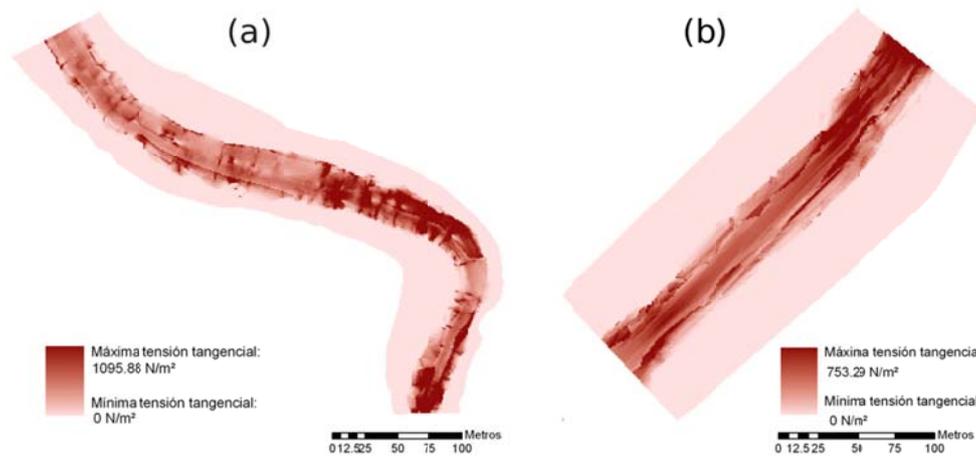


Figura 4.13. Mapas de tensiones de corte correspondientes al caudal de referencia $Q_{ref} = 0.5 \text{ m}^3/\text{s}$ en los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b)

4.6. Mapas de vegetación observada

4.6.1. Mapas de vegetación observada clasificada por fases de sucesión

El muestreo de vegetación, realizado durante el primer semestre del año 2010 en ambos tramos de estudio, permitió tanto la definición y caracterización de una sucesión típica asimilable a las comunidades vegetales riparias en estudio, como la creación de mapas de parches de vegetación de gran precisión representativos de la vegetación existente en los tramos una vez que el año 2009 había terminado.

Dos series de sucesión vegetal paralelas e interconectadas fueron identificadas y caracterizadas en cada uno de los tramos: la serie boscosa (en la que se incluyeron las plantas leñosas de ribera y como etapa climax la vegetación terrestre) y la serie de carrizal (en la que se incluyeron las cañas y el carrizo). Dentro de estas dos series, se definieron diferentes fases de sucesión, con sus respectivos patrones de progresión y los patrones de regresión más típicos de los entornos mediterráneos semiáridos. A partir de la información anterior se elaboró un esquema de sucesión-regresión aplicable a los dos tramos mediterráneos semiáridos en estudio (Figura 4.14).

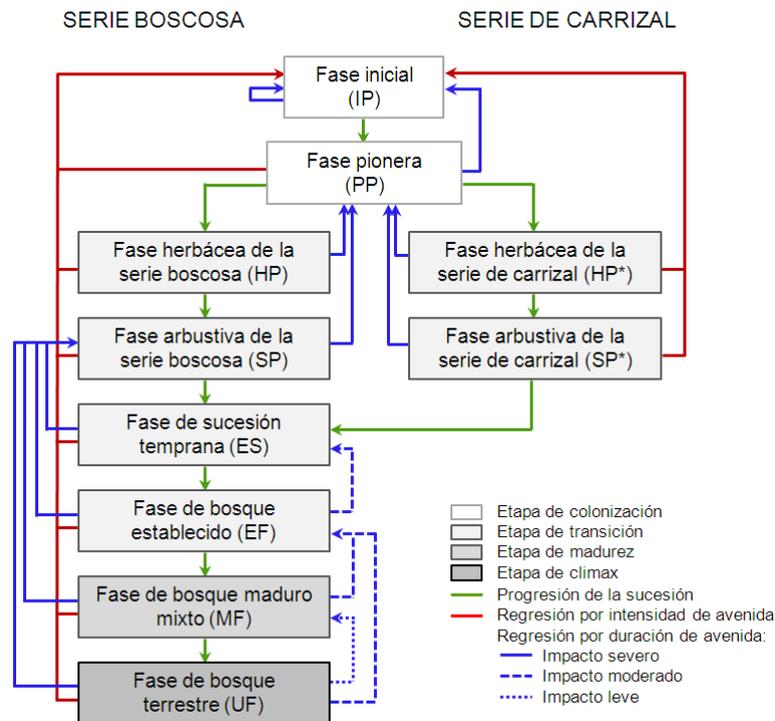


Figura 4.14. Esquema general descriptivo de la sucesión de las comunidades vegetales riparias correspondientes a los tramos mediterráneos semiáridos en estudio.

Los mapas de fases de sucesión correspondientes a la vegetación observada una vez que el año 2009 había terminado (Figura 4.15) se realizaron mediante la siguiente metodología. Diferentes parches de vegetación fueron delineados en gabinete sobre foto aérea previamente a su delimitación final en campo. En cada uno de estos parches, 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) fueron caracterizados. La edad de cada parche fue estimada mediante el uso de curvas de crecimiento (diámetro a 1.3 m vs edad), que habían sido previamente elaboradas por el Instituto de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costera (IGIC) para las especies riparias leñosas más relevantes de cada uno de los tramos.

Una vez completada y verificada la delimitación de los parches, fueron clasificados en las diferentes fases de sucesión de cada una de las dos series presentes en los tramos; para ello se atendió a su localización, a las especies dominantes, edad y estado de desarrollo de la vegetación. Dentro de la etapa de colonización se definieron dos fases únicas, la fase inicial (IP) y la fase pionera (PP), que se consideran compartidas por ambas series. A partir de la PP, las dos series toman trayectorias diferentes durante la etapa de transición. A este nivel, la fase herbácea (HP en la serie boscosa, HP* en la serie de carrizal) es seguida por la fase arbustiva respectivamente en cada una de las series (SP en la serie boscosa, SP* en la serie de carrizal). En la serie de carrizal, la SP* puede evolucionar hacia la serie boscosa después de aproximadamente unos 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. En este punto, y tras la fase arbustiva, la vegetación puede evolucionar hacia la fase de sucesión temprana o bosque temprano (ES) y el bosque establecido (EF).

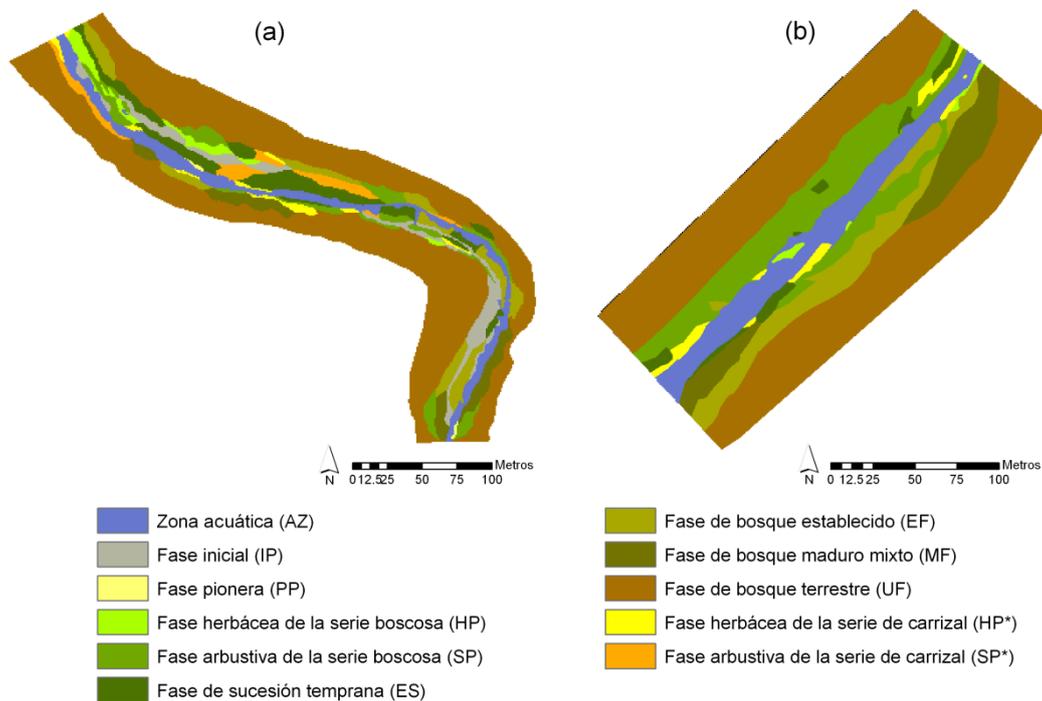


Figura 4.15. Mapas de fases de sucesión correspondientes a la vegetación observada una vez finalizado el año 2009 en los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b)

Tras la etapa de transición, el bosque evoluciona hacia fases más avanzadas y mejor estructuradas y, como consecuencia, bajo condiciones de estabilidad las especies ribereñas y terrestres pueden dominar conjuntamente en la etapa de madurez en la fase de bosque maduro mixto (MF). Cuando tienen lugar perturbaciones (principalmente hidrológicas), puede producirse una regresión hacia fases menos evolucionadas. Existe una última fase, una vez que la sucesión se considera que ha alcanzado la denominada etapa de clímax, denominada fase de bosque terrestre (UF). Esta fase engloba la vegetación zonal típica de la zona, es decir, la vegetación que encontraríamos en la superficie ocupada por la ribera en ausencia del río. Se considera que esta fase únicamente es alcanzada tras largos periodos de tiempo prolongados sin perturbaciones hidrológicas.

Además, se generó a partir de fotografías aéreas un mapa adicional para el año 2000 en el caso del tramo Terde (Figura 4.16). En Lorcha no se pudo realizar un mapa complementario por no disponerse de fotografías aéreas asimilables a los inicios del periodo de simulación.

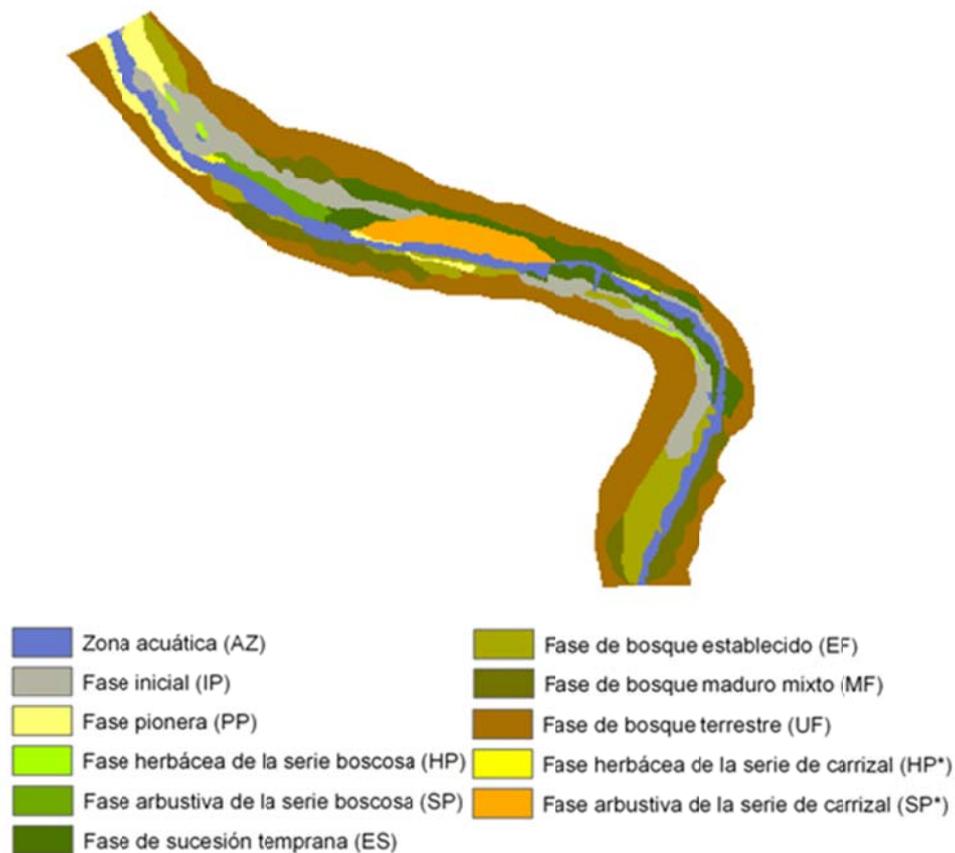


Figura 4.16. Mapas de fases de sucesión asimilables a la vegetación observada en el tramo de estudio Terde finalizado el año 2000.

4.6.2. Mapas de vegetación observada clasificada por tipos funcionales de vegetación

Se ha comentado anteriormente (Sección 3.2.2) que las propuestas de clasificación de la vegetación por tipos funcionales de otros autores muestran coincidencias importantes. Considerándolas como marco contextual se propone utilizar una clasificación unificadora que ha demostrado su utilidad (Morales, 2010; García-Arias *et al.*, 2014) y que tiene en cuenta la profundidad radicular, la demanda de agua y, de forma indirecta, la posición respecto del cauce.

Mediante esta clasificación, la vegetación se distribuye en tres tipos funcionales diferentes. El primero de ellos corresponde a la vegetación riparia herbácea (Herbaceous Riparian Vegetation, HRV). Este grupo incluye las plantas no leñosas que requieren suelos en condiciones de saturación permanente (freatofitas obligadas). Estas plantas deben presentar un sistema radicular poco profundo, por lo que suelen localizarse en las zonas más cercanas a la lámina de agua del cauce, donde la elevación del terreno es escasa respecto al nivel freático. Se pueden

incluir en este tipo funcional desde herbáceas de tamaño reducido, hasta cañas de gran porte. La presencia de este tipo funcional en la ribera se considera el estado más regresivo después del suelo desnudo. Un segundo tipo funcional corresponde a la vegetación riparia leñosa (Woody Riparian Vegetation, WRV). En este tipo funcional se incluyen las plantas leñosas, tanto arbóreas como arbustivas (*Populus* spp y *Salix* spp), que bien se encuentran en las primeras fases de su ciclo de vida, bien han alcanzado el estado maduro. Son freatofitas obligadas aunque suelen estar algo más alejadas del cauce que las anteriores, por lo que sus raíces son de gran longitud y tienen una elevada eficiencia en la extracción de agua de la zona saturada. Presentan una cierta tolerancia a la asfixia radicular, aunque menor que la de las herbáceas de ribera. Por último encontramos el tipo funcional correspondiente a la vegetación terrestre (Terrestrial Vegetation, TV), el cual incluye las plantas herbáceas, arbustivas y arbóreas que no forman parte del ecosistema ripario propiamente dicho como por ejemplo diferentes especies de *Quercus*, *Juniperus* y *Pinus* entre otras. Serían las especies potenciales en la zona si no existiese el flujo de agua y si, por tanto, el nivel freático se encontrase a mayor profundidad respecto a la superficie del suelo.

Partiendo de fotografías aéreas y la información de las especies presentes en los tramos recogida en campo durante los muestreos de 2010, se desarrollaron los mapas de tipos funcionales de la vegetación presente al final del año 2009 en los tramos de estudio (Figura 4.17).

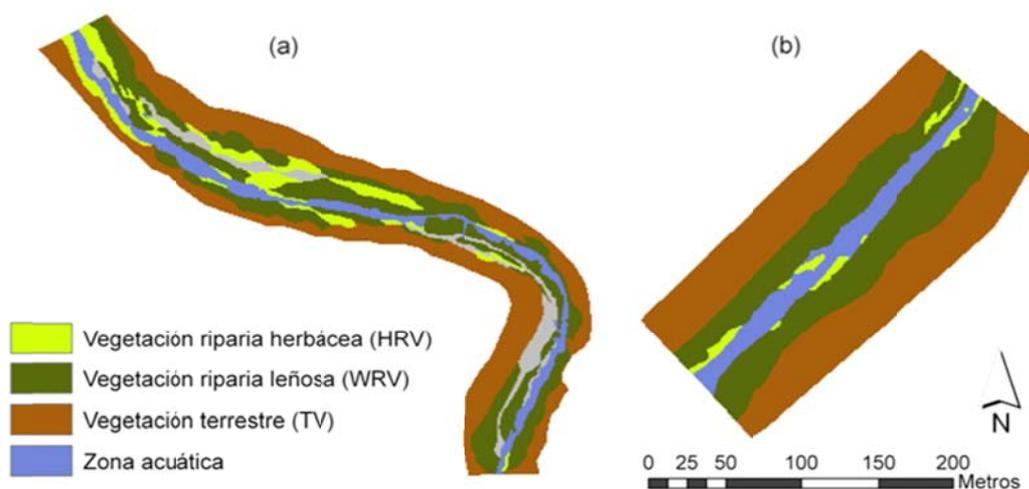


Figura 4.17. Mapas de tipos funcionales de vegetación correspondientes a la vegetación observada, una vez finalizado el año 2009, en los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b). Los parches de color gris no han sido considerados por no existir vegetación.

4.7. Mapas de suelos

En los trabajos de campo de 2010 se realizó además un recorrido identificando los tipos de suelos presentes en el tramo. Finalmente, para cada uno de los parches de los distintos tipos de suelo definidos se eligió un punto representativo en el que se realizó una cata y se extrajo una muestra de suelo subsuperficial entre los 30 y 60 cm de profundidad (Figura 4.18 y Figura 4.19). Es precisamente en esta capa de suelo subsuperficial en la que se encuentra una mayor densidad de raíces efectivas para los diferentes individuos vegetales.



Figura 4.18. Tipos de suelo muestreados en el tramo Terde (Río Mijares)



Figura 4.19. Tipos de suelo muestreados en el tramo Lorcha (Río Serpis)

En el laboratorio se obtuvieron las composiciones granulométricas según la clasificación de la USDA., así como los porcentajes de materia orgánica de cada muestra (Tabla 4.4).

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, 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 mediante los mapas de tipos de suelo (Figura 4.20) correspondientes a cada uno de los tramos de estudio.

Tabla 4.4. Composición granulométrica (clasificación U.S.D.A.), porcentaje de materia orgánica (M.O.) y descripción de los diferentes tipos de suelo presentes en los tramos de estudio.

	ID	Gravas (%)	Arenas (%)	Limos (%)	Arcillas (%)	M.O. (%)	Descripción del tipo de suelo
Tramo Terde (Río Mijares)	1	26.7	41.7	30.2	1.4	0.49	Suelo muy pedregoso de color claro principalmente compuesto por arena y gravas. Presencia de grandes bloques y afloramientos de la roca madre.
	2	58.0	28.1	10.0	4.0	1.98	Suelo oscuro con grandes cantos presentes en superficie; la arcilla y la gravilla dominan en profundidad.
	3	3.3	40.5	42.0	14.2	1.91	Similar al suelo 2 pero con menor presencia de grava y un color más claro.
	4	5.3	57.7	29.0	8.0	0.77	Suelo de textura fina composición mayoritaria de arenas y limos. Es característica la ausencia de gravas.
	5	91.1	7.2	1.1	0.6	0.67	Suelo compuesto mayoritariamente por arenas gruesas y gravas. En superficie presenta bloques cuya presencia se reduce en profundidad.
	6	15.3	58.7	16.1	10.0	2.03	Suelo principalmente compuesto por arena gruesa y grava. Contiene algunos grumos limosos.
	7	7.0	82.5	6.0	4.4	0.27	Suelo arenoso suelto sin plasticidad.
	8	64.2	30.1	3.7	2.0	0.95	Suelo limoso de color negro y con gran presencia de sustrato grueso, principalmente gravas y cantos.
	9	0.3	48.5	41.0	10.2	0.55	Suelo formado principalmente por partículas de granulometría arenosa y limosa.
	10	75.8	21.1	3.1	0.0	0.39	Granulometría de tamaño medio. Gravas y gravillas principalmente con una matriz de gravas y arena de tamaño muy grueso. No forma grumos de ningún tipo.
Tramo Lorcha (Río Serpis)	1	1.1	42.2	52.7	4	0.44	Suelo compuesto por arena y limo.
	2	0.1	36.6	54.3	9	0.98	Suelo compuesto mayoritariamente por limo.
	3	0.6	47.2	42.2	10	1.46	Suelo con una textura dominada por arena y limo.
	4	0.1	30.6	53.4	15.9	1.96	Suelo compuesto mayoritariamente por limo y con ausencia de gravas.
	5	1.6	45.6	43.6	9.2	4.4	Suelo con dos horizontes diferenciados. En el horizonte superior hay una clara predominancia de materia orgánica, en el inferior de grava.
	6	84.1	12.5	2.2	1.2	2.89	Suelo compuesto principalmente por arena y grava.
	7	57.6	22	14.5	5.9	2.7	Suelo compuesto por arena y grava.
	8	58.2	30.9	7.4	3.5	2.13	Suelo compuesto principalmente por arena y grava.
	9	0	56.6	33.6	9.8	1.87	Suelo compuesto por arena pero que también presenta limo.
	10	56.3	37.9	2.8	3	0.53	Suelo compuesto por arena y grava, con escasa presencia de materia orgánica.

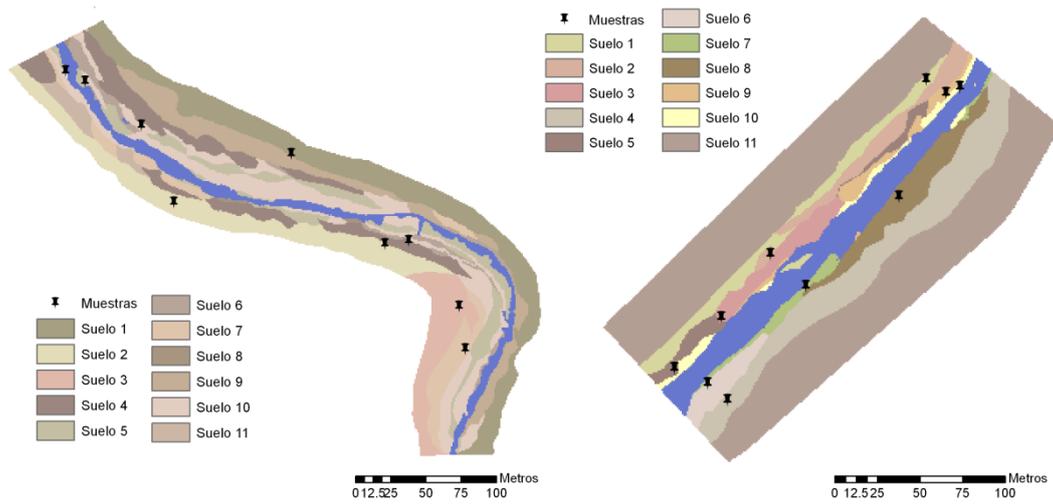


Figura 4.20. Mapas de puntos de muestreo y parches de los diferentes tipos de suelo presentes en los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b)

La caracterización de los diferentes tipos de suelo se resume en la Tabla 4.5, en la que se incluyen los valores resultantes del análisis de muestras de los parámetros de suelo, así como una descripción física de cada uno de ellos.

Tabla 4.5. Parámetros de caracterización de los diferentes tipos de suelo presentes en los tramos de estudio.

	ID	Pst (Ψ) []	Ip (λ) []	P ₀ (Hb) [kPa]	Ks [mm/h]	Mfc (θ_{fc}) [cc/cc]	Zc [m]
Tramo Terde (Río Mijares)	1	0.397	0.530	3.848	56.24	0.131	4.0
	2	0.436	0.209	0.342	22.65	0.168	6.0
	3	0.441	0.226	2.625	19.91	0.247	7.0
	4	0.406	0.277	1.037	42.76	0.154	8.0
	5	0.412	0.220	0.057	28.19	0.102	4.0
	6	0.432	0.184	0.246	37.09	0.174	4.0
	7	0.414	0.251	0.024	97.96	0.069	4.0
	8	0.423	0.231	0.056	34.45	0.095	5.0
	9	0.398	0.278	2.370	26.83	0.190	6.0
	10	0.403	0.207	0.045	25.06	0.104	5.5
Tramo Lorcha (Río Serpis)	1	0.401	0.456	5.837	36.78	0.180	6.0
	2	0.412	0.315	4.403	22.62	0.221	7.0
	3	0.407	0.266	2.475	32.00	0.205	6.0
	4	0.450	0.238	4.343	15.81	0.277	8.0
	5	0.502	0.233	1.253	46.38	0.213	5.0
	6	0.458	0.206	1.196	14.32	0.230	4.0
	7	0.441	0.215	0.187	30.53	0.145	4.0
	8	0.435	0.238	0.984	40.39	0.189	6.0
	9	0.412	0.209	0.021	38.82	0.088	4.0
	10	0.486	0.260	0.516	40.02	0.164	6.0

MODELO DE REFERENCIA 1: EL MODELO CASIMIR-VEGETATION

5. MODELO DE REFERENCIA 1: EL MODELO CASIMIR-VEGETATION

5.1. Descripción general del modelo CASIMIR-vegetation

El modelo CASiMiR-vegetation (Benjankar *et al.*, 2011) es un modelo dinámico de vegetación específico para las zonas de ribera que contempla no solo las fuerzas motrices de los ecosistemas riparios, sino además los parámetros clave relacionados con el comportamiento de la vegetación de ribera a escala de tramo. El modelo asume que el desarrollo de la vegetación depende de las relaciones funcionales entre la hidrología, los procesos físicos y las comunidades vegetales.

Una de las ventajas del Modelo CASiMiR-vegetation es que tiene en consideración algunos de los principales procesos ecohidrológicos que dan forma a las comunidades vegetales riparias. Además, el sistema que emplea para modelizar la distribución espacio temporal de este tipo de vegetación es también ventajoso por abordarse mediante un enfoque basado en el concepto de comunidad vegetal (Korzukhin *et al.*, 1996). La variable de estado del modelo es categórica y las categorías corresponden a las diferentes fases de sucesión observadas en las líneas de sucesión riparias más típicas de cada área de estudio. Las líneas de sucesión pueden o no estar conectadas entre sí. Las fases de sucesión deben definirse de acuerdo con la estrategia de colonización y el estado de desarrollo. Además, vienen caracterizadas por valores críticos de los indicadores de perturbación, permitiendo la toma de decisión por parte del modelo entre progresión o regresión.

En la conceptualización del modelo, con un paso de tiempo anual, los procesos físicos son representados mediante la elevación en metros sobre el nivel freático medio (*HMWL*), asociado a determinados caudales medios que son representativos de cada tramo de estudio, y mediante el esfuerzo cortante o la tensión tangencial (τ) en N/m^2 , la cual es considerada como indicador de las perturbaciones morfo-dinámicas. Los indicadores *HMWL* y τ regulan el éxito del reclutamiento y el desarrollo de la vegetación; por otra parte también son considerados responsables de la regresión de dicha vegetación al estado inicial de la sucesión, es decir al suelo desnudo.

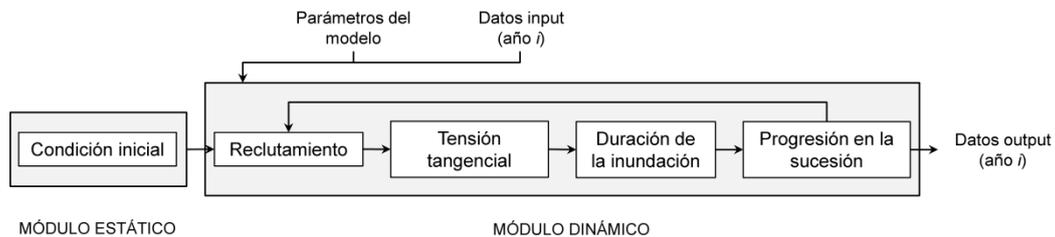


Figura 5.1. Estructura del modelo CASiMiR-vegetation

El modelo CASiMiR-vegetation está estructurado en dos módulos principales, un módulo estático y un módulo dinámico (Figura 5.1). El módulo estático predice la distribución de la vegetación

natural potencial que es considerada asimilable a los diferentes tipos de vegetación (fases de sucesión) iniciales o de partida. La asignación de la vegetación potencial se establece mediante la edad mínima que define a cada una de las fases de sucesión en el área de estudio. Estas edades mínimas son incluidas en el modelo mediante los rangos de edad definidos *a priori* para cada una de las fases de sucesión. La predicción de esta vegetación natural potencial se basa en la *HMWL*, la elevación topográfica y la posición de cada celda en una u otra zona fluvial. Los mapas resultantes de este módulo (uno por cada serie de sucesión considerada en el análisis) forman parte de los inputs del módulo dinámico.

Las reglas en las que se basa el módulo dinámico, compuesto por cuatro sub-modelos, pueden describirse brevemente como sigue.

En el sub-modelo de reclutamiento, la *HMWL* anual determina que el reclutamiento desde la fase pionera a una u otra serie de sucesión se produzca con éxito (sucesión) o, por el contrario, que se produzcan perturbaciones por socavación de las semillas (regresión al estado inicial).

A continuación, en el sub-modelo de tensión tangencial se considera si, en la avenida con mayor intensidad del año, la vegetación presente en cada una de las celdas está sometida a una tensión tangencial superior a la crítica. En ese caso, se considera que la vegetación es arrancada y arrastrada por la avenida y se produce la regresión a la fase inicial de la sucesión, es decir, al suelo desnudo. Por el contrario, cuando la tensión tangencial crítica no es superada la sucesión sigue la evolución esperada. La tensión tangencial crítica es un parámetro de calibración que se asigna específicamente a cada una de las fases de sucesión; por tanto existirán tantas tensiones tangenciales críticas como fases de sucesión hayan sido definidas para el tramo de estudio.

El tercer sub-modelo del módulo dinámico, el sub-modelo de duración de la inundación, contempla la regresión 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 regresión producida por la duración de la inundación se basa en el número de días en los que la celda está inundada y se define en el modelo en forma de reglas de experto para cada línea de sucesión y contemplando las particularidades del caso de estudio concreto.

Si no existen perturbaciones efectivas en ninguno de los tres sub-modelos anteriores, la vegetación envejece (paso anual). Una vez considerados los procesos de sucesión-regresión dentro de una misma línea de sucesión, el modelo evalúa en el último sub-modelo de progresión en la sucesión si en alguna de las celdas simuladas la vegetación ha alcanzado la edad suficiente para evolucionar hacia una línea de sucesión diferente, cuando existen las conexiones entre líneas.

5.2. Descripción de la metodología general de implementación de CASIMIR-vegetation

La implementación del modelo puede hacer uso del módulo estático para la generación del mapa inicial de vegetación, o puede introducirse dicha condición directamente si ésta es conocida. En este último caso, el modelo se reduce al módulo dinámico en el que se condensa la simulación de las sucesiones y las retrogresiones propiamente dichas.

El modelo puede además simplificarse un nivel más pues, dentro del módulo dinámico, no es completamente necesaria la inclusión de los efectos de la duración de la inundación para una correcta implementación del modelo. En muchos casos, especialmente en entornos mediterráneos semiáridos, el efecto de activar o desactivar el sub-modelo de duración de la inundación es apenas perceptible como consecuencia de la excesiva simplicidad del mismo. Adicionalmente, éste es el sub-modelo más complejo de implementar correctamente pues requiere de un conjunto de reglas de experto que deben estar basadas en unos conocimientos específicos, a día de hoy, prácticamente desconocidos. Además, el número de días al año en los que la celda está inundada no tienen por que ser consecutivos y una parametrización que provoca la regresión por su causa ha demostrado no resultar en predicciones satisfactorias de los parches de vegetación de tramos semiáridos mediterráneos. En definitiva, se considera que los posibles errores introducidos mediante este sub-modelo no se ven compensados por una mayor exactitud en los resultados finales (García-Arias *et al.*, 2013). En grandes ríos con caudales considerables sin embargo, el sub-modelo de duración de la inundación sí ha sido tenido en cuenta ofreciendo mejores resultados (Benjankar *et al.*, 2011).

Para la implementación del modelo es necesario definir un conjunto de inputs, los cuales pueden ser clasificados dentro de tres grandes grupos: mapas, esquemas de sucesión-regresión y parámetros de calibración.

5.2.1. Mapas input de CASiMiR-vegetation

Para una correcta implementación del modelo, todos los mapas necesarios deben de abarcar la misma superficie de estudio y deben tener la misma resolución. Una resolución de entre 1 y 10 m es considerada óptima para la implementación del modelo (Benjankar *et al.*, 2011). Los mapas asimilables a cada uno de los años de la simulación son definidos mediante el almacenamiento previo a la modelación de bases de datos internas. Los tipos de mapas necesarios para la implementación del modelo CASiMiR-vegetation se describen a continuación.

Mapas topográficos. El modelo de elevación digital (MED) y un mapa correspondiente a cada una de las zonas fluviales (zonas: acuática o AZ, de banco o BZ, y de llanura de inundación o FPZ) conforman los inputs topográficos necesarios para cada uno de los años de simulación. Es poco frecuente disponer de diferentes mapas en distintos años, en cualquier caso es recomendable utilizar la información más precisa disponible en el tiempo.

Mapas hidráulicos. Diferentes mapas de elevación del nivel de agua (tanto superficial como subterránea). Estos mapas de cotas de agua o mapas Z_{wt} , son necesarios en la asignación de los niveles de flujo medio de cada uno de los años. Mediante el mapa Z_{wt} correspondiente a cada año o a cada tipo de año (y el MED), el sub-modelo de reclutamiento comprueba *HMFL* y determina el reclutamiento de una u otra serie de sucesión o establece la regresión a la fase inicial en el caso de producirse socavación de semillas. Además es necesario el conjunto de mapas de tensión tangencial correspondientes a los caudales máximos instantáneos de la avenida con mayor intensidad de cada uno de los años. Estos dos tipos de mapas pueden obtenerse mediante simulaciones hidráulicas de los calados y las velocidades de flujo asociadas a determinados caudales máximos de referencia.

Mapas de vegetación. Para la correcta implementación del modelo es necesario como mínimo disponer de un mapa de vegetación observada al final de un periodo lo suficientemente largo como para calibrar el modelo. El disponer de diferentes mapas, correspondientes a diferentes años de simulación puede resultar muy útil en la validación temporal del modelo para un tramo de estudio concreto. Existe la posibilidad de introducir en el modelo una condición inicial conocida como alternativa al uso del módulo estático de generación de la condición inicial incluido en el modelo. En el caso de optar por la alternativa de introducir la condición inicial directamente, se debe proporcionar al modelo un mapa de condición inicial por cada una de las líneas de sucesión presentes en el área de estudio. Estos mapas deben recoger la edad mínima de cada una de las fases de sucesión al inicio del periodo de simulación. Las fases comunes a todas las líneas de sucesión (fase inicial o IP y fase pionera o PP) deberán estar incluidas en todos los mapas de condición inicial, independientemente de la línea de sucesión a la que correspondan.

5.2.2. Esquemas de sucesión-regresión de CASIMIR-vegetation

Los esquemas de sucesión-regresión caracterizan la estructura y el comportamiento de las comunidades riparias presentes en un entorno hidro-climático determinado, como es el caso de los entornos semiáridos mediterráneos. Estos esquemas deben incluir la siguiente información para atender a los requisitos del modelo CASiMiR-vegetation.

Rangos de edad. Cada una de las fases de sucesión debe llevar asociado un rango de edades para que el modelo sea capaz en todo momento de determinar en qué fase se encuentra cada una de las celdas. Los rangos de edad deben ser consecutivos de tal modo que, dentro de una misma línea de sucesión, no existan huecos ni solapamientos.

Reglas de sucesión y conectividad entre líneas de sucesión. Las reglas de sucesión vienen implícitas en la definición de rangos de edad de las fases de una misma línea de sucesión puesto que son consecutivas. Sin embargo, cómo progresa la sucesión de una línea a otra se aporta al modelo como regla de experto. El modelo requiere en primer lugar la definición de qué líneas de sucesión alcanzarán el clímax. En un mismo entorno pueden existir líneas conectadas entre sí y líneas que no lo están. En este último caso, más de una línea podrá alcanzar el clímax. Por el contrario, en el caso de series interconectadas, la conexión debe definirse mediante la fase concreta de la línea clímax a la que progresa la otra línea de sucesión una vez superadas todas sus fases.

Reglas de regresión. Se componen de dos grandes grupos de reglas basados en el origen de la perturbación. El primer grupo está basado en las perturbaciones provocadas por tensión tangencial. CASiMiR-vegetation considera que cualquier perturbación de este tipo provoca la regresión al año cero de la sucesión. Esta regla de regresión ya está implícita en el modelo y por tanto no debe ser definida externamente. Por el contrario, existen otro grupo de reglas de regresión que si deben ser definidas por el usuario del modelo; éstas son las que definen las perturbaciones provocadas como consecuencia de la duración de la inundación. Este grupo de reglas incluyen los rangos de número de días que deben traducirse en un impacto severo, moderado, leve o nulo, y las fases inicial y final cuando se produce alguno de estos impactos.

5.2.3. Parámetros de calibración de CASIMIR-vegetation

Caracterizan la sucesión-retrogresión mediante valores umbrales fijos. El proceso de calibración del modelo consiste precisamente en la variación iterativa de los valores de los parámetros con las respectivas comprobaciones de la calidad de los resultados en cada una de las iteraciones. Una vez alcanzados unos resultados de calibración satisfactorios, los valores de los parámetros se consideran calibrados. Si el modelo es validado temporal y/o espacialmente con esos parámetros de calibración, se considera el modelo correctamente implementado para un entorno determinado.

Dichos parámetros incluyen el valor crítico de elevación sobre el nivel freático medio para el reclutamiento de las diferentes líneas de sucesión, $HMWL_c$, y la tensión tangencial crítica para cada una de las fases de sucesión estudiadas, τ_c .

5.3. Estrategia de calibración y validación del modelo CASiMiR-vegetation en los tramos de estudio

La implementación del modelo CASiMiR-vegetation en los tramos Terde y Lorcha se realizó en base a una resolución espacial de 1 m. Fueron necesarios los mapas hidráulicos de elevación del nivel de agua ($Z_{wt,j}$) y de tensión tangencial (τ_j) asimilables a cada uno de los años de simulación. Se incluyeron un MED que se consideró mapa topográfico constante a lo largo del tiempo (Z_s), así como el mapa de vegetación (fases de sucesión) asimilable a la condición inicial en cada uno de los casos de estudio analizados. Fue necesaria además la definición de las reglas de sucesión y de los parámetros de vegetación y los mapas con las fases de sucesión objetivo se tuvieron en cuenta para su comparación con los mapas de vegetación simuladas en los procesos de calibración y validación del modelo.

En la implementación del modelo no se consideró el efecto de la duración de la inundación, por no ser éste suficiente como para provocar cambios en los resultados durante el proceso de calibración. Considerando que con probabilidad si se producirían resultados diferentes con o sin el uso de dicho sub-modelo en la aplicación del modelo (por ejemplo en la simulación de escenarios teóricos de regulación), y teniendo en cuenta que dichas variaciones en los resultados no habían podido ser calibradas, se decidió prescindir de los efectos producidos por la duración de la inundación en la implementación del modelo por ser los errores potenciales importantes. Además, considerando las características hidrológicas del entorno Mediterráneo semiárido, se decidió considerar mapas de elevación del agua asociados al caudal base en lugar de al caudal medio ($HBWL$, Q_{base}) dada su influencia en el sub-modelo de reclutamiento, así como valores crítico de elevación sobre el nivel freático base para el reclutamiento de las diferentes líneas de sucesión, $HBWL_c$.

La calibración se realizó en el tramo Terde (Río Mijares) en un periodo de 41 años, comprendido entre 1969 y 2009, mediante prueba y error de los parámetros de los sub-modelos. El mapa asimilable a la vegetación una vez el año 1968 había finalizado fue utilizado como condición inicial. En 1968, una gran avenida ($650 \text{ m}^3/\text{s}$) tuvo lugar en el tramo. Puesto que no se dispone de información contrastable, se estimó que dicha avenida debía ser suficiente para arrastrar la

mayoría de la vegetación existente en el tramo. Se consideró por tanto, que toda la zona de banco y una parte de la llanura de inundación habían sufrido la remoción de la vegetación existente. El mapa de vegetación una vez finalizado el año 2009 era el mapa más fiable y por tanto se estableció como mapa objetivo en el proceso de calibración, es decir como condición final de la simulación. Las funciones objetivo seleccionadas para la evaluación de los resultados del modelo en su clasificación de fases de sucesión fueron el número de instancias correctamente clasificadas (CCI), el coeficiente de acuerdo kappa (k) de Cohen (1960) y el coeficiente de acuerdo kappa ponderado (k^*) (Cohen, 1968). Adicionalmente, para analizar el comportamiento del modelo en términos de presencia/ausencia de cada etapa se analizó la sensibilidad, la especificidad, la tasa de comisión, la tasa de omisión, y la exactitud.

Una vez que los parámetros fueron considerados correctamente calibrados, el modelo se validó temporalmente en Terde y espacialmente en Lorcha (Río Serpis) utilizando para ello las mismas funciones objetivo que en el periodo de calibración. El mapa de vegetación para el año 2000 en Terde se utilizó para la validación temporal del modelo en el periodo de 32 años entre 1968 y 2000. Además se disponía del mapa de vegetación en Lorcha para el año 2009. Puesto que los datos hidro-meteorológicos disponibles para este tramo comprendían los años 1999-2009 y no existía la posibilidad de obtener mapas de vegetación intermedios en este periodo de tiempo, se ejecutó el módulo estático de condición inicial del modelo CASiMiR-vegetation en la obtención del mapa de vegetación potencial del tramo asimilable al año 1998, una vez había finalizado éste. En consecuencia, el modelo se validó espacialmente en Lorcha en un periodo de 11 años comprendido entre 1999 y 2009.

En el sub-modelo de reclutamiento, la asignación de inputs para cada uno de los años de simulación se abordó mediante la clasificación hidrológica por tipo de año (Sección 4.3). Los mapas *HBWL* asignados a cada uno de los tipos de año fueron el asociado a un caudal base de $0.2 \text{ m}^3/\text{s}$ en Terde y $0.25 \text{ m}^3/\text{s}$ en Lorcha para los años secos y muy secos, el asociado a un caudal de $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$ para los años medios en ambos tramos, y el asociado a un caudal de $1.0 \text{ m}^3/\text{s}$ para los años húmedos y muy húmedos en Terde y de $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$ en Lorcha.

En el sub-modelo de tensión tangencial, la asignación de mapas se realizó considerando los caudales máximos instantáneos anuales. Más concretamente, se asignó a cada año el mapa de tensión tangencial con un caudal de referencia más similar a aquellos que habían sido considerados para las simulaciones hidráulicas.

Por último en el sub-modelo de progresión en la sucesión, definida la evolución dentro de cada una de las series de vegetación analizadas, se definieron las relaciones entre series de sucesión. Esto se realizó mediante la especificación, por coherencia de edades, de la siguiente fase de sucesión dentro de la serie de sucesión clímax a la que progresa la serie de sucesión obsoleta.

Los parámetros del modelo se dividieron en dos grupos: basados en reglas de experto y parámetros de calibración. Los rangos de edad de cada fase de sucesión (Tabla 5.1) fueron dados al modelo en base a reglas de experto extraídas de la experiencia obtenida en campo mediante la realización de curvas de edad. Los parámetros de calibración (Tabla 5.2) incluyeron el valor crítico de elevación sobre el nivel freático base para el reclutamiento de las diferentes líneas de

sucesión, $HBWL_c$, y la tensión tangencial crítica para cada una de las fases de sucesión estudiadas, τ_c .

Tabla 5.1. Rangos de edad de cada fase de sucesión, utilizados como parámetros en el modelo CASiMiR-vegetation.

<i>Etapa</i>	<i>Fase de sucesión</i>	<i>Edad mínima</i>	<i>Edad máxima</i>
Etapa de colonización	Fase inicial (IP)	0	0
	Fase pionera (P)	1	1
Etapa de transición	Fase herbácea de la serie de carrizal (HP*)	2	3
	Fase arbustiva de la serie de carrizal (SP*)	4	10
	Fase herbácea de la serie boscosa (HP)	2	4
	Fase arbustiva de la serie boscosa (SP)	5	10
	Fase de sucesión temprana de la serie boscosa (ES)	11	15
	Fase de bosque establecido de la serie boscosa (EF)	16	20
Etapa de madurez-clímax	Fase de bosque maduro mixto (MF)	21	44
	Fase de bosque terrestre (UF)	45	–

Tabla 5.2. Parámetros de calibración del modelo CASiMiR-vegetation y los límites globales considerados para la definición de sus valores en el proceso de implementación.

<i>Nomenclatura del parámetro de calibración</i>	<i>Unidades</i>	<i>Límite inferior</i>	<i>Límite superior</i>
$HBWL_c$ para el reclutamiento de la serie de carrizal en la BZ	m	0.2	1.0
$HBWL_c$ para el reclutamiento de la serie de carrizal en la FPZ	m	0.5	2.0
$HBWL_c$ para el reclutamiento de la serie boscosa en la FPZ	m	0.5	2.0
$HBWL_c$ para la zona de perturbaciones por socavación	m	0.05	1.0
τ_c para las fases de la etapa de colonización	$N m^{-2}$	1	100
τ_c para las fases propias de la serie boscosa	$N m^{-2}$	10	500
τ_c para las fases propias de la serie de carrizal	$N m^{-2}$	10	300

5.4. Resultados de calibración y validación de CASiMiR-vegetation

El modelo fue considerado calibrado satisfactoriamente una vez se llegó a los siguientes parámetros de los diferentes sub-modelos (Tabla 5.3).

Puesto que el sub-modelo de reclutamiento determina el reclutamiento de la vegetación en términos de elevación sobre el nivel base de agua ($HBWL$), se establecieron diferentes áreas de influencia para cada una de las posibles series de sucesión. Las limitaciones al reclutamiento de las diferentes series de sucesión pueden venir definidos por dos fuentes diferentes, bien por una definición más restrictiva de las áreas de influencia del reclutamiento en cada una de las series, bien por un área de influencia de perturbaciones por socavación más importante.

Tabla 5.3. Parámetros de calibración del modelo CASiMiR-vegetation para entornos mediterráneos semiáridos.

Parámetro	Tramo Terde (Río Mijares)
HBWL _c para el reclutamiento de la serie de carrizal en la BZ (m)	> 0.47
HBWL _c para el reclutamiento de la serie de carrizal en la FPZ (m)	< 1.2
HBWL _c para el reclutamiento de la serie boscosa en la FPZ (m)	> 1.2
HBWL _c para la zona de perturbaciones por socavación	< 0.75
τ _c para las fases de la etapa de colonización (N/m ²)	10 (IP) 60 (PP)
τ _c para las fases propias de la serie boscosa (N/m ²)	70 (HP) 90 (SP) 140 (ES) 200 (EF)
τ _c para las fases propias de la serie de carrizal (N/m ²)	65 (MF) 300 (UF) 150 (HP*) 150 (SP*)

Los parámetros de tensiones tangenciales críticas se establecieron considerando la resistencia a los impactos por magnitud de avenida de las diferentes fases de sucesión. Así, aquellas fases con especies característicamente más flexibles (ej. carrizal) fueron forzadas a obtener tensiones tangenciales críticas considerablemente superiores a sus homólogos de la serie boscosa. La IP obtuvo un valor de este parámetro mínimo, por ser la fase más vulnerable, seguida por la PP la cual incluye individuos muy jóvenes con una profundidad de raíces tan somera que no aporta apenas resistencia en eventos de avenida. El paso a la fase de hierbas y posteriormente a la de arbustos de la serie boscosa hace que los valores de tensiones tangenciales críticas aumenten hasta en un 50% respecto al obtenido para PP. Es en las fases arbóreas propiamente dichas donde encontramos mayores valores de este parámetro. Así ES ya es capaz de resistir valores de hasta 140 N/m² y en la fase siguiente, de bosque establecido, se alcanzan los 200 N/m². Para unos buenos resultados de calibración fue necesario reducir la tensión tangencial crítica de MF hasta 65 N/m². Este dato puede justificarse considerando que en la fase de bosque maduro mixto encontramos individuos riparios de edad muy avanzada, con poca capacidad de recuperación además de una gran fragilidad consecuencia de la pérdida de flexibilidad de sus tejidos, en combinación con individuos terrestres muy jóvenes, con una fisionomía y unos sistemas radiculares que no están preparados para soportar las perturbaciones hidrológicas en igual medida que las plantas riparias. Sin embargo, es posible también, que este resultado esté indicando deficiencias del modelo. El modelo CASiMiR-vegetation considera el avance o retrogresión de la vegetación dentro de la sucesión riparia en base principalmente a la remoción y arrastre (o no) de la vegetación en avenida. Por el contrario, es sabido que, especialmente en entornos mediterráneos semiáridos, ésta es una causa importante de estrés pero no la única.

En cualquier caso, los resultados mostraron una variabilidad suficiente a lo largo del periodo de calibración como para ser considerados aceptables. Durante los eventos de avenida, importantes áreas de las bandas riparias fueron eliminadas por el modelo. Tras dichos eventos, se pudo observar cómo se producía la recuperación de la vegetación, así como su evolución lógica. Al finalizar el periodo de calibración, el modelo logró reproducir aproximadamente la distribución general de los patrones de las fases de vegetación (Figura 5.2).

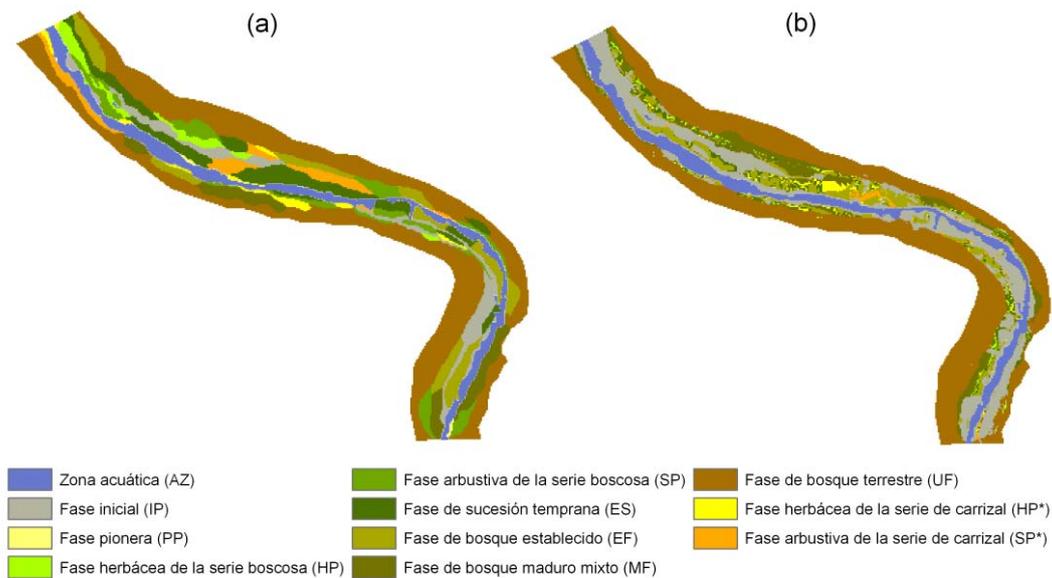


Figura 5.2. Vegetación observada (a) y simulada con CASiMiR-vegetation (b) para el año final del periodo de calibración (1969-2009) en el tramo Terde del río Mijares.

Los resultados obtenidos (Figura 5.2, Tabla 5.5), a pesar de las limitaciones propias del modelo, demostraron que se había llevado a cabo un proceso de calibración de buena calidad. La batería de parámetros fijada tras esta calibración, permitió al modelo reproducir los efectos de la dinámica fluvial sobre los parches riparios, así como la resiliencia de su respuesta con una calidad adecuada.

El primer tipo de matriz de confusión (Tabla 5.4), generada por comparación fase a fase de la vegetación observada en el año 2009 y de los resultados de calibración obtenidos, permitió el cálculo de CCI , k y k^* .

Tabla 5.4. Matriz de confusión de las fases de sucesión consideradas en la modelación con CASiMiR-vegetation (las filas representan las fases observadas, las columnas representan las fases simuladas).

	Simulado									
	IP	PP	HP	HP*	SP	SP*	ES	EF	MF	UF
IP	1276	0	29	23	8	0	116	178	206	276
PP	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HP	583	0	0	4	0	0	3	44	40	38
HP*	165	0	0	9	5	1	22	115	53	67
SP	185	0	1	81	58	5	57	231	285	180
SP*	719	0	20	18	46	4	75	375	283	343
ES	936	0	17	165	77	15	258	762	291	5
EF	690	0	53	35	12	0	112	282	527	464
MF	606	0	10	24	7	1	60	61	154	503
UF	258	0	47	6	5	5	65	145	182	10073

Resultados de CCI de algo más del 50% al diferenciar entre las diez posibles fases de sucesión, y del 65% en la distinción por etapas, valores de k entre 0.34 y 0.43 y de k^* entre 0.52 y 0.55 (Tabla 5.5), fueron unos valores de calibración que pueden ser considerados dentro de las posibilidades máximas del modelo cuando se simulan periodos de tiempo suficientemente largos (de más de 10 años) y con un número de posibles categorías tan elevado. Este hecho se ha constatado en la comparación de resultados de calibración del mismo modelo con otros tramos de estudio (Benjankar *et al.*, 2011; García-Arias *et al.*, 2013).

Tabla 5.5. Resultados de las funciones objetivo de calibración con CASiMiR-vegetation en el tramo Terde, obtenidas a partir de la comparación de los mapas de vegetación observada y simulada para el año 2009.

<i>Tipo de clasificación</i>	<i>Función objetivo</i>	<i>Tramo Terde (Río Mijares) Año 2009</i>	
Fases	CCI	0.523	
	k	0.337	
	k^*	0.521	
Etapas	CCI	0.655	
	k	0.425	
	k^*	0.545	
	Sensibilidad		
	Etapa de colonización	0.612	
	Etapa de transición	0.336	
	Etapa de madurez-clímax	0.894	
	Especificidad		
	Etapa de colonización	0.340	
	Etapa de transición	0.149	
	Etapa de madurez-clímax	0.610	
	Tasa de omisión		
	Etapa de colonización	0.105	
	Etapa de transición	0.732	
	Etapa de madurez-clímax	0.163	
	Tasa de comisión		
	Etapa de colonización	0.913	
	Etapa de transición	0.805	
	Etapa de madurez-clímax	0.282	
	Exactitud		
	Etapa de colonización	0.366	
	Etapa de transición	0.220	
	Etapa de madurez-clímax	0.759	

Al analizar la presencia/ausencia de cada una de las etapas de sucesión se obtuvieron valores de sensibilidad por encima de 0.34 y de exactitud de hasta 0.76. Se observó una representación algo peor de la etapa de transición con una especificidad reducida (0.15) o una exactitud de 0.22. Sin embargo, nuevamente los resultados fueron comparables en otros tramos de estudio (García-Arias *et al.*, 2013) y considerados satisfactorios.

Los resultados de validación temporal (Tabla 5.6, Figura 5.3) fueron buenos y homogéneos comparando con los de calibración, incluso en este sentido fueron mejores en algunos casos. Los

valores de CCI y de k^* obtenidos fueron cercanos a 0.6 tanto en la clasificación por fases como en la clasificación por etapas. Además, la clasificación por etapas obtuvo valores de k superiores a 0.4, sensibilidades de hasta casi la unidad y una exactitud similar a 0.8 para la etapa más avanzada. Por el contrario se obtuvieron especificidades con resultados deficientes para la etapa de transición al igual que sucedió en la calibración del modelo.

Tabla 5.6. Resultados de las funciones objetivo de validación con CASiMiR-vegetation en el tramo Terde, obtenidas a partir de la comparación de los mapas de vegetación observada y simulada para el año 2000.

<i>Tipo de clasificación</i>	<i>Función objetivo</i>	<i>Tramo Terde (Río Mijares) Año 2000</i>
Fases	CCI	0.545
	k	0.368
	k^*	0.566
Etapas	CCI	0.673
	k	0.433
	k^*	0.557
	Sensibilidad	
	Etapa de colonización	0.569
	Etapa de transición	0.298
	Etapa de madurez-clímax	0.892
	Especificidad	
	Etapa de colonización	0.305
	Etapa de transición	0.185
	Etapa de madurez-clímax	0.597
	Tasa de omisión	
	Etapa de colonización	0.228
	Etapa de transición	0.559
	Etapa de madurez-clímax	0.183
	Tasa de comisión	
	Etapa de colonización	0.854
	Etapa de transición	0.879
	Etapa de madurez-clímax	0.267
	Exactitud	
	Etapa de colonización	0.351
Etapa de transición	0.216	
Etapa de madurez-clímax	0.760	

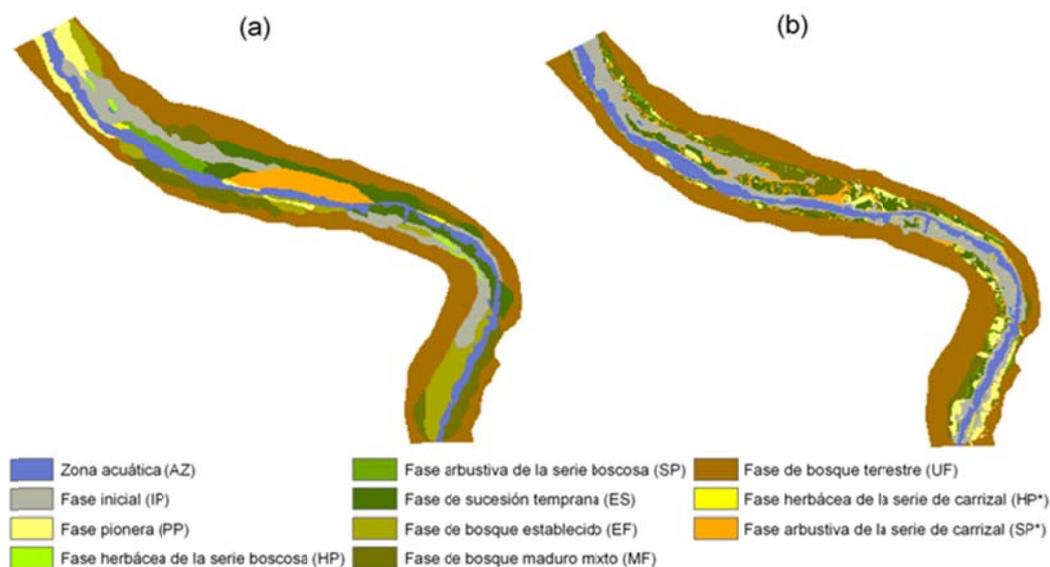


Figura 5.3. Vegetación observada (a) y simulada con CASiMiR-vegetation (b) para el año final del periodo de validación (1969-2000), en el tramo Terde del río Mijares.

Los resultados de validación espacial (Figura 5.4, Tabla 5.7), también resultaron satisfactorios, presentando unos valores de las funciones objetivo mejores en la mayoría de los casos, y en cualquier caso comparables a los obtenidos tanto en calibración como en validación temporal, con valores de CCI y k^* entre 0.65 y casi 0.9 y valores de k cercanos a 0.5 que se incrementan hasta casi 0.75 en la clasificación por etapas.

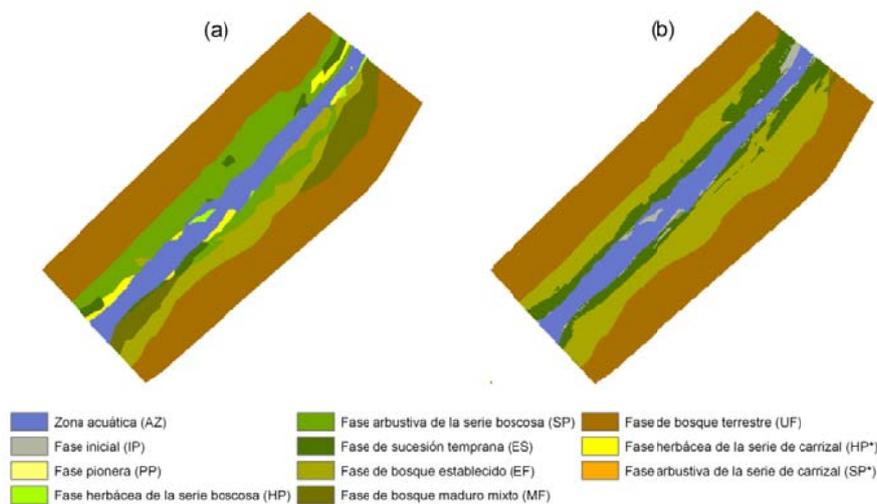


Figura 5.4. Vegetación observada (a) y simulada con CASiMiR-vegetation (b) para el año final del periodo de validación, año 2009, en el tramo Lorcha del río Serpis.

Tabla 5.7. Resultados de las funciones objetivo de validación con CASiMiR-vegetation en el tramo Lorcha, obtenidas a partir de la comparación de los mapas de vegetación observada y simulada para el año 2009.

<i>Tipo de clasificación</i>	<i>Función objetivo</i>	<i>Tramo Lorcha (Río Serpis) Año 2009</i>
Fases	CCI	0.650
	k	0.470
	k*	0.759
Etapas	CCI	0.875
	k	0.748
	k*	0.765
	Sensibilidad	
	Etapa de colonización	-
	Etapa de transición	0.932
	Etapa de madurez-clímax	0.843
	Especificidad	
	Etapa de colonización	-
	Etapa de transición	0.156
	Etapa de madurez-clímax	0.068
	Tasa de omisión	
	Etapa de colonización	-
	Etapa de transición	0.194
	Etapa de madurez-clímax	0.805
	Tasa de comisión	
	Etapa de colonización	-
	Etapa de transición	0.621
	Etapa de madurez-clímax	0.379
	Exactitud	
	Etapa de colonización	-
	Etapa de transición	0.432
	Etapa de madurez-clímax	0.568

MODELO DE REFERENCIA 2: EL MODELO RIBAV

6. MODELO DE REFERENCIA 2: EL MODELO RIBAV

6.1. Descripción general del modelo RibAV

El modelo *RibAV* (Morales, 2010) es un modelo estático de distribución de la vegetación riparia a escala de tramo. Este modelo fue diseñado para simular tanto la disponibilidad de agua como la evapotranspiración en las zonas cercanas al río, especialmente en las bandas riparias. Esta herramienta es útil en la determinación del crecimiento de la vegetación, así como de sus respuestas frente a las fluctuaciones en la disponibilidad de agua. Esta disponibilidad de agua, tanto de la zona saturada como no saturada del suelo, está controlada por el río y por los mecanismos de adaptación de la vegetación a una escala temporal diaria. En este modelo, el régimen hidrológico determina las fluctuaciones del nivel de agua en las bandas riparias. La hidrología de la zona riparia se simula mediante un balance hídrico conceptual que tiene en cuenta el almacenamiento capilar en la parte superior del suelo, los flujos principales de agua (precipitación, infiltración, evapotranspiración, excedente y flujo ascendente desde el nivel freático), además del ascenso hidráulico radicular como novedad en la modelación a escala riparia. *RibAV* se ha replanteado recientemente como un modelo matemático distribuido (García-Arias *et al.*, 2014) que resuelve el balance hídrico de cada celda unidimensionalmente, considerando solo movimientos verticales de agua. Su enfoque está basado en el concepto del continuo suelo-planta-atmósfera y en consecuencia es necesaria la incorporación de parámetros tanto de vegetación como de suelo para permitir la representación de su marco conceptual.

En *RibAV*, la vegetación se considera fija en el tiempo pero variable en el espacio. La clasificación por tipos funcionales de vegetación se aplica en este modelo considerando las características taxonómicas de la vegetación en estudio. La teoría de los tipos funcionales de vegetación asume que se puede captar la dinámica esencial de los ecosistemas mediante la agrupación de diferentes especies en un número limitado de tipos funcionales (Smith *et al.*, 1997). Teniendo esto en cuenta, las diferentes especies vegetales presentes en las riberas pueden agruparse en unos pocos tipos funcionales de vegetación en base a características taxonómicas comunes y a formas comunes de utilizar los recursos (Lavorel *et al.*, 1997). Puesto que no es abordable modelizar todas las especies presentes en la zona riparia, el enfoque de los tipos funcionales de vegetación resulta especialmente útil para la parametrización de la vegetación desde el punto de vista del modelo, mediante la agrupación de las diferentes especies considerando tanto las profundidades funcionales de raíces, como sus mecanismos de explotación del agua desde la zona saturada y no saturada.

Como ya se ha comentado, el modelo *RibAV* es un modelo distribuido en el espacio que usa una división en celdas regulares. Debido a la gran sensibilidad del modelo frente a las distancias tanto verticales como horizontales, las diferencias de altitud deben estar limitadas. En consecuencia, se recomienda que los tamaños de celdas utilizados en *RibAV* sean menores de 10 m. Para representar adecuadamente la dinámica de la evapotranspiración, en el modelo se utiliza discretización temporal diaria.

La conceptualización general de *RibAV* se muestra en la Figura 6.1. Esta conceptualización está orientada a lograr la modelización de la evapotranspiración de una forma adecuada pero lo más simple posible.

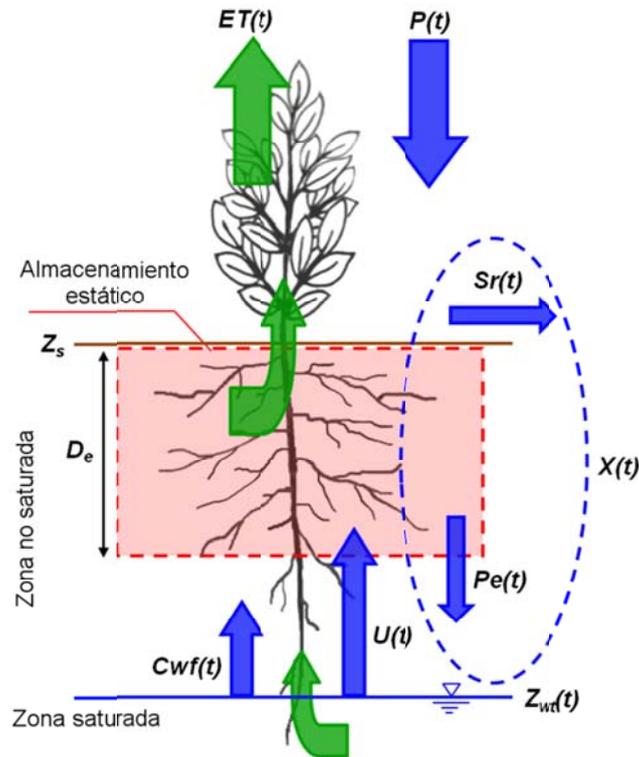


Figura 6.1. Conceptualización general del modelo RibAV para cada celda de estudio. Las flechas representan los flujos hídricos de entrada y salida del sistema, la evapotranspiración real se representa con flechas verdes considerando como fuentes las zonas saturadas y no saturadas del suelo.

Para cada celda, la evapotranspiración real (ET) se computa como la suma de la evapotranspiración desde la zona saturada del suelo y la transpiración directa desde la zona saturada del suelo. La disponibilidad de agua capilar para la evapotranspiración en la parte superior del suelo viene representada por el tanque de almacenamiento estático que está limitado por la elevación de la superficie del suelo (Z_s), la profundidad efectiva de raíces (D_e) y la humedad correspondiente tanto al punto de marchitez permanente (ϑ_{wp}) como al punto de capacidad de campo (ϑ_{fc}). La zona saturada está definida por la elevación del nivel freático (Z_{wt}), el cual presenta variabilidad temporal y que en *RibAV* se considera únicamente controlado por el nivel de agua en el río. Teniendo en cuenta esta hipótesis, no es necesario establecer el balance hídrico en la zona saturada.

Como se muestra en la Figura 6.1, el flujo vertical no saturado y el ascenso hidráulico radicular (U) son los posibles flujos entre la parte superior de la zona no saturada del suelo y la zona

saturada. El primero puede ser una percolación descendente (Pe) o un flujo capilar ascendente (Cwf). Pe no se simula explícitamente en *RibAV* puesto que está incluido en el excedente (X) de la parte superior de la zona no saturada del suelo, y no hay necesidad de establecer el balance en la zona saturada. X incluye además la escorrentía superficial (Sr).

6.2. Parámetros de suelo del modelo RibAV

Los parámetros de suelo se usan en *RibAV* para la definición del almacenamiento de agua capilar en la parte superior del suelo. Estos parámetros, descritos a continuación, son específicos para cada uno de los tipos de suelo presentes en el tramo de estudio.

El contenido de humedad a capacidad de campo (ϑ_{fc}) puede medirse en laboratorio o calcularse a partir de la curva característica del suelo para la presión a capacidad de campo (ψ_{fc}), típicamente de 33 kPa (Wild, 1992; Kramer y Boyer, 1995; Dingman, 2002). Esta metodología puede ser también utilizada para el cálculo de la presión de burbujeo (ψ_b), teniendo en cuenta la clase textural del suelo y sus propiedades físicas (Rawls *et al.*, 1993).

La conductividad hidráulica de la zona saturada del suelo (K_s) se puede medir en laboratorio o se puede obtener de la clase textural del suelo usando funciones de pedotransferencia (Saxton *et al.*, 1986).

En este trabajo se utiliza la curva de retención suelo-agua de Campbell (Campbell, 1974) y la correspondiente ecuación para la conductividad hidráulica de la zona no saturada del suelo (K_u):

$$\psi(t) = \frac{\psi_b}{\left(\frac{H(t)}{D_e \cdot \phi}\right)^{1/\lambda}} \quad (17)$$

$$K_u(t) = K_s \cdot \left(\frac{\psi_b}{\psi(t)}\right)^{3\lambda+2} \quad (18)$$

Donde ψ es la presión capilar del suelo, ψ_b es la presión de burbujeo, λ es el índice de distribución del tamaño de poros, H es el contenido de agua capilar en la parte superior del suelo, ϕ es la porosidad del suelo y D_e es la profundidad efectiva de raíces, un parámetro de vegetación.

La profundidad máxima para considerar flujo capilar ascendente desde el nivel freático hasta la parte superior de la zona no saturada de suelo (D_c) puede establecerse mediante valores de referencia que pueden encontrarse en Brouwer *et al.* (1985). Hay que tener en cuenta que el flujo capilar ascendente se considera nulo cuando el nivel freático se encuentra por debajo de este parámetro. D_c ha de referirse respecto a la elevación de la superficie del suelo (Z_s) con el fin de obtener la elevación mínima para considerar flujo capilar ascendente (Z_c).

6.3. Parámetros de vegetación del modelo RibAV

La fracción de cobertura vegetal (C_v) se define como la fracción de suelo cubierto por la proyección ortogonal del dosel de vegetación respecto al área total de suelo ocupado por cada tipo funcional. Corresponde frecuentemente a un valor fijo entre 0.25 y 1 y se puede establecer mediante observaciones directas en campo, sistemas de información geográfica, fotografías aéreas o valores recogidos en la literatura (Causton, 1988; Bonham, 1989; Maddock III y Baird, 2003; Scott *et al.*, 2003).

Algunos puntos de presión específicos se incluyen también en *RibAV* como parámetros de vegetación. La presión óptima para la transpiración vegetal (Ψ^*) se define como la presión en el preciso instante en el que la planta todavía no tiene limitaciones en la disponibilidad de agua. De acuerdo con Eagleson (2002), esta presión corresponde a un valor de 500 kPa. En la visión ecohidrológica de Porporato *et al.* (2001), este parámetro se define como el 'punto de inminente cierre estomático' y puede corresponder a valores de hasta 3000 kPa (Laio *et al.*, 2001), aunque depende de la adaptación de cada planta a la escasez de agua. El punto de marchitez permanente (Ψ_{wp}) es considerado como el punto de presión en el preciso momento en que la planta cesa su transpiración. Su valor puede ser definido considerando valores teóricos recogidos en la bibliografía por otros autores en el rango entre 506.63 y 1519.90 kPa (Guymon, 1994). Aunque muchos autores coinciden en considerar un valor típico de 1500 kPa (e.g., Kramer y Boyer, 1995; Terradas, 2001), valores más elevados de 3000 kPa o 5.000 kPa se han sugerido para plantas adaptadas a entornos áridos (Laio *et al.*, 2001).

El modelo incluye además tres importantes parámetros relacionados con profundidades de raíces. La profundidad máxima de raíces (D_r) define aquella profundidad de la capa de suelo en la que hay presencia de raíces, mientras que la profundidad efectiva de raíces (D_e) define la profundidad de la capa de suelo no saturado en la que se considera que las raíces pueden transpirar agua capilar. El valor de estos parámetros se basa en medidas realizadas en campo o en criterios acordes a referencias bibliográficas o bases de datos relacionadas (Kellman y Roulet, 1990; Canadell *et al.*, 1996; Schulze *et al.*, 1996; Schenk y Jackson 2002b, 2005; Baird y Maddock III, 2005). La profundidad de extinción por saturación o de asfixia de raíces (D_a) establece el nivel de agua máximo soportado por las raíces. Puede ser negativo para plantas resistentes a la sumersión, las cuales toleran niveles de agua por encima de la superficie del suelo. Si el nivel de agua se encuentra por encima de D_a , las raíces se consideran sometidas a asfixia radicular y por tanto son incapaces de evapotranspirar más agua. El valor puede establecerse en base a observaciones, reglas de experto o referencias bibliográficas (Snyder y Williams, 2000; Maddock III y Baird, 2003; Baird y Maddock III, 2005; Webb y Leake, 2006). Puesto que *RibAV* define la interacción de los factores bióticos y abióticos en un contexto espacial, es necesario referir alguno de estos parámetros de vegetación a Z_s . De este modo, se definen los siguientes parámetros derivados: la elevación de la profundidad máxima de raíces (Z_r), la elevación de la profundidad efectiva de raíces (Z_e) y finalmente, la elevación de la profundidad de asfixia de raíces (Z_a).

Por último, se incluyen dos factores de transpiración relacionados con la fuente de agua. Estos parámetros establecen la capacidad y la preferencia de los tipos funcionales de vegetación considerados para transpirar agua capilar desde la parte superior del suelo y/o desde la zona

saturada del suelo. El primero de ellos es el factor de transpiración de la zona no saturada (r_u) el cual considera solo la parte del sistema de raíces que se localiza sobre Z_e . El segundo es el factor de transpiración de la zona saturada (r_s) aplicado a la parte del sistema radicular situado bajo Z_{wt} . Estos parámetros deben asumir valores entre 0 y 1, siendo los valores mayores aquellos que representan un uso mayor de agua de una fuente específica para la transpiración y siendo posible que su suma sea superior a la unidad (Cooper *et al.*, 2006; Butler Jr. *et al.*, 2007). Estos dos parámetros pueden ser establecidos mediante reglas de experto, tomando como referencia las densidades relativas de raíces en ambas zonas del suelo (no saturada y saturada) o mediante valores recogidos en la bibliografía (e.g., Sparks, 1995; Schaeffer y Williams, 1998; Mac Nish *et al.*, 2000; Snyder y Williams, 2000; Horton *et al.*, 2001; Hughes *et al.*, 2003; Lambs, 2004; Lamontagne *et al.*, 2005; Lite y Stromberg, 2005; Scott *et al.*, 2006; David *et al.*, 2007; Wen *et al.*, 2010).

6.4. Relaciones entre presiones capilares y contenidos de agua capilar en la parte superior del suelo

La variable de estado que representa el agua útil para la transpiración vegetal en el modelo RibAV es el contenido de agua capilar en la parte superior del suelo (H). Por tanto, es necesario convertir las presiones capilares en contenidos de agua. Así, se establecen otros parámetros derivados del modelo mediante la ecuación de Campbell (ecuación 17), como la humedad en el punto de marchitez permanente (ϑ_{wp}), la humedad en el punto de presión óptima para la transpiración (ϑ^*) y la humedad a capacidad de campo (ϑ_{fc}).

El parámetro D_e permite relacionar estas presiones con contenidos de agua. Es el caso del contenido de agua equivalente al punto de marchitez permanente (H_{wp}), el contenido de agua equivalente al punto de presión óptima para la transpiración (H^*) y el contenido de agua equivalente a capacidad de campo (H_{fc}), los cuales vienen dados por la multiplicación de cada humedad y D_e .

6.5. Inputs hidráulicos e hidro-meteorológicos del modelo RibAV

Para el cómputo de la humedad del suelo en la zona no saturada y de la evapotranspiración real, el modelo RibAV requiere como datos de entrada las series meteorológicas diarias: precipitación (P) y evapotranspiración potencial (ET_0).

Por otra parte, en este modelo el régimen hidrológico determina las fluctuaciones del nivel de agua en la zona de ribera. En lugar de requerir series temporales de mapas de Z_{wt} , es necesario como dato de entrada la serie diaria de caudal del río (Q) y un conjunto de mapas de elevación del nivel de agua ($Z_{wt,j}$) asociados a caudales de referencia (Q_j). Con esta información de partida, se estima Z_{wt} internamente por interpolación de los mapas de referencia $Z_{wt,j}$:

$$Z_{wt}(t) = Z_{wt,j-1} + \left(\frac{Q(t) - Q_{j-1}}{Q_j - Q_{j-1}} \right) (Z_{wt,j} - Z_{wt,j-1}) \quad (19)$$

Donde Q es interpolado con los valores de referencia inmediatamente superior e inferior, Q_j y Q_{j-1} , y sus correspondientes valores de referencia de elevación del nivel de agua, $Z_{wt,j}$ y $Z_{wt,j-1}$.

6.6. Balance de agua capilar en la parte superior del suelo

En RibAV se considera que el contenido de agua capilar en la parte superior del suelo (H) oscila entre H_{fc} y H_{wp} y que puede ser extraída únicamente mediante evapotranspiración. Tal como se representa en la Figura 6.2, el contenido de agua al final del día t viene dado por la siguiente ecuación de balance:

$$H(t) = \text{Max} \begin{cases} I(t) + H(t-1) - ET_u(t) \\ H_{wp} \end{cases} \quad (20)$$

Donde I representa las entradas de agua a la parte superior de la zona no saturada del suelo y ET_u es la evapotranspiración real de dicha zona.

Mediante la suma de la precipitación local, las contribuciones desde la zona saturada y el excedente de agua, se puede calcular I :

$$I(t) = P(t) + U(t) + Cwf(t) - X(t) \quad (21)$$

$$X(t) = \text{Max} \begin{cases} 0 \\ P(t) + U(t) + Cwf(t) - H_{fc} + H(t-1) \end{cases} \quad (22)$$

Donde U es el ascenso hidráulico radicular, Cwf es el flujo capilar ascendente, X es el excedente o agua gravitacional, P es la precipitación y H_{fc} es el límite superior de H .

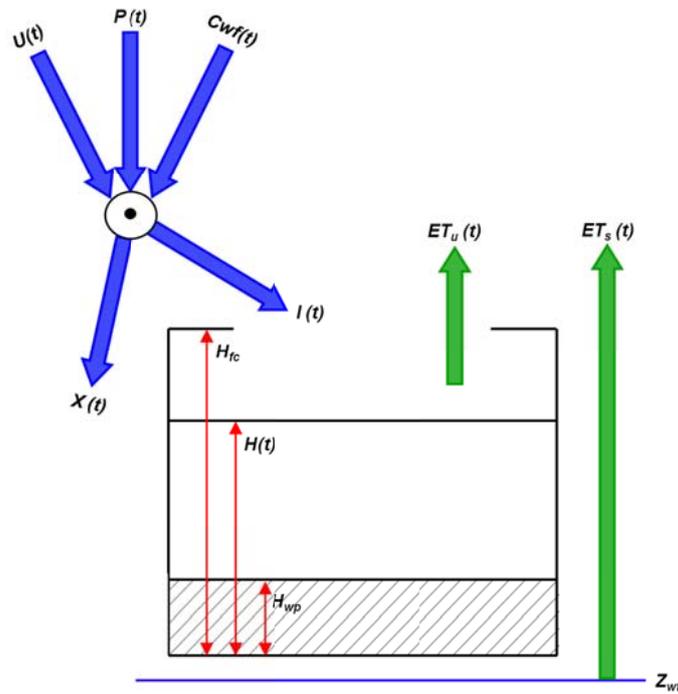


Figura 6.2. Esquema de conceptualización del tanque de almacenamiento estático (parte superior de la zona no saturada del suelo) en RibAV.

6.7. Flujos de agua desde la zona saturada en el modelo RibAV

Existen básicamente dos flujos desde la zona saturada: el ascenso hidráulico radicular (U) y el flujo capilar ascendente (Cwf).

La modelización de U , absorción de agua por las raíces desde la zona saturada, es una novedad a destacar del modelo RibAV. Este enfoque se basa en la investigación de Ryel *et al.* (2002) y tiene en cuenta algunas consideraciones propuestas tanto por Lee *et al.* (2005) como por Zeng y Wang (2007). Según el trabajo de Ryel *et al.* (2002), el ascenso hidráulico radicular entre dos capas de suelo i y j ($q_{hr(i,j)}$) se puede definir como función de la máxima conductividad de agua en la interfaz raíz-suelo (Cr), la diferencia entre la presión capilar de ambas capas de suelo ($\Delta\Psi$), la conductividad relativa en la interfaz raíz-suelo (C_j), la eficiencia de la conductividad de raíces expresada en términos de distribución de las raíces en el suelo (F_{root}), y un factor de ocurrencia (S_i):

$$q_{hr(i,j)} = -Cr \cdot \Delta\Psi \cdot C_j \cdot \left(\frac{F_{root_i} \cdot F_{root_j}}{1 - F_{root_j}} \right) \cdot S_i \quad (23)$$

Se considera que S_t adopta valor 1 durante las horas nocturnas, puesto que el ascenso hidráulico radicular tiene lugar generalmente por las noches (ej. Amenu y Kumar, 2008). Puesto que *RibAV* se ha diseñado para la escala temporal diaria, es necesario incluir un factor corrector que se corresponda con el número de horas nocturnas (h_n). Este periodo de tiempo nocturno corresponde con aproximadamente 10 horas como indican Ryel *et al.* (2002). *RibAV* modeliza el ascenso hidráulico radicular desde el nivel freático a la capa superior de suelo no saturado (tanque estático). Como consecuencia, la simplificación es posible mediante la consideración de la densidad relativa de raíces en la zona saturada del suelo, la cual puede asumirse del factor r_s de vegetación, el factor de transpiración de la zona saturada.

C_j comprende valores entre 0 y 1, siguiendo una relación empírica con ψ (Ryel *et al.*, 2002; Zheng y Wang, 2007):

$$C_j = \frac{1}{1 + \left(\frac{\psi(t)}{\psi_{50}} \right)^{3.22}} \quad (24)$$

Donde ψ_{50} es la presión de saturación correspondiente a una humedad relativa del suelo del 50%, y ψ es la presión capilar del suelo.

Además, Ryel *et al.* (2002) estimó el valor de Cr como $0.97 \text{ mm MPa}^{-1} \text{ h}^{-1}$, y este valor se ha consolidado en posteriores estudios, en particular en el de Zheng y Wang (2007).

Teniendo en cuenta estas consideraciones, se propone el cálculo de U en *RibAV* de la siguiente manera cuando el nivel freático está conectado al sistema de raíces durante la noche:

$$U(t) = \text{Max} \left[\begin{array}{l} 0 \\ Cr \cdot h_n \cdot (\psi_{fc} - \psi(t)) \cdot \left[\frac{1}{1 + \left(\frac{\psi(t)}{\psi_{50}} \right)^{3.22}} \right] \cdot r_s \end{array} \right] \quad (25)$$

Donde, para cada área unitaria, Cr corresponde a $0.97 \text{ mm MPa}^{-1} \text{ h}^{-1}$, h_n corresponde a 10 horas nocturnas, ψ_{fc} es la presión a capacidad de campo y r_s corresponde al valor del factor de transpiración de la zona saturada.

Por otra parte, para describir el Cwf en zonas riparias se utiliza la ecuación de Richards (Richards, 1931), considerando K_u (la conductividad hidráulica de la zona no saturada), la cual se calcula con la ecuación 18. Existen dos casos posibles:

En primer lugar, si $Z_e > Z_{wt}$, el flujo capilar ascendente desde la zona saturada viene dado por:

$$Cwf(t) = \text{Max} \left\{ \begin{array}{l} 0 \\ \text{Min} \left[\left[\frac{-0.102 \cdot \psi(t)}{Z_{wt}(t) - Z_e} \right] - 1 \right] \cdot 24K_u(t) \end{array} \right. \quad (26)$$

En este caso, es necesario incluir dos valores como correctores dimensionales, $[0.102 \text{ m columna de agua } kPa^{-1}]$ y $[24 \text{ h } d^{-1}]$.

En segundo lugar, cuando $Z_{wt} \geq Z_e$, se asume la hipótesis por la que el flujo capilar ascendente desde la zona saturada es suficiente para llenar el tanque de almacenamiento estático hasta capacidad de campo. Por tanto, Cwf se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$Cwf(t) = H_{fc} - H(t-1) - U(t) \quad (27)$$

Finalmente, puesto que el umbral que debe superar Z_{wt} viene marcado por Z_c , correspondiente a la mínima elevación requerida para que se produzca Cwf , si $Z_c \geq Z_{wt}$ entonces Cwf es 0.

6.8. Estimación de la evapotranspiración real en la zona riparia del modelo RibAV

En RibAV, la evapotranspiración real (ET) viene determinada por la saturación del suelo, la conectividad de las raíces con el nivel freático (Maddock III y Baird, 2003; Baird *et al.*, 2005; Baird y Maddock III, 2005), y con el contenido de humedad del suelo (Inamdar *et al.*, 1999; Altier *et al.*, 2002; Dahm *et al.*, 2002). Esta es la razón por la que la estimación de la evapotranspiración real combina ambas evapotranspiraciones parciales, la evapotranspiración desde la zona superior no saturada del suelo (ET_u) y la evapotranspiración desde la zona saturada del suelo (ET_s):

$$ET(t) = ET_u(t) + ET_s(t) \quad (28)$$

Para estimar ET , RibAV parte de la evapotranspiración potencial (ET_0) como el modo más simple y más tradicional para representar la disponibilidad de energía y las condiciones atmosféricas en el proceso (Allen *et al.*, 1998; Butler Jr. *et al.*, 2007). Como se ha explicado anteriormente, la fuente de agua para la transpiración se define mediante los factores de vegetación que controlan la capacidad y/o preferencia para captar agua capilar de la parte superior del suelo y/o agua de la zona saturada, r_u y r_s .

La extinción del proceso, evapotranspiración igual a cero, se simula tanto cuando el nivel freático y el sistema de raíces están desconectados, como cuando la zona superior del suelo está saturada hasta un nivel insoportable por las plantas. El primer caso es específico para la evapotranspiración desde la zona saturada y se define mediante la elevación de la profundidad máxima de raíces. Cuando el sistema de raíces y el nivel freático no están conectados ($Z_{wt} < Z_r$), ET_s es 0. El segundo caso de extinción de la evapotranspiración considera duración de la inundación, frecuencia, profundidad y estacionalidad como factores críticos para la composición

y distribución de las comunidades riparias (Brinson y Verhoeven, 1999; Tabacchi *et al.*, 2005), puesto que la saturación del suelo genera condiciones anaeróbicas que afectan a la fisiología de la planta. Este efecto se incluye en el modelo mediante el parámetro de vegetación denominado elevación de la profundidad de raíces de asfixia por saturación, que representa la elevación máxima de la lámina de agua a partir de la cual las raíces ya no son capaces de tomar más agua como consecuencia de la saturación del suelo. De este modo, ET es 0 cuando la lámina de agua excede esta elevación crítica ($Z_{wt} \geq Z_a$).

Hay dos casos adicionales posibles considerando el umbral establecido por la elevación de la profundidad efectiva de raíces (Z_e). El primer caso considera la lámina de agua entre Z_a y Z_e . En este caso ($Z_a > Z_{wt} \geq Z_e$) la evapotranspiración puede estar a la tasa potencial, siendo la evapotranspiración desde la zona no saturada proporcional a la cantidad relativa disponible de agua entre Z_{wt} y Z_a :

$$ET_u(t) = r_u \cdot C_v \cdot ET_0(t) \cdot \left(1 - \frac{Z_{wt} - Z_e}{Z_a - Z_e}\right) \quad (29)$$

y la evapotranspiración de la zona saturada del suelo viene dada por:

$$ET_s(t) = \text{Min} \left\{ \begin{array}{l} C_v \cdot ET_0(t) - ET_u(t) \\ r_s \cdot C_v \cdot ET_0(t) \cdot \left(1 - \frac{Z_{wt} - Z_e}{Z_a - Z_e}\right) \end{array} \right. \quad (30)$$

El segundo caso sucede cuando la lámina de agua está situada bajo la profundidad efectiva de raíces pero está conectada con el sistema radicular ($Z_e > Z_{wt} \geq Z_r$). En este caso, ET_u viene determinado por el contenido de agua capilar en la parte superior del suelo, por la fracción de cobertura vegetal y por la eficiencia en la transpiración de agua definida por la curva de extracción. En *RibAV* se asume que las plantas transpiran sin restricción cuando se dan las condiciones de humedad óptima en el suelo (ϑ^*). Se considera además que la evapotranspiración se reduce linealmente a medida que desciende la humedad (ej. Laio *et al.*, 2001) hasta que se anula en el punto de marchitez permanente (ϑ_{wp}). De este modo, si el contenido de agua antes de que comience la evapotranspiración desde la zona no saturada se encuentra por debajo del contenido de agua en el punto de marchitez permanente ($H(t-1) \leq H_{wp}$), ET_u es nula. Por el contrario, si $H(t-1) > H_{wp}$, el contenido relativo de agua (H_{rel}) se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$H_{rel}(t) = \text{Min} \left\{ \begin{array}{l} 1 \\ \frac{H(t-1) - H_{wp}}{H^* - H_{wp}} \end{array} \right. \quad (31)$$

Y entra a formar parte del cálculo de ET_u :

$$ET_u(t) = \text{Min} \begin{cases} H(t-1) - H_{wp} \\ r_u \cdot C_v \cdot ET_0(t) \cdot H_{rel}(t) \end{cases} \quad (32)$$

Por último, en este caso el cálculo de ET_s considera un incremento lineal de la curva de evapotranspiración (Maddock III y Baird, 2003), la fracción de cobertura vegetal, la eficiencia en la captación de agua, y la corrección de la disponibilidad energética después de ET_u :

$$ET_s(t) = \text{Min} \begin{cases} C_v \cdot ET_0(t) - ET_u(t) \\ r_s \cdot C_v \cdot ET_0(t) \cdot \left(\frac{Z_{wt}(t) - Z_r}{Z_e - Z_r} \right) \end{cases} \quad (33)$$

6.9. El índice de evapotranspiración del modelo RibAV, ET_{idx}

En el presente trabajo, se propone el ET_{idx} para la modelación de la distribución espacial de diferentes tipos funcionales de vegetación. El ET_{idx} es una medida adimensional de la interacción entre factores bióticos y abióticos en la zona riparia. Se define como la relación entre la tasa de evapotranspiración real calculada por RibAV y la evapotranspiración potencial corregida con la fracción de cobertura vegetal de cada tipo funcional analizado, para un periodo de simulación entre el día $t=1$ y el día n .

$$ET_{idx} = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n \frac{ET(t)}{C_v \cdot ET_0(t)} \quad (34)$$

Donde la ET es la tasa de evapotranspiración real, ET_0 es la evapotranspiración potencial y C_v es la fracción de cobertura vegetal. El ET_{idx} asume valores entre 0 y 1. Un valor de ET_{idx} igual a 1 representa la máxima tasa de evapotranspiración, equivalente a la evapotranspiración potencial del tipo funcional analizado. Por el contrario, un valor igual a 0 representa la extinción persistente de la evapotranspiración en el periodo de tiempo considerado.

6.10. Estrategia de calibración y validación del modelo RibAV

La implementación del modelo RibAV requirió en primer lugar un conjunto de inputs hidráulicos e hidro-meteorológicos que incluían las series meteorológicas diarias de precipitación (P) y evapotranspiración potencial (ET_0), la serie hidrológica diaria de caudal del río (Q_d) y un conjunto de mapas hidráulicos de elevación del nivel de agua ($Z_{wt,j}$) asociados a caudales de referencia (Q_j). En segundo lugar, fueron necesarios diversos mapas representativos de la topografía, la edafología y la vegetación del tramo de estudio. El MED aportó la información de la elevación de la superficie del suelo (Z_s) en cada celda, imprescindible para la modelación con RibAV. Del mismo modo el mapa de suelos especificó para cada celda el tipo de suelo al que irían asociados los diferentes parámetros de suelo. Los mapas con los tipos funcionales de vegetación observados se incluyeron para su comparación con los mapas de tipos funcionales de vegetación

simulados en los procesos de calibración y validación de *RibAV*. Para terminar, fue necesaria la definición de los parámetros de suelo y de vegetación.

El modelo se calibró en el tramo Terde del Río Mijares, considerando un periodo de tiempo de 61 años (1949-2009) y una clasificación vegetal por tipos funcionales de vegetación que diferencia entre vegetación riparia herbácea (HRV), vegetación riparia leñosa (WRV) y vegetación terrestre (TV), tal y como se ha descrito en la sección 4.6.2. Las funciones objetivo seleccionadas fueron el número de instancias correctamente clasificadas (*CCI*), el coeficiente de acuerdo kappa (*k*) de Cohen (1960) y el coeficiente de acuerdo kappa ponderado (*k**) (Cohen, 1968). En términos de presencia/ausencia de cada tipo funcional de vegetación independientemente se analizó la *sensibilidad*, la *especificidad*, la *tasa de comisión*, la *tasa de omisión*, y la *exactitud*. Para una descripción más detallada de estas funciones objetivo consultar la sección 3.4 de este documento.

El mapa de vegetación simulada se obtuvo utilizando el ET_{idx} como índice concluyente para la distribución de los tipos funcionales de vegetación, de tal modo que se consideró como tipo funcional de vegetación simulado para un área específica, aquel con mayor valor de ET_{idx} , comparado con los otros tipos funcionales analizados bajo las mismas condiciones y durante el mismo periodo de tiempo.

El proceso de calibración requirió de variaciones iterativas de los valores de los parámetros de vegetación, seguidas de la comparación entre el mapa simulado de vegetación y el mapa correspondiente a la vegetación observada. En el proceso de comparación no se tuvieron en cuenta aquellas celdas en las que la vegetación observada era prácticamente inexistente, es decir, aquellas en las que se había observado suelo desnudo. Estos parches no se consideraron en los análisis por ser mayoritariamente barras de grava formadas como consecuencia de procesos de deposición de sedimentos que no pueden ser simulados por este modelo.

El valor de $0.97 \text{ mmMPa}^{-1}\text{h}^{-1}$ recogido en la bibliografía (Ryel *et al.*, 2002; Zhen y Wang, 2007) para *Cr* fue establecido para todos los tipos funcionales de vegetación analizados. En cuanto a las presiones, Ψ^* se fijó en 500 KPa (Eagleson, 2002), mientras que Ψ_{wp} se estableció en 1500 KPa (e.g., Kramer y Boyer, 1995) para los tipos funcionales riparios y en 3000 KPa para la vegetación terrestre adaptada a condiciones semiáridas (Laio *et al.*, 2001).

Finalmente, diferentes consideraciones condicionaron el establecimiento de la fracción de cobertura vegetal (*Cv*). La vegetación riparia suele ser muy frondosa y exuberante debido a la gran cantidad de recursos (agua, nutrientes, sedimentos, etc.) suministrados por el río. Mediante fotografías aéreas y observaciones en campo este hecho fue confirmado y se decidió considerar completa la cobertura cuando existía alguno de los tipos funcionales riparios. Por el contrario, la vegetación terrestre en entornos semiáridos mediterráneos es más dispersa, hecho que fue corroborado especialmente en el tramo usado para la calibración del modelo (Terde). En consecuencia, fueron asignados valores de 1 para los tipos funcionales riparios (HRV y WRV) y de 0.8 para el tipo funcional de vegetación terrestre (TV).

Tabla 6.1. Parámetros del modelo RibAV y los límites globales considerados para la definición de sus valores en el proceso de implementación.

Nomenclatura del parámetro de calibración	Unidades	Límite inferior	Límite superior
C_v , factor de cobertura vegetal	adimensional	0.8	1
D_r , profundidad máxima de raíces	m	0.5	6.0
D_e , profundidad efectiva de raíces	m	0.3	3.0
D_o , profundidad de asfixia radicular	m	-1.0	1.8
r_u , factor de transpiración de la zona no saturada	adimensional	0.3	1.0
r_s , factor de transpiración de la zona saturada	adimensional	0.0	0.9

Los parámetros de vegetación restantes tuvieron que ser calibrados (Tabla 6.1). Se probaron valores entre 0.5 y 1.3 m para el establecimiento de D_r en HRV. Estos valores se relacionaron con valores de D_e comprendidos entre 0.3 y 0.9 m evitando combinaciones incoherentes en las que los valores de D_e fueran mayores que los de D_r . Los valores de D_r para WRV oscilaron entre 3.0 y 6.0 m; estos valores se relacionaron con valores de D_e entre 0.5 y 3.0 m. En el caso de TV los rangos considerados fueron 1.8-2.1 y 0.5-1.8 m respectivamente. HRV fue forzado a obtener el menor valor de r_u , entre 0.3 y 0.7, y el mayor valor de r_s , entre 0.6 y 0.9. El carácter freatofita de las plantas riparias se expresa además mediante valores negativos de D_o . Cuanto más negativo es este valor, mayor es la resistencia a la inundación del tipo funcional correspondiente. Teniendo esto en cuenta, a HRV se le asignó el mayor valor de D_o considerando valores entre 0.5 y 1 m sobre la superficie del suelo. La calibración de r_u y r_s para WRV contempló un rango entre 0.3 y 0.8. Se consideró que TV debía tener un valor máximo de r_u (0.9-1.0) y un valor aproximadamente nulo de r_s (0.0-0.1), así como una D_o crítica bajo la superficie del suelo, justo bajo la profundidad efectiva de raíces.

Una vez que estos parámetros fueron considerados correctamente calibrados, el modelo se validó en el tramo Lorcha considerando un periodo temporal de 11 años (1999-2009), mediante el análisis de las mismas funciones objetivo que habían sido analizadas para la calibración.

6.11. Resultados de calibración y validación del modelo RibAV

El modelo se consideró calibrado para la predicción de la distribución de tipos funcionales de vegetación en el tramo Terde con los parámetros de vegetación mostrados en la Tabla 6.2. Las profundidades de raíces resultaron en valores inferiores a un metro en la vegetación riparia herbácea (HRV) y aproximadamente de 2 m para la vegetación terrestre (TV). En ambos tipos funcionales, la distancia entre D_r y D_e fue muy pequeña, de tan solo 20-30 cm. La vegetación riparia leñosa (WRV) obtuvo valores mayores para D_r (3.2 m) que contrasta con un valor reducido de D_e (0.8 m) muy similar al valor establecido para HRV (0.6 m).

HRV fue forzado a obtener la máxima resistencia frente a situaciones de inundación con un valor de D_o de 0.7 m sobre la superficie del suelo; medio metro menos se le asignó a WRV (0.3 m sobre la superficie del suelo) y justo bajo D_e en el caso de TV, puesto que este tipo funcional corresponde a especies no freatofitas.

Tabla 6.2. Parámetros de vegetación para los tipos funcionales considerados en la implementación del modelo RibAV

Tipos funcionales de vegetación	D_r	D_e	D_a	r_u	r_s	Ψ^*	Ψ_{wp}	Cv
HRV	0.8	0.6	-0.7	0.5	0.6	500	1500	1
WRV	3.2	0.8	-0.3	0.7	0.3	500	1500	1
TV	1.9	1.6	1.59	1	0	500	3000	0.8

El carácter freatofita o no freatofita de las diferentes especies incluidas en cada uno de los tipos funcionales de vegetación fue además enfatizado mediante los factores de transpiración (r_u y r_s). Cuanto más freatofita es el tipo funcional, mayor es el valor de r_s asignado. Siguiendo este argumento, a HRV se le asignó un valor alto de r_s de 0.6, mientras que valores menores fueron definidos para WRV; TV obtuvo un valor nulo para este parámetro. Por otra parte, TV obtuvo un valor máximo de r_u de 1, mientras que los tipos funcionales riparios obtuvieron valores menores como consecuencia de las desventajas que presentan las plantas riparias respecto a las terrestres en la transpiración desde la zona no saturada. De hecho el tipo funcional HRV obtuvo un valor menor de r_u que de r_s .

Las matrices de confusión que comparaban los tres tipos funcionales de vegetación analizados (Tabla 6.3, Tabla 6.4) fueron caracterizadas por los coeficientes de acuerdo CCI , k y k^* .

Tabla 6.3. Matriz de confusión que compara los tres tipos funcionales de vegetación analizados en el tramo Terde, caso de estudio empleado en la calibración del modelo

		Simulado		
		HRV	WRV	TV
Observado	HRV	1243	1065	59
	WRV	2405	3998	1729
	TV	66	1594	9126

Tabla 6.4. Matriz de confusión que compara los tres tipos funcionales de vegetación analizados en el tramo Lorcha, caso de estudio empleado en la validación del modelo.

		Simulado		
		HRV	WRV	TV
Observado	HRV	664	69	0
	WRV	1591	4866	5043
	TV	0	276	15455

Los resultados de las funciones objetivo (Tabla 6.5) fueron indicativos de la calidad del comportamiento del modelo tanto en calibración como en validación desde dos puntos de vista:

considerando simultáneamente todos los tipos funcionales de vegetación y comparando el acuerdo en la simulación de la presencia/ausencia de cada tipo funcional.

CCI obtuvo un valor aproximado de 0.68 en la calibración, siendo mayor en el caso de estudio de validación (0.75). En ambos casos, los valores de k^* (0.67 en calibración y 0.65 en validación) fueron considerablemente mejores que los valores de k (0.46 y 0.51, respectivamente) demostrando que RibAV comete no solo pocos errores en la distribución de los tipos funcionales de vegetación, sino que además estos son razonables. En ambos casos de estudio, al analizar los resultados de presencia/ausencia de cada tipo funcional, se obtuvieron valores de sensibilidad superiores a 0.42 y resultados satisfactorios de exactitud de hasta 0.79.

Tabla 6.5. Resultados de las funciones objetivo en la calibración y validación del modelo RibAV, usando el ET_{idx} como índice decisor para el establecimiento de la distribución de tipos funcionales de vegetación

CASO DE ESTUDIO DE CALIBRACIÓN: Tramo Terde (Río Mijares)				
Matriz de confusión de tres tipos funcionales de vegetación	CCI	0.675		
	k	0.460		
	k^*	0.670		
Matrices de confusión de presencia/ausencia de cada tipos funcionales de vegetación		<i>Tipo funcional de vegetación</i>		
		HRV	WRV	TV
	Sensibilidad	0.525	0.492	0.846
	Especificidad	0.306	0.212	0.501
	Tasa de omisión	0.163	0.598	0.240
	Tasa de comisión	0.914	0.722	0.365
	Exactitud	0.331	0.319	0.676
CASO DE ESTUDIO DE VALIDACIÓN: Tramo Lorcha (Río Serpis)				
Matriz de confusión de tres tipos funcionales de vegetación	CCI	0.750		
	k	0.510		
	k^*	0.645		
Matrices de confusión de presencia/ausencia de cada tipos funcionales de vegetación		<i>Tipo funcional de vegetación</i>		
		HRV	WRV	TV
	Sensibilidad	0.906	0.423	0.983
	Especificidad	0.254	0.021	0.548
	Tasa de omisión	0.010	0.951	0.040
	Tasa de comisión	0.968	0.768	0.264
	Exactitud	0.271	0.186	0.792

La comparación estática y la organización jerárquica de los valores de ET_{idx} obtenidos para cada tipo funcional observado (Figura 6.3) resultó ser un buen criterio para la predicción de la distribución de la vegetación de ribera a largo plazo. La vegetación real observada se consideró correctamente simulada cuando un valor mayor de ET_{idx} se obtenía para un tipo funcional

respecto a los otros tipos funcionales simulados. En consecuencia, el ET_{idx} fue validado como un buen indicador de la respuesta/adaptación de los tipos funcionales de vegetación frente a las condiciones ambientales variables de cada área unitaria.

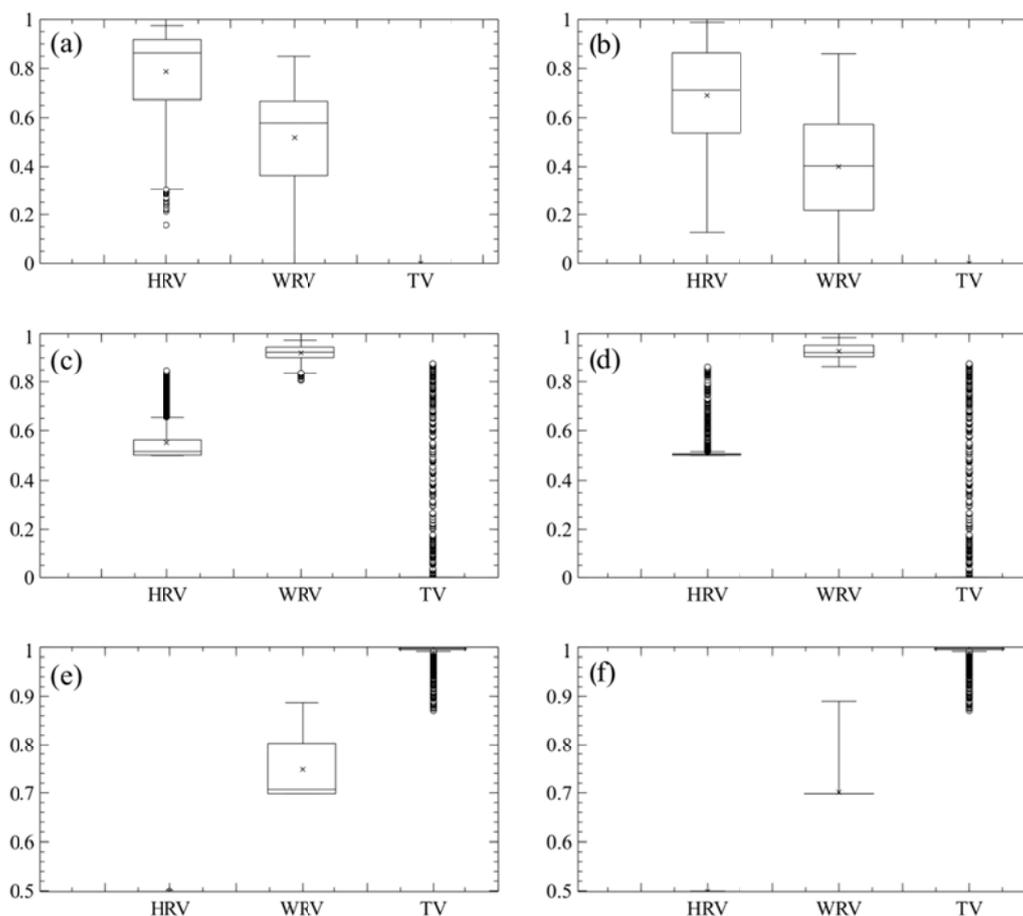


Figura 6.3. Valores del índice de evapotranspiración de RibAV (ET_{idx}) obtenidos para los diferentes tipos funcionales de vegetación analizados en los casos donde el tipo funcional real observado era: HRV en Terde (a), HRV en Lorcha (b), WRV en Terde (c), WRV en Lorcha (d), TV en Terde (e) y TV en Lorcha (f).

Además, el modelo reprodujo correctamente la distribución transversal típica de la vegetación riparia a escala de tramo (Figura 6.4). La diferenciación entre los tipos funcionales de vegetación riparia y terrestre fue destacable sin haberse simulado ninguna celda como vegetación terrestre en las áreas que son característicamente riparias (áreas adyacentes al cauce, islas, etc.). En el mismo sentido, la vegetación riparia herbácea fue simulada en zonas con altos contenidos de agua y en ningún caso aparecieron en áreas típicamente terrestres (áreas alejadas de la zona acuática con bajos contenidos de humedad y niveles freáticos considerablemente profundos).

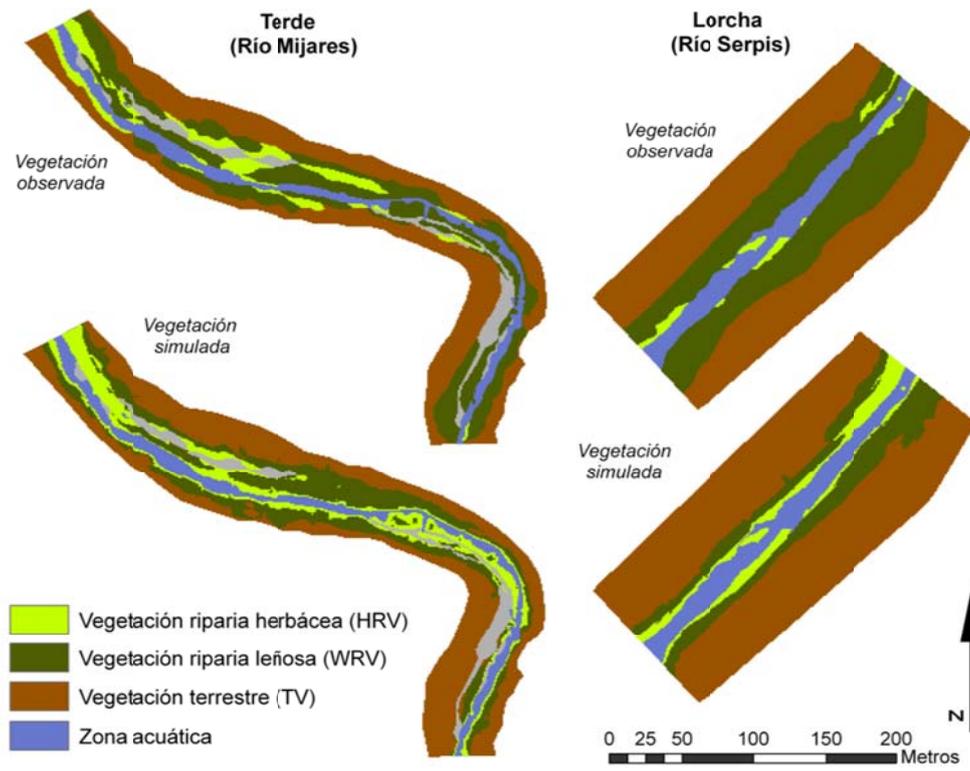


Figura 6.4. Mapas de vegetación observada y simulada en los dos tramos de estudio en los que el modelo RibAV ha sido calibrado y validado.

CONCLUSIONES EXTRAÍDAS DE LOS MODELOS DE REFERENCIA Y POSIBLES MEJORAS

7. CONCLUSIONES EXTRAÍDAS DE LOS MODELOS DE REFERENCIA Y POSIBLES MEJORAS

7.1. Ventajas y limitaciones del modelo CASiMiR-vegetation

El modelo CASiMiR-vegetation es un modelo dinámico distribuido que permite analizar la evolución de la distribución de la vegetación en las riberas durante un periodo de simulación. Sin embargo, la escala temporal anual es insuficiente para representar con la precisión necesaria la dinámica de la vegetación riparia. Este defecto resulta especialmente evidente en entornos semiáridos, en los que las diferencias hidro-meteorológicas estacionales y mensuales son importantes.

El enfoque de clasificación de la vegetación por fases de sucesión permite salvar las diferencias entre las especies características de diferentes tramos de estudios. Es decir, que el sistema de clasificación vegetal propuesto en el modelo CASiMiR-vegetation es aplicable a ecosistemas riparios de diferentes regiones ecológicas y por tanto permite la comparación de resultados entre casos de estudio con diferentes condiciones hidrológicas y climáticas. Lo que en principio puede parecer ventajoso, resulta limitante si tenemos en cuenta que los esquemas de sucesión-regresión deben forzosamente cumplir dos directrices: la etapa de colonización debe estar compuesta por fases comunes a todas las series de sucesión y las regresiones producidas por tensión tangencial deben ser consideradas como eliminación completa de la vegetación en una celda concreta, por lo que la fase resultante será la inicial que equivale al suelo desnudo.

El hecho de que la etapa de colonización tenga que ser forzosamente común a todas las líneas o series de sucesión presentes en el tramo, hace que sea imposible implementar un análisis de competencia en las fases de vegetación tempranas. De hecho, el sub-modelo de reclutamiento establece la competencia entre las posibles series de sucesión riparias en la fase herbácea y se limita a comparar zonas de idoneidad predefinidas para cada serie con la distancia de la superficie del suelo respecto a un nivel de agua anual de referencia (nivel medio o nivel base). El hecho de obviar parámetros importantes que son limitantes para el reclutamiento (temperatura, humedad del suelo, oxígeno y luz, fundamentalmente), además de no considerar en qué momento del año se produce dicho reclutamiento, ni si existe competencia con la serie de sucesión de la vegetación terrestre zonal, son deficiencias importantes del modelo.

CASiMiR-vegetation se basa en la premisa globalmente aceptada de que el régimen de caudales y los patrones hidrológicos determinan las comunidades vegetales que existen en las riberas de los ríos. El problema surge como consecuencia de que, en el modelo, los eventos de avenida determinan la mortalidad o supervivencia en términos globales de los pies de vegetación por el efecto de la tensión de corte asociada a los caudales pico. Es decir, que los impactos por avenida son solo considerados si son absolutos y no permite considerar la remoción parcial de la vegetación ni el consecuente retraso en el avance sucesional cuando el impacto no supera los valores críticos preestablecidos. Además, especialmente en entornos mediterráneos semiáridos,

el efecto puntual de una crecida con elevadas tensiones tangenciales asociadas no es la única posible causa de muerte de la vegetación en las zonas riparias. El estudio de la humedad del suelo resulta indispensable para la modelación del establecimiento y del mantenimiento de la vegetación.

En el sub-modelo de duración de la inundación se tienen en cuenta el número de días al año que la elevación del nivel de agua es superior a la elevación de la superficie del suelo. Esta es una aproximación simplista en exceso del efecto de la saturación del suelo durante periodos de tiempo prolongados sobre la asfixia radicular de la vegetación, en primer lugar porque el número de días considerados debería ser consecutivos, y en segundo lugar porque algunas plantas riparias son capaces de soportar niveles de agua por encima del nivel del suelo mientras que otras pueden verse afectadas cuando una parte de sus raíces se encuentra bajo condiciones de suelo saturado. Un enfoque que considerase el número de días consecutivos que el nivel freático se encuentra por encima de un umbral específico (elevación) para cada categoría vegetal, sería considerado mucho más realista.

Aunque recomendable, no es necesario disponer de una condición inicial conocida para la modelación con CASiMiR-vegetation. Sin embargo, el empleo del módulo estático de condición inicial requiere un conocimiento profundo de los patrones generales de distribución de las fases de sucesión en términos de cota, para que los resultados sean representativos.

La calibración del modelo debe siempre tratar de reflejar el comportamiento observado en la naturaleza en el establecimiento de los valores de los parámetros. Por ejemplo, los valores críticos o resistencias de tensión tangencial deben ser mayores para aquellas fases riparias capaces de soportar mayores impactos.

El comportamiento del modelo en calibración y validación se ha evaluado en los casos de estudio propuestos mediante varias funciones objetivo, entre las que se incluyen el número de instancias correctamente clasificadas (*CCI*) y el coeficiente de acuerdo kappa (*k*). El modelo ofreció resultados satisfactorios y comparables entre sí tanto en calibración como en validación temporal y espacial. En la diferenciación entre fases de sucesión, se obtuvieron en todos los casos valores de *CCI* entre 0.52 y 0.65, de *k* entre 0.34 y 0.47. En la diferenciación entre etapas de sucesión *CCI* se incrementó hasta valores entre 0.66 y 0.88, *k* entre 0.43 y 0.75.

La agrupación de las distintas fases de sucesión en las etapas de colonización, transición, madurez y clímax permite que los resultados de implementación o aplicación del modelo sean además comparables con otros tramos donde la estructura sucesional puede ser diferente (García-Arias *et al.*, 2013). La validación espacial descrita en esta tesis doctoral, así como otras realizadas en diferentes tramos europeos (García-Arias *et al.*, 2013), demuestra que los procesos riparios se rigen de un modo similar y por tanto los parches de vegetación riparia pueden predecirse independientemente de la configuración riparia resultante de un microclima o una topografía determinada.

La consideración de una topografía estática en los cauces analizados es una simplificación necesaria partiendo de la información de la que se dispone, pero grosera en exceso. Los tramos de cabecera de los ríos mediterráneos son frecuentemente entornos con una geomorfología muy

dinámica, por lo que el efecto de las avenidas sobre la topografía del cauce debería ser tenido en cuenta.

7.2. Ventajas y limitaciones del modelo RibAV

El modelo *RibAV* es un modelo ecohidrológico que incorpora y complementa las fortalezas de cuantificar y analizar la evapotranspiración de la vegetación riparia desde la perspectiva del agua subterránea (Stromberg *et al.*, 1996; Horton y Clark, 2001; Mac Nish *et al.*, 2000; Horton *et al.*, 2001; Maddock III y Baird, 2003; Baird y Maddock III, 2005; Lamontagne *et al.*, 2005; Lautz, 2008; Schilling y Kiniry, 2007) y desde la disponibilidad de agua en la zona no saturada del suelo tanto cuando hay láminas de agua superficiales como cuando se encuentran alejadas de la superficie del suelo (Lowrance *et al.*, 1998; Inamdar *et al.*, 1999; Goodrich *et al.*, 2000; Lowrance *et al.*, 2000; Scott *et al.*, 2000; Altier *et al.*, 2002; Dahm *et al.*, 2002). En particular, la modelación del ascenso hidráulico radicular supone un hito importante incluido en *RibAV*. Tal y como está planteado el modelo *RibAV* para la determinación de la distribución de la vegetación riparia, es un modelo estático que ofrece un único mapa resultado una vez ha finalizado el periodo de simulación. Dado que las riberas, especialmente en entornos mediterráneos semiáridos, son entornos altamente dinámicos resulta prácticamente inevitable señalar la necesidad de replantear el modelo desde un enfoque dinámico en el que los resultados permitan analizar la evolución de la vegetación con el paso del tiempo, en especial tras eventos de sequías o avenidas importantes.

El índice de evapotranspiración propuesto en el modelo *RibAV* es otra novedad importante frente a los modelos precedentes. Muchos de los protocolos de caracterización del hábitat que actualmente se encuentran disponibles en Europa incluyen la estructura de la vegetación riparia (Fernández *et al.*, 2011); sin embargo, ningún otro índice en uso integra las complejas interacciones que se dan entre el suelo el agua y la vegetación como lo hace el ET_{idx} . Mediante la comparación estática y la organización jerárquica de los valores de su índice de evapotranspiración ET_{idx} , el modelo *RibAV* permite no solo la determinación de la presencia/ausencia de cada uno de los tipos funcionales analizados sino también la caracterización de su bienestar, lo que supone un gran avance respecto a otros modelos. *RibAV* proporciona una herramienta para la simulación de la distribución de los tipos funcionales de vegetación en las zonas riparias de entornos semiáridos mediterráneos con buenos resultados, lo cual ha sido señalado como necesario por la comunidad científica en diferentes ocasiones (e.g., Schaeffer y Williams, 1998; Mac Nish *et al.*, 2000; Scott *et al.*, 2000; Snyder y Williams, 2000; Tabacchi *et al.* 2000; Hughes *et al.*, 2003; Lamontagne *et al.*, 2005; Lautz, 2008). El uso del ET_{idx} como herramienta de decisión permite, no solo la simulación de la distribución de la vegetación, sino además el análisis del confort de la vegetación en las zonas riparias y la explotación de diferentes fuentes de agua de una forma integrada. En entornos semiáridos mediterráneos los efectos perjudiciales de la escasez o el exceso de agua con una cierta persistencia en el tiempo, pueden ser y son en muchos casos determinantes de la presencia de uno u otro tipo funcional y, en consecuencia, son condicionantes de la distribución del mosaico de comunidades riparias en nuestros ríos. Sin embargo, existen otros posibles efectos negativos que condicionen la presencia/ausencia de un determinado tipo funcional, como pueden ser el arrastre de la vegetación en avenida, la competencia por los recursos a la hora de establecerse nuevas

especies, etc., que no están contemplados en el modelo *RibAV*. Además, se han observado algunas deficiencias a la hora de establecer el balance de agua en el suelo. Por ejemplo, en *RibAV* no se tienen en cuenta las abstracciones iniciales ni la evaporación directa desde el suelo desnudo. Además, no se considera el descenso del nivel freático cuando hay un número de días sucesivos en los que el caudal es nulo.

RibAV ya había demostrado su aplicabilidad previamente, no solo en su implementación en otro tipo de entornos semiáridos (Morales y Francés, 2009; Morales, 2010), sino también en el análisis de escenarios hidro-meteorológicos (Francés *et al.*, 2009; García-Arias *et al.*, 2010). Sin embargo, estos primeros usos del modelo siempre habían sido llevados a cabo como modelo no distribuido, considerando únicamente puntos de simulación aislados a lo largo de diferentes transectos del río. La implementación del modelo distribuido requiere un importante esfuerzo en la estimación de los parámetros básicos. Estas estimaciones deben basarse en revisiones bibliográficas y conocimiento de expertos, en datos de campo o en técnicas de calibración. Para calibrar los parámetros de vegetación se considera recomendable tener en cuenta rangos específicos con el objetivo de optimizar las posibilidades de búsqueda. Estos rangos deben ser coherentes con la escasa pero valiosa bibliografía disponible (Schenk y Jackson, 2002; González *et al.*, 2012) y las características ecofisiológicas de cada tipo funcional de vegetación. En cualquier caso, la calibración del modelo tiene que quedar reflejado el comportamiento observado en la naturaleza mediante el establecimiento de los valores de los parámetros. Por ejemplo, para los casos de estudio analizados, los valores de profundidades de raíces son más someros en la vegetación riparia herbácea que en la vegetación riparia leñosa. La caracterización de los tipos funcionales de vegetación en función de su carácter freatófito ha de resultar especialmente evidente en la definición de los parámetros D_a y r_s , los cuales deben ser asignados en función de las resistencias y capacidades de cada tipo funcional respecto a la saturación del suelo.

El comportamiento del modelo en calibración y validación se evaluó en los casos de estudio propuestos mediante varias funciones objetivo, entre las que se incluyeron el número de instancias correctamente clasificadas (*CCI*) y el coeficiente de acuerdo kappa (k). *RibAV* se consideró correctamente implementado una vez que los parámetros fueron calibrados y validados. Los resultados de calibración y validación, en la simulación de la distribución de los tipos funcionales de vegetación por comparación de sus respectivos ET_{idx} fueron satisfactorios y comparables entre sí. En la diferenciación entre tipos funcionales se obtuvieron valores de *CCI* de aproximadamente 0.7 en ambos casos y k cercanos a 0.5. El modelo reprodujo correctamente la distribución transversal típica de la vegetación riparia los dos casos de estudio propuestos.

Al igual que sucedía con el enfoque de clasificación vegetal por fases de sucesión en el modelo CASiMiR-vegetation, la agrupación en tipos funcionales de vegetación característicos de los ecosistemas riparios permite que los resultados de implementación o aplicación del modelo sean comparables con otros tramos donde la composición de especies puede ser diferente. En este caso la limitación viene impuesta por la ausencia de relaciones entre los distintos tipos funcionales. En *RibAV*, se considera que si una zona del territorio es más favorable para un tipo funcional concreto, éste debe estar ahí. Sin embargo, en la naturaleza es necesario un proceso evolutivo hasta alcanzar la vegetación óptima. Y por otra parte, es poco realista considerar que la vegetación es estática en zonas altamente dinámicas, como son las bandas riparias debido a la influencia de la hidrología de los cauces.

RibAV no contempla la muerte de la vegetación y presenta una limitación importante en cuanto a la definición de tipos funcionales no vegetales, como es el caso del suelo desnudo. Puesto que el modelo se analiza celda a celda para todos los tipos funcionales por igual, no permite realizar una asignación de parámetros diferenciada. En consecuencia, el suelo desnudo no puede ser correctamente representado en términos de profundidades de raíces, coberturas, presiones, etc. sin introducir ruido en la simulación. Esto implica que el modelo contabiliza evapotranspiraciones de plantas que en la realidad habrían muerto tras un periodo de condiciones desfavorables. En este sentido, el modelo puede ser fácilmente mejorado mediante el establecimiento de un número de días umbral que cada tipo de vegetación puede soportar antes de morir frente a situaciones de estrés, por ejemplo un umbral de días con un encharcamiento excesivo ($Z_{wt} > Z_a$) a partir de los que la planta moriría como consecuencia de la asfixia radicular. La consideración de la muerte de la vegetación permitiría introducir el concepto de competencia en el reclutamiento de una nueva planta. Para ello, sería importante tener en cuenta si el momento del año es propicio para la germinación de qué especies, principalmente en función de la humedad del suelo y la temperatura.

RibAV tampoco contempla las variaciones morfológicas del cauce que se producen en tramos dinámicos tras eventos de avenida de considerable importancia. Puesto que muchas de sus ecuaciones se basan en profundidades de las raíces respecto de la superficie del suelo en relación con el nivel freático, la topografía del cauce es influyente. En consecuencia, puede considerarse ésta una de las debilidades más remarcables del modelo. En cualquier caso, el tamaño de celda debe ser un compromiso entre el tamaño de los parches de vegetación y la variabilidad espacial en términos de elevación. En los casos de estudio aquí analizados ésta última es restrictiva y se consideró que una resolución de 1 m era necesaria para obtener una buena representación de la topografía y la hidrología en la zona riparia.

El uso de series temporales de diferentes longitudes en los distintos casos de estudio demostró que no es necesario analizar periodos de tiempo demasiado largos para obtener buenos resultados. Además, la correcta simulación de diferentes regímenes hídricos indica que los efectos de la regulación sobre la vegetación pueden predecirse.

Respecto a los parámetros de vegetación, resulta lógico pensar que es probable que se obtuvieran mejores resultados si en lugar de establecer un valor fijo de cobertura para cada uno de los tipos funcionales, se asociara la cobertura a cada parche de vegetación, es decir, que se introdujera dicha información en el modelo en forma de mapa. En esta línea, es también esperable que se obtuvieran aún mejores resultados si las coberturas además fuesen variables en función de diferentes épocas del año y diferentes perturbaciones (por ejemplo, la duración determinada de un periodo sequía).

7.3. Consideraciones para el planteamiento de nuevos enfoques

Tanto CASiMiR-vegetation como *RibAV* son herramientas valiosas para el análisis de la distribución de la vegetación una vez que las limitaciones de cada una de ellas son comprendidas y asimiladas. Ambos modelos han dado buenos resultados tanto en calibración como en validación espacial y temporal, en diferentes entornos semiáridos mediterráneos. A pesar de ello,

hay que tener en cuenta que una nueva validación espacial es necesaria para nuevos casos de estudio.

Actualmente ambos son modelos distribuidos espacialmente. Este hecho, así como la sencillez de su implementación para análisis sistemáticos los hace útiles para interpretaciones tanto científicas como técnicas. De hecho una fortaleza compartida por ambos es que sus resultados son útiles y fácilmente comprensibles por personal no científico responsable de adoptar decisiones de trascendencia medioambiental (políticas y de gestión).

A pesar de sus múltiples ventajas, ambos modelos presentan debilidades que deben ser tenidas en cuenta a la hora de plantear nuevos enfoques de modelización.

En términos generales ambos modelos presentan carencias importantes a la hora de parametrizar los principales procesos determinantes de los impactos sobre la vegetación. No todos los impactos fundamentales son considerados en ninguno de los dos modelos y los que sí están incluidos no siempre están correctamente representados. En este sentido, ambos modelos se complementan aunque no se completan. Si bien los impactos por avenida se analizan en CASiMiR-vegetation en términos de arrastre y desaparición de la vegetación, así como en términos de muerte como consecuencia de un excesivo número de días al año en situación de inundación, no se consideran impactos parciales ni daños acumulativos en ninguno de los dos casos. RibAV no considera el arrastre vegetal en situación de avenida pero analiza el efecto de la asfixia radicular sobre la evapotranspiración de la planta y, consecuentemente, su bienestar. Además, incluye en sus ecuaciones las limitaciones a la evapotranspiración que se producen en situación de sequía, aunque no es capaz de reproducir los efectos de los impactos en términos de regresión vegetal.

Del análisis en profundidad realizado a ambos modelos, y teniendo en cuenta las limitaciones anteriormente descritas, se ha deducido que hay tres impactos fundamentales que inevitablemente deben ser incluidos para una correcta modelización de la distribución de la vegetación de las riberas. Estos tres impactos son el arrastre en situación de avenida, la asfixia fisiológica en situación de avenida y la marchitez en situación de sequía. Estos impactos deben además ser parametrizados de tal forma que permita considerar cuantitativamente, o al menos cualitativamente, diferentes grados de impacto sobre la vegetación. El nivel del efecto alcanzado debe de tener en cuenta, como mínimo, la vegetación preexistente y su estado en el momento del impacto, la magnitud o intensidad del impacto y si el impacto es acumulativo o es una situación nueva para la planta. Para ello es imprescindible analizar la vegetación de manera dinámica y en términos de sucesión. Además, se debe abogar por una correcta definición de parámetros que establezcan umbrales mínimos para que la variable considerada responsable del impacto comience a considerarse perjudicial, y umbrales críticos que desencadenen la muerte de la planta. Por último, se considera que sería útil disponer de una variable de estado que permitiera determinar las diferencias entre parches o zonas con el mismo tipo de vegetación y que permitiera evaluar la situación en la que se encuentra la planta antes y después del impacto. En este sentido, el ET_{idx} del modelo RibAV podría considerarse una primera aproximación, aunque parece más oportuno establecer el estado de la vegetación existente en términos de biomasa foliar o, al menos, en términos de cobertura vegetal, siguiendo la premisa de que una misma planta tendrá una mayor capacidad de resistencia cuanto más abundante sea su material vegetal.

En los modelos precedentes el reclutamiento vegetal es asumido o se modeliza de manera excesivamente simplista en base a la elevación sobre el nivel freático y desde la fase pionera hasta fases más avanzadas. Sin embargo, el reclutamiento vegetal en la naturaleza es determinante para la vegetación que se desarrollará en cada punto. Son muy diversos los procesos que entran en juego en el reclutamiento de la vegetación en las riberas. En cualquier caso, es indiscutible que son tres los principales requerimientos que deben darse para que el reclutamiento vegetal sea exitoso: debe existir un banco de semillas disponible para la germinación, deben darse las condiciones ambientales adecuadas para que la germinación de dichas semillas se produzca y, por último, los propágulos deben de poder crecer lo suficiente como para reducir su vulnerabilidad y considerarse establecidos en el territorio. Para poder determinar si hay presencia de semillas de unas y otras especies es importante conocer el medio de dispersión de las mismas. Cuando la dispersión de semillas incluye la posibilidad de dispersión anemócora, la presencia no debe considerarse limitante (Guilloy-Froget *et al.*, 2002; González *et al.*, 2010). Por el contrario para las especies con dispersión de semillas exclusivamente hidrócora, es imprescindible que se dé una avenida para poder considerar la presencia de semillas no limitante (Boedeltje *et al.*, 2004; Neff y Baldwin, 2005, Gurnell *et al.*, 2008, Greet *et al.*, 2011). En un segundo paso, es necesario determinar si la germinación es posible. Para ello es imprescindible considerar 4 condicionantes ambientales fundamentales: temperatura, humedad, oxígeno y luz (Naiman *et al.*, 2005). La germinación suele ser muy productiva en entornos riparios. Sin embargo, también es bastante frecuente, y más en entornos semiáridos mediterráneos, que un elevado porcentaje de los propágulos mueran durante las sequías estivales (Mahoney y Rood, 1998). Teniendo esto en cuenta, los nuevos enfoques deberían parametrizar los procesos por los que se considera que la vegetación germina y se establece para poder predecir si el reclutamiento vegetal es exitoso o no lo es.

Del mismo modo, en los modelos de referencia la evolución de la vegetación se obvia o se considera inherente al paso del tiempo, limitándola a la edad de la planta, sin establecer una parametrización adecuada del crecimiento vegetal y de la progresión en la sucesión. Al igual que sucedía a la hora de analizar los impactos, parecería lógico incluir una variable de estado que permitiera evaluar la situación en la que se encuentra la planta a la hora de determinar como de efectiva es la evapotranspiración en el crecimiento vegetal, o como de cerca se encuentra la planta del siguiente estadio dentro de la sucesión. En este sentido, al igual que en el caso anterior, tanto la biomasa foliar como la cobertura vegetal podrían ser buenos indicadores. Tradicionalmente se ha considerado el crecimiento vegetal en base a la distancia a la zona de banco y a la accesibilidad al nivel freático (Perucca *et al.*, 2006; Ye *et al.*, 2013). Sin embargo, existen estudios recientes que defienden que el crecimiento debe estar condicionado a unas condiciones ambientales favorables y que este crecimiento debe de considerarse retardado cuando las condiciones de disponibilidad hídrica y lumínica fundamentalmente no son favorables (ej. Pasquato *et al.*, 2014).

Es destacable en los enfoques de referencia la no consideración de procesos de competencia entre diferentes categorías vegetales. Los entornos riparios son altamente dinámicos precisamente porque sus condiciones ambientales se encuentran en constante cambio. Teniendo en cuenta la distribución transversal de la vegetación en las bandas riparias, resulta bastante obvio que en estos entornos existen procesos de competencia entre especies típicamente riparias y aquellas especies que conforman la vegetación zonal, o vegetación terrestre esperable

en la zona en el caso de no existir las perturbaciones o los cambios introducidos por el río (Hupp y Osterkamp, 1996; Rot *et al.*, 2000; Naiman *et al.*, 2005). Adicionalmente, es interesante plantearse la posibilidad de incluir en la modelización de nuevos enfoques los procesos de competencia que se producen en el reclutamiento de las especies riparias, tanto cuando el terreno no está ocupado, como cuando hay vegetación riparia preexistente.

Existe una carencia importante en el modelo RibAV y en la implementación de CASiMiR-vegetation, la no consideración de la morfodinámica del cauce. El enfoque de CASiMiR-vegetation permite la inclusión año a año de diferentes mapas de elevación, así como de las diferentes zonas fluviales, lo cual ha sido destacado como una necesidad importante no abordada en modelos precedentes (Camporeale *et al.*, 2013). Sin embargo, la consideración de estos cambios morfológicos depende de la información disponible para cada caso de estudio, la cual suele ser escasa en estos términos. Una forma relativamente sencilla de resolver el problema podría ser el acoplamiento entre el modelo de vegetación y un modelo hidráulico capaz de predecir los cambios morfológicos del cauce en situación de avenida. El estado de la vegetación antes de la avenida, output del modelo de vegetación, sería aportado al modelo hidráulico en términos de rugosidades de Manning. La morfología del cauce tras una avenida, output del modelo hidráulico, sería aportado al modelo de vegetación en términos de elevación sobre el nivel del mar. De este modo, un nuevo enfoque de modelización avanzado incluiría la morfodinámica de manera rigurosa sin necesidad de abordar la modelización de procesos geomorfológicos que no afectan directamente a la dinámica de la vegetación.

Por último, el modelo CASiMiR-vegetation restringe su modelización a la escala anual mientras que en el enfoque de RibAV se propone la modelización día a día. En este sentido, la gran variabilidad temporal de la mayoría de las variables que intervienen en los procesos ecohidrológicos fundamentales que determinan la dinámica de la vegetación en las riberas hace que resulte necesario abordar la problemática desde una resolución temporal acorde. Y por tanto, se considera más oportuna para futuros enfoques la escala temporal diaria que escalas más groseras.

PROPUESTA DE UN NUEVO MODELO: EL MODELO RVDM

8. PROPUESTA DE UN NUEVO MODELO: EL MODELO RVDM

8.1. Introducción al modelo RVDM

Siguiendo los objetivos propuestos, se presenta RVDM como un modelo ecohidrológico diseñado para el estudio de la dinámica de la vegetación en las áreas riparias. Este modelo representa un avance en la forma de entender la dinámica riparia, gracias a las importantes novedades que incluye. Entre estas fortalezas destacan una gran resolución temporal (escala diaria), la propuesta de una clasificación vegetal nueva útil tanto para investigación como para gestión (tipos funcionales de sucesión vegetal o SPFTs), una buena representación de los procesos clave que determinan la dinámica de la vegetación en las áreas riparias (impactos como consecuencia de avenidas o sequías, reclutamiento vegetal, crecimiento de la biomasa, sucesión y competencia), una implementación sencilla (con inputs clásicos) que permite incluir la morfodinámica del río (mediante diferentes mapas diarios de elevación y de suelos).

Tras su implementación en un entorno semiárido, el modelo RVDM ha demostrado ser una herramienta válida, proporcionando resultados altamente satisfactorios tanto en calibración como en validación (exactitud en la calibración celda a celda $\geq 65\%$, exactitud en la validación celda a celda entre el 50 y el 65%) demostrando el gran potencial de este enfoque para investigaciones futuras y para utilidades de gestión.

En el análisis de sensibilidad que se realizó al modelo RVDM se identificaron los 8 tipos de parámetros más influyentes. Estos parámetros son: el tiempo mínimo requerido para que la vegetación mixta comience la transición hacia la vegetación terrestre, las profundidades de raíces, los factores de transpiración, el esfuerzo cortante crítico de etapas tempranas, la biomasa mínima requerida para que se pueda producir la sucesión, el contenido de agua capilar mínimo de la parte superior suelo para que se produzca la germinación, la profundidad efectiva considerada para la evaporación de agua desde el suelo desnudo y la cobertura de las pioneras.

A lo largo del capítulo se describirá la conceptualización del modelo RVDM y la metodología empleada para su implementación en el caso de estudio seleccionado, así como para su análisis de sensibilidad general. Además se analizarán los resultados de ambos análisis y se justificará la utilidad del modelo en el logro de una mayor comprensión del comportamiento de las plantas riparias ante diferentes condiciones ecohidrológicas.

8.2. Necesidad de una nueva clasificación VEGETAL: tipos funcionales sucesionales de vegetación (SPFTs)

Las clasificaciones vegetales descritas anteriormente, fases de sucesión y tipos funcionales de vegetación presentan ventajas para la modelación de la distribución de las comunidades vegetales en las riberas. Aunque la clasificación por tipos funcionales de vegetación es la más empleada, intuitiva (similar respuesta) y práctica (similares efectos y funciones sobre el sistema)

para la toma de decisiones por parte de los gestores del agua, en el estudio de la dinámica vegetal es imprescindible incorporar el concepto de sucesión vegetal (patrones de cambio).

La clasificación por tipos funcionales sucesionales de vegetación (Figura 8.1) se propone en este trabajo para dar respuesta a esta necesidad o carencia.

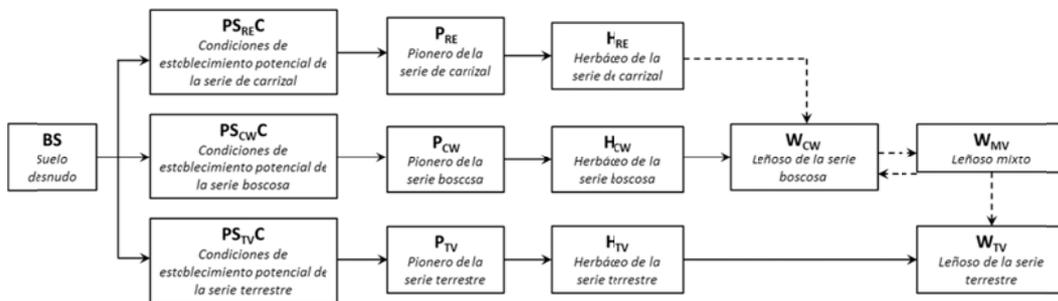


Figura 8.1. Esquema general descriptivo de los tipos funcionales sucesionales de vegetación (SPFTs) en entornos mediterráneos semiáridos

La clasificación por SPFTs cumple con los requisitos de una clasificación por tipos funcionales, según los cuales cada grupo de vegetación debe presentar características taxonómicas y ecológicas similares. Además, puesto que son necesarios ciertos esquemas de sucesión y regresión para el análisis de la evolución vegetal, los SPFTs se plantean como diferentes fases de tres posibles líneas de sucesión: carrizal o *reed* (RE), boscosa o *cottonwood* (CW) y terrestre o *terrestrial* (TV).

En esta clasificación, las tres líneas de sucesión comparten un SPFT inicial carente de vegetación, suelo desnudo o *bare soil* (BS). Cuando hay presencia de semillas de especies asimilables a cada una de las líneas de sucesión, los SPFTs pasan a ser los correspondientes a las condiciones potenciales de establecimiento de cada línea o potencial settlement conditions ($PS_{RE}C$, $PS_{CW}C$ y $PS_{TV}C$ respectivamente). Los SPFTs pioneros (P_{RE} , P_{CW} y P_{TV} respectivamente) corresponden a los propágulos una vez las semillas han logrado germinar. Se considera necesario para el avance de la sucesión que se produzca el reclutamiento de las pioneras, el cual se asume una vez que se produce el establecimiento de los propágulos. Solo entonces, los SPFTs pasan a ser herbáceos o *herbaceous* (H_{RE} , H_{CW} y H_{TV} respectivamente). La serie de carrizal finaliza con este SPFT H_{RE} , puesto que no existe una fase leñosa en las especies de cañas que engloba. Sin embargo, cuando este estadio es alcanzado, el carrizo entra en competencia con los chopos y sauces de la serie boscosa, pues se considera que las condiciones de sombreado son óptimas para el reclutamiento de estas plantas. Si la serie boscosa se ve favorecida en dicha competencia, el SPFT evoluciona a esta serie de sucesión. Los siguientes SPFTs para las dos series restantes, boscosa y terrestre, son los SPFTs leñosos o *woody* (W_{CW} y W_{TV} respectivamente). Se ha definido un SPFT transicional entre W_{CW} y W_{TV} como vegetación leñosa mixta o *woody mixed vegetation* (W_{MV}). Cuando W_{MV} tiene lugar, son las condiciones ambientales las que determinan si las leñosas de la serie boscosa o terrestre están en una posición ventajosa en términos de competencia por los recursos locales. En caso de no existir un favorecimiento suficiente para ninguna de las dos series, W_{MV} persiste en el tiempo y la zona se mantiene como área de transición entre la vegetación propiamente

riparia y la terrestre o vegetación zonal. Cuando un área es finalmente ocupada por W_{TV} , la competencia potencial no sigue analizándose.

En esta clasificación, se considera la línea terrestre altamente sensible a las condiciones características relacionadas con la presencia del río. En consecuencia, la línea terrestre es más susceptible a la regresión cuando las condiciones hidrológicas son más propicias para la vegetación riparia y por tanto es más probable que las terrestres sean remplazadas por las riparias una vez aquellas han sufrido daños que por competencia mantenida en el tiempo.

8.2.1. Mapas de vegetación observada clasificada por tipos funcionales sucesionales de vegetación (SPFTs)

La creación de mapas de SPFTs se centró en la zona central del tramo de estudio Terde (Figura 8.2).

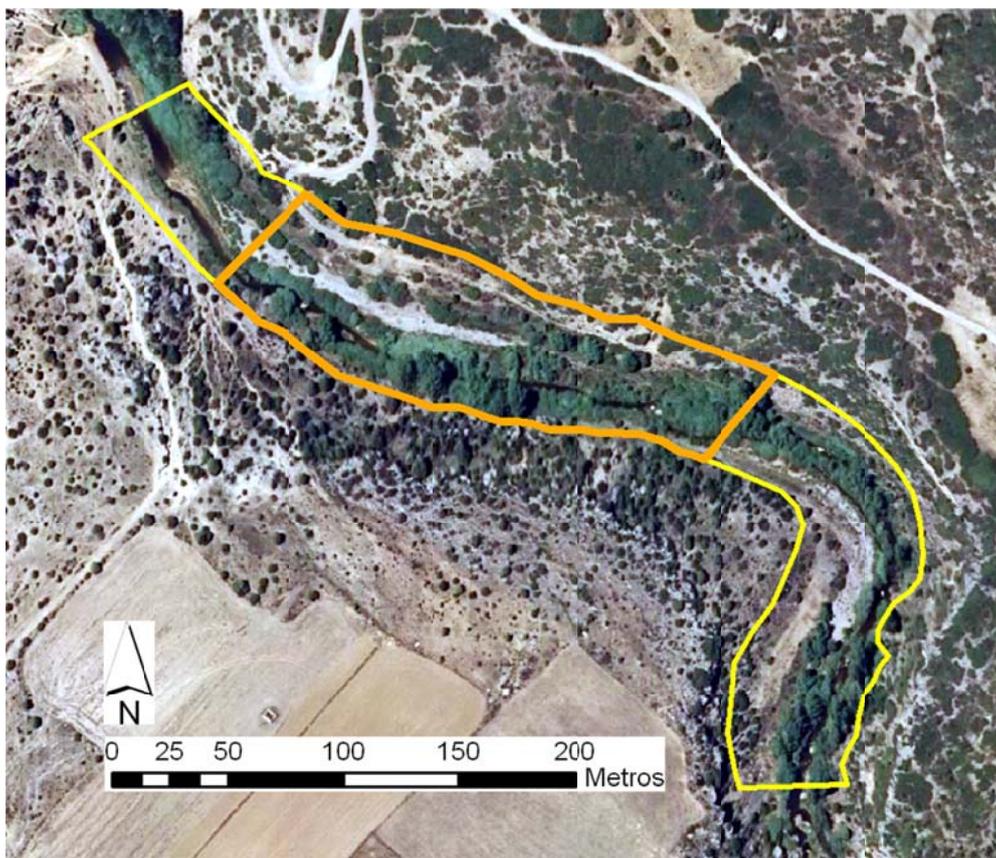


Figura 8.2. Zonas de estudio consideradas para el tramo terde: en amarillo para los análisis realizados con el modelo RibAV, en naranja para los análisis realizados con el modelo RVDM.

Tras la experiencia obtenida con los modelos de referencia, se decidió restringir la zona de estudio por varios motivos. El primero de ellos, y el de más peso, fue los mayores requerimientos computacionales del modelo RVDV respecto a los modelos precedentes. Al reducir la zona de estudio de 536 m a 230 m se logró disminuir el número de celdas en las que se ejecuta el modelo de aproximadamente $14 \cdot 10^4$ celdas a algo menos de $3 \cdot 10^4$ celdas, lo que se tradujo en una optimización considerable del tiempo necesario para cada simulación. En segundo lugar, en la nueva zona de estudio están suficientemente representadas las tres líneas de sucesión y la vegetación mixta, siendo dominada la línea del carrizal por su fase herbácea, y apareciendo pioneras, herbáceas y leñosas de la línea boscosa y herbáceas y leñosas de la serie terrestre. Las especies de la zona son además características de los tramos semiáridos mediterráneos, dominados por el carrizo común, chopos y sauces, así como enebros y encinas de la serie terrestre.

Por último, en la zona existe una barra de gravas que puede ser reflejo tanto del impacto por avenidas extraordinarias (mapa del 2009) como de unas condiciones ambientales específicas que impiden a la vegetación riparia desarrollarse en la zona (mapas de 2000 y 2006) y que es de gran interés para el análisis del comportamiento del modelo en zonas críticas.

Partiendo de fotografías aéreas y de la información de las especies presentes en los tramos recogida en campo durante los muestreos de 2010, y siguiendo las directrices de la clasificación genérica por tipos funcionales sucesionales de vegetación, se desarrolló el mapa SPFTs correspondientes a la vegetación presente el día 31 de diciembre de 2009 (Figura 8.3).

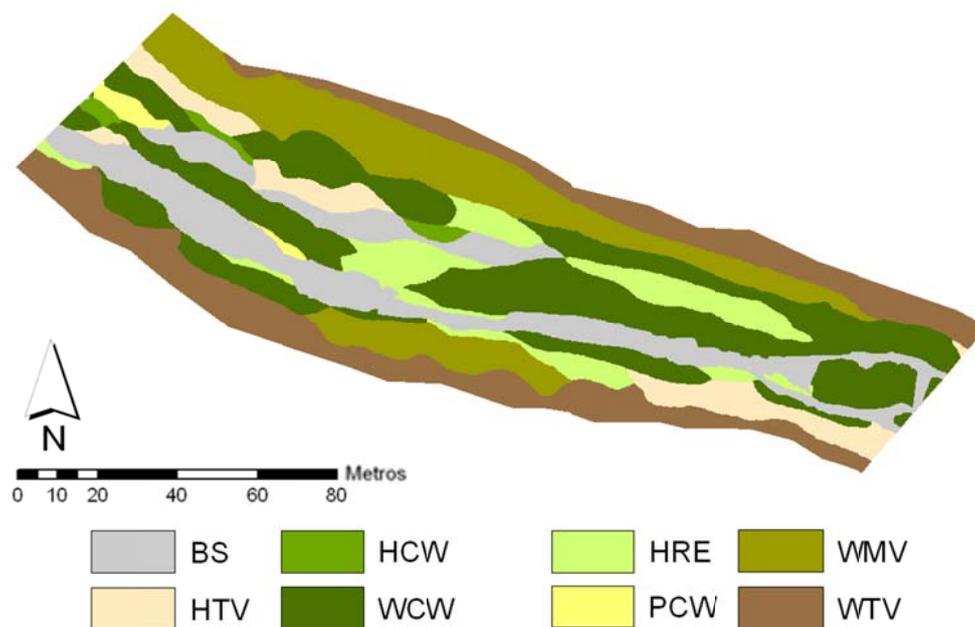


Figura 8.3. Mapa de tipos funcionales sucesionales de vegetación (SPFTs) correspondiente a la vegetación observada, el día 31 de diciembre de 2009, en el tramo de estudio Terde

Donde BS corresponde a suelo desnudo, P_{CW} es el SPFT pionero de la serie boscosa, H_{RE}, H_{CW} y H_{TV} son los SPFTs herbáceos de las series carrizal, boscosa y terrestre respectivamente y W_{CW}, W_{MV} y W_{TV} corresponden a los SPFTs leñosos de la serie boscosa, vegetación mixta y de la serie terrestre respectivamente.

Además, se generaron a partir de fotografías aéreas mapas adicionales para los días 1 de julio de 2000 y 31 de agosto de 2006 en mismo tramo Terde (Figura 8.4).

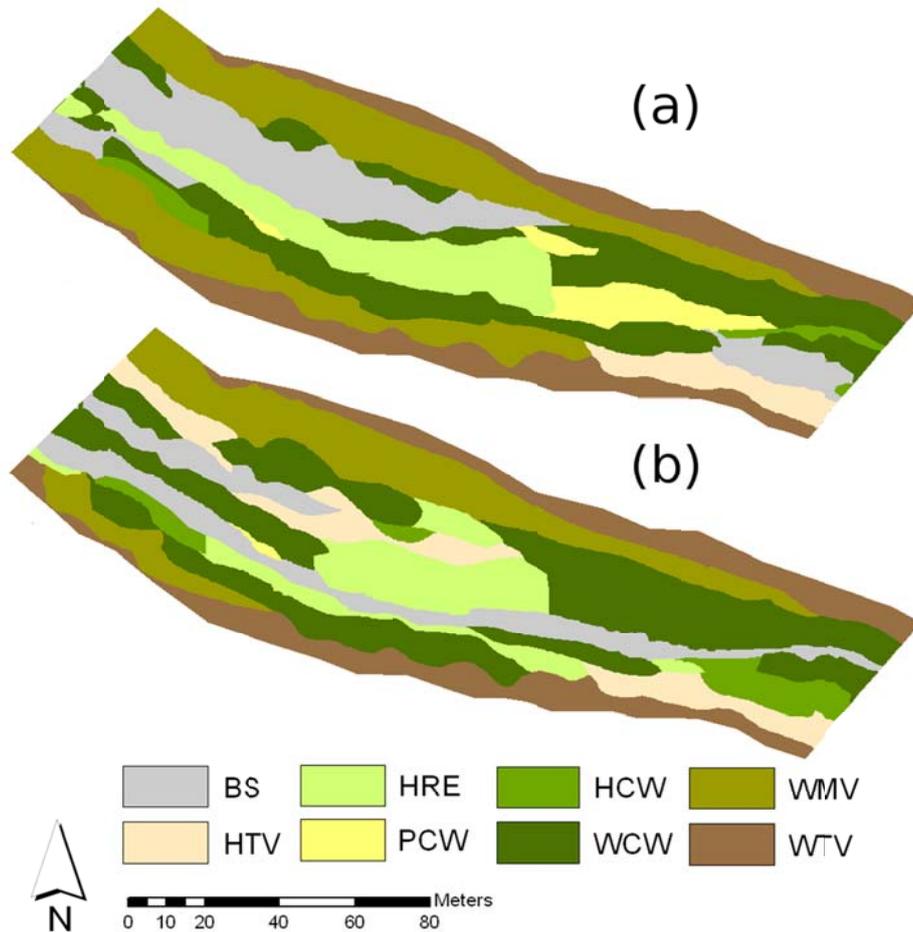


Figura 8.4. Mapas de tipos funcionales sucesionales de vegetación (SPFTs) correspondientes a la vegetación observada en el tramo de estudio Terde los días 1 de julio de 2000 (a) y 31 de agosto de 2006 (b)

No se generaron mapas de vegetación previos debido a que las fotografías aéreas no tenían una calidad suficiente como para identificar los SPFTs.

8.3. Descripción del modelo RVDM

El modelo RVDM es el resultado de integrar el análisis de los impactos sobre la vegetación establecida en las riberas de los ríos, su evolución y su competencia con otros SPFTs potenciales. Mediante un paso de tiempo diario y una resolución espacial entre 0.5 y 2 m, este modelo distribuido permite el análisis en detalle de la dinámica de vegetación en áreas riparias de entornos semiáridos.

RVDM tiene en cuenta los efectos directos de la dinámica del río sobre el bienestar vegetal y sobre la distribución espacial de las comunidades vegetales. Además, permite introducir cambios en la morfología del río, analizando el impacto que éstos tienen sobre la vegetación y su distribución. El modelo RVDM considera la evolución de la vegetación en términos de remoción vegetal o pérdida de biomasa cuando se da una situación de estrés, como consecuencia de un extremo hidrológico. Además, el modelo analiza cómo la hidrodinámica y la morfodinámica del río establecen las condiciones para el reclutamiento en las áreas impactadas, el crecimiento vegetal, la sucesión o regresión entre diferentes tipos funcionales sucesionales y la competencia entre diferentes líneas de sucesión.

El modelo RVDM tiene estructura modular con tres módulos principales que integran diferentes sub-módulos (Figura 8.5). El tipo funcional sucesional o SPFT que ocupa cada área unitaria es la principal variable de estado objetivo del modelo. La estimación de la biomasa foliar asociada a cada área unitaria es una variable de estado objetivo complementaria del modelo. Ambas, el SPFT y la biomasa, representan los inputs y outputs principales de cada uno de los módulos del modelo.

El primero de los tres módulos principales que conforman RVDM es el módulo de *impactos*. Mediante este módulo RVDM es capaz de traducir el estrés causado por una situación de avenida o de sequía en cambios sobre la biomasa vegetal y, como consecuencia, sobre la distribución de los SPFTs. Las consecuencias de un evento de avenida se establecen en primer lugar mediante la remoción asociada a la variable de tensión tangencial del agua. A continuación, se analiza si existen impactos como consecuencia de asfixia radicular causada por una inundación prolongada en el tiempo o si hay impactos como consecuencia de marchitez vegetal causada por una sequía también mantenida en el tiempo.

El segundo módulo se ha llamado *evolución* e incluye tres sub-módulos llamados reclutamiento, crecimiento y sucesión/regresión. El reclutamiento se considera satisfactorio si se dan tres condiciones básicas: presencia de semillas, germinación de dichas semillas y establecimiento de los propágulos. La ocurrencia de estas tres etapas depende del periodo reproductivo de la planta y de los requerimientos de condiciones ambientales específicas (temperatura, oxígeno, humedad y luz). El crecimiento de la vegetación se establece en términos de incremento o descenso de la cantidad de biomasa foliar mediante un modelo basado en la eficiencia del uso de la luz o *light use efficiency* (LUE). Siguiendo el enfoque descrito por Pasquato *et al.* (2014), el modelo LUE que se propone en RVDM simula la producción primaria bruta como función de la luz interceptada por la planta y la eficiencia de ésta para usar dicha luz y transformarla en biomasa. Se considera además el ratio entre la tasa de asimilación de carbono de la vegetación en ausencia de estrés con la radiación fotosintéticamente activa o *photosynthetically active radiation* (PAR) absorbida

por la vegetación. Por último, para incluir la reducción de la LUE en una situación de estrés hídrico, se incluye un índice de evapotranspiración como factor de la reducción de la transpiración vegetal cuando la humedad del suelo es limitante. La sucesión/regresión afecta a cada línea de sucesión independientemente. Dentro de una línea de sucesión, cada SPFT tiene asociados rangos de edad y niveles mínimos de biomasa para determinar los cambios en términos de sucesión o de regresión.

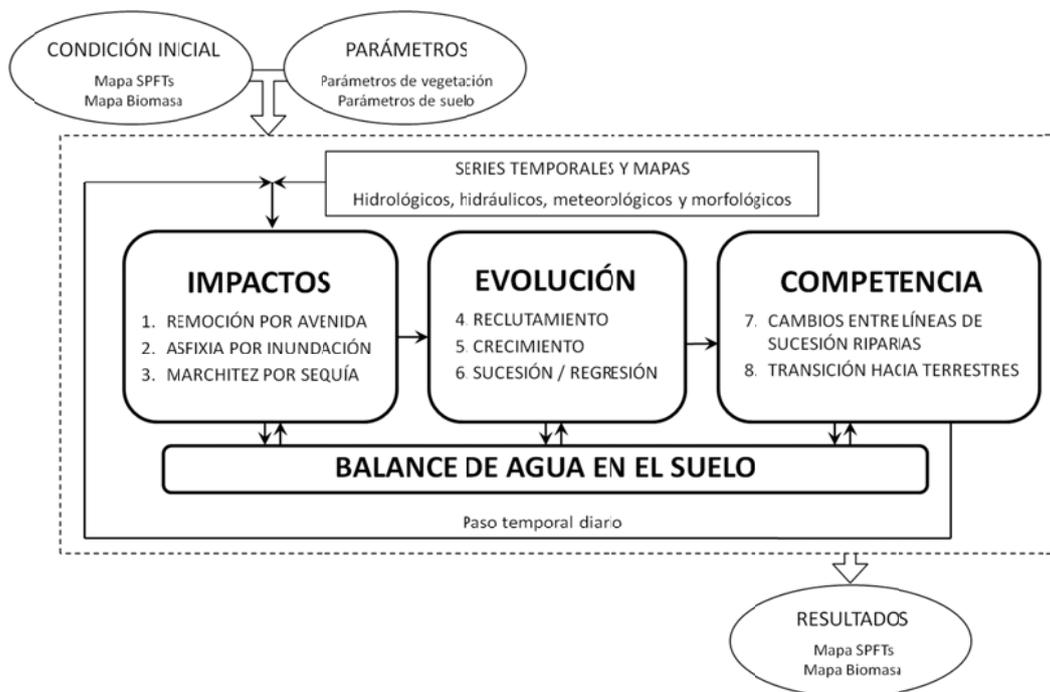


Figura 8.5. Esquema general del modelo RVDm

Por el contrario, los cambios o transiciones entre líneas de sucesión riparias y entre éstas y la terrestre se analizan en tercer módulo llamado de *competencia*. Este tercer módulo considera cambios entre los patrones de sucesión y las áreas de transición y establece el SPFT óptimo entre aquellos que entran en competencia mediante las capacidades para la transpiración de cada uno de ellos bajo las mismas condiciones ambientales. Los tres módulos principales de RVDm interactúan con un cuarto módulo en el que se analiza el balance hídrico en el suelo.

La implementación del modelo es sencilla puesto que los inputs requeridos son limitados y potencialmente accesibles en muchos de los casos de estudio. Se necesita como condición inicial un mapa de vegetación de SPFTs. Un segundo mapa de vegetación, esta vez en términos de biomasa foliar, se puede aportar al modelo para complementar el mapa de condición inicial de SPFTs. Sin embargo, este mapa no es indispensable puesto que el modelo tiene definidas reglas internas que relacionan la vegetación inicial presente en cada área unitaria con la biomasa mínima correspondiente a cada SPFT. En consecuencia, el modelo es capaz de estimar el mapa de biomasa inicial a partir del mapa de SPFTs de partida. Otros inputs diarios, tanto agregados como

distribuidos, son necesarios para la implementación del modelo. Estos inputs deben representar correctamente la morfología, la edafología y la hidráulica del tramo de río que se está estudiando mediante mapas fiables tales como los modelos de elevación digital (MED), los mapas de tipos de suelo, así como los mapas de esfuerzo cortante (τ) y los mapas de elevación del nivel freático (Z_{wt}) asociados a diferentes caudales de referencia. Además, es necesario aportar al modelo diferentes series de datos hidro-meteorológicos, geográficos y ecológicos, incluyendo series de precipitación (P), temperaturas (T_{max} , T_{min}), caudal diario (Q_d) y caudal máximo instantáneo (Q_i), evapotranspiración de referencia (ET_0), radiación fotosintéticamente activa (PAR) y periodos de dispersión de semillas (S_r). Para completar los inputs de RVDM, es necesario definir algunos parámetros de suelo y de vegetación. Los resultados del modelo consisten en mapas diarios de vegetación, tanto de SPFTs como de biomasa, los cuales se consideran como nuevos inputs de condición inicial para la siguiente iteración del modelo.

8.4. Módulo de balance de agua en el suelo

El contenido de agua en el suelo determina la capacidad de transpiración de las plantas y las condiciones de asfixia. En zonas riparias, es importante considerar además que tanto la accesibilidad a la zona saturada del suelo como las capacidades de las plantas para extraer el agua de la zona saturada del suelo afectan considerablemente a la transpiración vegetal. Teniendo esto en cuenta, y mediante ecuaciones de balance similares a las utilizadas por el modelo RibAV (Capítulo 6), se puede estimar tanto el contenido de agua capilar en la zona superior del suelo (en el tanque de almacenamiento estático) al final del día (H) como la transpiración real (T). Comparando los valores diarios de estas dos variables con diferentes parámetros de vegetación, los módulos de RVDM establecen los cambios en las variables SPFT y biomasa. En RVDM se mejora el enfoque de RibAV para el balance de agua en el suelo mediante la consideración de la interceptación de una parte del agua de lluvia por parte la masa foliar vegetal, Int , así como la consideración del agua que se evapora directamente desde el suelo desnudo, E , (Figura 8.6). En RibAV, se modelaba partiendo de la base de que el agua solo podía ser extraída de la zona no saturada del suelo mediante la transpiración vegetal, T_v . La evaporación de la interceptación, E_i , se incorpora también en RVDM reduciendo la evapotranspiración potencial en cada paso temporal.

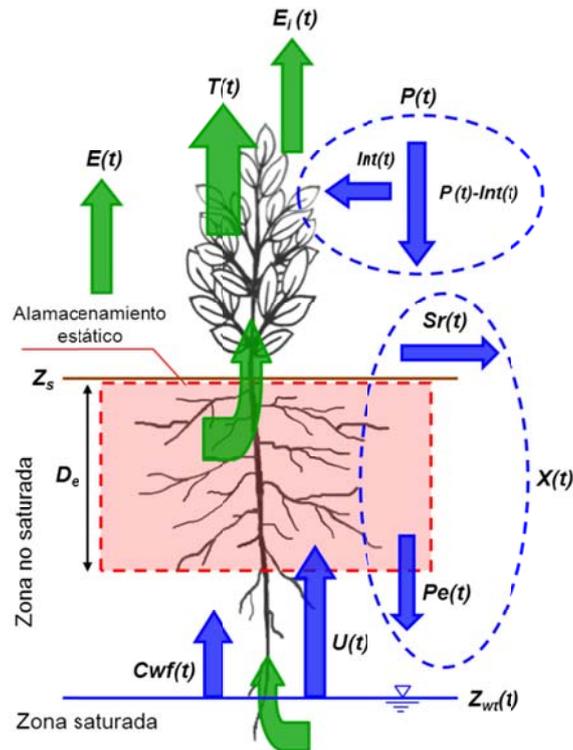


Figura 8.6. Flujos hídricos de entrada y salida del sistema considerados por el modelo RVDM para cada celda de estudio.

El tanque de almacenamiento de agua capilar útil para la planta viene delimitado por la profundidad efectiva de raíces, D_e . Puesto que el contenido de agua en esta capa de suelo oscila entre el contenido de agua a capacidad de campo (H_{fc}) y en el punto de marchitez (H_{wp}), el agua puede ser extraída mediante transpiración vegetal o bien por evaporación directa del suelo. El contenido de agua al finalizar el día t se calcula mediante la siguiente ecuación de balance:

$$H(t) = H(t-1) + I(t) - T_u(t) - E(t) \quad (35)$$

Donde I representa las entradas de agua capilar a la zona superior del suelo. Por balance considerando la precipitación local, P , la interceptación, Int , las contribuciones desde la zona saturada, I_s , y H_{fc} como el límite superior de H podemos calcular I y el excedente, X :

$$I(t) = P(t) - Int(t) + I_s(t) - X(t) \quad (36)$$

$$X(t) = P(t) - Int(t) + I_s(t) - H_{fc} + H(t-1) \quad (37)$$

La curva de retención suelo-agua de Campbell se emplea para calcular los contenidos de agua capilar en la parte superior del suelo a partir de presiones de referencia:

$$H(t) = \left(\frac{\psi_b}{\psi(t)} \right)^\lambda \phi D_e \quad (38)$$

Donde λ es el índice de distribución del tamaño de poros, Φ es la porosidad del suelo, ψ es la presión capilar del suelo y ψ_b es la presión de burbujeo. Para el cálculo de H_{fc} en RVD, se considera por defecto una presión de referencia a capacidad de campo (ψ_{fc}) de 33 kPa para todos los tipos de suelo.

La evapotranspiración de referencia, ET_0 , define la máxima evapotranspiración potencial del sistema. Se considera que se consume secuencialmente en la evaporación de la interceptación, en la transpiración y finalmente en la evaporación directa desde el suelo desnudo:

$$E_i(t) + T(t) + E(t) \leq ET_0(t) \quad (39)$$

La interceptación se calcula considerando como límite máximo de interceptación la precipitación, la capacidad del tanque de interceptación y el remanente de agua interceptada el día anterior que no haya sido evaporada:

$$Int(t) = I_{SSC} Cv - (Int(t-1) - E_i(t-1)) \quad (40)$$

Donde I_{SSC} y Cv son parámetros de vegetación correspondientes a la capacidad específica de almacenamiento y la cobertura respectivamente.

Siguiendo el enfoque planteado en RibAV, se consideran dos flujos principales desde la zona saturada: el ascenso hidráulico radicular (U) y el flujo capilar ascendente (Cwf). La presencia de raíces definida por la profundidad máxima radicular, D_r , debe estar en contacto con la elevación del nivel freático, Z_{wt} , para permitir los flujos desde la zona saturada. Para analizar la interacción entre la vegetación y los factores abióticos es necesario referir esta D_r y la profundidad efectiva de raíces, D_e , a la elevación de la superficie del suelo, Z_s . Los parámetros derivados son respectivamente la elevación de la profundidad máxima de raíces, Z_r , y la elevación de la profundidad efectiva de raíces, Z_e .

El ascenso hidráulico radicular solo se produce cuando el sistema radicular está conectado con la zona saturada durante la noche, y su estimación se realiza con la siguiente expresión:

$$U(t) = -Cr h_n (\psi_{fc} - \psi(t)) r_s \frac{1}{1 + (\psi(t)/\psi_{50})^{3.22}} \quad (41)$$

Donde para cada celda, Cr corresponde a $0.97 \text{ mm MPa}^{-1} \text{ h}^{-1}$, h_n corresponde a 10 horas de periodo nocturno, ψ_{fc} es la presión a capacidad de campo, ψ es la presión capilar del suelo y r_s corresponde al factor de transpiración de la zona saturada del suelo.

Cwf viene limitado por una profundidad mínima para permitir el ascenso de agua desde el nivel freático por capilaridad hasta la parte superior de la zona no saturada del suelo (D_c). Esta profundidad, referida a Z_s , corresponde a la mínima elevación, Z_c , para permitir el ascenso capilar a la parte superior del suelo no saturado. Teniendo en cuenta este límite, el cálculo de Cwf depende de la posición relativa del nivel freático respecto de las profundidades de raíces. Existe un primer caso posible de conectividad radicular ($Z_{wt} \geq Z_e$) en el que se asume que Cwf es suficiente para llenar el tanque correspondiente a la parte superior de la zona no saturada del suelo hasta la capacidad de campo:

$$Cwf(t) = H_{fc} - H(t-1) - U(t) \quad (42)$$

Este valor representa el límite máximo de Cwf .

Cuando hay conectividad radicular pero está fuera de los márgenes de la zona radicular efectiva, se incorpora en el cálculo de Cwf la conductividad hidráulica de la zona no saturada del suelo, K :

$$K(t) = \left(\frac{\psi_b}{\psi(t)} \right)^{3\lambda+2} K_s \quad (43)$$

Donde K_s es la conductividad hidráulica de la zona saturada.

En este caso en el que $Z_e > Z_{wt} > Z_r$, se requiere incluir dos valores a modo de correcciones dimensionales. Para transformar el valor de presión capilar a metros, se ha considerado 0.102 m de columna de agua kPa^{-1} . Además, la conductividad hidráulica horaria de la zona no saturada del suelo se ha corregido mediante 24 hd^{-1} . Teniendo esto en cuenta, el cálculo de Cwf viene dado por:

$$Cwf(t) = \left[\left(\frac{-0.102 \cdot \psi(t)}{Z_{wt}(t) - Z_e} \right) - 1 \right] \cdot 24 K_u(t) \quad (44)$$

La transpiración, T , se calcula mediante la suma de los dos componentes de la transpiración que tiene lugar en las zonas riparias: la transpiración desde la parte superior de la zona no saturada del suelo, T_u , y la transpiración desde la zona saturada, T_s . La presión óptima para la transpiración vegetal, ψ^* , se define como la presión en el preciso momento antes de que la planta comience a tener limitaciones de agua, mientras que la presión del punto de marchitez, ψ_{wp} , se considera como el límite a partir del cual se suspende la transpiración. Hay que tener en cuenta que además T_u solo se produce cuando la planta no se encuentra bajo condiciones de asfixia radicular. Es decir, T_u es posible cuando $Z_a > Z_{wt}$ y solo si la cantidad de agua capilar de la parte superior del suelo es suficiente para permitir su extracción por parte de la planta o, lo que es lo mismo, si $H > H_{wp}$.

Bajo estas circunstancias, hay dos casos diferentes que pueden darse y deben tenerse en cuenta para la estimación de T_u . En primer lugar, cuando hay conectividad efectiva entre el sistema radicular y el nivel freático ($Z_e \leq Z_{wt}$), T_u es proporcional al contenido relativo de agua disponible

entre Z_{wt} y Z_a , y se tienen en cuenta tanto la cobertura vegetal, Cv , como el factor de eficiencia de la planta en la transpiración desde la zona no saturada, r_u , como puede verse en la siguiente expresión:

$$T_u(t) = r_u \cdot Cv \cdot (ET_0(t) - E_i(t)) \cdot \left(1 - \frac{Z_{wt} - Z_e}{Z_a - Z_e}\right) \quad (45)$$

En el segundo caso, cuando no hay conectividad efectiva ($Z_e > Z_{wt}$), T_u viene determinada por el contenido relativo de agua capilar en la parte superior del suelo, H_{rel} :

$$H_{rel}(t) = MIN\left(\frac{H(t-1) - H_{wp}}{H^* - H_{wp}}; 1\right) \quad (46)$$

Considerando que no hay restricciones para la transpiración cuando la humedad del suelo está en su punto óptimo (ϑ^*), que se produce una reducción lineal a medida que la humedad del suelo descende y que la transpiración cesa por completo cuando se alcanza el punto de marchitez (ϑ_{wp}), T_u se calcula mediante:

$$T_u(t) = r_u \cdot cv \cdot (ET_0(t) - E_i(t)) \cdot H_{rel}(t) \quad (47)$$

Para que T_s se produzca es necesario que el sistema radicular esté conectado a la zona saturada del suelo ($Z_r \geq Z_{wt}$) y debe quedar un remanente de evapotranspiración potencial. Bajo estas hipótesis, T_s se calcula mediante:

$$T_s(t) = Min \begin{cases} cv(ET_0(t) - E_i(t)) - T_u(t) \\ r_s \cdot cv(ET_0(t) - E_i(t)) \cdot Z_{rel}(t) \end{cases} \quad (48)$$

donde Z_{rel} es la profundidad relativa de la zona saturada cuando la evapotranspiración potencial no es limitante, la cual viene dada por:

$$Z_{rel} = \begin{cases} 1 - \left(\frac{Z_{wt}(t) - Z_e}{Z_a - Z_e}\right) & \text{si } Z_a > Z_{wt}(t) \geq Z_e \\ \left(\frac{Z_{wt}(t) - Z_r}{Z_e - Z_r}\right) & \text{si } Z_e > Z_{wt}(t) \geq Z_r \end{cases} \quad (49)$$

Por último, la transpiración total se calcula mediante la suma de T_u y T_s :

$$T(t) = T_u(t) + T_s(t) \quad (50)$$

El cálculo de la evaporación desde el suelo desnudo, E , es necesario para poder calcular $H(t)$ al finalizar el día t . Se calcula considerando el contenido de agua capilar restante en la parte superior del suelo E se calcula en RVDM considerando el remanente del agua capilar de la parte superior del suelo después de la transpiración de la zona vegetada de cada celda y el límite inferior establecido mediante H_{wp} :

$$E(t) = [ET_0(t) - E_i(t)](1 - cv)\beta(H) \quad (51)$$

Donde β es una función de limitación lineal de agua en el almacenamiento capilar, que viene definido por la profundidad efectiva, D_{bse} , para la evaporación de agua desde el suelo desnudo:

$$\beta(H) = \begin{cases} 1 & \text{si } I(t) + H(t-1) - T_u(t) \geq H^* \\ \frac{I(t) + H(t-1) - T_u(t) - H_{wp}}{H^* - H_{wp}} & \text{si } H_{wp} < I(t) + H(t-1) - T_u(t) < H^* \\ 0 & \text{si } I(t) + H(t-1) - T_u(t) \leq H_{wp} \end{cases} \quad (52)$$

8.5. Módulo de impactos del modelo RVDM

El módulo de impactos incluye tres sub-módulos que establecen la reducción de biomasa la muerte de la planta como consecuencia del estrés hidrológico, bien por exceso o por defecto. Estos tres sub-módulos analizan secuencialmente la remoción por avenida, la asfixia por inundación y la marchitez por sequía.

8.5.1. Sub-módulo de remoción por avenida

Para cada paso de tiempo, el esfuerzo cortante, τ , asumible para cada celda se calcula por medio de la interpolación de mapas de esfuerzo cortante de referencia τ_j , asociados a caudales máximos instantáneos de referencia ($Q_{i,j}$):

$$\tau(t) = \tau_{j-1} + \left(\frac{Q_i(t) - Q_{i,j-1}}{Q_{i,j} - Q_{i,j-1}} \right) (\tau_j - \tau_{j-1}) \quad (53)$$

Cada $\tau(t)$ es comparado con el esfuerzo cortante mínimo (τ_m) y con el esfuerzo cortante crítico (τ_c) correspondientes al SPFT de cada celda para determinar si hay reducción de biomasa. RVDM considera que no hay impacto sobre la vegetación si $\tau(t) < \tau_m$ y, en consecuencia, no hay reducción de biomasa. Por el contrario, $\tau(t) > \tau_c$ es considerado como condición para la remoción completa de la planta. En este caso, la biomasa se cancela, el área se considera arrasada y el SPFT pasa a ser suelo desnudo o BS. La reducción de la biomasa se ha considerado lineal cuando $\tau_m < \tau(t) < \tau_c$. La biomasa resistente al impacto se calcula mediante $B_\tau(t) = B(t-1) \cdot \xi_\tau(t)$, donde $\xi_\tau(t)$ se calcula mediante:

$$\xi\tau(t) = \frac{\tau(t) - \tau_c}{\tau_m - \tau_c} \quad (54)$$

8.5.2. Asfixia por inundación

Similarmente, la elevación del nivel freático diario, Z_{wt} , se estima por interpolación de los mapas de referencia, $Z_{wt j}$, asociados a caudales diarios de referencia (Q_j), como puede verse a continuación:

$$Z_{wt}(t) = Z_{wt j-1} + \left(\frac{Q(t) - Q_{j-1}}{Q_j - Q_{j-1}} \right) \cdot (Z_{wt j} - Z_{wt j-1}) \quad (55)$$

La saturación del suelo genera condiciones anaeróbicas que pueden causar daños fisiológicos sobre la planta desde la escisión foliar hasta la muerte de la planta si el daño es severo. El punto inicial para la situación de anoxia es representado en RVDM por el parámetro de vegetación elevación de la profundidad de extinción por saturación o de asfixia de raíces (Z_a) cuando es excedido por Z_{wt} . Se considera que no hay impacto siempre que $Z_{wt} < Z_a$. Por el contrario, se plantean diferentes niveles de impacto cuando $Z_{wt} > Z_a$. De hecho, RVDM contempla que los daños causados por asfixia fisiológica vienen determinados no solo por la situación de inundación sino por la duración de la misma (Brinson y Verhoeven, 1999; Tabacchi *et al.*, 2005; García-Arias *et al.*, 2014). Para incluir el efecto de la duración de la inundación RVDM incorpora dos parámetros de vegetación que representan el número de días consecutivos mínimo (a_m) y crítico (a_c) bajo situación de asfixia. Hay tres comportamientos posibles de la planta bajo dicha situación de asfixia considerando estos umbrales mínimo y crítico (Figura 8.7).

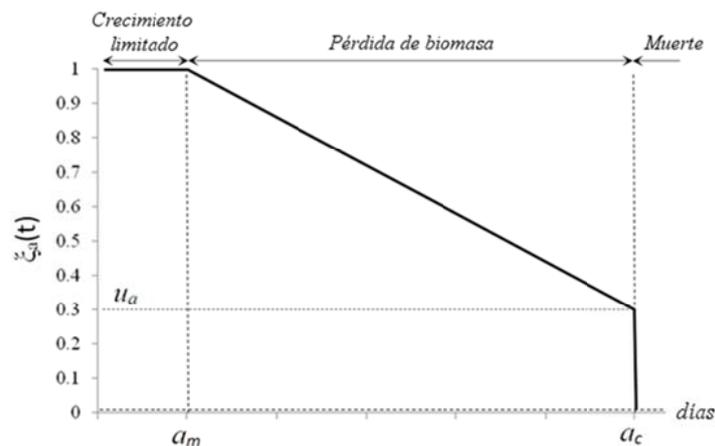


Figura 8.7. Estimación de la pérdida de biomasa en RVDM bajo condiciones de asfixia fisiológica por inundación, considerando los umbrales de número de días consecutivos mínimo (a_m) y crítico (a_c) en situación de asfixia radicular y la mínima cantidad de biomasa relativa (u_a) que conlleva a la muerte de la planta

Se considera que la respiración aeróbica no es posible cuando se da una situación de asfixia aunque $a(t) < a_m$, y por tanto el modelo impide el crecimiento de biomasa. Sin embargo, mientras no se supere el límite mínimo de días consecutivos bajo dicha situación, a_m , el modelo no contempla la pérdida de biomasa. RVDM analiza de forma diferente la situación en la que $a_m < a(t) < a_c$. La biomasa decrece linealmente bajo estas condiciones hasta un mínimo de biomasa relativa, u_a , específico para cada línea de sucesión. La biomasa después del impacto se calcula como $B_a(t) = B_c(t) \cdot \xi_a(t)$, donde $\xi_a(t)$ se calcula mediante la siguiente expresión:

$$\xi_a(t) = \frac{a(t) + u_a [a_m - a(t)] + a_c}{a_m - a_c} \quad (56)$$

Se considera que tiene lugar la muerte y desaparición completa de la planta cuando $a(t) > a_c$, el área pasa a considerarse desocupada y en consecuencia el SPFT se establece como BS para el siguiente sub-módulo de RVDM.

8.5.3. Sub-módulo de marchitez por sequía

RVDM considera que se da una situación de sequía cuando la transpiración de la planta es nula. Una planta afectada por una situación de estrés por sequía se defiende mediante el cierre estomático y suspende la transpiración, $T(t) = 0$. Este mecanismo de resistencia permite a la planta soportar la sequía durante un tiempo determinado. El número de días consecutivos sin transpiración determina la pérdida de biomasa. RVDM considera w_m como el número mínimo de días consecutivos bajo situación de sequía para inducir la pérdida de biomasa. Hasta este umbral marcado por w_m , se considera que el estrés por sequía causa el cese del crecimiento de biomasa. A partir de ese momento, la pérdida de biomasa se considera lineal hasta un umbral de biomasa relativo, u_w , que da paso a la muerte de la planta. La biomasa restante se estima mediante $B_w(t) = B_a(t) \cdot \xi_w(t)$, donde $B_a(t)$ se ha calculado previamente en el sub-módulo anterior y $\xi_w(t)$ viene dado por:

$$\xi_w(t) = \frac{w(t) + u_w [w_m - w(t)] + w_c}{w_m - w_c} \quad (57)$$

Donde w_c es el número de días consecutivos crítico bajo situación de sequía que causa la muerte de la planta. Este límite se incluye en RVDM para considerar el impacto irreversible de una marchitez por sequía crítica, o lo que es lo mismo, el punto de marchitez permanente asociado a cada tipo de vegetación.

Como sucedía en los sub-módulos anteriores, bajo esta situación crítica el modelo asume la muerte de la planta, el área pasa a considerarse desierta y el SPFT de la celda en cuestión queda definido como BS.

8.6. Módulo de evolución del modelo RVDM

El módulo de evolución se basa en procesos que pueden ser agrupados dentro de los tres sub-módulos que se proponen en RVDM: reclutamiento vegetal, crecimiento y sucesión-regresión entre SPFTs.

8.6.1. Sub-módulo de reclutamiento vegetal

El reclutamiento vegetal se modela en RVDM considerando tres requerimientos principales: la presencia de semillas viables, la germinación de dichas semillas y el establecimiento satisfactorio de los propágulos.

Para las especies mediterráneas de la serie boscosa (CW) se considera que la capacidad de dispersión de semillas, tanto anemócora como hidrócora, no es limitante para el reclutamiento (Guilloy-Froget *et al.*, 2002; González *et al.*, 2010). Por el contrario, la presencia/ausencia de semillas viables en otras especies riparias viene determinada por la ocurrencia de avenidas (Boedeltje *et al.*, 2004; Neff y Baldwin, 2005; Gurnell *et al.*, 2008; Greet *et al.*, 2011) y, en consecuencia, el momento en el que se producen las avenidas ordinarias debe ser considerado. En RVDM las avenidas otoñales se consideran destructivas para todas las líneas de sucesión, en términos de remoción de semillas. En consecuencia, cuando durante los meses de otoño-invierno se producen picos de caudal que superan los niveles críticos, las áreas de establecimiento potencial (PSC) pasan a quedar desnudas sin presencia de semillas (BS). Una vez comienza la estación primaveral, la dispersión de semillas se asume para las series boscosa y terrestre y el modelo considera que el suelo desnudo pasa a PSC. En el caso de la serie de carrizal la dispersión de semillas se asume una vez que se produce una avenida primaveral con un caudal mínimo para la dispersión de semillas ($Q_{i\ sr}$) que tiene que ser superado para que el proceso se considere satisfactorio.

El proceso de germinación viene controlado por diferentes condicionantes ambientales: temperatura, humedad, oxígeno y luz. Mediante el establecimiento de parámetros de germinación representativos, y por medio de la comparación con las variables relacionadas en cada paso de tiempo, la germinación se establece como productiva o no productiva para las áreas PSC. La parametrización del proceso de germinación incluye el rango de temperaturas [$T_{gmax} - T_{gmin}$] en el que la germinación es posible. En cada paso de tiempo, las temperaturas máximas y mínimas ($T_{max}(t)$, $T_{min}(t)$) son comparadas con el rango de temperatura óptima para la germinación y en los casos en los que es superado o no alcanzado, la germinación se desestima directamente. La disponibilidad de oxígeno es la siguiente condición ambiental analizada cuando la temperatura es considerada adecuada. Un nivel freático por encima de la superficie del suelo ($Z_{wt}(t) > Z_s$) se considera causa de anoxia e implica que la germinación no tiene lugar. Por el contrario, en situaciones favorables de oxígeno disponible ($Z_{wt}(t) \leq Z_s$) la germinación se considera posible y el sub-módulo pasa a analizar las condiciones de humedad. Se establece H_{gmin} como parámetro representativo de las condiciones de humedad mínima en el suelo para permitir la germinación. Mientras que una situación de estrés hídrico impide la germinación, una situación de contenido de agua en el suelo suficiente deriva en el análisis de las limitaciones lumínicas. La radiación fotosintéticamente activa (PAR) se utiliza como variable de referencia para determinar

el éxito de la germinación. Mientras que algunas especies riparias requieren exposición solar directa para su establecimiento y desarrollo (heliófilas), otras presentan una mayor tasa de éxito en zonas sombreadas (esciófilas). La distinción entre las dos series riparias consideradas en RVDM permite analizar la competencia en la germinación. De este modo, se considera que en esta primera fase del desarrollo vegetal la serie de carrizal se comporta como heliófila mientras que la serie boscosa lo hace como esciófila. En consecuencia, un único parámetro es necesario para determinar qué línea de sucesión logra germinar en caso de que las semillas de ambas líneas estén presentes en la celda. Este parámetro es el umbral de PAR entre heliófilas y esciófilas, PAR_{h-e} . Para cada paso de tiempo se estima $PAR(t)$ y se compara con PAR_{h-e} para determinar si las condiciones de luz permiten la germinación de las especies de la serie boscosa o de la de carrizal. La serie terrestre no se considera limitada por las condiciones lumínicas por albergar especies con diferentes preferencias en este sentido.

La imposibilidad para germinar causada por cualquiera de los factores ambientales limitantes tiene como resultado el mantenimiento de las celdas con el SPFT asociado a suelo desnudo con presencia de semillas, es decir PSC. Las áreas donde la germinación (CW-TV o RE-TV) no se ve limitada, se consideran áreas donde la germinación ha sido exitosa y se alcanza el SPFT correspondiente a las pioneras de las diferentes líneas de sucesión (P). Sin embargo, el reclutamiento no se considera asegurado todavía. Como ya se ha comentado anteriormente, aunque la germinación es generalmente muy productiva en entornos riparios, la mayoría de los propágulos mueren durante el primer año como consecuencia de las sequías estivales características de los entornos semiáridos (Mahoney y Rood, 1998). Para reflejar este hecho, RVDM requiere que la germinación tenga lugar y además que el reclutamiento de las pioneras sea exitoso durante el verano.

El reclutamiento de cada línea de sucesión se considera posible solo en celdas pioneras cuando se alcanza el número de días necesarios para el establecimiento, NDE . Un establecimiento exitoso depende en RVDM de la transpiración de las pioneras, ΣT , y del tiempo desde que la germinación tiene lugar, TSG . Mientras que la competencia entre las líneas riparias depende de la presencia de semillas y de las condiciones ambientales de luz durante el proceso de germinación, la competencia entre riparias y terrestres se establece en este sub-módulo mediante la comparación de la transpiración real acumulada de cada pionera presente desde la germinación. Cuando $TSG > NDE$, y la ΣT de una línea de sucesión es superior a la de otra, se alcanza el SPFT herbáceo correspondiente a la línea más favorable (la de mayor transpiración acumulada).

En los casos en los que la germinación es exitosa pero el reclutamiento no lo es, el SPFT simulado sigue siendo pionero (P) si la planta todavía resiste (condición analizada en el módulo de impactos). Por el contrario, cuando el establecimiento tiene lugar, el reclutamiento se considera exitoso y las áreas se simulan como hierbas (H_{RE} , H_{CW} o H_{TV}).

El resultado del sub-módulo de reclutamiento es un mapa de SPFTs y otro mapa de biomasa. La biomasa solo se corrige en este módulo con los valores de biomasa mínima asociada a los nuevos SPFTs alcanzados cuando tienen lugar una germinación o un establecimiento exitoso.

8.6.2. Sub-módulo de crecimiento

El crecimiento de la vegetación se evalúa en RVDM únicamente si no ha habido impactos en el paso de tiempo que se está analizando. Bajo estas condiciones, el crecimiento de la biomasa se estima en todas las áreas vegetadas. Aunque una curva logística simple se ha considerado por diferentes autores como apropiado para la estimación de la producción de biomasa en la vegetación de ribera (Perucca *et al.*, 2006; Ye *et al.*, 2013), en RVDM este enfoque de crecimiento logístico de la biomasa se integra en un modelo de eficiencia en el uso de la luz (*light use efficiency*, LUE) mediante un factor de distribución foliar, φ_l , el cual se calcula mediante la siguiente expresión:

$$\varphi_l(t) = 1 - \frac{LAI(t)}{LAI_{max}} \quad (58)$$

Mientras que LAI_{max} es un parámetro del modelo que representa el LAI máximo que se puede dar en un ecosistema, el índice de área foliar LAI (m^2 hoja verde m^{-2} suelo) representa la superficie de hojas por superficie de suelo para cada paso de tiempo. Esta variable es función del factor de área foliar específica, SLA ($m^2 gC^{-1}$), de la biomasa y de la cobertura, y se calcula mediante la siguiente expresión:

$$LAI(t) = SLA \cdot B(t) \cdot cv \quad (59)$$

Mediante el modelo LUE propuesto se puede clasificar la respuesta de cada área vegetada como crecimiento normal, crecimiento retardado o pérdida de biomasa. RVDM analiza cuantitativamente el crecimiento o la reducción de biomasa mediante estimaciones discretas de biomasa para el paso de tiempo en cada celda mediante la siguiente ecuación:

$$\frac{dB}{dt} = (LUE \cdot ET_{idx}(t) \cdot APAR(t) - Re(t)) \cdot \varphi_l(t-1) - k_a \cdot B(t-1) \quad (60)$$

Donde LUE es la eficiencia en el uso de la luz ($gC MJ^{-1}APAR$) para cada SPFT, k_a es el factor de senescencia natural (d^{-1}) y $APAR$ es la radiación fotosintéticamente activa absorbida ($MJ m^{-2} d^{-1}$), la cual se calcula mediante la multiplicación de la PAR y la $FPAR$. $FPAR$ es la fracción de PAR incidente que es absorbida por el dosel vegetal ($MJ m^{-2} d^{-1}$) y se estima mediante la ley de Beer-Lambert:

$$FPAR(t) = 0.95 \left(1 - e^{-l_e LAI(t-1)} \right) \quad (61)$$

Donde l_e es el coeficiente de extinción lumínica sobre los elementos foliares.

El ET_{idx} es el índice de evapotranspiración propuesto en RibAV pero aplicado a escala diaria y considerando solo la transpiración vegetal, el cual viene definido por la siguiente expresión:

$$ET_{idx}(t) = \frac{T(t)}{cv ET_0(t) - E_i(t)} \quad (62)$$

Finalmente, la respiración (Re) se basa en ratios C:N específicos del tejido foliar, en la temperatura del aire, en la biomasa foliar y en la fenología (Sitch *et al.*, 2003). Siguiendo este enfoque, RVDM incluye en el cálculo de la respiración una variante de la ecuación de Arrhenius para incluir en las tasas de respiración la dependencia de la temperatura, y un ratio C:N foliar igual a 29 (Sitch *et al.*, 2003). Ajustando la biomasa a la masa de carbono mediante la relación de 1 g C en 2.2 g de materia orgánica seca, la respiración se estima mediante:

$$Re(t) = \left(\frac{rr B(t-1)}{2.2 \cdot 29} \right) \cdot e^{308.56 \left[\left(\frac{1}{56.02} - \frac{1}{T_{med} + 46.02} \right) \right]} \quad (63)$$

Donde, T_{med} es la temperatura media ($^{\circ}\text{C}$) y rr es la tasa de respiración ($\text{gC g}^{-1}\text{N d}^{-1}$).

8.6.3. Sub-módulo de sucesión-regresión entre SPFTs

Considerando cada línea de sucesión independientemente, en este sub-módulo se estudian las posibles sucesiones y regresiones entre SPFTs. Los cambios entre líneas de sucesión y las transiciones se analizarán posteriormente en el módulo de competencia. Dentro de una línea de sucesión, cada SPFT correspondiente a las categorías de pionero, herbáceo y leñoso tiene asociado un parámetro de biomasa mínima, B_{min} , y un periodo vital. Este periodo vital está definido mediante los parámetros Age_s , que representa la edad mínima (días) que el SPFT previo requiere para la sucesión al SPFT, y Age_{max} , que se define como la edad máxima (días) que conllevan a la muerte de la planta si la B_{min} del siguiente SPFT no se ha alcanzado, o lo que es lo mismo, si la sucesión se encuentra detenida por incapacidad de la planta para progresar.

Las sucesiones de los SPFTs categorizados como herbáceos a los SPFTs leñosos en las series boscosa y terrestre tienen lugar cuando se sobrepasan los umbrales marcados por Age_s y B_{min} . La regresión tiene lugar cuando un SPFT alcanza la edad máxima considerada limitante para su supervivencia. En el caso de los SPFTs leñosos, la regresión se asocia al envejecimiento de la vegetación. Por el contrario, las regresiones de los SPFTs pioneros y herbáceos se caracterizan por el envejecimiento de la vegetación sin haber sido capaz de ganar suficiente biomasa como para avanzar a estadios más desarrollados. El resultado de la regresión en todos los casos es la muerte de la vegetación y el SPFT resultante es BS.

En esta primera versión del modelo RVDM se asumen tres hipótesis. Por la primera el sub-módulo omite las regresiones causadas por pérdida de biomasa; estas regresiones se establecen en el módulo de impactos y resultan en BS si la regresión tiene lugar. En consecuencia, RVDM no contempla la posibilidad de que se produzca una regresión directa de SPFTs herbáceos a pioneros o de leñosos a herbáceos. En segundo lugar, se considera la dormición de las semillas ilimitada en el tiempo sin que el paso temporal afecte a su viabilidad. En consecuencia, PSC no puede sufrir regresión en este sub-módulo (aunque si puede en el módulo de impactos). Por último, la sucesión de BS a PSC, después a P y finalmente a H se analiza en el sub-módulo de reclutamiento,

haciendo innecesario analizar de nuevo aquí dichas sucesiones. Esto implica que el inicio del periodo vital de los SPFTs herbáceos viene definido por el parámetro *NDE* del sub-módulo de reclutamiento.

8.7. Módulo de competencia del modelo RVDM

El módulo de competencia analiza separadamente la competencia entre las líneas de sucesión riparia y la transición natural de las comunidades riparias a las terrestres cuando las perturbaciones hidrológicas no son suficientes para mantener la dinámica característica de la ribera. Teniendo esto en cuenta, se proponen dos sub-módulos: cambios entre líneas de sucesión riparias y transición hacia terrestres.

8.7.1. Sub-módulo de cambios entre líneas de sucesión riparias

Las áreas sombreadas por el carrizo, es decir las celdas ocupadas por H_{RE} , son consideradas por el modelo como zonas con condiciones lumínicas óptimas para el reclutamiento de la serie boscosa. Bajo esta hipótesis, la presencia de semillas y otras condiciones ambientales limitantes son analizadas para determinar si la serie boscosa puede establecerse en dichas áreas, donde ya está establecido el carrizo. Tal como quedó definido en el sub-módulo de reclutamiento, en presencia de semillas de la serie boscosa, la temperatura, el oxígeno y la humedad del suelo pueden limitar la germinación de las mismas en este módulo. Cuando no existen limitaciones ambientales, el modelo considera internamente SPFTs combinados que son “transparentes” para el usuario, con el fin de analizar la evolución de los primeros estadios de la serie boscosa y la competencia entre ambas series una vez esta alcanza el SPFT herbáceo. El primero de dichos SPFTs combinados internos representa la *coexistencia potencial* cuando las semillas de la serie boscosa (PS_{CW}) están presentes en la celda ocupada por el carrizal (H_{RE}). Después de que las semillas germinen (P_{CW}), la etapa de *coexistencia* de ambas series comienza en el área. Cada etapa es mantenida internamente para el siguiente paso temporal, hasta que la etapa sucesiva es posible. La última etapa es la de *competencia* propiamente dicha entre las herbáceas de la serie del carrizal (H_{RE}) y las herbáceas establecidas de la serie boscosa (H_{CW}), lo cual sucede cuando se alcanza el *NDE*. Tanto los SPFTs correspondientes a semillas, como a pioneras y a herbáceas de la serie boscosa se consideran protegidas por el carrizo frente a los impactos. Por tanto, se asume que no hay regresión de los SPFTs de la serie boscosa en estas etapas intermedias a menos que los impactos afecten al carrizo (H_{RE}) o dicha serie boscosa gane la competencia.

Cuando se asume el establecimiento y el reclutamiento de la serie boscosa se considera exitoso, el sub-módulo analiza la competencia en sí misma para cada paso temporal. La variable crítica para la comparación es la transpiración real acumulada (ΣT), considerando para el sumatorio el número de días desde que se inicia la competencia. El modelo estima el valor de ΣT para ambos SPFTs en competencia, es decir para H_{RE} y H_{CW} , bajo las mismas condiciones ambientales, las de la celda correspondiente para el mismo periodo de tiempo. A ojos del usuario, el carrizo se mantiene como SPFT simulado día a día en la celda hasta que H_{CW} gana la competencia ($\Sigma T(t)H_{RE} < \Sigma T(t)H_{CW}$) y la biomasa supera el umbral definido por el parámetro B_{min} correspondiente al SPFT leñoso de la serie boscosa (W_{CW}). El resultado es entonces el cambio en el SPFT en la

celda de H_{RE} a W_{CW} , y por tanto el cambio en la línea de sucesión. A partir de ese momento se considera finalizada la competencia entre ambas líneas.

8.7.2. Sub-módulo de transición hacia terrestres

Se considera que la etapa madura de la serie boscosa evoluciona de manera natural a la serie terrestre cuando no hay perturbaciones hidrológicas; de hecho, los sistemas riparios se pueden considerar como áreas de transición semi-terrestres (Naiman *et al.*, 2005). Los impactos causados por avenida son el principal motor de cambio en las comunidades riparias pero no son los únicos. Especialmente bajo condiciones semiáridas, la frecuencia de las sequías, su duración e intensidad afectan a la vegetación notablemente. En estos entornos, los mecanismos de adaptación de las plantas riparias que les permiten transpirar desde diferentes fuentes de recurso hídrico, marcan la diferencia cuando no hay agua suficiente en la parte superior de la zona no saturada del suelo pero el nivel freático es accesible. El modelo RVDM incorpora el análisis del uso del agua mediante el cálculo de la transpiración para determinar si la serie terrestre puede iniciar una competencia por el territorio. La variable utilizada para la comparación en este caso es el índice de evapotranspiración diario acumulado, ΣET_{idx} , como indicador de la tendencia de bienestar que depende de las capacidades de transpiración de los SPFTs que potencialmente pueden ocupar la celda.

La competencia entre boscosas y terrestres solo se analiza en las áreas ocupadas por los SPFTs W_{CW} , W_{MV} y W_{TV} en dos pasos sucesivos. El parámetro que representa la edad mínima necesaria para la transición, Age_T , define el momento en el que empieza a contemplarse la competencia potencial en celdas ocupadas por W_{CW} , mientras que todas las celdas transicionales son analizadas. En consecuencia, en un primer paso, la competencia entre W_{CW} y W_{MV} se analiza para todas las áreas ocupadas por W_{MV} y en áreas que hayan sido ocupadas por W_{CW} durante un número de días superior a Age_T . El resultado puede ser en ambos casos cualesquiera de los dos SPFTs, tanto W_{CW} como W_{MV} , por lo que este primer paso analiza la competencia bidireccionalmente. Por el contrario, el segundo paso solo considera la transición potencial de W_{MV} a W_{TV} . El análisis de la competencia en este caso viene delimitado por un segundo parámetro temporal, t_{minTV} que define el número mínimo de días desde W_{MV} para permitir la transición a W_{TV} . Una vez que el área ha sido ocupada por W_{MV} durante un tiempo superior a t_{minTV} , el ΣET_{idx} se calcula y compara para ambos SPFTs iterativamente en cada paso temporal hasta que W_{TV} gana la competencia.

8.8. Estrategia de implementación y análisis de sensibilidad del modelo RVDM

Estrategia general

Los parámetros se optimizaron iterativamente de forma manual hasta que el modelo se consideró correctamente calibrado para el caso de estudio. Este proceso de optimización, se llevó a cabo una vez comparados los resultados de las $2.5 \cdot 10^5$ simulaciones de Monte Carlo realizadas y una vez que los rangos efectivos de los parámetros habían sido identificados. Se consideraron periodos temporales diferentes y complementarios en el mismo tramo de estudio

para la validación del modelo. El modelo fue considerado correctamente implementado cuando los resultados para las funciones objetivo en calibración y validación fueron satisfactorios y comparativamente mejores que los modelos de referencia que previamente se habían implementado en el mismo tramo de estudio para periodos comparables.

Caso de estudio

Como se ha comentado anteriormente, se seleccionó el tramo Terde para la evaluación del comportamiento del modelo en condiciones riparias semiáridas. De este tramo se analizó la zona central que alberga aproximadamente 230 metros de longitud de cauce. Durante los periodos analizados el área se encontraba en condiciones naturales y tanto los diferentes sustratos como los diferentes tipos de vegetación estaban correctamente representados.

Los periodos de análisis seleccionados incluyen la variabilidad intra- e inter-anual de los caudales, la cual es característica de cuencas mediterráneas semiáridas. Aunque se dispone de datos hidrológicos para el periodo entre los años 1948 y 2009, las fotografías aéreas necesarias para la creación de los mapas de vegetación deben ser necesariamente de mejor calidad que las disponibles para los primeros años. Por tanto, el periodo entre los años 2000 y 2009 fue considerado para la implementación del modelo. Se estableció el periodo de calibración entre el 1 de julio del año 2000 y el 31 de agosto del 2006 y el mapa de vegetación obtenido de la fotografía aérea del 1 de julio de 2000 fue dado al modelo como condición inicial. Los periodos de validación se establecieron entre el 31 de agosto de 2006 y el 31 de diciembre de 2009, así como entre el 1 de julio de 2000 y el 31 de diciembre de 2009. Estos periodos que finalizan en 2009 son considerados de especial interés para la evaluación del comportamiento del modelo puesto que, mientras que el periodo de calibración no recoge avenidas extraordinarias, en los periodos de validación se registraron dos avenidas que coinciden con los tres últimos años de simulación (una avenida con un caudal máximo instantáneo de 342 m³/s el 11 de septiembre de 2006 y otra con un caudal máximo instantáneo de 300 m³/s el 9 de agosto de 2009).

El modelo no se validó espacialmente en el tramo Lorcha por no haberse encontrado fotografías aéreas que permitieran la generación del mapa de vegetación necesario para la condición inicial del modelo.

Inputs del modelo

Se incorporaron al modelo diferentes variables hidro-meteorológicas entre las que se encontraban series meteorológicas diarias de precipitación (P), temperaturas (T_{max} , T_{min}), evapotranspiración potencial (ET_0), así como caudal medio diario y caudal máximo instantáneo (Q_d y Q_i). La radiación de onda corta mensual tabulada obtenida del atlas de radiación de la AEMET sirvió para la estimación de la serie diaria de radiación fotosintéticamente activa (PAR) considerando un ratio constante de 0.48 MJ PAR/MJ R_s (McCree, 1972). La implementación del modelo *RVDM* requirió además mapas de inputs hidráulicos de elevación del nivel de agua ($Z_{wt, j}$) y de tensión tangencial (τ_j) asociados a los Q_d y Q_i respectivamente, el mapa topográfico (Z_s), así como un mapa de tipos de suelo con los diferentes parámetros de suelo asociados.

Observaciones de la variable de estado y condición inicial

Se incluyeron además tres mapas de vegetación (SPFTs) para su uso como condición inicial o como objetivo de simulación en los diferentes casos de estudio. Estos mapas correspondieron a la vegetación estimada para los días 1 de julio de 2000, 31 de agosto de 2006 y 31 de diciembre de 2009.

Para cada periodo analizado, el modelo generó el mapa de biomasa inicial a partir de los parámetros de biomasa mínima asimilable a cada SPFT (B_{min}), los cuales quedaron definidos en el sub-módulo de sucesión-regresión entre SPFTs para cada iteración del proceso de calibración. En este sentido, el modelo adopta una solución de compromiso para los SPFTs que no tienen asignado un valor de B_{min} . Así, el cálculo de la biomasa inicial para los pioneros se estableció como $0.5 B_{min}$ del SPFT herbáceo correspondiente a su misma línea de sucesión, y la biomasa inicial para la vegetación mixta (W_{MV}) se estableció como el promedio de B_{min} para W_{CW} y para W_{TV} .

Evaluación del comportamiento del modelo

La influencia de los valores de los diferentes parámetros en la respuesta del modelo fue analizada mediante índices que se han sido recomendados para la comparación de la distribución de especies (Mouton *et al.*, 2010). Mediante una comparación celda a celda del mapa de SPFTs objetivo y el mapa obtenido de la simulación con el modelo RVDm, se obtuvieron diferentes matrices de confusión. Considerando la clasificación vegetal por SPFTs, se generó la matriz de confusión principal. Esta matriz principal fue tomada como referencia para la creación de nuevas matrices asumibles para diferentes reclasificaciones vegetales. Se realizó una reclasificación de los SPFTs en diferentes fases (diferenciando entre los tipos: suelo desnudo, pioneros, herbáceos y leñosos), en diferentes líneas (distinguiendo entre: carrizal, boscosa, mixta y terrestre) y, por último, considerando solo riparias, terrestres y mixtas. Tanto en esta última clasificación como en la clasificación por líneas, el SPFT correspondiente a suelo desnudo (BS) fue considerado como vegetación mixta.

Las matrices de confusión, resultantes de la comparación celda a celda entre los mapas observados y simulados, permitieron el cálculo del número de instancias correctamente clasificadas (CCI) y del coeficiente de acuerdo kappa (k) de Cohen (1960). En base a la experiencia previa con los modelos de referencia en el mismo tramo de estudio, se estableció que el modelo se consideraría correctamente implementado cuando los resultados para dichas funciones objetivo fueran $CCI > 0.6$ y $k > 0.5$. Además la dinámica vegetal se tendría en cuenta para la selección de los parámetros definitivos. Del mismo modo, se llegó al compromiso de conseguir unos buenos resultados de validación ($CCI > 0.4$ y $k > 0.3$) para poder considerar el modelo correctamente implementado.

Análisis de sensibilidad general

Previo a la calibración propiamente dicha, se realizó un análisis de sensibilidad general (GSA) (Hornberger y Spear, 1980) del modelo para comprender el grado de influencia de los diferentes parámetros en el comportamiento del modelo. Se establecieron rangos para los diferentes parámetros considerados en el GSA (Tabla 8.1). Estos rangos se muestrearon aleatoriamente mediante la técnica de Monte Carlo considerando distribuciones uniformes de los parámetros. Se

analizaron en RVDM $2.5 \cdot 10^5$ conjuntos de parámetros independientes y se calcularon como funciones objetivo el número de instancias correctamente clasificadas (*CCI*) y el coeficiente de acuerdo kappa (*k*) para los periodos 01/07/2000-31/08/2006 y 01/07/2000-31/12/2009. Por consiguiente, cuatro criterios (*CCI06*, *k06*, *CCI09* y *k09*, respectivamente) fueron analizados para dividir los conjuntos de parámetros en dos grupos: conductuales o *behavioural* y no conductuales o *non-behavioural*. Los resultados de cada simulación se consideraron satisfactorios cuando *CCI* y *k* superaban los umbrales establecidos. Los conjuntos de parámetros que conducían a dichos resultados satisfactorios se clasificaron como pertenecientes al grupo de los conductuales. Por el contrario, los conjuntos de parámetros que conducían a resultados no satisfactorios fueron clasificados como no conductuales.

Se obtuvo la distribución de probabilidad acumulada de cada parámetro dentro de cada uno de los dos grupos. Mediante el test Kolmogorov–Smirnov para la comparación de dos muestras (*KS*) se analizó la importancia relativa cada parámetro en la simulación con el modelo. El estadístico *KS* (KS_{stat}) es la máxima diferencia absoluta entre la función de distribución acumulada calculada para el conjunto de valores conductuales de un parámetro y la función de distribución acumulada calculada para el conjunto de valores no conductuales del mismo parámetro. Valores mayores de KS_{stat} representan una mayor distancia en términos de probabilidad. En consecuencia, cuanto mayor es KS_{stat} , mayor es la influencia del parámetro en el comportamiento del modelo. Para obtener más detalles se pueden consultar otros casos prácticos, como por ejemplo Wade *et al.* (2001), Medici *et al.* (2012) o Pasquato *et al.* (2014).

La selección de los umbrales de *CCI* y *k* para clasificar los conjuntos de parámetros no resultó una tarea trivial. Cuando los umbrales de *CCI* y *k* establecidos eran bajos (poco restrictivos) se obtenían un gran número de conjuntos de parámetros conductuales. La identificación de parámetros influyentes era por tanto difícil, pues la distribución de probabilidad acumulada de los dos grupos, conductuales y no conductuales, no mostraban suficientes diferencias y por tanto la sensibilidad del modelo frente a parámetros importantes resultaba distorsionada. Por el contrario, umbrales de *CCI* y *k* elevados (muy restrictivos) conllevaban a un número muy bajo de conjuntos de parámetros conductuales, resultando en un número muy elevado de parámetros influyentes. Finalmente, los umbrales de *CCI* y *k* fueron ajustados teniendo en cuenta las capacidades del modelo y la proporción entre el número de conjuntos de parámetros conductuales y no conductuales. Estos umbrales finalmente se establecieron como los más altos que permitieron el mayor número de conjuntos de parámetros conductuales mientras que el orden de sensibilidad de los parámetros permanecía inalterado. En concreto, valores de 0.4 para *CCI* y *k* fueron considerados óptimos para todas las clasificaciones vegetales analizadas a excepción de la clasificación en fases que requirió una reducción del umbral de *k* hasta 0.3.

Tabla 8.1. Parámetros del modelo RVDM y los límites globales considerados para el análisis del modelo.

Nomenclatura del parámetro de calibración	Proceso	Unidades	Límite inferior	Límite superior
a_c , número crítico de días consecutivos bajo estrés por asfixia	I	días	2	150
Age_{max} , longevidad máxima de la planta	E	días	300	5000
Age_s , edad mínima requerida para permitir la sucesión	E	días	1500	2550
Age_T , edad mínima requerida para la transición a vegetación mixta	C	días	300	1450
a_m , número mínimo de días consecutivos bajo estrés por asfixia	I	días	1	50
B_{min} , biomasa mínima requerida para permitir la sucesión	E, C	g	250	10.103
C_v , factor de cobertura vegetal	WB	adimensional	0.2	1
D_a , profundidad de asfixia radicular	WB, I	m	-1.5	3
D_{bser} , profundidad efectiva considerada para la evaporación desde suelo desnudo	WB	m	0.1	0.5
D_e , profundidad efectiva de raíces	WB	m	0.05	3
D_r , profundidad máxima de raíces	WB	m	0.1	20
H_{gmin} , contenido de agua capilar mínimo para la germinación	E, C	mm	10	60
I_{SSC} , capacidad específica de almacenamiento de la intercepción	WB	mm	0	0.4
k_a , tasa de senescencia	E	day-1	1.10-3	3.10-3
LAI_{max} , índice de área foliar máximo del ecosistema	E	m ² m ⁻²	3	7
l_e , coeficiente de extinción lumínica	E	adimensional	0.15	1.3
LUE , eficiencia en el uso de la luz	E	gC MJ APAR ⁻¹	0.5	2.5
NDE, número de días mínimo para el establecimiento	E, C	días	1	25
PAR_{h-e} , heliophyte-estiphyte photosynthesis active radiation	E	MJ m ² d ⁻¹	10	13
Q_{isr} , maximum instantaneous spring flow to allow seed release	E	m ³ s ⁻¹	0.5	5
rr , tasa de respiración	E	gC gN ⁻¹ d ⁻¹	0.001	0.01
r_s , factor de transpiración de la zona saturada	WB	adimensional	0	1
r_u , factor de transpiración de la zona no saturada	WB	adimensional	0	1
SLA, factor de área foliar específica	E	m ² gC ⁻¹	0.003	0.024
T_{gmax} , temperatura máxima crítica para la germinación	E, C	°C	25	35
T_{gmin} , temperatura mínima crítica para la germinación	E, C	°C	0	5
T_{minTV} , tiempo mínimo desde vegetación mixta para transición a terrestres	C	días	1500	4050
u_{sa} , biomasa relativa mínima bajo estrés por asfixia	I	adimensional	0.1	0.9
u_{wa} , biomasa relativa mínima bajo estrés por marchitez	I	adimensional	0.1	0.9
w_c , número crítico de días consecutivos bajo estrés por marchitez	I	días	2	150
w_m , número mínimo de días consecutivos bajo estrés por marchitez	I	días	1	50
τ_c , esfuerzo cortante crítico	I	N m ⁻²	10	500
τ_m , esfuerzo cortante mínimo	I	N m ⁻²	1	100
Ψ^* , presión del punto óptimo de transpiración	WB	kPa	200	1200
Ψ_{wp} , presión del punto de marchitez	WB, I	kPa	1000	3000

* Procesos en los que interviene cada parámetro: C (módulo de competencia), E (módulo de evolución), I (módulo de impactos), WB (módulo de balance de agua)

Estimación inicial de los parámetros de vegetación del modelo

Los parámetros de vegetación se definieron mediante rangos lo más acotados posibles para el análisis de la respuesta del modelo (Tabla 8.1). Los límites de dichos rangos se definieron en base a la experiencia previa obtenida en la implementación de los modelos de referencia en el mismo tramo de estudio y siguiendo los valores propuestos por diferentes autores. C_v se analizó entre

0.2 y 1 (Maddock III y Baird, 2003; Scott *et al.*, 2003), mientras que ψ^* y ψ_{wp} oscilaron entre 200 y 3000 kPa (Guymon, 1994; Laio *et al.*, 2001) siendo considerados los valores más bajos del rango para la presión en el punto óptimo para los SPFTs pioneros y los más altos para la presión en el punto de marchitez de los SPFTs más resistentes a la sequía como W_{TV} .

Los rangos de los parámetros relacionados con las profundidades de raíces D_r , D_e y D_a , variaron considerablemente entre los distintos SPFTs. Puesto que las referencias para la vegetación riparia son escasas y no demasiado específicas (Canadell *et al.*, 1996; Schenk y Jackson 2002; Baird y Maddock III, 2005; Webb y Leake, 2006; Padilla y Pugnaire, 2007; García-Arias *et al.*, 2014), los rangos considerados no fueron especialmente restrictivos. Siguiendo como directriz que los SPFTs más avanzados debían tener mayores profundidades máxima y efectiva de raíces y teniendo en cuenta las diferencias fisiológicas de las diferentes líneas de sucesión, los rangos para D_r se establecieron entre 0.1 y 20.0 m y los rangos para D_e con valores entre 0.05 y 3.0 m. En el caso de D_a , se definieron diferentes rangos entre -1.5 y 0.5 m teniendo en cuenta la resistencia a la asfixia por inundación de cada SPFT ripario (Cerrillo *et al.*, 2013). Tanto para la vegetación terrestre como mixta D_a se estableció como el límite inmediatamente superior a la profundidad efectiva de raíces.

Los factores de transpiración en función de la fuente de agua utilizada para la transpiración, r_u y r_s , estuvieron comprendidos durante todo el análisis entre 0.2 y 1.0, considerando las capacidades y las preferencias de los SPFTs riparios para transpirar de la zona saturada y/o de la parte superior de la zona no saturada del suelo. En el caso de los SPFTs de la línea terrestre, r_s se consideró nulo y r_u máximo.

Para caracterizar la interceptación del agua de lluvia por el dosel vegetal, se analizaron valores de I_{SSC} entre 0.2 y 4.0 mm para los diferentes SPFTs excepto para los pioneros, los cuales se consideraron incapaces de interceptar agua.

Los parámetros que definen el módulo de impactos fueron establecidos para cada SPFT en función de su capacidad de resistencia a cada impacto considerado. Globalmente, los parámetros se estudiaron dentro de los siguientes intervalos: τ_c entre 10 y 500 $N\ m^{-2}$ (Benjankar *et al.*, 2011; García-Arias *et al.*, 2013), τ_m entre 1 y 100 $N\ m^{-2}$, a_c y w_c entre 2 y 150 días, a_m y w_m entre 1 y 50 días (Stevens y Waring, 1985; Kozłowski, 2002; Cerrillo *et al.*, 2013) y, por último, u_a y u_w entre 0.1 y 0.9.

Los parámetros que controlan la evolución de la vegetación en términos de sucesión-regresión se analizaron dentro de rangos amplios por no haberse encontrado referencias en la literatura científica que fueran representativas para este estudio. En consecuencia, B_{min} osciló entre 250 g y más de 10 kg, considerando mayores valores cuanto más avanzados eran los SPFTs. Los valores de Age_s se establecieron entre los límites 1500 y 2250 días tanto para W_{CW} como para W_{TV} . La muerte por senescencia se definió mediante valores de Age_{max} entre casi 1 año y aproximadamente 3 años para los SPFTs pioneros, entre 5 y 14 años para los herbáceos y entre 100 y 150 años para el SPFT más avanzado de la serie boscosa. Se definieron Age_T y T_{minTV} entre 300 y 1450 días y entre 1500 y 4050 días respectivamente (ambos con una precisión de muestreo de valores dentro del rango de 30 días).

En el sub-módulo de crecimiento, se establecieron inicialmente los intervalos a considerar para cada parámetro partiendo de referencias encontradas en la literatura científica y se reajustaron tras algunas simulaciones preliminares. Algunos valores de referencia para el coeficiente de extinción lumínica, l_e , de especies riparias representativas fueron tomados de Canell *et al.* (1987), Nagler *et al.* (2004) y Glenn *et al.* (2008). Finalmente, l_e osciló entre 0.15 y 1.3. El intervalo considerado para el parámetro LUE fue común para todos los SPFTs y se estableció entre 0.5 y 2.5 gC MJ APAR⁻¹ (Canell *et al.*, 1987; Turner *et al.*, 2003; Pasquato *et al.*, 2014). Los intervalos analizados tanto para la tasa de respiración, rr , como para la tasa de senescencia natural, k_a , se consideraron comunes para todos los SPFTs. La primera, rr , se analizó entre 0.001 y 0.010 gC gN⁻¹ d⁻¹ mientras que k_a adoptó valores entre 1.10⁻³ y 3.10⁻³ días⁻¹ (Sitch *et al.*, 2003; Soeaert *et al.*, 2004). Algunos valores de SLA para ciertas especies terrestres se consultaron en los datos facilitados por la *TRY initiative on plant traits database* (<http://www.try-db.org>) y se utilizaron como referencia para establecer los rangos de SLA . Finalmente los valores de SLA estuvieron acotados entre 0.01 y 0.024 m² gC⁻¹ para la línea de carrizal, entre 0.008 y 0.014 m² gC⁻¹ para la línea boscosa y entre 0.003 y 0.011 m² gC⁻¹ para la línea terrestre.

Algunos parámetros adicionales para los procesos de competencia fueron incluidos para el análisis de sensibilidad. Estos parámetros se consideraron comunes para todos los SPFTs. El LAI_{max} se estableció entre 3.0 y 7.0 m² m⁻²; Qi_{sr} entre 0.5 y 5.0 m³ s⁻¹; T_{gmax} y T_{gmin} entre 25 y 35 °C y entre 0 y 5 °C respectivamente; H_{gmin} , se consideró limitado entre 10 y 60 mm; PAR_{h-e} entre 10 y 13 MJ m² d⁻¹; y NDE entre 1 y 25 días.

Por último, la profundidad efectiva la evaporación de agua de la superficie de suelo desnudo, D_{bse} , fue considerado un parámetro común para todos los tipos de suelo y se analizó entre los 0.1 y los 0.5 m.

8.9. Resultados de implementación y análisis de sensibilidad del modelo RVDM

El análisis de sensibilidad global (GSA) llevado a cabo para el análisis de la influencia de los diferentes parámetros de RVDM sobre el comportamiento del modelo resultó en la identificación de un número representativo de parámetros influyentes. Sin embargo, dependiendo de la clasificación de vegetación elegida, la importancia relativa entre los parámetros influyentes tuvo ligeras diferencias. La clasificación por SPFTs resultó mayormente influida por el parámetro tiempo mínimo desde vegetación mixta para transición a terrestres, T_{minTV} ($KS_{stat} = 0.43$), seguido por los factores de transpiración, r_u y r_s (KS_{stat} hasta 0.33), esfuerzo cortante crítico para etapas tempranas de sucesión, τ_{cPSC} (KS_{stat} hasta 0.31), profundidades de raíces, D_r , D_e y D_a ($KS_{stat} \leq 0.31$) y biomásas mínimas requeridas para permitir la sucesión, B_{min} (KS_{stat} hasta 0.15). Otros parámetros como las presiones relevantes para la transpiración, el contenido de agua capilar en la parte superior del suelo crítico para la germinación y el número crítico de días consecutivos bajo estrés por marchitez, dieron como resultado distribuciones de probabilidad acumulada diferentes entre los conjuntos de parámetros conductuales y no conductuales. Sin embargo, las diferencias fueron considerablemente menores y los valores del KS_{stat} no superaron el 0.08 en todos los casos.

La Figura 8.8 ilustra las distribuciones de probabilidad acumulada de los conjuntos de parámetros conductuales y no conductuales para los parámetros más influyentes.

Al considerar agrupaciones de los SPFTs por fases (P, H y W), por líneas de sucesión (RE, CW y TV) o simplemente separando vegetación riparia, mixta y terrestre (RI, RI-TV y TV), los resultados del grado de influencia de los parámetros clave del modelo cambiaba. En la clasificación por fases los parámetros más influyentes fueron las profundidades de raíces, D_r , D_e y D_a (KS_{stat} hasta 0.45), seguidos por las biomásas mínimas requeridas para la sucesión, B_{min} (KS_{stat} hasta 0.43), el contenido de agua del suelo crítico para la germinación, H_{gmin} ($KS_{stat} = 0.14$) y la profundidad efectiva de suelo considerada para la evaporación directa, D_{bse} ($KS_{stat} = 0.13$). Tal como era de esperar el tiempo necesario para el paso de vegetación leñosa mixta a terrestre, T_{minTV} , no resultó influyente por considerarse ambos SPFTs parte de la misma fase. Además, las tensiones tangenciales críticas, τ_c , y los factores de transpiración, r_u y r_s , resultaron tener influencia en los resultados del modelo pero menos que cuando el objetivo es la clasificación por SPFTs.

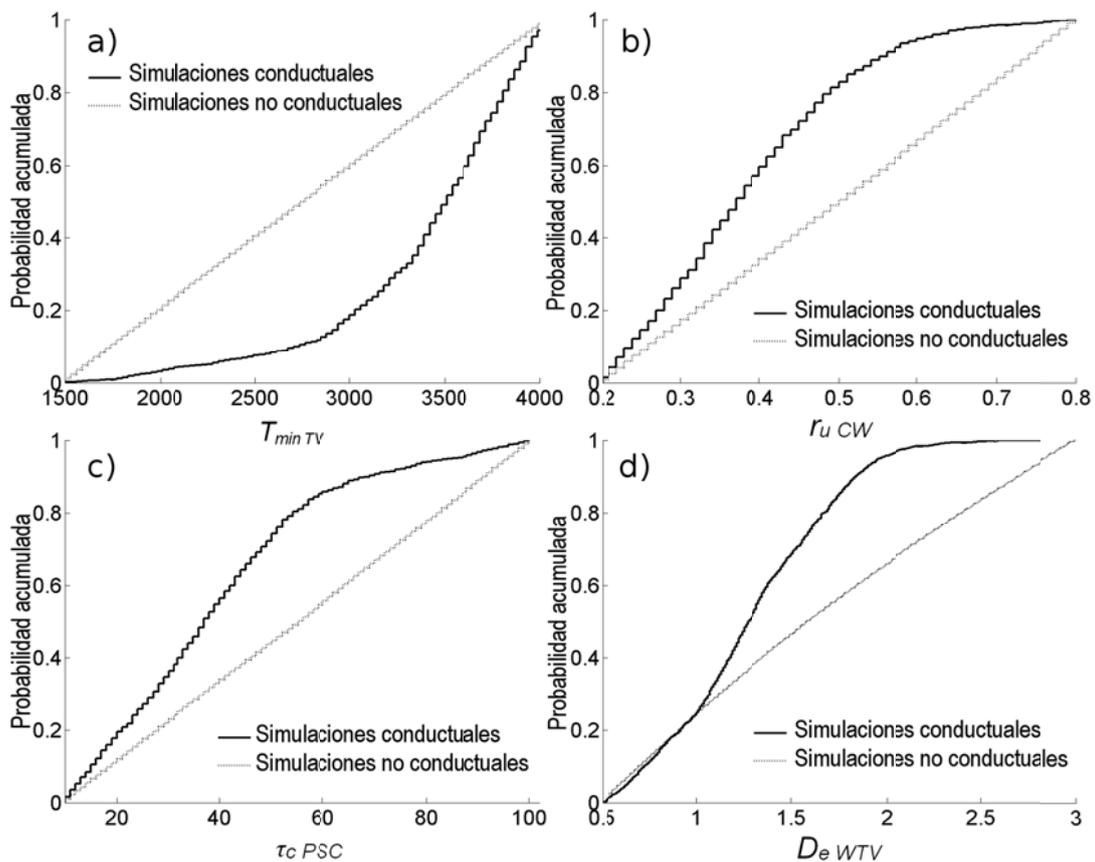


Figura 8.8. Distribuciones de probabilidad acumulada de los conjuntos de parámetros conductuales y no conductuales para algunos de los parámetros más influyentes: a) T_{minTV} , b) $r_u CW$, c) $\tau_c PSC$, d) $D_e WTV$

En el supuesto de una clasificación vegetal por líneas de sucesión, los resultados fueron comparables a los obtenidos bajo la clasificación original por SPFTs. Sin embargo, el factor de cobertura vegetal de las pioneras, Cv_p (KS_{stat} hasta 0.26) y el contenido de agua en el suelo crítico para la germinación, H_{gmin} ($KS_{stat} = 0.20$) resultaron ser más influyentes que las profundidades de raíces, D_r , D_e y D_a ($KS_{stat} < 0.13$) y el esfuerzo cortante crítico, τ_c ($KS_{stat} < 0.10$). Lo mismo sucedió para la clasificación entre vegetación riparia, mixta y terrestre, la cual está fuertemente influida por el factor de cobertura vegetal de las pioneras, Cv_p (KS_{stat} hasta 0.29), seguido por T_{minTV} ($KS_{stat} = 0.28$) y H_{gmin} ($KS_{stat} = 0.27$). Además, r_u y r_s , D_{bse} , B_{min} y D_r , D_e y D_a deben ser considerados como influyentes en el modelo cuando se persigue esta clasificación vegetal.

Una vez analizada la sensibilidad del modelo a los diferentes parámetros de vegetación, se calibraron estos parámetros. El modelo se consideró correctamente calibrado en Terde con los valores recogidos en la Tabla 8.2.

Tabla 8.2. Parámetros de vegetación del modelo RVDM calibrados para el tramo Terde.

SPFT	P _{RE}	P _{CW}	P _{TV}	H _{RE}	H _{CW}	H _{TV}	W _{CW}	W _{MV}	W _{TV}
α_c (days)	22	12	11	76	70	11	76	76	34
Age_{max} (days)	690	690	690	4340	3180	3950	36500	-	-
Age_s (days)	-	-	-	-	-	-	2250	-	2130
α_m (days)	6	6	6	46	23	10	43	43	17
B_{min} (g)	-	-	-	250	2450	800	8500	-	6700
Cv ()	0.8	0.34	0.56	1	0.95	0.76	1	0.88	0.76
D_a (m)	0.04	0.03	0.05	-0.45	-0.09	0.04	-1.33	-0.3	0.74
D_e (m)	0.07	0.1	0.06	0.6	0.47	0.05	0.39	0.57	0.75
D_r (m)	0.11	0.12	0.11	0.61	1.56	0.11	7.96	6.09	4.22
l_{ssc} (mm)	0	0	0	1.49	2.1	2.37	3.85	3.88	3.92
k_a (day ⁻¹)	0.0012	0.0016	0.0016	0.0012	0.0016	0.0016	0.0016	0.0016	0.0016
l_e ()	0.48	0.64	0.33	0.48	0.64	0.33	0.64	0.48	0.33
LUE (gC MJ APAR ⁻¹)	2.21	1.61	1.39	2.21	1.61	1.39	1.61	1.5	1.39
rr (gC gN ⁻¹ d ⁻¹)	0.003	0.002	0.003	0.003	0.002	0.003	0.002	0.003	0.003
r_s ()	0.97	0.72	0	0.97	0.72	0	0.72	0.36	0
r_u ()	0.14	0.26	1	0.14	0.26	1	0.26	0.63	1
SLA (m ² gC ⁻¹)	0.0137	0.011	0.0046	0.0137	0.011	0.0046	0.011	0.0078	0.0046
u_a ()	0.68	0.66	0.48	0.68	0.66	0.48	0.66	0.57	0.48
u_w ()	0.82	0.47	0.46	0.82	0.47	0.46	0.47	0.46	0.46
w_c (days)	11	14	25	21	39	65	47	47	111
w_m (days)	4	4	4	4	4	7	6	6	8
τ_c (N m ⁻²)	107	138	71	220	250	75	441	441	258
τ_m (N m ⁻²)	22	22	22	30	18	15	46	46	14
Ψ^* (kPa)	333	607	1050	333	607	1050	607	607	1050
Ψ_{wp} (kPa)	1835	2487	2538	1835	2487	2538	2487	2487	2538

Además, los SPFTs que representaban las condiciones de establecimiento potenciales, PSC, quedaron definidos para el módulo de impactos con un valor de esfuerzo cortante crítico, τ_c , igual a 62 N m⁻². El módulo de reclutamiento se implementó con valores comunes de algunos de los parámetros para todos los SPFTs: $Qi_{sr} = 1.11 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $T_{gmax} = 27 \text{ }^\circ\text{C}$, $T_{gmin} = 5 \text{ }^\circ\text{C}$, $H_{gmin} = 13 \text{ mm}$, $PAR_{h_e} = 12 \text{ MJ m}^2 \text{ d}^{-1}$ y $NDE = 17$ días. Además, LAI_{max} se consideró limitado a 5.6 m² m⁻² para el ecosistema ripario, Age_T a 3300 días y T_{minTV} a 3600 días. Finalmente, la profundidad efectiva de suelo considerada para la evaporación directa, D_{bse} , se calibró como 0.31 m.

Las matrices de confusión resultantes (Tabla 8.3, Tabla 8.4 y Tabla 8.5) así como los valores alcanzados para las diferentes funciones objetivo (Tabla 8.6), demostraron que el modelo es capaz de predecir la distribución de la vegetación en la ribera de manera exitosa.

Tabla 8.3. Matriz de confusión que compara los SPFTs analizados en el tramo Terde en el periodo 2000-2006 empleado para la calibración del modelo

	Simulado							
	BS	PSCRE	HRE	HCW	HTV	WCW	WMV	WTV
BS	0	0	18	17	417	39	0	0
PCW	0	0	0	23	0	4	0	0
HRE	0	0	693	0	101	379	12	5
HCW	14	6	50	46	251	0	0	0
HTV	0	0	11	2	813	160	13	32
WCW	0	0	461	437	570	2106	158	17
WMV	0	0	0	0	10	302	1817	12
WTV	0	0	0	0	0	117	21	1949

Tabla 8.4. Matriz de confusión que compara los SPFTs analizados en el tramo Terde en el periodo 2006-2009 empleado para la validación del modelo

	Simulado						
	BS	HRE	HCW	HTV	WCW	WMV	WTV
BS	80	67	71	388	121	0	0
PCW	34	0	11	44	17	0	0
HRE	26	569	21	23	431	3	13
HCW	0	0	37	50	41	0	0
HTV	218	3	0	488	16	17	29
WCW	80	531	194	105	2181	440	4
WMV	6	17	0	42	407	1743	56
WTV	2	1	0	3	176	294	1982

Tabla 8.5. Matriz de confusión que compara los SPFTs analizados en el tramo Terde en el periodo 2000-2009 empleado para la validación del modelo

	Simulado						
	BS	HRE	HCW	HTV	WCW	WMV	WTV
BS	110	99	17	306	196	0	0
PCW	38	9	9	25	25	0	0
HRE	40	187	72	125	642	7	13
HCW	5	4	0	95	24	0	0
HTV	197	3	1	434	70	5	61
WCW	534	559	409	589	1318	122	4
WMV	1	0	0	73	482	1643	72
WTV	2	0	0	3	355	236	1862

Tabla 8.6. Resultados de las funciones objetivo seleccionadas para la evaluación del comportamiento del modelo RVDM en los periodos de calibración y validación

	Time period	Objective function	State variable			
			SPFTs	Phases	Lines	RI – TV
Calibration	2000 – 2006	CCI	0.670	0.764	0.715	0.795
		k	0.589	0.479	0.601	0.679
Validation	2006 – 2009	CCI	0.639	0.772	0.666	0.755
		k	0.545	0.454	0.535	0.622
	2000 – 2009	CCI	0.501	0.643	0.549	0.665
		k	0.383	0.233	0.368	0.489

Para el periodo de calibración (2000-2006) se obtuvieron valores de CCI=0.67 y de $k=0.59$ en predicción de la distribución vegetal considerando la clasificación de la vegetación más detallada, es decir por SPFTs. Estos resultados fueron comparables a aquellos obtenidos considerando las otras clasificaciones de vegetación más sencillas. En concreto, en el periodo de calibración se obtuvo CCI=0.76 ($k=0.48$) para la clasificación en fases, CCI=0.72 ($k=0.60$) para la clasificación en líneas y CCI=0.80 ($k=0.68$) para la distinción entre riparias, terrestres y mixtas. Los resultados de validación fueron también comparables con valores de CCI dentro del rango entre 0.50 y 0.64 y con valores de k de hasta 0.55 en la predicción de la distribución de los SPFTs. Considerando estos resultados, el modelo ha revelado que funciona ligeramente mejor en la clasificación por fases que en la diferenciación de las diferentes líneas de sucesión, especialmente entre líneas de sucesión riparias. Sin embargo, todos los estadísticos demostraron las capacidades del modelo para simular la relevancia de los diferentes SPFTs en las comunidades vegetales del tramo de estudio.

Adicionalmente, estos resultados son indicativos de la capacidad potencial del modelo para representar la distribución espacial de los SPFTs. La diferenciación entre la vegetación terrestre y los SPFTs riparios fue excelente. El modelo es capaz de evitar que se simule vegetación terrestre en celdas típicamente riparias (áreas situadas cerca de la zona acuática con un elevado contenido de agua capilar en la capa superior del suelo y un nivel freático considerablemente somero). En la misma línea, las plantas riparias con mayores requerimientos hidrológicos, como aquellas en estadios tempranos de la sucesión o las pertenecientes a la serie del carrizal, apenas se simulan en píxeles típicamente terrestres (áreas característicamente más secas, localizadas más alejadas de la zona acuática y donde el nivel freático no es accesible. Incluso para tipos menos exigentes, la distribución transversal de la vegetación quedó correctamente representada por RVDM para todos los periodos analizados (Figura 8.9, Figura 8.10).

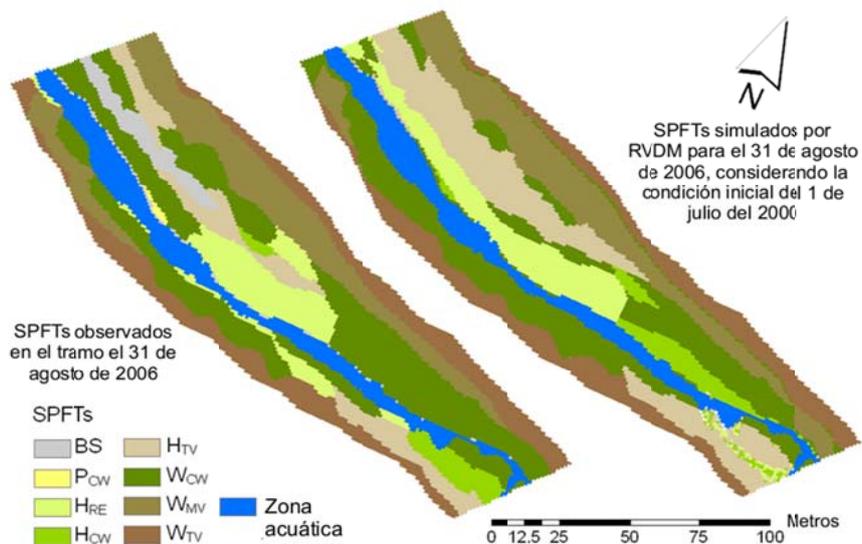


Figura 8.9. Distribución de la vegetación observada en el tramo en comparación con la simulada por RVDm en 2006 para el periodo de simulación 2000-2006.

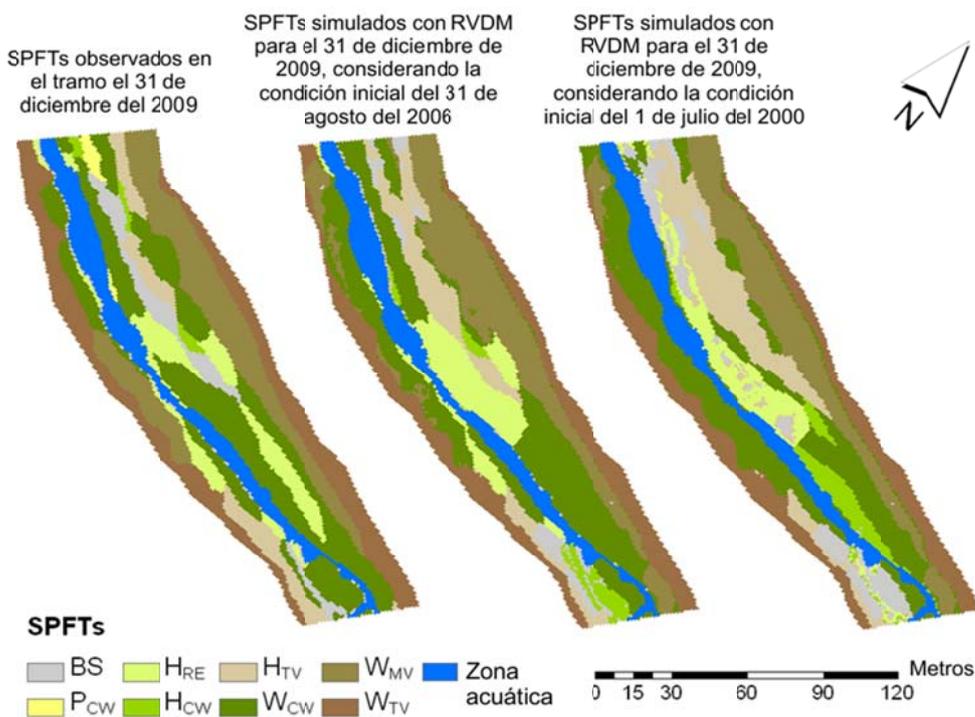


Figura 8.10. Distribución de la vegetación observada en el tramo en comparación con la simulada por RVDm en 2009 para los periodos de simulación entre 2006-2009 y 2000-2009.

Los análisis de pérdida de biomasa indicaron que RVDM puede aportar información complementaria a los cambios en la distribución vegetal ante determinados impactos severos como puede ser el caso de una avenida destructiva. Por ejemplo, una avenida que tuvo lugar en Terde el 11 de septiembre del 2006 registró un caudal pico de $342 \text{ m}^3/\text{s}$. Aunque RVDM simula cambios pequeños en la distribución de la vegetación dentro de las comunidades del tramo, la mayor parte del área de estudio sufrió el impacto de la avenida en términos de pérdida de biomasa (Figura 8.11). Una gran parte de las áreas localizadas fuera de la zona de banco sufrieron impactos leves estimados por el modelo como menores del 10% en términos de pérdida de biomasa. En paralelo, muchas zonas ocupadas por la serie boscosa redujeron su biomasa al 70-90%. Algunos píxeles críticos sufrieron una reducción superior al 60%, dejando remanentes de biomasa entre el 20% y el 40%. Por el contrario, la eliminación completa de estas celdas de la serie boscosa se produjo solo en casos muy extremos.

El carrizal, sobrevivió a la avenida incluso en las zonas más críticas del tramo. De hecho, solo fueron completamente eliminadas en unos pocos píxeles y la mayoría soportaron la avenida con pérdidas de biomasa pequeñas, menores del 20%

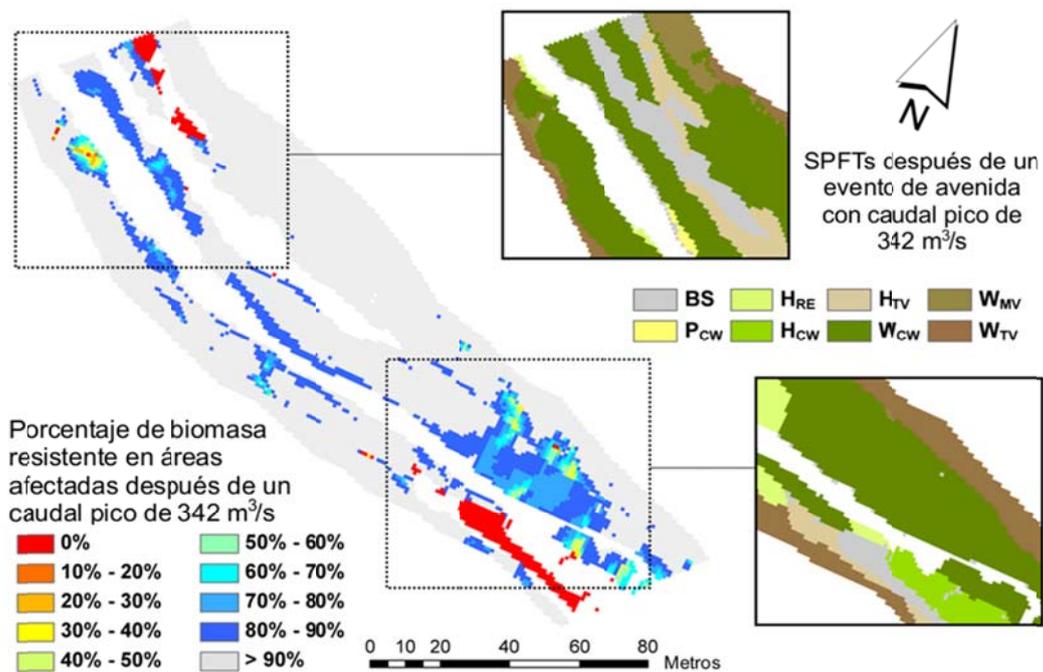


Figura 8.11. Distribución de la vegetación y porcentaje de biomasa resistente simulados por RVDM después de un evento de avenida con caudal pico de $342 \text{ m}^3/\text{s}$.

DISCUSIÓN: EL MODELO RVDM FRENTE A LOS MODELOS DE REFERENCIA

9. DISCUSIÓN: EL MODELO RVDM FRENTE A LOS MODELOS DE REFERENCIA

9.1. Comparación de resultados de implementación de los diferentes modelos

Con la intención de realizar una comparación rigurosa entre los resultados de los diferentes modelos, se analizaron todos ellos en igualdad de condiciones (mismo tramo, mismas dimensiones del área de estudio y mismos periodos temporales).

Espacialmente, se seleccionó la parte central de Terde por considerarse un tramo suficientemente largo (230 m), en el que había presencia de barras de gravas y donde las diferentes comunidades vegetales, tanto las líneas de sucesión puras como mixtas y tanto las fases más tempranas como las más avanzadas, estaban suficientemente representadas.

Se analizaron los periodos temporales comprendidos entre el 1 de julio del 2000 y el 31 de agosto del 2006, entre el 31 de agosto del 2006 y el 31 de diciembre de 2009 y por último el periodo que engloba a los dos anteriores entre el 1 de julio del 2000 y el 31 de diciembre de 2009, por ser el rango de años en el que los inputs necesarios para todos los modelos estaban disponibles. La conceptualización del modelo RibAV no permitió la definición de condiciones iniciales para los diferentes periodos. Para la implementación del modelo CASiMiR-vegetation se utilizaron los mapas asimilables al inicio de los años 2000 y 2006 como condiciones iniciales y se simuló los años siguientes correspondientes según el caso de estudio, con un paso de tiempo anual debido a las limitaciones del modelo. En el caso del modelo RVDM las condiciones iniciales correspondieron a los mapas deducidos de las fotografías aéreas de los días 1 de julio del 2000 y 31 de agosto del 2006 respectivamente.

Siguiendo las recomendaciones de Mouton *et al.* (2010) y la experiencia extraída de los trabajos presentados en los capítulos anteriores, se seleccionaron como criterios de evaluación el número de instancias correctamente clasificadas (*CCI*), el coeficiente de acuerdo kappa (*k*) de Cohen (1960). En general, *CCI* es muy representativo para aciertos globales del modelo independientemente de si la capacidad de predecir correctamente está descompensada para los distintos tipos vegetales. En esta línea, hay que tener en cuenta que *k* es más representativo de la distribución espacial puesto que penaliza cuando los resultados obtenidos para cada categoría vegetal no son comparables. Por tanto, para que el coeficiente *k* se vea favorecido influye notablemente que los resultados de los diferentes tipos de vegetación sean similares.

Los resultados obtenidos (Tabla 9.1, Tabla 9.2, Tabla 9.3) demostraron que el modelo RVDM es capaz de predecir de manera más exitosa las diferentes categorías de vegetación en las que se puede clasificar la vegetación típica de las riberas de entornos riparios semiáridos. Tanto los resultados de *CCI* como los de *k* en los diferentes periodos analizados y en las diferentes clasificaciones vegetales propuestas, indicaron que el modelo RVDM se comporta de manera mejor y más robusta ofreciendo resultados comparables para las diferentes condiciones hidrológicas.

Tabla 9.1. Resultados de la simulación del periodo entre 2000 y 2006 en el tramo Terde con los modelos CASiMiR-vegetation, RibAV y RVDM.

Periodo 2000-2006				
Clasificación vegetal	Función objetivo	CASiMiR-veg	RibAV	RVDM
MODELO (Fases/PFTs/SPFTs)	<i>CCI</i>	0.378	0.541	0.670
	<i>k</i>	0.321	0.301	0.589
FASES	<i>CCI</i>	0.673	0.742	0.764
	<i>k</i>	0.356	0.297	0.479
LINEAS	<i>CCI</i>	0.652	0.464	0.715
	<i>k</i>	0.502	0.248	0.601
RI-TV-MIX	<i>CCI</i>	0.764	0.622	0.795
	<i>k</i>	0.635	0.372	0.679

Tabla 9.2. Resultados de la simulación del periodo entre 2006 y 2009 en el tramo Terde con los modelos CASiMiR-vegetation, RibAV y RVDM.

Periodo 2006-2009				
Clasificación vegetal	Función objetivo	CASiMiR-veg	RibAV	RVDM
MODELO (Fases/PFTs/SPFTs)	<i>CCI</i>	0.383	0.701	0.639
	<i>k</i>	0.257	0.528	0.545
FASES	<i>CCI</i>	0.740	0.710	0.772
	<i>k</i>	0.369	0.181	0.454
LINEAS	<i>CCI</i>	0.635	0.460	0.666
	<i>k</i>	0.498	0.253	0.535
RI-TV-MIX	<i>CCI</i>	0.736	0.618	0.755
	<i>k</i>	0.589	0.388	0.622

Tabla 9.3. Resultados de la simulación del periodo entre 2000 y 2009 en el tramo Terde con los modelos CASiMiR-vegetation, RibAV y RVDM.

Periodo 2000-2009				
Clasificación vegetal	Función objetivo	CASiMiR-veg	RibAV	RVDM
MODELO (Fases/PFTs/SPFTs)	<i>CCI</i>	0.287	0.700	0.501
	<i>k</i>	0.182	0.527	0.383
FASES	<i>CCI</i>	0.636	0.710	0.643
	<i>k</i>	0.206	0.183	0.233
LINEAS	<i>CCI</i>	0.529	0.458	0.549
	<i>k</i>	0.351	0.251	0.368
RI-TV-MIX	<i>CCI</i>	0.637	0.617	0.665
	<i>k</i>	0.456	0.386	0.489

El modelo CASiMiR-vegetation no logró superar los resultados de RVDM en ninguno de los casos analizados, para ninguna de las clasificaciones vegetales propuestas, aunque los resultados para las clasificaciones por fases, por líneas y la distinción entre riparias, terrestres y mixtas fueron muy similares. Mayores diferencias se observaron en las clasificaciones más detalladas, propias de cada modelo. Las clasificaciones por fases de CASiMiR-vegetation y por SPFTs de RVDM fueron consideradas comparables tanto en el nivel de detalle en la diferenciación como en el número de categorías. Se consideró incluso más detallada la clasificación por SPFTs por desglosar la línea terrestre en sus fases pionera, herbácea y arbóreas, diferenciación no recogida en CASiMiR-

vegetation. A pesar de esta ligera “desventaja”, el modelo RVDM obtuvo resultados que aproximadamente duplicaban los índices obtenidos por CASiMiR-vegetation en todos los periodos analizados y tanto en términos de *CCI* como de *k*.

En el caso de los resultados obtenidos por el modelo RibAV no hay que sorprenderse de que éstos sean considerablemente mejores en la clasificación vegetal propia del modelo. Mientras que RibAV distingue entre 3 tipos funcionales de vegetación, la diferenciación en 10 fases de CASiMiR-vegetation y en 11 SPFTs de RVDM (considerando BS-PSC de manera conjunta) es de un grado de detalle muy superior y por tanto más difícil de predecir correctamente. Al comparar la clasificación por fases, se observa un buen comportamiento del modelo RibAV con resultados del *CCI* comparables a los otros dos modelos, los cuales fueron incluso mejores para el periodo de simulación más largo. Por el contrario, el coeficiente de acuerdo *kappa* demostró que había diferencias considerables en la capacidad de predicción de unas y otras fases, tanto para esta clasificación vegetal como para las demás, en todos los periodos simulados.

En general, el modelo RVDM predijo de forma exitosa la vegetación de manera comparable para todas o la mayoría de categorías vegetales, independientemente del sistema de clasificación empleado. Esto se tradujo en valores de *CCI* y de *k* comparables entre si y entre los diferentes sistemas de clasificación y periodos temporales analizados. En términos globales, no solo los valores de las funciones objetivo fueron mejores; además, la dispersión al contrastar dichas funciones objetivo fue menor al simular con el modelo RVDM que con los otros dos modelos (Figura 9.1).

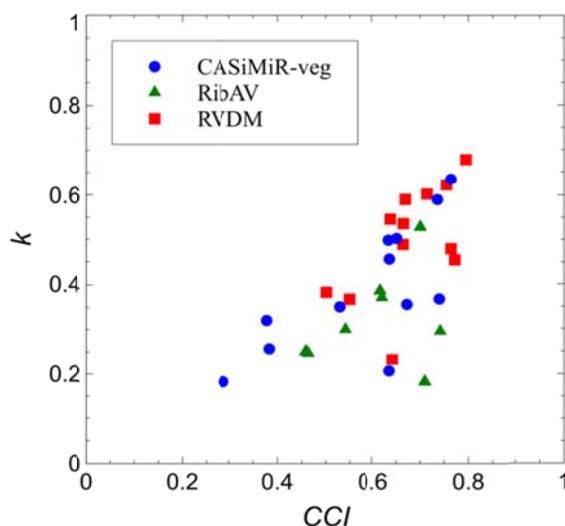


Figura 9.1. Resultados globales de la evaluación del comportamiento de los diferentes modelos considerando el número de instancias correctamente clasificadas (*CCI*) y el coeficiente de acuerdo kappa de Cohen (*k*) como funciones objetivo

Al analizar los mapas resultantes se observó que efectivamente los modelos ofrecían resultados de distribución vegetal distintos.

En la clasificación por fases (Figura 9.2, Figura 9.3, Figura 9.4) se comprobó que efectivamente los tres modelos eran capaces de predecir la distribución transversal típica de los entornos riparios, en la que los estadios más evolucionados se encontraban más alejados del cauce, mientras que las etapas menos avanzadas de la sucesión (como pioneras y herbáceas) e incluso barras de gravas (suelo desnudo) aparecían en zonas de banco cercanas al río. Los modelos CASiMiR-vegetation y RVDm fueron capaces de predecir la presencia de zonas no vegetadas en tramo como resultado de la hidrodinámica fluvial. Sin embargo, las barras de gravas observadas no llegaron a simularse correctamente en ninguno de los dos casos. Las incertidumbres asociadas a los inputs, más concretamente a una falta de precisión en el modelo de elevación digital de partida, o precisamente la no consideración de cambios en la morfología del cauce a lo largo de los periodos de simulación, fue con bastante seguridad el motivo por el cual dichas celdas no se simularon correctamente. Por el contrario, RibAV no contempla la posibilidad de muerte de la vegetación y por tanto no fue capaz de reproducir el comportamiento de esas celdas, ni tan siquiera de manera aproximada, en ninguno de los casos. Si fue capaz el modelo RibAV de predecir con bastante fiabilidad las zonas herbáceas en diferenciación con las leñosas. Sin embargo, el modelo RVDm demostró ser más fiable en la mayoría de los parches, reflejando las diferencias existentes entre los distintos periodos analizados.

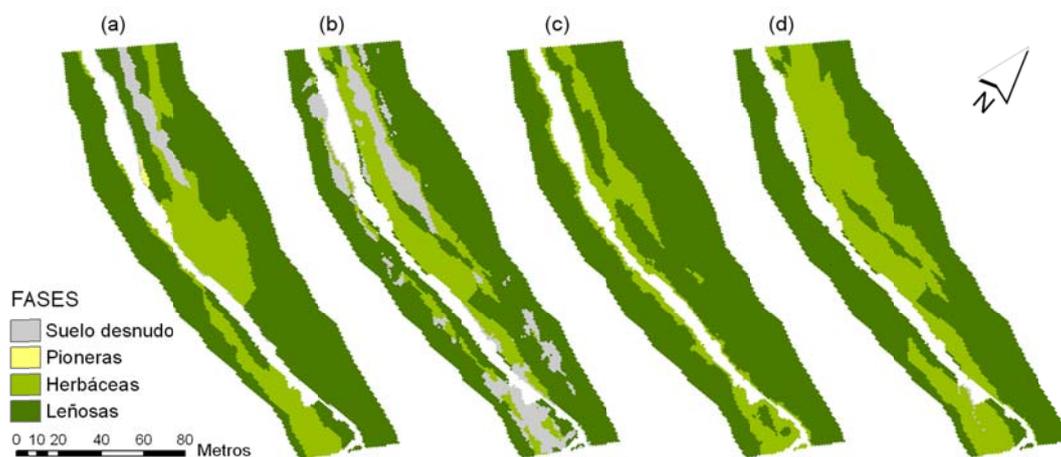


Figura 9.2. Distribución de la vegetación observada en el tramo en el año 2006 (a) en comparación con la simulada por los modelos CASiMiR-vegetation (b), RibAV (c) y RVDm (d) siguiendo la clasificación por fases para el periodo de simulación 2000-2006.

Los resultados obtenidos para los periodos que contenían dos avenidas con importantes caudales pico (igual o superior a $300 \text{ m}^3/\text{s}$), es decir el periodo completo entre los años 2000 y 2009 y para el periodo entre 2006 y 2009, se compararon subjetivamente mediante análisis visual de los mapas para los modelos CASiMiR-vegetation y RVDm (Figura 9.3, Figura 9.4). De dicho análisis se dedujo que ambos modelos eran sensibles a la condición inicial, especialmente en términos de arrastre vegetal en situación de avenida. Este hecho no sorprendió pues era inherente a la conceptualización de ambos modelos dado que los valores críticos de la variable determinante (el esfuerzo cortante del agua asociado al caudal máximo instantáneo de la avenida) se definieron

para las diferentes categorías vegetales analizadas. Este efecto fue aún mayor para el modelo RVDM puesto que además interviene en el proceso la biomasa vegetal en cada celda en el momento de la avenida. De este modo, el comportamiento de dos celdas con igual categoría vegetal e igual esfuerzo cortante en el momento de mayor auge del caudal no tuvieron la misma respuesta frente al impacto a menos que su biomasa hubiera sido exactamente la misma. Como era de esperar, no se observaron más que algunas diferencias puntuales en la simulación resultante del modelo RibAV.

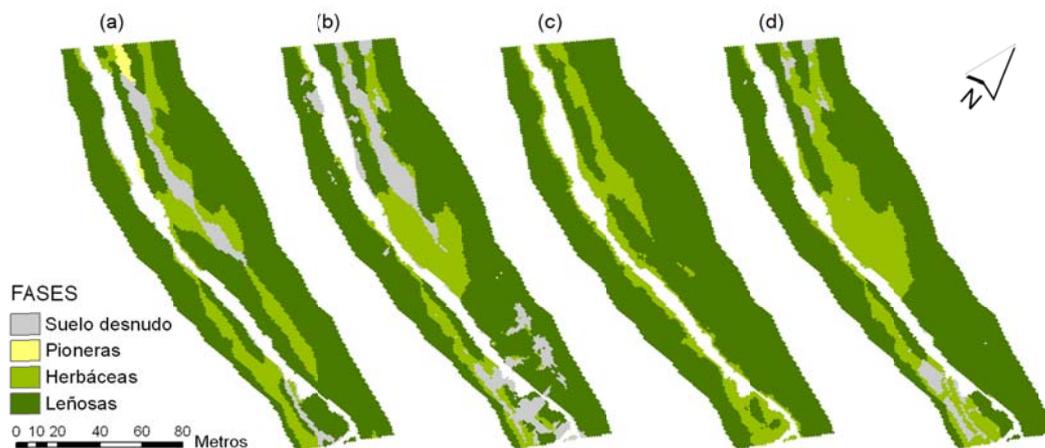


Figura 9.3. Distribución de la vegetación observada en el tramo en el año 2009 (a) en comparación con la simulada por los modelos CASiMiR-vegetation (b), RibAV (c) y RVDM (d) siguiendo la clasificación por fases para el periodo de simulación 2006-2009.

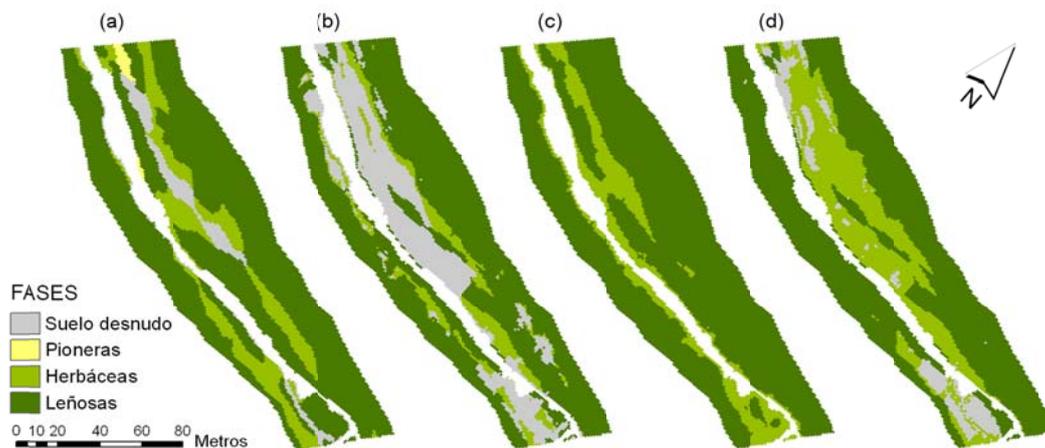


Figura 9.4. Distribución de la vegetación observada en el tramo en el año 2009 (a) en comparación con la simulada por los modelos CASiMiR-vegetation (b), RibAV (c) y RVDM (d) siguiendo la clasificación por fases para el periodo de simulación 2000-2009.

El análisis de los resultados en la clasificación por líneas (Figura 9.5, Figura 9.6, Figura 9.7) puso de manifiesto nuevamente las diferencias entre los modelos de referencia y entre estos y el modelo RVDM. En diferentes zonas cercanas a la barra de gravas de la margen izquierda del río (el agua fluye en dirección sureste en el tramo) la vegetación observada se componía mayoritariamente de herbáceas terrestres. No sorprendió que CASiMiR-vegetation no fuera capaz de reproducir dicha vegetación, pues no incluye la línea de sucesión terrestre como una línea independiente, además de no considerar procesos de competencia en su modelización.

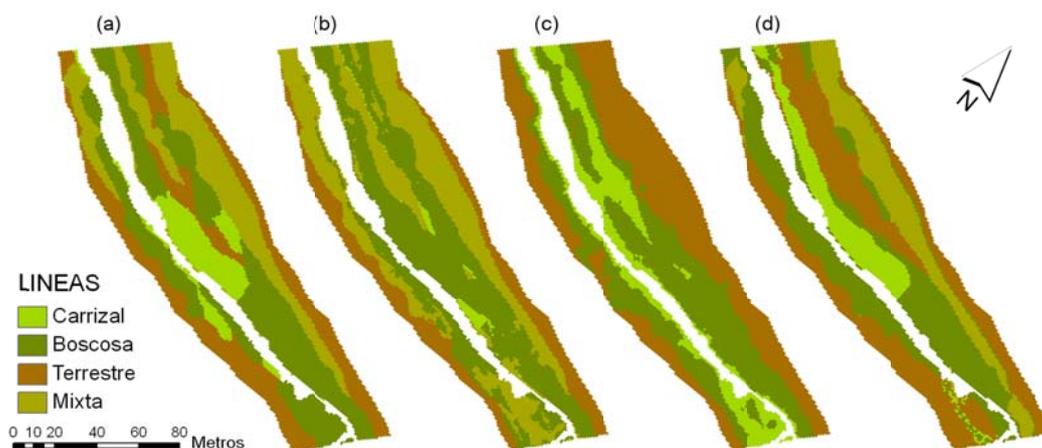


Figura 9.5. Distribución de la vegetación observada en el tramo en el año 2006 (a) en comparación con la simulada por los modelos CASiMiR-vegetation (b), RibAV (c) y RVDM (d) siguiendo la clasificación por líneas para el periodo de simulación 2000-2006.

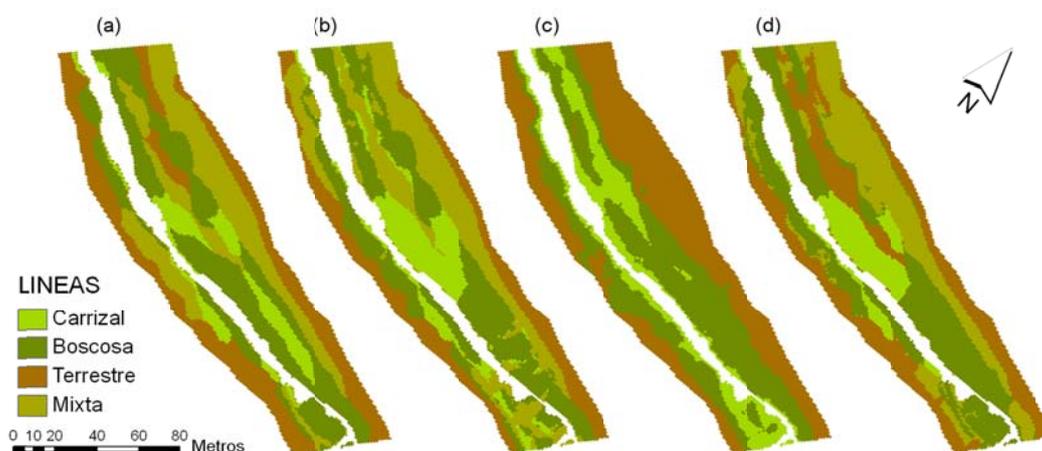


Figura 9.6. Distribución de la vegetación observada en el tramo en el año 2009 (a) en comparación con la simulada por los modelos CASiMiR-vegetation (b), RibAV (c) y RVDM (d) siguiendo la clasificación por líneas para el periodo de simulación 2006-2009.

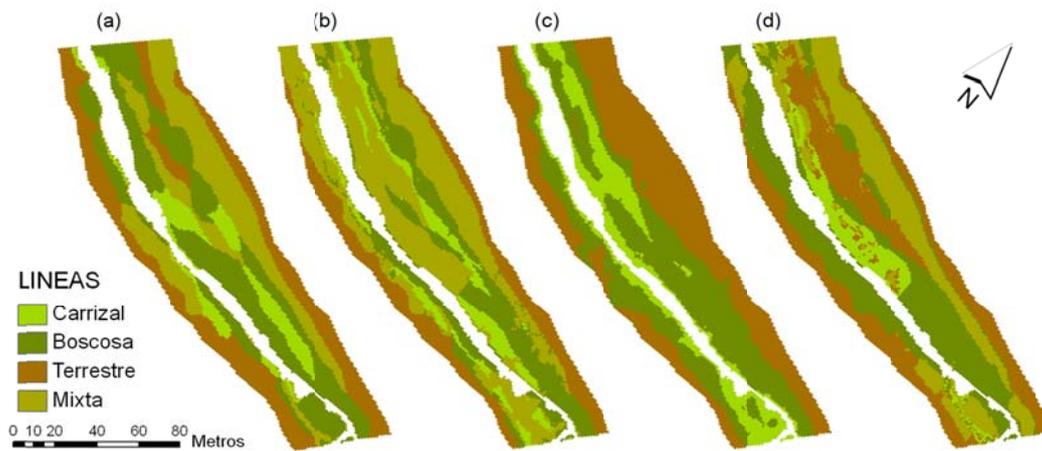


Figura 9.7. Distribución de la vegetación observada en el tramo en el año 2009 (a) en comparación con la simulada por los modelos CASiMiR-vegetation (b), RibAV (c) y RVDM (d) siguiendo la clasificación por líneas para el periodo de simulación 2000-2009.

En el caso de RibAV estas celdas tampoco se predijeron correctamente. Sin embargo esto puede ser debido a una deficiencia en la implementación del modelo, por no haberse incluido este tipo de vegetación como un tipo funcional adicional. En cualquier caso, una vez definidos los requerimientos más exigentes de los tipos funcionales riparios en términos de humedad del suelo, la confusión en esas celdas concretas habría cabido esperar que se produjera con el tipo funcional asimilable a la línea terrestre por una cuestión de afinidad hidrológica.

El modelo RVDM fue capaz de predecir la presencia de vegetación terrestre en celdas típicamente herbáceas, tanto para el periodo menos torrencial como para los periodos en los que ocurrieron las avenidas. Las confusiones del modelo se produjeron mayoritariamente en zonas que en los mapas de vegetación observada habían sido definidos como suelo desnudo, es decir que no se produjeron en celdas típicamente riparias, por lo que no se consideraron errores graves. Tanto las bandas riparias como las de vegetación mixtas se simulaban mejor con el modelo RVDM que con los otros dos modelos, produciéndose la mayor parte de los errores entre las líneas riparias.

Teniendo en cuenta todos los resultados anteriores se concluyó que el modelo RVDM funcionaba mejor que los modelos de referencia, tanto en términos cualitativos como cuantitativos.

9.2. Ventajas del modelo RVDM respecto a los modelos de referencia

RVDM es un modelo conceptual basado en la representación de los procesos ecohidrológicos que tienen lugar en la ribera. Este nuevo modelo representa una importante mejora en la reproducción de la dinámica vegetal característica de entornos riparios semiáridos, respecto a otros modelos actuales de referencia. En todos ellos se asume que el desarrollo vegetal depende de la relación funcional entre la hidrología del río, los procesos físicos que tienen lugar en las zonas riparias y las comunidades vegetales que pueden potencialmente ocupar el área. Sin

embargo, RVDM incluye importantes ventajas como son una resolución temporal elevada (paso temporal diario) y un enfoque de clasificación vegetal (SPFTs) que resulta útil tanto para investigación como para la gestión ecohidrológica. Además su implementación es sencilla (inputs tradicionales) y resulta en buenos resultados de calibración y validación.

Se ha comprobado que RVDM, en comparación con los modelos de referencia RibAV y CASiMiR-vegetation, representa mejor y de manera más completa los procesos que determinan la dinámica de la vegetación en las áreas riparias, es decir los procesos de impacto, evolución y competencia. La morfodinámica del río puede ser además fácilmente incluida en la implementación del modelo, mediante la consideración de diferentes mapas de suelo y diferentes modelos de elevación digital como inputs asociados a diferentes momentos temporales.

Profundizando más en los avances que supone RVDM respecto a modelos precedentes, debe destacarse que RVDM analiza el comportamiento día a día de la vegetación bajo condicionantes fisiológicos y ambientales específicos. En consecuencia, el modelo permite la obtención de mapas de vegetación para cada uno de los días simulados para un análisis en mayor profundidad de la dinámica de las comunidades vegetales y su relación con los cambios que se producen en la ribera.

El enfoque de la clasificación por SPFTs combina las ventajas de las clasificaciones sucesionales y funcionales de vegetación. Siguiendo el enfoque de la clasificación por tipos funcionales, dentro de los diferentes SPFTs se clasifican aquellas plantas que responden de manera similar a los factores ambientales y que tienen efectos similares sobre los procesos dominantes del ecosistema. El análisis de algunos procesos hidrológicos y morfológicos limitantes, que afectan a la evolución dinámica de la vegetación, es posible mediante la incorporación del concepto de sucesión en la clasificación de SPFTs. De este modo, RVDM considera cada tipo funcional propuesto como una fase de una línea de sucesión y define patrones de sucesión/regresión, así como relaciones de competencia, entre los diferentes SPFTs. Los SPFTs pueden agruparse en fases o líneas cuando se persigue el análisis de patrones sucesionales en las comunidades vegetales riparias. Complementariamente, estos SPFTs pueden agruparse en riparios, terrestres y mixtos si el objetivo es el análisis de las relaciones funcionales con el ecosistema.

Al igual que sucedía en los modelos de referencia, la información hidrológica, meteorológica y geomorfológica clásica puede ser adaptada de una manera sencilla para obtener los inputs necesarios para implementar el modelo RVDM. Además, los mapas SPFTs necesarios como condición inicial o como objetivo de simulación en la implementación del modelo se pueden deducir a partir de fotografías aéreas. Los mapas de biomasa inicial pueden estimarse mediante las relaciones predefinidas en RVDM de SPFT-biomasa mínima de forma transparente al usuario, o pueden ser aportados al modelo si esta información está disponible.

Por todo lo anterior, la implementación de RVDM se puede calificar como sencilla e intuitiva, lo que hace de este modelo una herramienta útil para investigación y a su vez accesible para los agentes involucrados en la gestión hidrológica y ambiental.

Tanto los resultados de calibración como de validación del modelo han mejorado los resultados de los modelos de referencia. Considerando la clasificación de la vegetación en SPFTs, RVDM ha obtenido como mejores resultados valores de las funciones objetivo *CCI* y *k* superiores o cercanos a 0.6 respectivamente. Si se analizan criterios de clasificación vegetal más genéricos, en términos de nivel de detalle, los resultados de RVDM nuevamente mejoran los aportados por los modelos precedentes, los cuales ya habían sido aceptados como satisfactorios en el mismo tramo de estudio (García-Arias *et al.*, 2013, García-Arias *et al.*, 2014).

Aunque RVDM ha sido desarrollado para el estudio de la distribución vegetal a escala de tramo, el modelo permite focalizar el análisis en áreas específicas o en variables ecohidrológicas concretas. La representación de los procesos determinantes para la dinámica de la vegetación se ha estudiado cuidadosamente con el objetivo de incluir los principales parámetros y variables de influencia, muchos de ellos obviados en los modelos de referencia.

Por ejemplo, se ha puesto de manifiesto en estudios recientes que los enfoques propuestos para modelizar el reclutamiento vegetal hasta el momento han sido excesivamente simplistas, basándose en la elevación sobre el nivel base de agua (Mahoney y Rood, 1998; Benjankar *et al.*, 2011; García-Arias *et al.*, 2013; Benjankar *et al.*, 2014). Benjankar *et al.* (2014) han mejorado la representación del establecimiento exitoso del álamo mediante la consideración de dependencias adicionales con el momento de la avenida, su intensidad y la tasa de mortalidad asociada. Sin embargo, la germinación es un proceso complejo que está principalmente controlada por variables ambientales como la temperatura, la humedad, el oxígeno y la luz (Ye *et al.*, 2013) y la realidad es que se les ha prestado poca atención a dichas variables en los enfoques previos a la hora de abordar el reclutamiento. Teniendo lo anterior en cuenta, RVDM aporta un módulo espacialmente distribuido que permite analizar el reclutamiento de diferentes líneas de sucesión teniendo en cuenta las principales variables y los procesos más importantes que intervienen en el mismo, analizando secuencialmente tanto la presencia de semillas (reclutamiento potencial), la germinación de las mismas y el establecimiento de los propágulos (reclutamiento exitoso). La parametrización incluye umbrales para determinadas variables hidrológicas y ambientales que definen tanto si el reclutamiento exitoso como de qué línea o líneas de sucesión. Determinar qué línea de sucesión es reclutada no es una cuestión sencilla. El enfoque propuesto en RVDM basa la decisión entre líneas riparias en las condiciones lumínicas, mientras que entre riparias y terrestres las capacidades para transpirar en condiciones específicas del área y del momento de estudio son consideradas limitantes, dejando de lado el enfoque por elevación sobre el nivel base de agua.

En la misma línea, el crecimiento de la biomasa en áreas riparias ha sido considerado en trabajos recientes como función de la distancia a la zona de banco, por la accesibilidad al nivel freático y las perturbaciones hidrológicas (Perucca *et al.*, 2006; Ye *et al.*, 2013). El crecimiento de biomasa en RVDM se establece mediante un modelo de eficiencia en el uso de la luz, en el que mediante una componente logística queda definido el crecimiento normal bajo condiciones favorables y una componente de estrés hídrico define el crecimiento retardado en condiciones no favorables de sequía o de inundación. Aunque las investigaciones que defienden la utilidad de este enfoque para la modelización de la vegetación son muy escasas (ej. Pasquato *et al.*, 2014), su aplicación en RVDM ha demostrado que este tipo de modelo físicamente basado ofrece mejores resultados que enfoques menos complejos que limitan la evolución de la vegetación a la edad de la planta

(Benjankar *et al.*, 2011; García-Arias *et al.*, 2013). Así, en RVDM se asume la hipótesis de que la disponibilidad de luz y agua, y la ausencia de impactos hidrológicos, son los condicionantes principales para el crecimiento vegetal en áreas semiáridas.

En estudios previos es frecuente asociar las estimaciones de la pérdida de biomasa a tasas fijas de reducción (ej. Ye *et al.*, 2013) cuando un umbral crítico de la variable de impacto es superado. Otros modelos dejan de lado la estimación de la pérdida de biomasa y consideran simplemente un umbral crítico para la muerte y desaparición completa de la planta, como es el caso de CASiMiR-vegetation (Benjankar *et al.*, 2011). En RVDM la pérdida de biomasa provocada por arrastre en avenida o por estrés relacionado con los niveles de humedad en el suelo, se establecen en el módulo de impactos por medio de funciones lineales de pérdida de biomasa. Dichas funciones lineales vienen definidas por valores mínimos y críticos de la variable que representa cada impacto. Por consiguiente, la tasa de reducción es variable y depende de la intensidad del impacto, lo cual se considera más representativo de lo que sucede en la naturaleza.

Los fenómenos de competencia no se consideran limitantes para el crecimiento de la biomasa en RVDM. Los procesos de competencia se analizan internamente y los resultados en cada iteración son almacenados de una forma transparente al usuario hasta la siguiente iteración. RVDM da preferencia a la vegetación preexistente hasta que un nuevo tipo gana la competencia. En consecuencia, la competencia solo es visible en los resultados una vez que un competidor más fuerte es capaz de desplazar a la vegetación preexistente. Por el contrario no se consideran cambios en la vegetación cuando hay competidores pero éstos son más débiles o igualmente competitivos que la vegetación que ocupa el área.

La transición natural de las comunidades riparias hacia un ecosistema terrestre cuando las perturbaciones hidrológicas no son lo suficientemente intensas o frecuentes para el mantenimiento de la dinámica riparia, queda definida en RVDM mediante el SPFT de transición de vegetación mixta. Mediante este enfoque se permite el análisis de un área de transición que puede evolucionar hacia tanto la vegetación terrestre, como nuevamente hacia la vegetación riparia si la tendencia se invierte. La accesibilidad a los recursos hídricos y las capacidades para transpirar para cada uno de las clases vegetales marcan la diferencia en términos de competencia por el recurso. Como resultado, la ausencia de perturbaciones hidrológicas es necesaria pero no suficiente para permitir el reemplazo de las riparias por las terrestres; es necesario que las terrestres sean capaces de alcanzar un estado de mayor bienestar que las riparias bajo las mismas condiciones ambientales, poniendo especial atención a las condiciones hidrológicas específicas. Si las condiciones no son ventajosas para la vegetación terrestres, se considera que las riparias envejecen y mueren, y RVDM analiza los nuevos procesos de competencia en el reclutamiento del área no vegetada.

A pesar de las diferencias observadas en el análisis de sensibilidad del modelo RVDM considerando diferentes enfoques de clasificación vegetal, se han identificado 8 grupos de parámetros muy influyentes en el modelo. Estos parámetros son los que definen: el tiempo mínimo para la transición de la vegetación mixta a la terrestre, las profundidades del sistema radicular, el uso del agua desde las distintas fuentes para la transpiración, el esfuerzo cortante crítico en etapas tempranas, la biomasa mínima requerida para que se produzca la sucesión a

etapas más avanzadas, la humedad del suelo mínima para la germinación, la profundidad efectiva considerada para la evaporación de agua directamente desde el suelo desnudo y la cobertura vegetal en etapas tempranas. En consecuencia, sus valores deben ser ajustados cuidadosamente a la hora de implementar el modelo RVDM en diferentes casos de estudio.

En resumen, del análisis en profundidad de modelos físicamente basados precedentes (CASiMiR-vegetation y RbAV) y de los resultados obtenidos a partir de la implementación y el análisis de sensibilidad de RVDM se extrae la conclusión de que RVDM supone una mejora considerable respecto a aquellos. Complementariamente, otros autores (Ye *et al.*, 2013) han demostrado recientemente que la alternativa que suponen los modelos estadísticos no es capaz de responder de manera robusta bajo diferentes regímenes hidrológicos y patrones de caudal complejos. Se considera por tanto justificable la complejidad del modelo propuesto, así como el elevado número de parámetros.

Existe una carencia importante en la implementación del modelo RVDM para los casos de estudio propuestos; no se han considerado cambios en la morfología del cauce a lo largo de los diferentes periodos analizados. La dinámica geomorfológica del cauce puede ser incluida en la implementación del modelo (resolución temporal diaria), carencia que ha sido destacada como una de las más importantes en modelos precedentes (Camporeale *et al.*, 2013). Sin embargo, la información disponible para el caso de estudio no incluye diferentes modelos de elevación digital asociados a fenómenos de avenida.

Dejando este hecho de lado, los resultados obtenidos, la metodología adoptada para el análisis y la implementación del modelo, así como la conceptualización del modelo en sí misma, se consideran suficientes para considerar el aporte de la investigación como un primer paso exitoso.

Como conclusión principal, RVDM puede ser considerado una herramienta innovadora y útil para proporcionar una mejor comprensión de la dinámica de las comunidades vegetales ante los procesos ecohidrológicos que tienen lugar en las áreas riparias.

9.3. Posibles mejoras al modelo RVDM

La principal carencia del modelo RVDM es, al igual que sucede en otros modelos de vegetación de ribera, la imposibilidad para analizar internamente tanto los efectos de los cambios en la vegetación sobre la morfodinámica y sobre la hidráulica del cauce, como los efectos de estos mismos cambios sobre la propia vegetación.

Esta deficiencia ha sido puesta de manifiesto recientemente por Camporeale *et al.* (2013), quienes analizan los modelos cuantitativos de interconexiones río-vegetación que han surgido hasta la fecha. Según ellos, solo los modelos propuestos por Murray y Paola (2003) y por Coulthard *et al.* (2007) consideran el crecimiento dinámico de la vegetación y sus repercusiones sobre las márgenes del río. Tanto los modelos en sí mismos como su modelización de la morfodinámica fluvial se basan en enfoques excesivamente simplistas para la realidad que tratan de reproducir. En el modelo de Murray y Paola (1997, 2003) se analiza la hidráulica de los caudales líquidos y sólidos de acuerdo con las pendientes del lecho entre las celdas contribuyentes y las celdas receptoras, forzando al paso a través de las tres celdas contiguas

aguas abajo en la dirección del flujo. En celdas vegetadas, se considera que la magnitud de la erosión lateral de sedimento desciende linealmente con la presencia de raíces, sin embargo no se incluye la resistencia al flujo del caudal líquido ejercida por parte de la vegetación. El modelo establece la muerte de la planta mediante un umbral de tiempo máximo en el que la planta es capaz de soportar ciertas tasas de deposición o de erosión críticas. Una vez que pasa un cierto tiempo dentro de los márgenes de dichos valores críticos, el modelo considera que la vegetación resurge. Las tasas de crecimiento vegetales se consideran lineales y dependientes del tipo de vegetación. El segundo modelo, CAESAR (Cellular Automaton Evolutionary Slope and River model, Coulthard *et al.*, 2007), basa el sistema para establecer el flujo lateral de sedimentos en el trabajo de Murray y Paola (1997), aunque introduce diferencias en función del tamaño de grano y mediante la modelización del sedimento en suspensión. CAESAR analiza, y aporta como resultado, la dinámica vegetal y la dinámica morfológica en el sistema ripario de manera acoplada. El crecimiento de la vegetación se modeliza linealmente, en los periodos en los que no hay inundación, y de manera unívoca sin considerar diferencias entre distintos tipos vegetales. La resistencia del lecho frente a la erosión se incrementa con la madurez vegetal hasta que un valor máximo es alcanzado.

Aunque este tipo de enfoques permite incluir en la modelización ciertos cambios de la morfología de los cauces, la importante significancia de la vegetación riparia sobre la morfodinámica del río no se ha logrado plasmar en ecuaciones matemáticas que permitan analizar correctamente los procesos de manera cuantitativa (Camporeale *et al.* 2013). La inclusión de un modelo hidráulico bidimensional capaz de predecir correctamente la dinámica de los procesos erosivos y sedimentarios en las bandas riparias no es una tarea sencilla. Se debe tener en cuenta además que los principales cambios se producen a una escala temporal grande desde el punto de vista de los fenómenos sedimentarios, y en estrecha relación con fenómenos de avenida puntuales para los procesos erosivos. Por este motivo, se propone como posible mejora para introducir cambios morfodinámicos del río en la modelización vegetal de RVDM el acoplamiento con un modelo hidráulico preexistente (Figura 9.8). Éste debe ser capaz de interpretar los mapas de vegetación resultado de RVDM en términos de rugosidad y devolver este mismo modelo un nuevo modelo de elevación digital resultante tras un evento hidrológico concreto, o tras un periodo de tiempo considerado de interés.

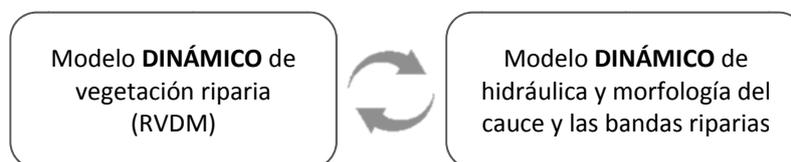


Figura 9.8. Propuesta de acoplamiento dinámico entre el modelo de vegetación y un modelo hidráulico capaz de predecir cambios en la morfodinámica del cauce teniendo en cuenta la vegetación preexistente. Las flechas representan la metodología del acoplamiento mediante la cual los mapas resultantes de cada uno de los modelos (mapa de vegetación – modelo de elevación digital) son utilizados como input del modelo complementario.

Existen otras posibles mejoras que pueden analizarse para su incorporación en la modelización de RVDM. Por ejemplo, para el establecimiento de los diferentes impactos se han considerado funciones lineales de reducción de la biomasa entre los umbrales mínimos y críticos de las variables fundamentales de la perturbación. Es posible que un análisis de diferentes tipos de

funciones de reducción de biomasa de cómo resultado una mejora en las capacidades predictivas del modelo, puesto que precisamente los píxeles donde no debe simularse vegetación son los que se predicen con menos tasa de acierto en la implementación del modelo. Otro ejemplo podría ser la implementación de una tasa de descenso (lineal o variable) en la cota del nivel freático cuando los caudales son nulos durante periodos de tiempo prolongados.

Si tenemos en cuenta el sistema de clasificación vegetal, queda descompensado el grado de detalle de la clasificación por SPFTs en las primeras etapas sucesionales, hasta el reclutamiento vegetal, respecto a las más avanzadas. Es bastante probable que la división de cada SPFTs leñoso en dos SPFTs (arbustivo y arbóreo respectivamente) en las líneas boscosa y terrestre permitiera una mejor representación de la transpiración en el tramo así como de los procesos de competencia entre las diferentes líneas. Es posible que este tipo de enfoque resulte en una disminución de la practicidad de la herramienta para los usuarios. De hecho, aunque en la modelización y en la parametrización de los diferentes tipos vegetales se considera importante mantener (o incluso) incrementar el grado de detalle, se considera una ventaja a explotar en más profundidad la posibilidad de obtener como resultados del modelo diferentes clasificaciones vegetales simplificadas.

Se considera además recomendable incluir en la modelización algún sistema de evaluación del estado ecológico del ecosistema ripario. Según la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), para conocer la calidad ecológica de los ecosistemas fluviales se deben tener en cuenta las características fisicoquímicas del agua, las comunidades biológicas que viven en ellos y el estado del bosque de ribera. El estado de salud de los ecosistemas riparios es un elemento fundamental en la determinación de la calidad ecológica de los ríos, es por ello que han surgido numerosas metodologías para determinar dicho estado. Existen varias propuestas para este fin que podrían ser de fácil implementación en la modelización de RVDM. Entre ellas, destaca el QBR (Qualitat del Bosc de Ribera, Munné et al., 1998, 2003) por considerar el grado de cobertura vegetal, la estructura y calidad de dicha cobertura vegetal, así como las alteraciones morfológicas del cauce, además de por la amplia aceptación que ha tenido entre la comunidad científica a nivel internacional (ej. Suarez y Vidal-Abarca, 2000; Aguilera *et al.*, 2005; Fernández et al., 2009). Como alternativa, el Riparian Quality Index, RQI (González del Tánago *et al.*, 2006; González del Tánago y García de Jalón, 2011) propone una metodología igualmente útil y con mayor base hidrológica y geomorfológica para la valoración de las riberas. Considera diferentes atributos fácilmente reconocibles visualmente como son la continuidad longitudinal de la vegetación leñosa, el ancho de las bandas riparias ocupado por vegetación asociada al río, la composición y estructura, así como el grado de regeneración natural de la vegetación riparia, la condición de las orillas (indicadora de la dinámica del cauce y la calidad del hábitat físico), la conectividad transversal cauce-riberas-llanura de inundación y la conectividad vertical del cauce con la ribera y con el acuífero. Por encargo de la Agencia Catalana del Agua, Gutiérrez et al. (2001) desarrollan el índice IVF (Índice de Vegetación Fluvial) que propone evaluar el estado de conservación de las riberas fluviales empleando la vegetación riparia como bioindicador de su naturalidad. En consecuencia, el IVF es un índice florístico que integra la información que ofrecen el conjunto de especies vegetales que ocupan el espacio fluvial, y exige un análisis mucho más detallado de la vegetación de ribera que el QBR. El IVF evalúa la naturalidad de la vegetación, no la riqueza, la complejidad o el interés; la coincidencia es posible, pero no siempre se produce. No menos interesante, aunque más limitante para las potencialidades de RVDM, es la propuesta de Aguiar

et al. (2009, 2011) con su índice RVI (Riparian Vegetation Index). RVI basa su puntuación en diferentes medidas basadas en la composición (ej. cobertura y número de especies endémicas y foráneas), basadas en las funciones vitales y reproductivas del ecosistema (ej. número de especies perennes) y basadas en las características tróficas (ej. proporción de especies nitrófilas). Recientemente Magdaleno *et al.* (2014) han propuesto el índice RFV (Riparian Forest Evaluation index), el cual ha demostrado su utilidad en numerosos casos de estudio a nivel nacional. El índice RFV parece la mejor alternativa para ser implementado en RVDM pues diferencia en los cinco estados ecológicos clásicos (óptimo, bueno, moderado, deficiente y malo) a partir de la conectividad de especies riparias autóctonas tanto longitudinal y transversal como vertical (en términos de complejidad, estructura y composición), además de mediante el establecimiento de la capacidad de regeneración del bosque ripario. Este índice resulta especialmente interesante por incluir una base morfológica asociada a la estructura y funcionamiento del cauce, la cual se basa en la definición de las dimensiones de la zona a analizar en base a la anchura de banco (o bankfull) del río. Estos índices no son los únicos, aunque si los más utilizados, los más recientes o los que han demostrado una mayor versatilidad en diferentes condiciones hidro-morfológicas. Con la aplicación de la mayoría de las metodologías existentes se obtiene una valoración global del estado de las riberas muy subjetiva, que no refleja de manera cuantitativa el grado de alteración. La consecuencia es que los factores que determinan el funcionamiento de las riberas pueden ser muy distintos en cada caso, aunque el índice seleccionado se corresponda con un mismo valor global de calidad riparia, y por tanto los resultados deben ser tratados con precaución a la hora de extraer conclusiones. Sin embargo, no se puede pasar por alto la facilidad de su implementación. Del mismo modo, los resultados son comprendidos de manera sencilla e intuitiva por los agentes implicados en el manejo del recurso lo que debe ser tenido en cuenta como una gran fortaleza de este tipo de índices.

Las anteriores propuestas de mejora son solo algunos ejemplos de las grandes potencialidades que tiene un mayor desarrollo teórico de esta primera propuesta para el modelo RVDM. A efectos prácticos ya está en marcha el desarrollo de una interfaz gráfica que permita al usuario implementar el modelo de manera sencilla e intuitiva y que permita analizar los principales resultados mediante una representación gráfica básica de los mismos.

ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL SOBRE LA VEGETACIÓN DE RIBERA

10. ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL SOBRE LA VEGETACIÓN DE RIBERA

Al igual que muchos otros elementos naturales, y especialmente aquellos relacionados con los sistemas hidrológicos, la vegetación de ribera se ve afectada por los cambios que, directa o indirectamente, son provocados por las actividades humanas. En este trabajo se utiliza el término cambio global al hacer referencia a diferentes tipos de afecciones directas como son la reducción y/o la regulación de caudales, así como afecciones indirectas relacionadas con el cambio climático.

A lo largo de este capítulo se describen en primer lugar los escenarios propuestos, los cuales incluyen la reducción de caudales como consecuencia de la existencia de demandas antrópicas aguas arriba de un cauce, la regulación de caudales mediante presas aguas arriba del tramo para atender demandas antrópicas de diversos tipos aguas abajo y los cambios hidrometeorológicos asociados a diferentes escenarios de cambio climático. Los siguientes apartados incluyen los resultados aportados por el modelo RVDM para cada uno de los casos de estudio propuestos. Por último, se discuten los resultados y se presentan conclusiones relativas a las afecciones de los distintos escenarios sobre la vegetación en las riberas y a la utilidad que la modelación con RVDM puede tener para los gestores del agua a la hora de predecir cambios de la vegetación en las riberas bajo diferentes hipótesis de manejo.

Respecto al caso de estudio, se seleccionó el tramo Terde del río Mijares para el análisis de estos escenarios por presentar régimen natural de caudales. Para estimar los cambios que producidos en la dinámica de las comunidades vegetales riparias como consecuencia de las variaciones hidro-meteorológicas de cambio global, fue necesario adoptar un mosaico de parches riparios de referencia a partir del cual poder calcular las alteraciones riparias asociadas a cada uno de los escenarios analizados. En el caso de los escenarios de detracción y de regulación de caudales, se consideró un periodo de 61 años, tomando como referencia los caudales naturales del tramo entre los años 1949 y 2009 (ambos incluidos). En el caso de los escenarios de cambio climático, siguiendo las recomendaciones de la Organización Meteorológica Mundial (WMO), se tomó un periodo de referencia de 30 años, comprendido entre los años 1961 y 1990, el cual ha sido frecuentemente seleccionado por considerarse libre de tendencias antrópicas. Como condición inicial en todos los casos se partió del mapa de vegetación observado más fiable, el correspondiente al 31 de diciembre de 2009.

10.1. Definición de escenarios

10.1.1. Escenarios de detracción de caudales

La detracción de caudales reduce el flujo natural de agua provocando una caída de los caudales. Aunque cualquier modificación en el régimen natural de caudales puede afectar a la vegetación asociada a los cauces, la detracción de caudales aguas arriba es sin duda una de las afecciones que más impacto provoca sobre la vegetación en las bandas riparias. Puesto que la detracción de

caudales viene frecuentemente marcada por demandas antrópicas, la situación es especialmente acusada durante los meses estivales, cuando se parte de un aporte hídrico ya reducido y en muchos casos las demandas son mayores. Es frecuente en estos casos encontrar periodos de tiempo suficientemente largos en los que la vegetación de las riberas tiene que enfrentarse a una humedad del suelo críticamente reducida. Las precipitaciones son escasas o inexistentes en los periodos estivales de las zonas semiáridas mediterráneas y los caudales se anulan como consecuencia de atender demandas mayores con recursos más limitados.

El esquema general que se siguió para este tipo de escenarios se muestra en la Figura 10.1. Siguiendo este esquema, I corresponde al aporte hídrico natural del río, D es la demanda seleccionada en cada escenario y es la que marca estacionalmente qué detracción de caudales va a producirse; por último, $I-D$ es el caudal que atraviesa el tramo de estudio.

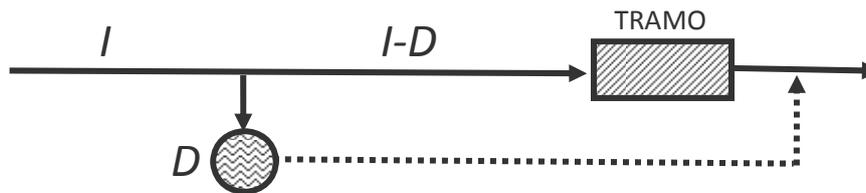


Figura 10.1. Esquema general de los escenarios de detracción de caudales, donde: I corresponde al aporte hídrico natural del río, D es la demanda e $I-D$ es el caudal que atraviesa el tramo de estudio

Para establecer la variabilidad de la demanda entre escenarios se tuvieron en cuenta dos características principales: su magnitud y su estacionalidad.

Teniendo en cuenta diferente estacionalidad, se distinguieron tres tipos de demandas: hidroeléctricas, urbanas y agrícolas. Las demandas hidroeléctricas fueron incluidas para representar una demanda estable durante todo el año. El caudal que extraído del río se consideró constante y por tanto el impacto dependió únicamente de la magnitud de la demanda, es decir, de la cantidad de caudal demandado. Las demandas urbanas se consideraron constantes en dos periodos a lo largo de cada año, siendo un 50% mayor durante el periodo estival, entre los meses de junio y septiembre incluidos. Por último, las demandas agrícolas se caracterizaron por ser variables mes a mes, siendo elevadas durante los meses estivales, y prácticamente nulas en los meses invernales. Se seleccionó el maíz como cultivo de referencia a la hora de establecer la estacionalidad de los escenarios de demanda agrícola, tras haberse revistado la documentación correspondiente al Anexo VII de la tesis doctoral del Dr. Leonardo Hernández Barrios (Hernández, 2007), donde se describen las necesidades de riego de diferentes cultivos en diferentes localizaciones de la Confederación Hidrográfica del Júcar.

En función de la magnitud, los escenarios de detracción se variaron considerando tres tasas de demanda del flujo equivalentes al 20%, 40% y al 80% del caudal medio diario asimilable al tramo de estudio (denominados Q20%, Q40% y Q80%, respectivamente). Los caudales máximos instantáneos se consideraron reducidos proporcionalmente como consecuencia de la detracción de caudales en estos escenarios.

Teniendo esto en cuenta, se propusieron 9 escenarios de demanda resultantes de combinar las tres estacionalidades con las tres magnitudes propuestas. Los valores medios mensuales asimilables a los escenarios de detracción resultantes se presentan en la Figura 10.2.

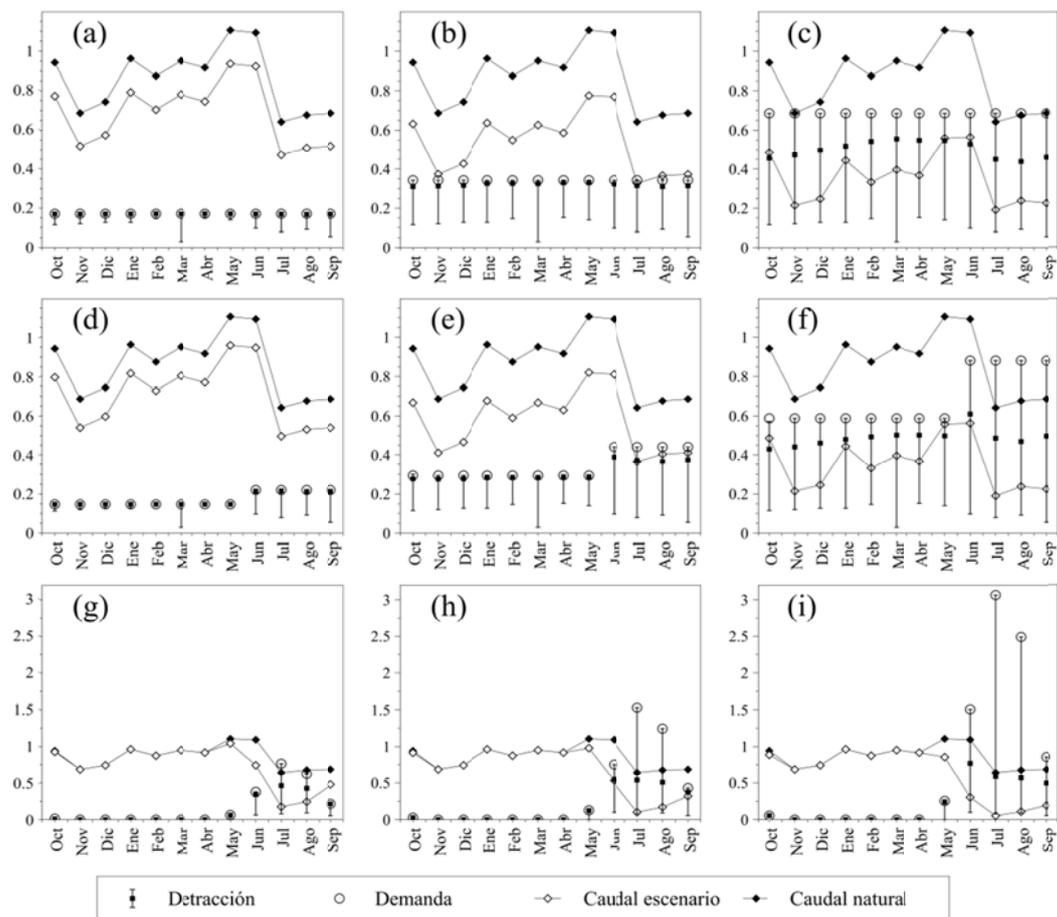


Figura 10.2. Caudales medios mensuales demandados, caudales medios mensuales que son detraídos para atender a la demanda, caudales medios mensuales correspondientes al régimen natural y caudales que atraviesan el tramo en los escenarios de detracción de caudales en el tramo Terde, en función de las diferentes estacionalidades y magnitudes de demanda (escenarios de demandas hidroeléctricas (a, b, c), urbanas (d, e, f) y agrícolas (g, h, i), con un caudal correspondiente al 20% (a, d, g), 40% (b, e, h) y 80% (c, f, i) del caudal medio diario)

10.1.2. Escenarios de regulación de caudales

Con el fin de conocer el impacto que tiene la regulación de los caudales sobre la vegetación se plantearon diferentes escenarios de regulación teóricos aguas arriba de un tramo, determinados por distintos volúmenes de embalse y distintos tipos de demanda aguas abajo.

Se consideró que la regulación de los caudales cambiaba el régimen de los mismos y especialmente su estacionalidad, viéndose tradicionalmente reducidos en épocas en las que el río de forma natural alberga grandes caudales, e incrementados en los periodos secos del año. Se consideró que el embalse era capaz de laminar las avenidas, eliminándose los caudales pico y por tanto la capacidad del río para regenerar la vegetación de las riberas.

El esquema general de este grupo de escenarios queda representado en la Figura 10.3. Siguiendo el esquema, I corresponde al caudal natural del río, D es la demanda seleccionada para cada escenario, V es el volumen de embalse y S es el caudal regulado que depende del caudal natural del río, como de la demanda y tanto de la capacidad disponible del embalse en cada momento como de la cantidad de agua almacenada disponible.

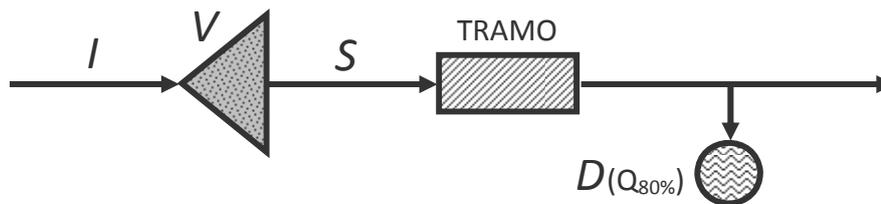


Figura 10.3. Esquema general de los escenarios de regulación de caudales, donde: I corresponde al aporte hídrico natural del río, V es el volumen de embalse, D es la demanda y S es el caudal regulado dependiente del caudal natural, la demanda y el volumen de embalse

En este caso, en el planteamiento de los escenarios se tuvieron en cuenta dos características principales del sistema: el volumen del embalse y la estacionalidad de la demanda, considerándose que la magnitud de la demanda era, en todos los casos, equivalente al 80% del caudal medio diario del tramo. Se consideró además que los caudales máximos instantáneos registrados en régimen natural eran laminados en todos los escenarios, siendo reducidos hasta el caudal medio diario estimado para cada uno de los escenarios.

Se distinguieron nuevamente, en base a la estacionalidad, los tres tipos de demandas descritos en el apartado anterior de escenarios de detracción de caudales: demandas hidroeléctricas, urbanas y agrícolas. Las demandas hidroeléctricas se consideraron constantes todo el año, las demandas urbanas se incrementaron un 50% durante el periodo estival, entre los meses de junio y septiembre y las demandas agrícolas fueron variables mes a mes, con caudales mayores durante los meses estivales y nulos durante los meses invernales.

En función del volumen de embalse, los escenarios de regulación consideraron tres capacidades equivalentes al 10%, 20% y al 40% de la aportación anual media del tramo de estudio (denominadas V10%, V20% y V40%, respectivamente).

Teniendo esto en cuenta, se propusieron 9 escenarios de demanda resultantes de combinar las tres estacionalidades de demanda con las tres capacidades de embalse propuestas. Los caudales medios mensuales correspondientes a los escenarios de regulación para este tramo de estudio se pueden observar en la Figura 10.4.

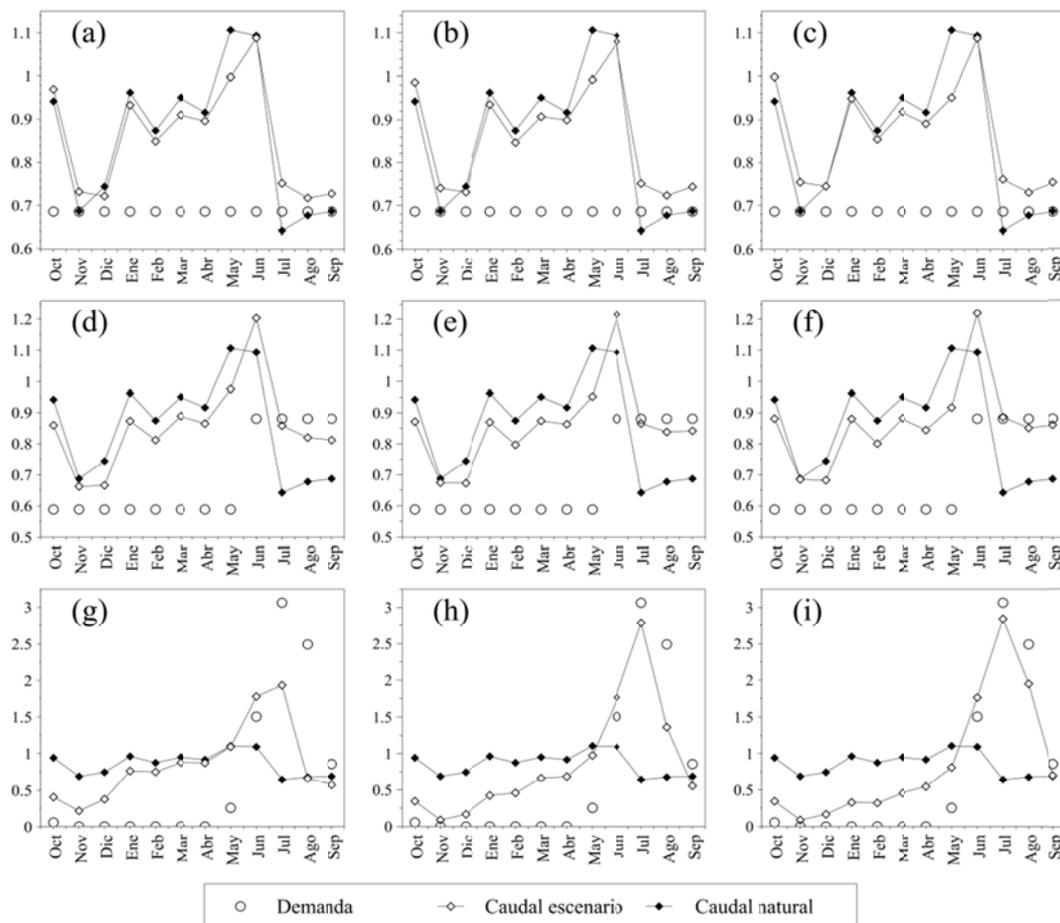


Figura 10.4. Caudales medios mensuales demandados, caudales medios mensuales correspondientes al régimen natural y caudales que atraviesan el tramo en los escenarios de regulación de caudales en el tramo Terde, en función de las diferentes estacionalidades de demanda volúmenes de embalse (escenarios de demandas hidroeléctricas (a, b, c), urbanas (d, e, f) y agrícolas (g, h, i), considerando la regulación de embalses con un volumen correspondiente al 10% (a, d, g), 20% (b, e, h) y 40% (c, f, i) de las aportaciones anuales medias. La magnitud de la demanda en todos los casos corresponde al 80% del caudal medio diario del tramo en régimen natural)

10.1.3. Escenarios de cambio climático

Los escenarios de cambio climático seleccionados se basaron en escenarios de emisiones publicados por el IPCC para los cuales había disponibles tanto escenarios meteorológicos como hidrológicos (Hernández, 2007). Según el trabajo de Hernández (2007), se puede considerar que en el proceso de cambio climático ciertas características del clima varían a lo largo del tiempo, principalmente de temperatura y de precipitación, de tal modo que pueden ser sistematizadas mediante los estadísticos de las series. Para crear series con las características de los escenarios futuros se emplearon las series históricas de partida en el periodo de referencia 1960-1990 y se

modificaron para que sus estadísticos coincidieran con las previsiones de cada escenario. Los escenarios climáticos considerados fueron los del modelo climático global del Hadley Centre (HadCM3) como condiciones de contorno y regionalizados con el modelo regional PROMES (Moreno *et al.*, 2005) para el periodo 2071-2100, para los escenarios SRES (Nakicenovik y Swart, 2000) de altos niveles de emisiones (A2) y bajos-medios niveles de emisiones (B2), considerados respectivamente el escenario pesimista y el optimista.

Las series diarias de temperatura del periodo de referencia (1961-1990) se incrementaron de forma aditiva y se calculó a partir de las mismas la evapotranspiración de referencia diaria (Figura 10.5) mediante la ecuación de Hargreaves corregida para el tramo de estudio tal como se explicó en el capítulo 4.2.

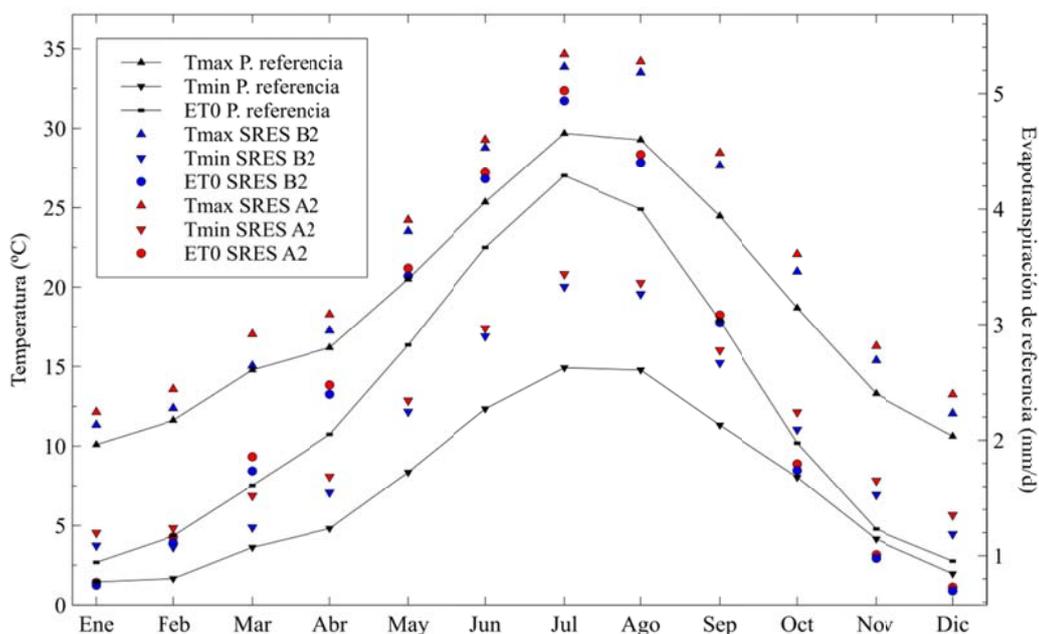


Figura 10.5. Valores medios mensuales de temperaturas máximas y mínimas y de evapotranspiración de referencia, correspondientes al periodo de referencia y a los escenarios SRES B2 y SRES A2 de cambio climático en el tramo Terde

En el caso de las series de precipitación se modificaron en modo multiplicativo para que las nuevas series fueran capaces de reflejar la situación futura a escala diaria en los diferentes escenarios y conservaran sus estadísticos independientes en toda su duración (Figura 10.6).

Siguiendo la línea de los resultados obtenidos por Hernández (2007), se analizaron los resultados ofrecidos por el modelo PATRICAL de variación de las aportaciones diarias para los diferentes escenarios respecto a la situación en el periodo de referencia en el embalse de Arenós, aguas abajo del tramo Terde. Al igual que para las series de precipitación, los caudales medios diarios se calcularon mediante factores correctores multiplicativos para obtener series a escala diaria que conservaran los estadísticos (Figura 10.7).

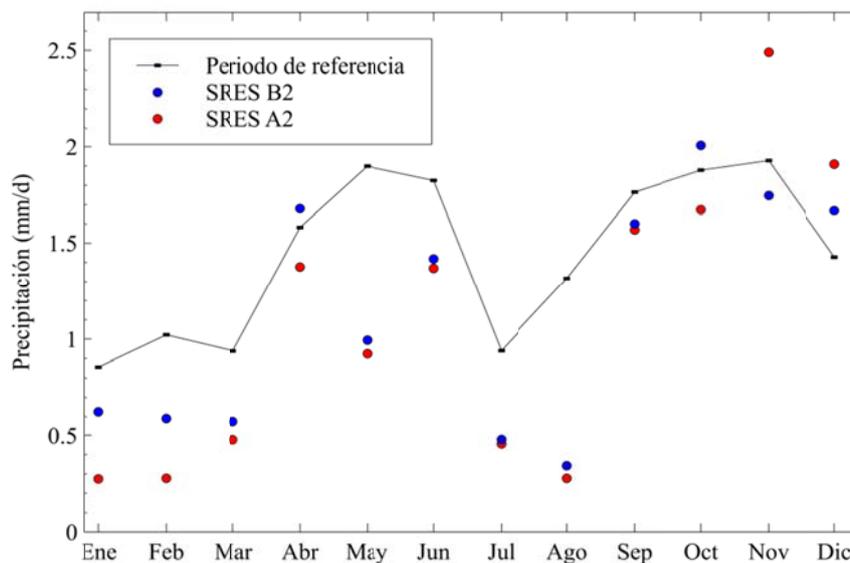


Figura 10.6. Valores medios mensuales de precipitación diaria correspondientes al periodo de referencia y a los escenarios SRES B2 y SRES A2 de cambio climático en el tramo Terde

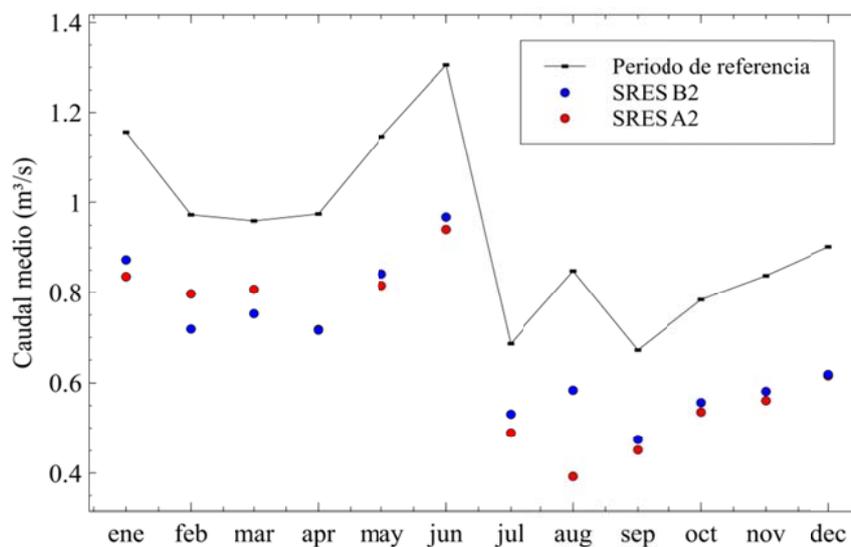


Figura 10.7. Caudales medios mensuales correspondientes al periodo de referencia y a los escenarios SRES B2 y SRES A2 de cambio climático en el tramo Terde

La serie de caudal máximo instantáneo considerado en RVDM para el periodo de referencia (1961-1990) se calculó mediante la relación existente en dicho periodo entre el caudal diario máximo del mes y el caudal máximo instantáneo de dicho mes (Figura 10.8).

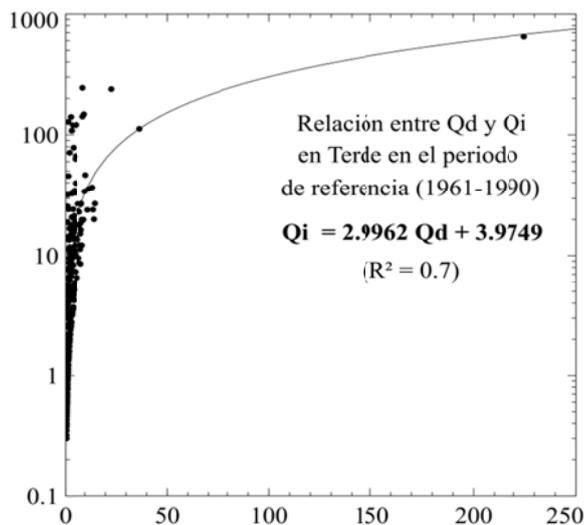


Figura 10.8. Relación entre los caudales caudal diarios máximo del mes y el caudal máximo instantáneo en Terde para el periodo de referencia (1961-1990)

Los caudales máximos instantáneos de los escenarios SRES B2 (optimista) y SRES A2 (pesimista) se calcularon mediante esa relación, introduciendo una corrección de un incremento del 20% para el primero y una reducción del 40% para el segundo escenario, siguiendo las indicaciones del trabajo de Dankers y Feyen (2008). En la Figura 10.9 se pueden observar los caudales pico máximos anuales para el periodo de referencia y ambos escenarios.

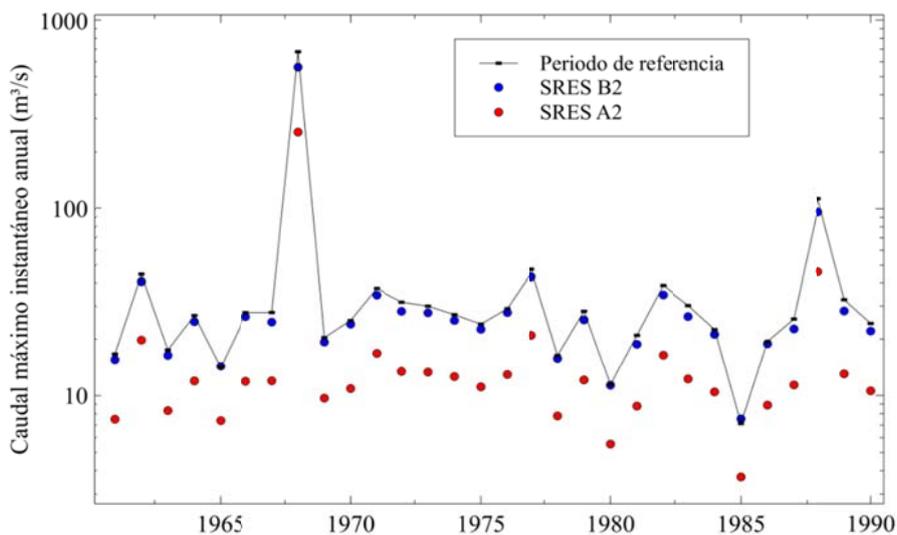


Figura 10.9. Caudales pico máximos anuales para los escenarios optimista y pesimista de cambio climático, así como para el periodo de referencia Resultados del análisis de escenarios con el modelo RVDM

10.2. Resultados del análisis de escenarios de cambio global

10.2.1. Resultados del análisis de escenarios de detración de caudales

La detración de caudales dio como resultado una disminución de la presencia de la serie boscosa en el tramo (Figura 10.10). Esta disminución fue más acusada en los escenarios más pesimistas de demandas más constantes a lo largo del año, es decir, en los escenarios de demandas hidroeléctricas y urbanas cuando los caudales detraídos aguas arriba del tramo superaban el 80% del caudal medio diario. El carrizal no pareció verse limitado en exceso en ninguno de los escenarios, si bien algunos píxeles en zonas críticas fueron simulados como suelo desnudo en todos los escenarios.

Las diferencias entre las estacionalidades estudiadas demostraron que, dentro de la serie boscosa, la fase herbácea, H_{CW} , era más sensible a la disminución de los caudales en época estival que la fase leñosa, W_{CW} (Figura 10.10, Figura 10.11). En los escenarios de demanda agrícola, se observó cómo, en pocos años, W_{CW} empezaba a verse influida por la competencia con la vegetación terrestre y algunos parches de bosque de ribera eran sustituidos por vegetación mixta. Sin embargo, los mayores cambios se produjeron como consecuencia de la muerte de parches herbáceos del tipo H_{CW} , en zonas que finalmente quedaron sin vegetar. En otros parches, se observó una clara tendencia al reemplazo de H_{CW} por H_{TV} , independientemente de si éstos se encontraban alejados o colindantes al cauce (Figura 10.11).

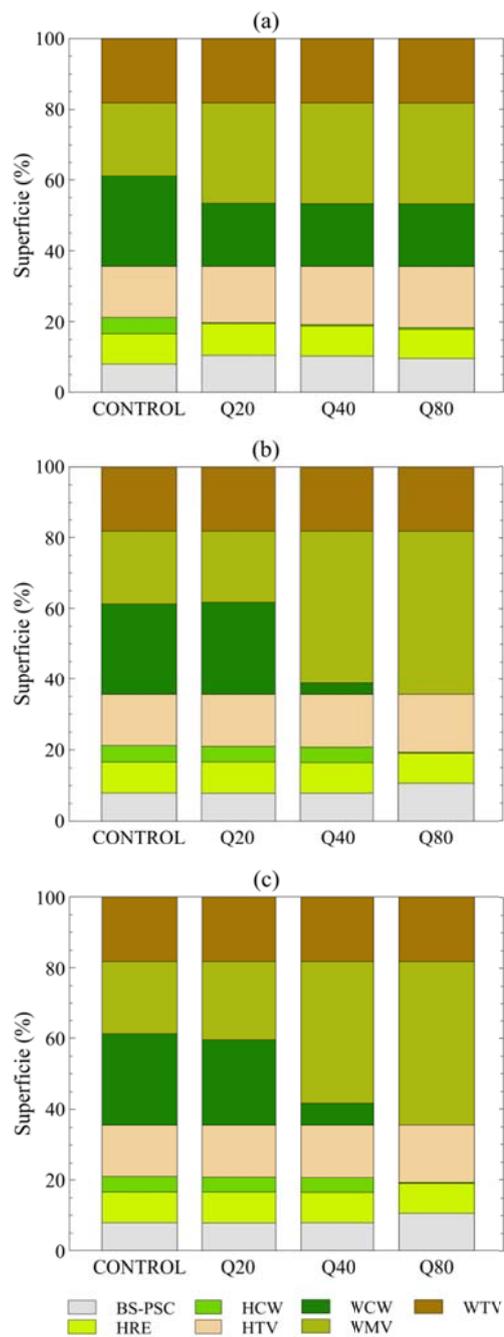


Figura 10.10. Superficie acumulada de los diferentes SPFTs simulados por RVDm en Terde para el escenario control y diferentes escenarios de detención de caudales aguas arriba del tramo en escenarios de demanda agrícola (a), hidroeléctrica (b) y urbana (c). Q20, Q40 y Q80 corresponden a los escenarios con detenciones correspondientes al 20%, 40% y 80% del caudal medio diario respectivamente.

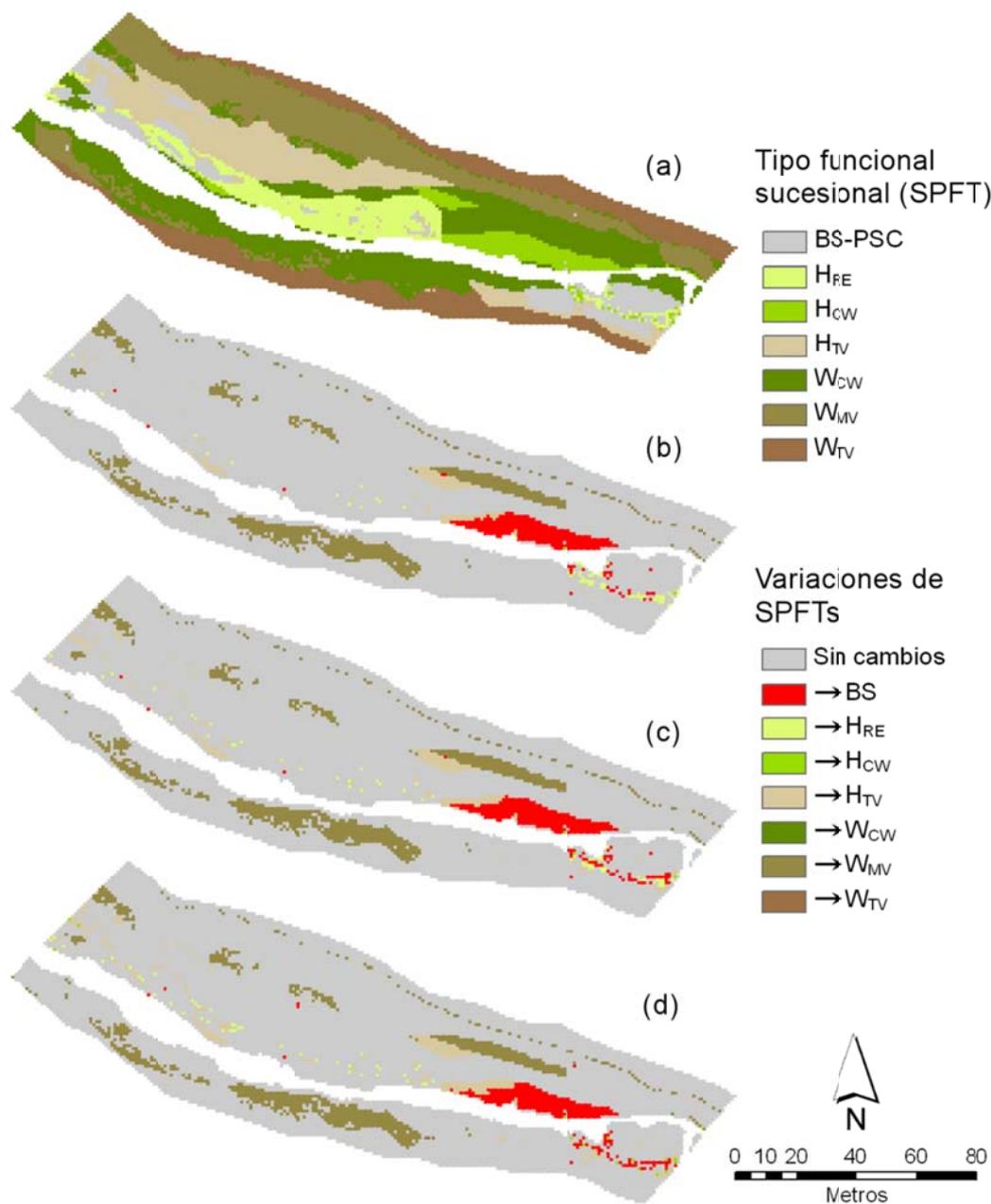


Figura 10.11. Variaciones de SPFTs producidas por la detración de caudales en escenarios de demanda agrícola aguas arriba del tramo, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control (a) y a las variaciones de SPFTs con caudales de demanda correspondientes al 20% (b), 40% (c) y 80% (d) del caudal medio diario.

Cuando la estacionalidad de demanda considerada era hidroeléctrica o urbana, fueron necesarios caudales de demanda mayores para observar el mismo efecto sobre H_{CW} (Figura 10.10, Figura 10.12, Figura 10.13). De hecho, en los escenarios de caudal de demanda correspondiente al 80% del caudal medio diario, los parches sustituidos por H_{TV} y aquellos en los que H_{CW} morían dando como resultado el suelo desnudo, coincidían con los simulados en los escenarios de demanda agrícola.

La serie boscosa en su conjunto no pareció verse especialmente afectada en los escenarios de demandas hidroeléctricas y urbanas cuando el caudal de demanda correspondía al 20% del caudal medio diario. Incluso se observó una ligera ventaja en zonas boscosas respecto a la vegetación terrestre cuando la demanda era hidroeléctrica (Figura 10.12) y algunos parches de vegetación mixta, W_{MV} , fueron simulados como W_{CW} . Por el contrario, al incrementar el caudal demandado, W_{CW} resultó gravemente perjudicado hasta ser sustituida casi en su totalidad por W_{MV} .

Para confirmar que los resultados efectivamente indicaban una tendencia a la sustitución de las bandas riparias por vegetación zonal terrestre, se analizaron escenarios complementarios en los que se ampliaba la longitud del periodo temporal analizado de los 10 años considerados inicialmente hasta 61 años completos. La serie de referencia empleada fueron los caudales naturales del tramo entre el 1 de enero de 1949 y el 31 de diciembre de 2009. Se partió del mapa de SPFTs disponible para el año 2009 como condición inicial. En este caso se analizaron las tres estacionalidades de demanda, agrícola, hidroeléctrica y urbana, en el supuesto de detracción más severa de 80% del caudal medio diario. Los resultados evidenciaron que la tendencia observada a corto plazo se mantenía en el medio-largo plazo (Figura 10.14). Independientemente de la estacionalidad de la demanda, las bandas riparias se estrecharon como consecuencia del avance del bosque terrestre hacia el cauce.

En el caso de la demanda agrícola, una parte importante de los parches herbáceos riparios cercanos al cauce fueron sustituidos por vegetación herbácea terrestre (Figura 10.14). Si bien el carrizal no mostró limitaciones en los escenarios anteriores (Figura 10.10, Figura 10.11), cuando la duración del impacto se amplió en el tiempo se observó la misma tendencia mostrada por H_{CW} , siendo algunas zonas reemplazadas por vegetación herbácea terrestre, y otras por suelo desnudo.

Por el contrario, en los escenarios hidroeléctrico y urbano estos parches típicamente ocupados por vegetación riparia herbácea no se vieron tan afectados como en el caso de los escenarios de demanda agrícola. No por ello debe cometerse el error de pensar que estos últimos escenarios puedan ser menos perjudiciales; de hecho, el constreñimiento de las bandas riparias por el avance del bosque terrestre fue mayor. En paralelo, la presencia de grandes superficies de vegetación boscosa mixta y una superficie de suelo desnudo disponible para el reinicio de las sucesiones riparias en zonas cercanas al cauce, hace pensar en menores oportunidades de recuperación del bosque ripario.

En términos generales, la reducción de los caudales sugirió que la vegetación riparia tendía a desaparecer del tramo y a ser sustituida por vegetación terrestre.

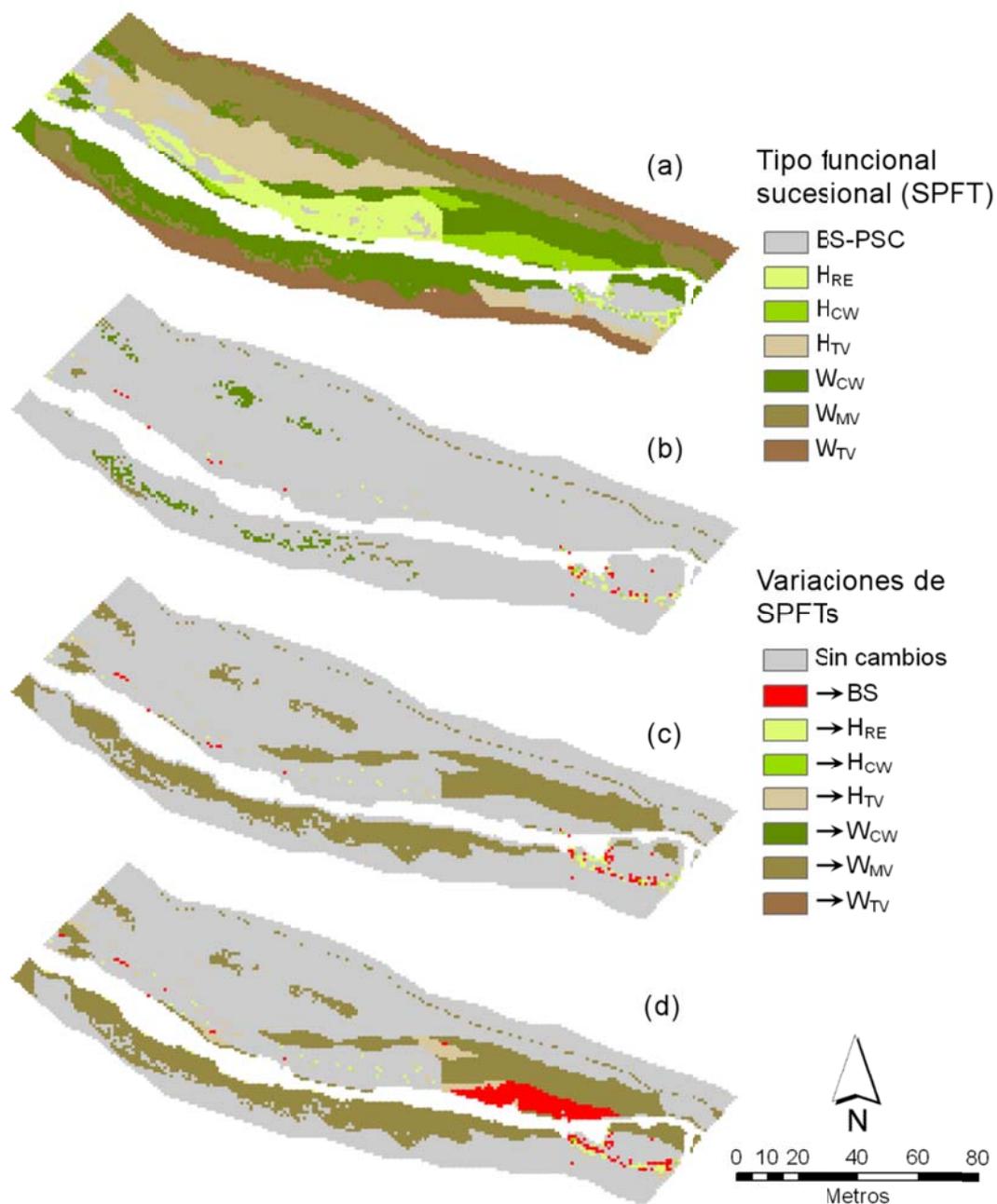


Figura 10.12. Variaciones de SPFTs producidas por la detracción de caudales en escenarios de demanda hidroeléctrica aguas arriba del tramo, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control (a) y a las variaciones de SPFTs con caudales de demanda correspondientes al 20% (b), 40% (c) y 80% (d) del caudal medio diario.

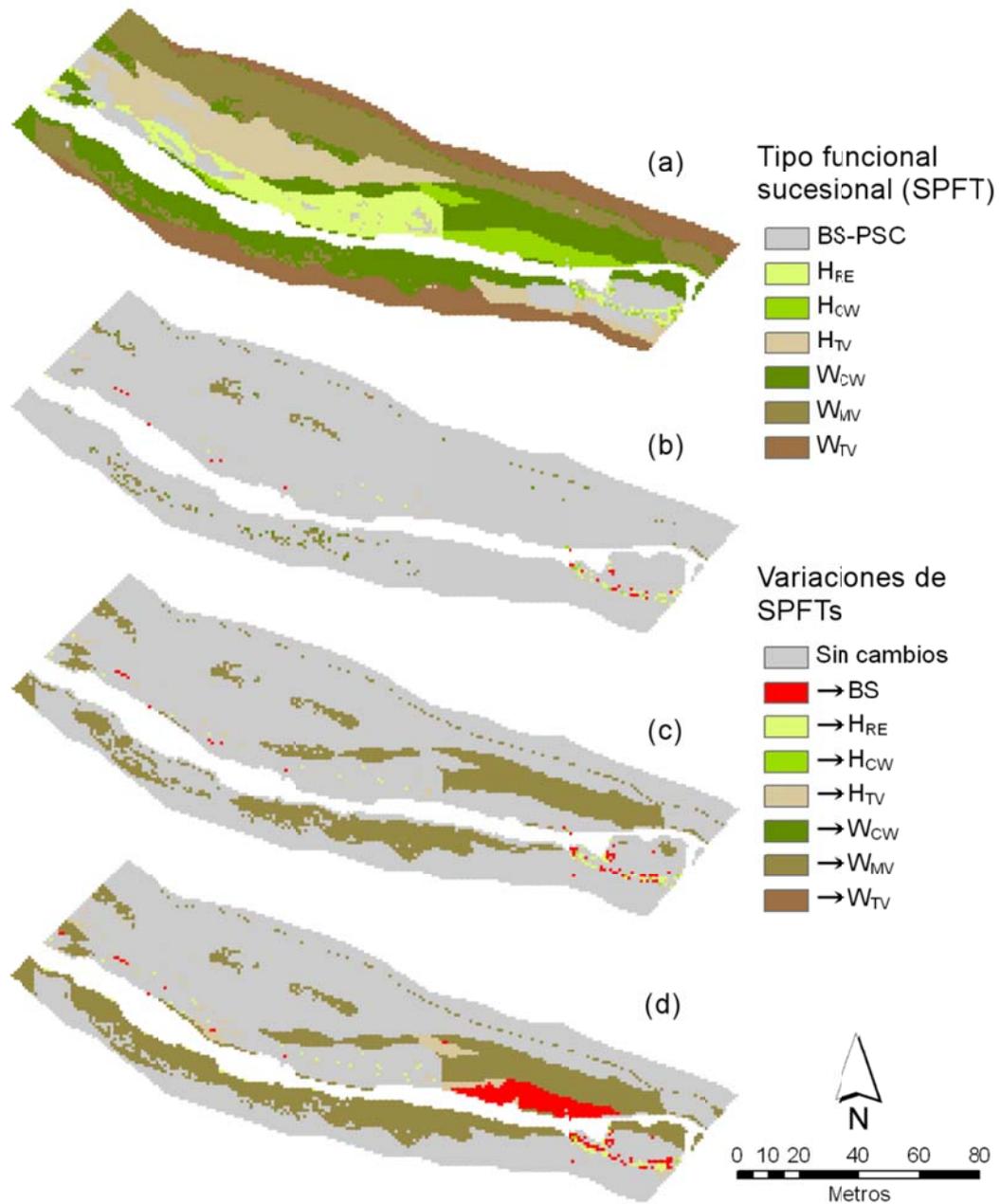


Figura 10.13. Variaciones de SPFTs producidas por la detracción de caudales en escenarios de demanda urbana aguas arriba del tramo, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control (a) y a las variaciones de SPFTs con caudales de demanda correspondientes al 20% (b), 40% (c) y 80% (d) del caudal medio diario.

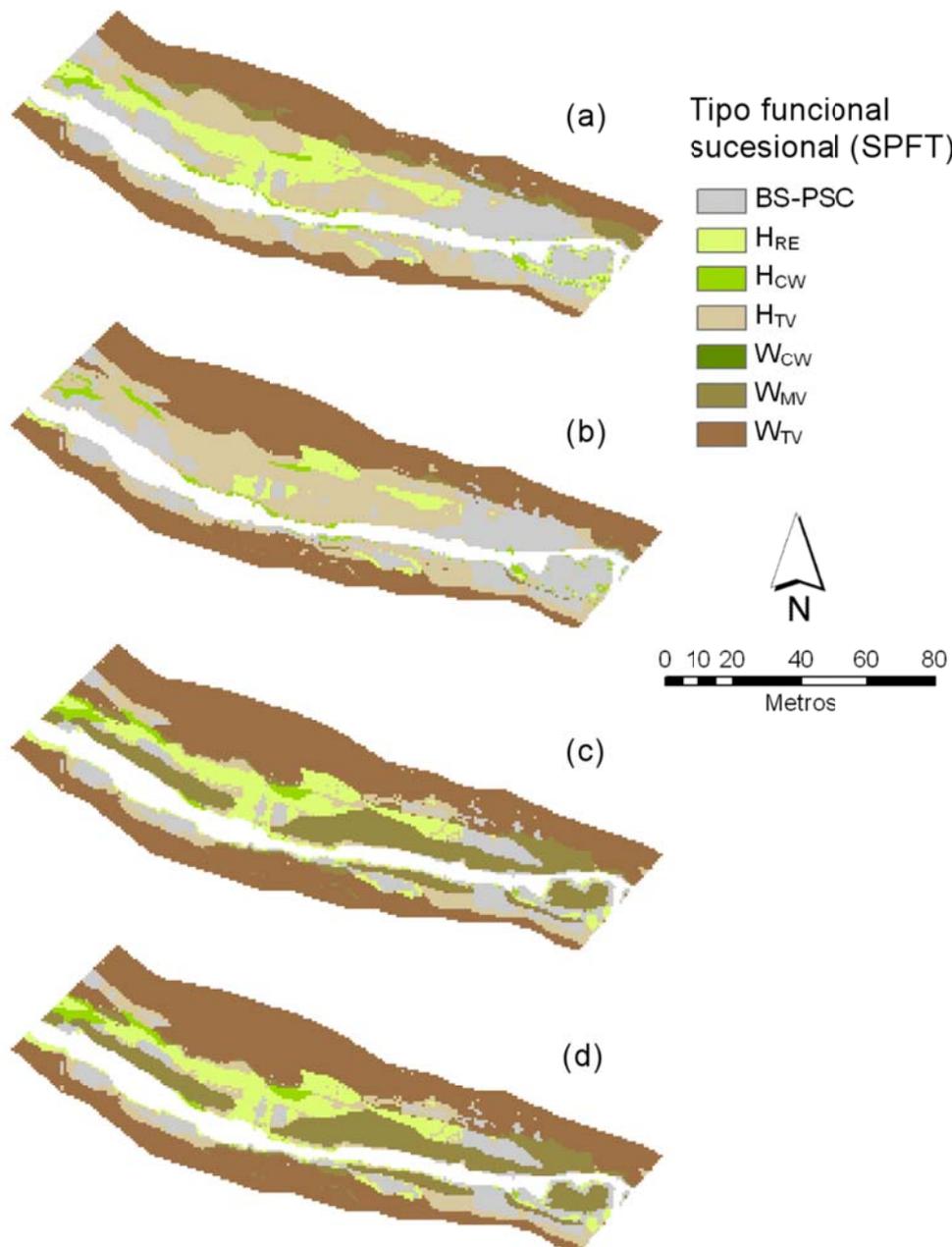


Figura 10.14. SPFTs simulados durante un periodo de 61 años (condición inicial: mapa de 2009, caudales de referencia: entre el 1 de enero de 1949 y el 31 de diciembre de 2009) en Terde, considerando un escenario de control (a) y un caudal de demanda aguas arriba del tramo correspondientes al 80% del caudal medio diario y estacionalidades de demanda agrícola (b), hidroeléctrica (c) y urbana (d).

Se recurrió a la estimación de la biomasa foliar del modelo RVDM para analizar los impactos sobre las celdas en las que el mismo SPFT se simulaba tanto para el escenario de detracción como para el escenario control.

En muchos de estos casos, en los que el impacto no fue considerado por el modelo como suficiente para provocar un cambio en el tipo de vegetación, se percibe un impacto sobre la biomasa respecto al escenario control (Figura 10.15, Figura 10.16, Figura 10.17). La intensidad del impacto, así como su estacionalidad, tuvieron influencia en las variaciones de biomasa que se producían en los distintos SPFTs.

De hecho, el SPFTs presente en cada uno de los píxeles fue un parámetro determinante en la magnitud del impacto. La serie boscosa demostró nuevamente ser más sensible que el resto de líneas de sucesión presentes en el tramo y grandes superficies en las que W_{CW} se mantenía respecto al escenario control vieron reducida frecuentemente su biomasa entre un 5 y un 15% en los escenarios de demanda agrícola (la estacionalidad menos desfavorable para este tipo de vegetación). La vegetación leñosa mixta, W_{CW} , presentó un comportamiento diferente en función de las características de cada celda y de la estacionalidad y magnitud. Al igual que se encontraron celdas en las que la biomasa disminuía moderadamente como consecuencia del impacto, en otras se observaron crecimientos de biomasa de órdenes de magnitud similares.

Una situación similar se observó con el carrizal, H_{RE} , el cual redujo su biomasa en las zonas colindantes al cauce, en hasta un 25%. Sin embargo, en todos los escenarios se observaron bandas en las que el carrizal incrementaba someramente (<1%) su biomasa, siendo este incremento mayor cuando la estacionalidad de la demanda se correspondía con la agrícola. De hecho, en el escenario de demandas agrícolas más pesimista se observaron incluso algunos grupos de celdas en los que el incremento de bioamasa del carrizal respecto al escenario control superaba el 25%.

La vegetación terrestre no vio afectada su biomasa especialmente como consecuencia de la detracción de caudales en las celdas donde se simulaban también esos mismos tipos de vegetación para el escenario control. Sin embargo, en contra de esa tendencia, se localizó una banda crítica de vegetación terrestre en la margen derecha del tramo (el flujo hídrico se propaga en dirección este). Esta banda se encuentra colindante al parche de vegetación mixta y es una zona que en el escenario control se simula con altos niveles de biomasa. Fue precisamente por este motivo que los descensos de biomasa en los escenarios alcancen cerca del 95 % en los escenarios más desfavorables, pues en los escenarios de regímenes alterados dicha banda es simulada con niveles de biomasa comparables a las celdas terrestres colindantes, con aproximadamente un tercio de la misma.

En términos generales, la detracción de caudales tuvo como consecuencia el descenso de la biomasa vegetal respecto al escenario control. Cuanto mayor fue la magnitud de la detracción, mayor fue también el impacto sobre la biomasa. La estacionalidad de la detracción tuvo influencia sobre el grado de impacto en las estimaciones de biomasa, especialmente al comparar los escenarios de demanda agrícola con los de demandas hidroeléctricas o urbanas. Espacialmente, los resultados demostraron que los distintos tipos de vegetación presentaban diferentes grados de resistencia y evidenciaron la presencia de áreas críticas en el tramo.

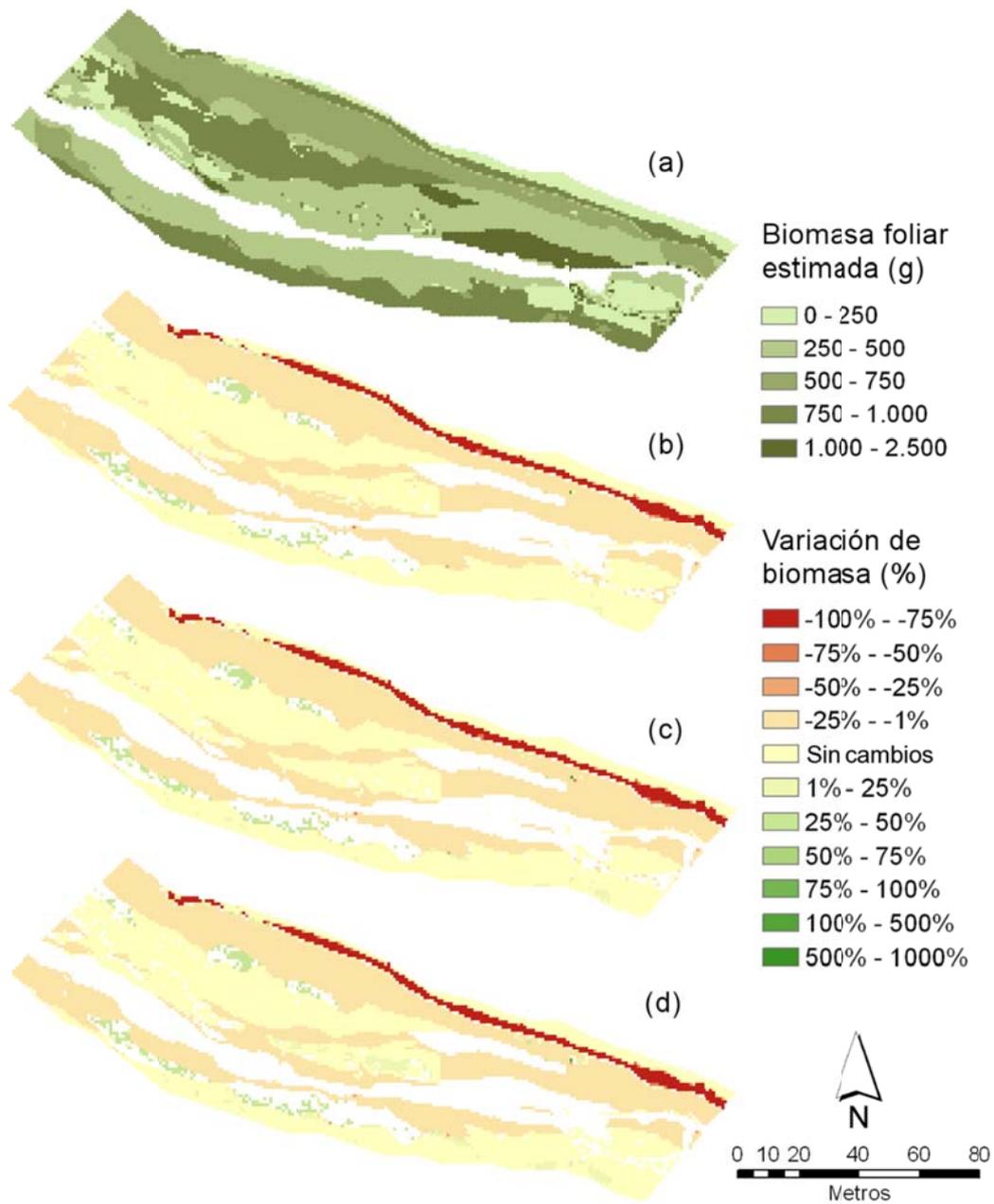


Figura 10.15. Variaciones de biomasa producidas por la detracción de caudales en escenarios de demanda agrícola aguas arriba del tramo, respecto a la biomasa estimada en régimen natural, en píxeles donde la detracción no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control (a) y a la variación de biomasa con caudales de demanda correspondientes al 20% (b), 40% (c) y 80% (d) del caudal medio diario.

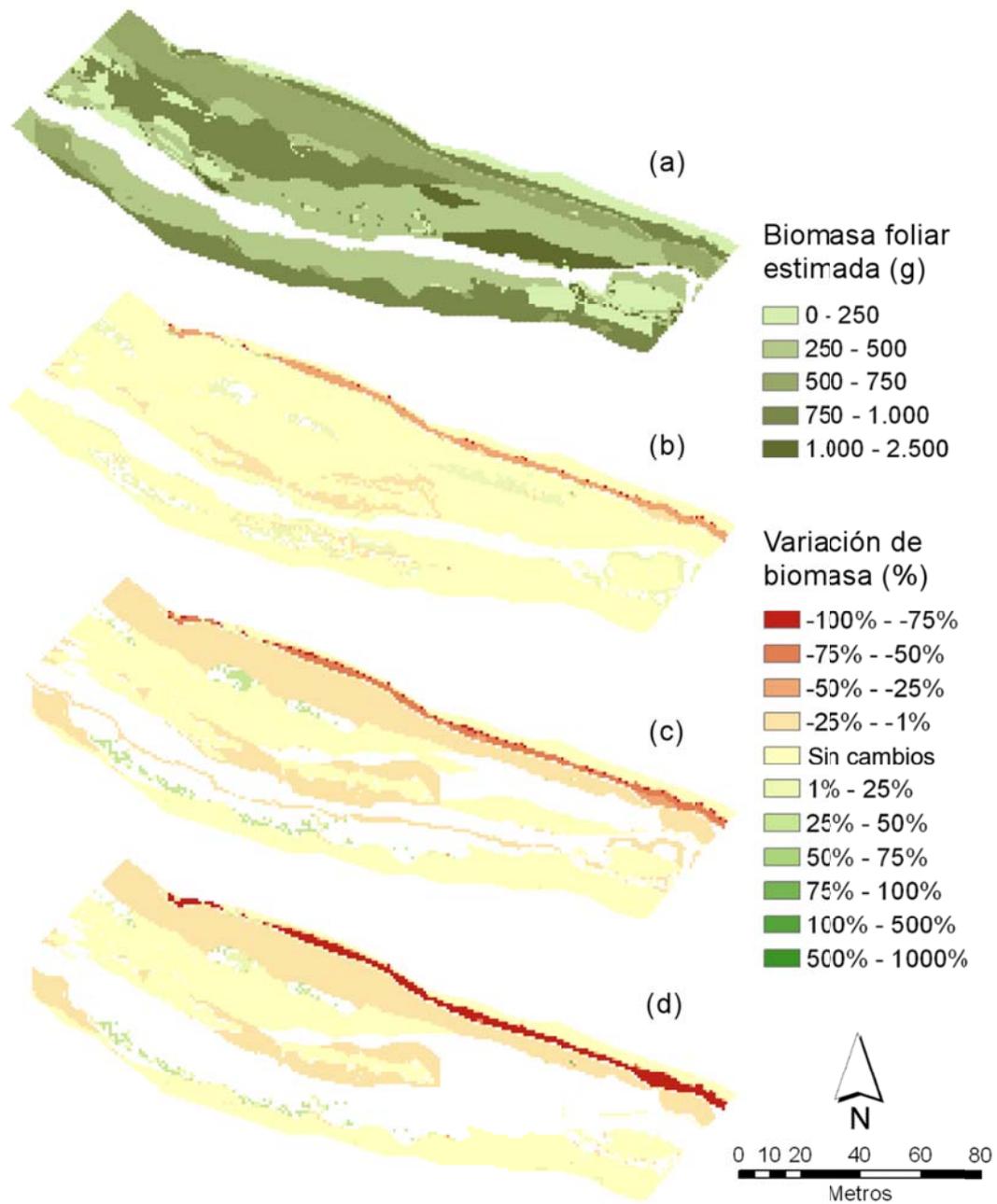


Figura 10.16. Variaciones de biomasa producidas por la detracción de caudales en escenarios de demanda hidroeléctrica aguas arriba del tramo, respecto a la biomasa estimada en régimen natural, en píxeles donde la detracción no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control (a) y a la variación de biomasa con caudales de demanda correspondientes al 20% (b), 40% (c) y 80% (d) del caudal medio diario.

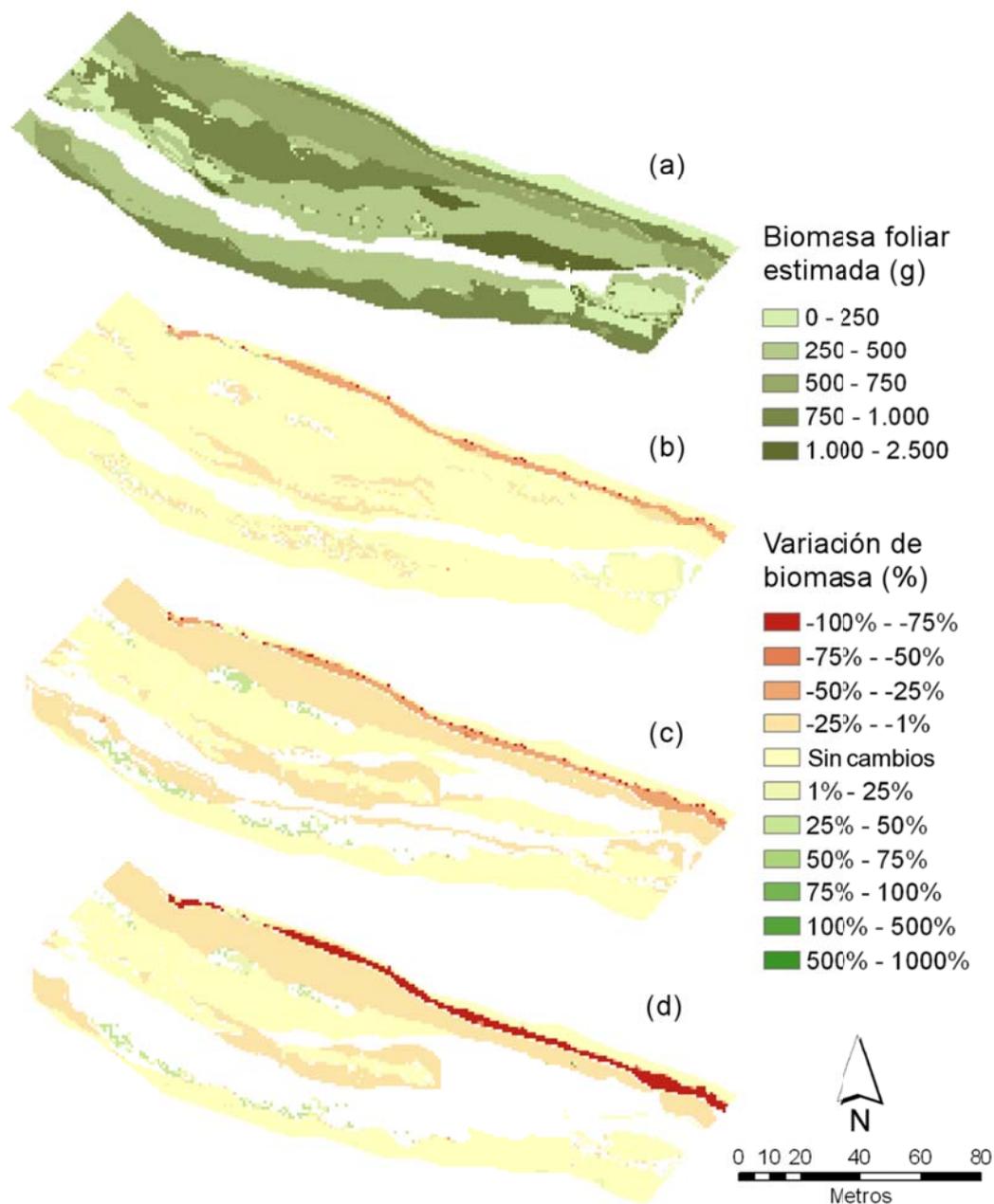


Figura 10.17. Variaciones de biomasa producidas por la detección de caudales en escenarios de demanda urbana aguas arriba del tramo, respecto a la biomasa estimada en régimen natural, en píxeles donde la detección no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control (a) y a la variación de biomasa con caudales de demanda correspondientes al 20% (b), 40% (c) y 80% (d) del caudal medio diario.

10.2.2. Resultados del análisis de escenarios de regulación de caudales

La regulación de caudales resultó en una reducción importante de la superficie no vegetada en el tramo (Figura 10.18). Esas celdas que se simulaban como suelo desnudo en el escenario control, fueron ocupadas por herbáceas de carrizal, H_{RE} , en las zonas cercanas al cauce y por herbáceas terrestres, H_{TV} , en zonas más alejadas.

En contra de esta tendencia, en los escenarios más pesimistas de regulación en base a demandas agrícolas (con capacidades de embalse equivalentes al 20% y al 40% de la aportación media anual) se identificaron tres zonas susceptibles de ver reemplazada la vegetación esperable en régimen natural por zonas no vegetadas (Figura 10.19). En el caso de estudio analizado, dichas zonas se simulan con los SPFTs de la serie boscosa, W_{CW} y H_{CW} , y con H_{TV} en el escenario control. Tanto la laminación de avenidas y la reducción de los caudales invernales en el caso de los primeros, como unos caudales más elevados en época estival en el caso de las herbáceas terrestres, fueron los causantes de dicha desaparición.

Los escenarios con estacionalidad de demanda agrícola (Figura 10.19) destacaron nuevamente por presentar una tendencia a la sustitución de la serie boscosa por la serie terrestre. Esta tendencia, que se observó mucho más amortiguada en los escenarios de demandas urbanas e hidroeléctricas, quedó reflejada mediante la simulación de grandes superficies de vegetación leñosa mixta, W_{MV} , en zonas que en el escenario control se simulaban como bosque ripario, W_{CW} , así como mediante el reemplazo con H_{TV} de píxeles H_{CW} en régimen natural.

Destacó la ausencia de grandes impactos en el caso de los escenarios de regulación hidráulica y urbana y en general los patrones de distribución de las comunidades vegetales riparias se mantuvieron (Figura 10.18, Figura 10.20, Figura 10.21). Sin embargo, como consecuencia de la laminación de avenidas y del aporte hídrico continuado incluso en épocas tradicionalmente secas como son los meses estivales, se produjo un incremento de la superficie ocupada por herbáceas terrestres en sustitución de las bandas de suelo desnudo propias del escenario control. Este hecho, evidenció una reducción considerable de las zonas colonizables por las series riparias, situación que de mantenerse a largo plazo puede derivar en una evolución hacia el bosque terrestre y el aislamiento de los parches riparios.

Para confirmar que los resultados eran coherentes en el largo plazo, se analizaron escenarios complementarios, al igual que se había hecho en el caso de los escenarios de detracción de caudales. Se analizó un periodo temporal de 61 años completos (1949-2009) tomando como referencia los caudales históricos del tramo. Nuevamente se consideró el mapa de SPFTs del año 2009 como condición inicial. En este caso, se analizaron las tres estacionalidades de demanda, agrícola, hidroeléctrica y urbana, en el supuesto de regulación más severa, con una capacidad de embalse del 40% de la aportación media anual. Las tendencias observadas en los análisis a corto plazo de las diferentes demandas, se mantuvo al ampliar el periodo temporal analizado (Figura 10.22). El avance del bosque terrestre es más visible en el escenario de demanda agrícola en el que las bandas riparias se estrechan a lo largo de todo el tramo y en ambas márgenes. A pesar de que en este escenario se simula al menos una barra de gravas, la tendencia a la reducción de superficies con suelo desnudo y su ocupación mayoritaria por herbáceas terrestres quedó demostrada como principal efecto de la regulación.

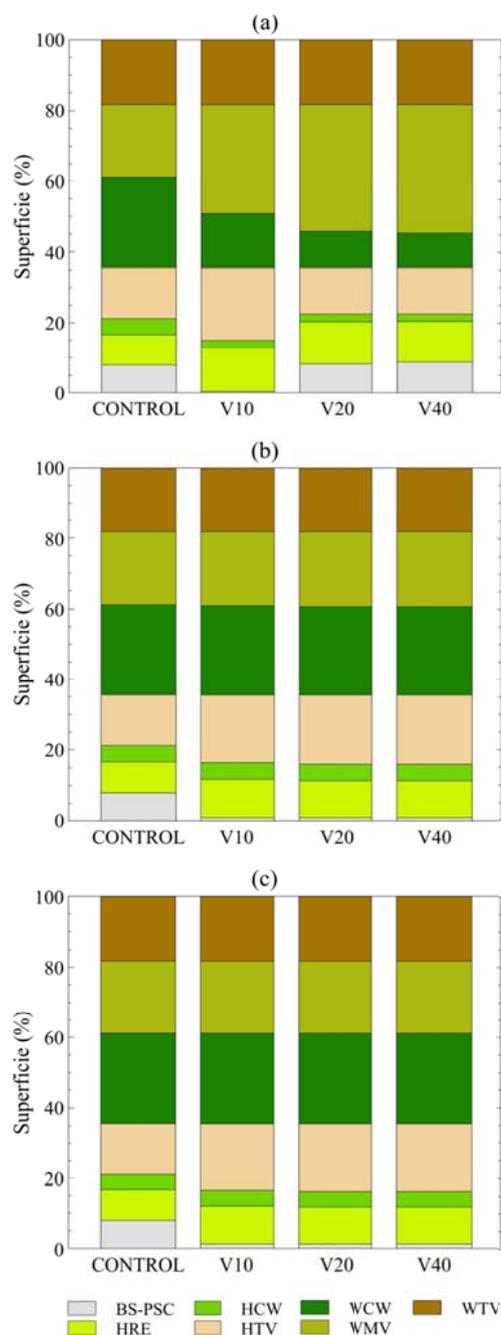


Figura 10.18. Superficie acumulada de los diferentes SPFTs simulados por RVDM en Terde para el escenario control y diferentes escenarios de regulación de caudales en base a diferentes volúmenes de embalse y distintas demandas aguas abajo del tramo en escenarios de demanda agrícola (a), hidroeléctrica (b) y urbana (c). V10, V20 y V40 corresponden a los escenarios con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual

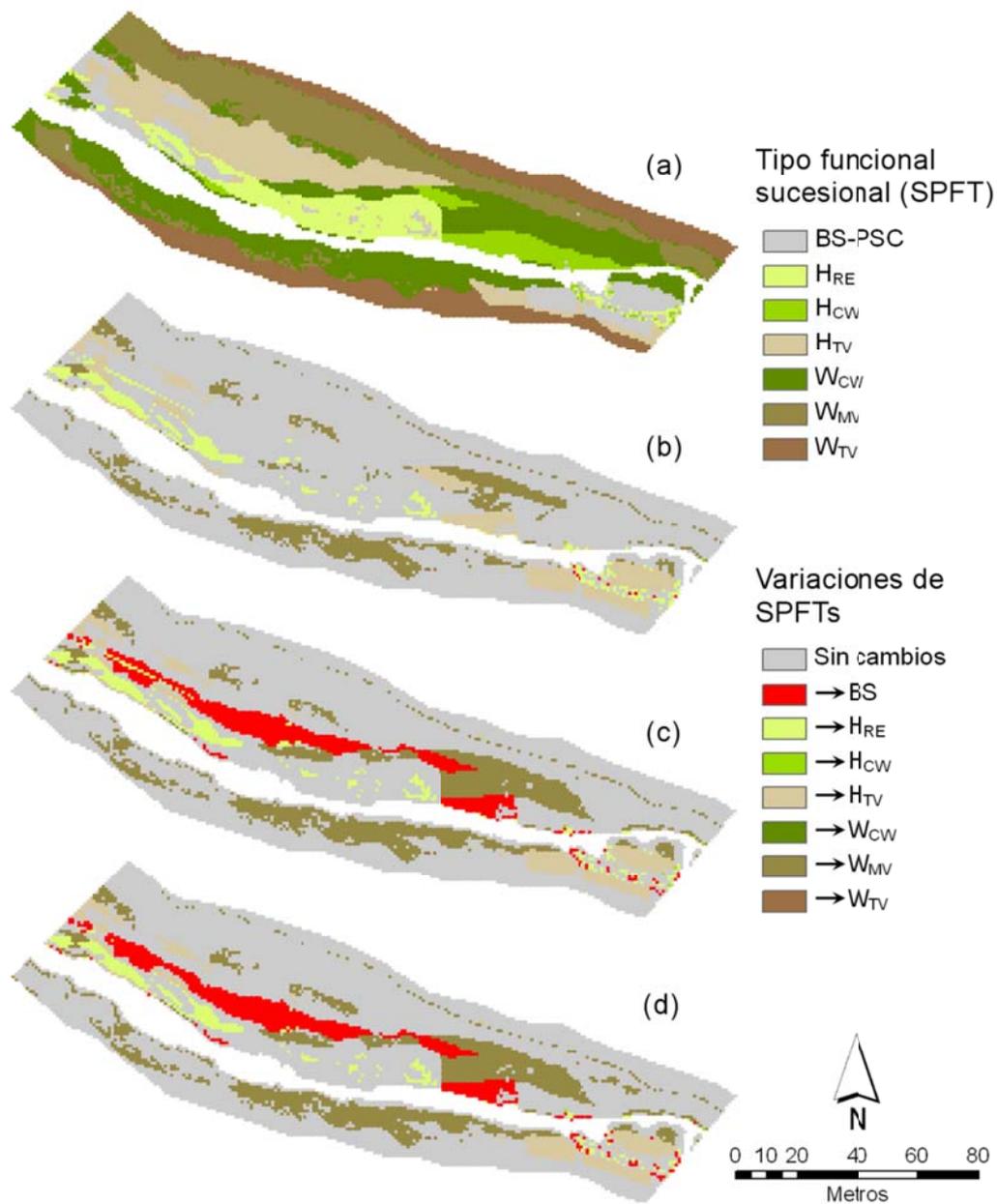


Figura 10.19. Variaciones de SPFTs producidas por la detracción de caudales en escenarios por la regulación de caudales en escenarios de demanda agrícola (Q80%) aguas abajo del tramo, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control (a) y a las variaciones de SPFTs con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.

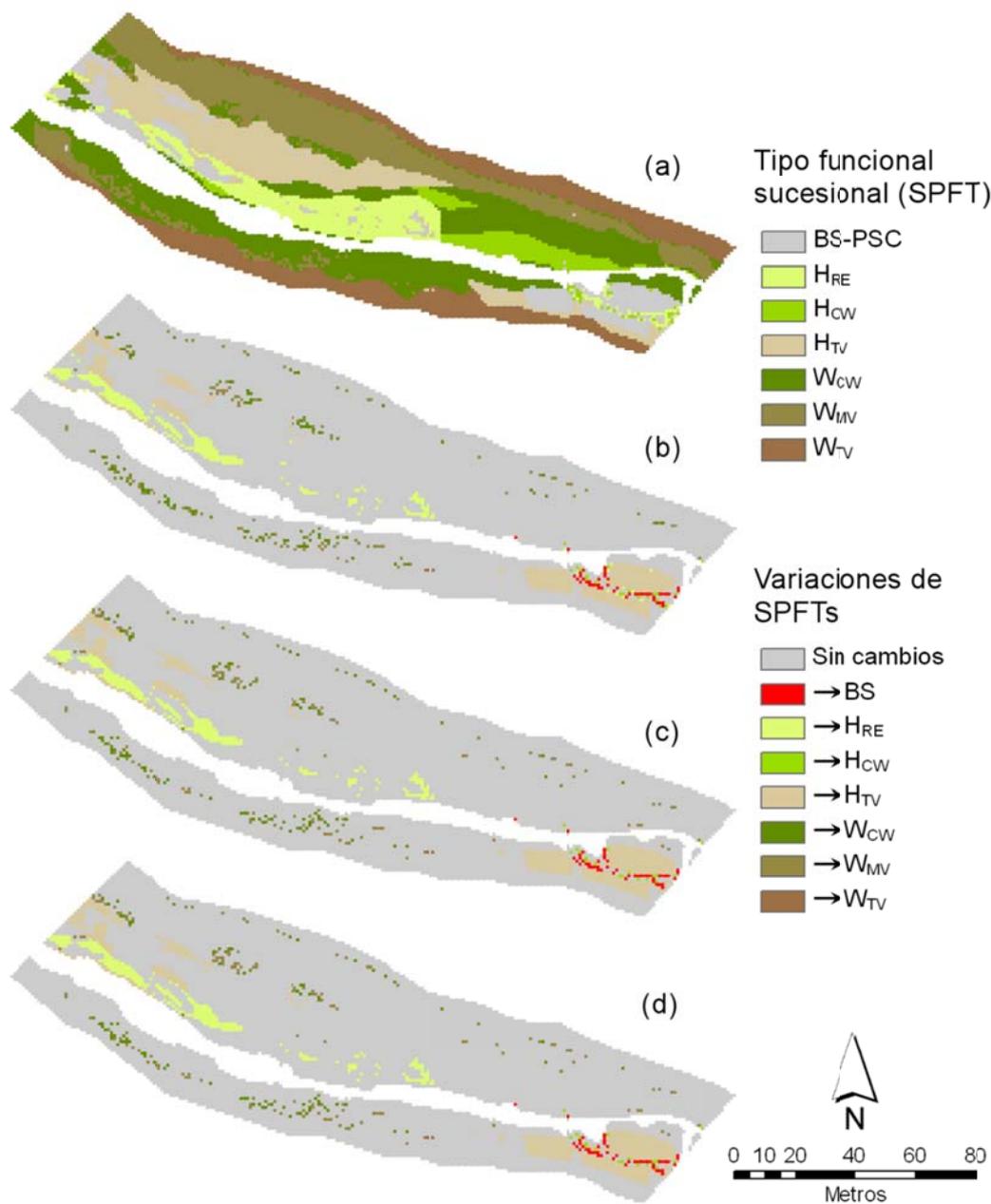


Figura 10.20. Variaciones de SPFTs producidas por la detracción de caudales en escenarios por la regulación de caudales en escenarios de demanda hidroeléctrica (Q80%) aguas abajo del tramo, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control (a) y a las variaciones de SPFTs con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.

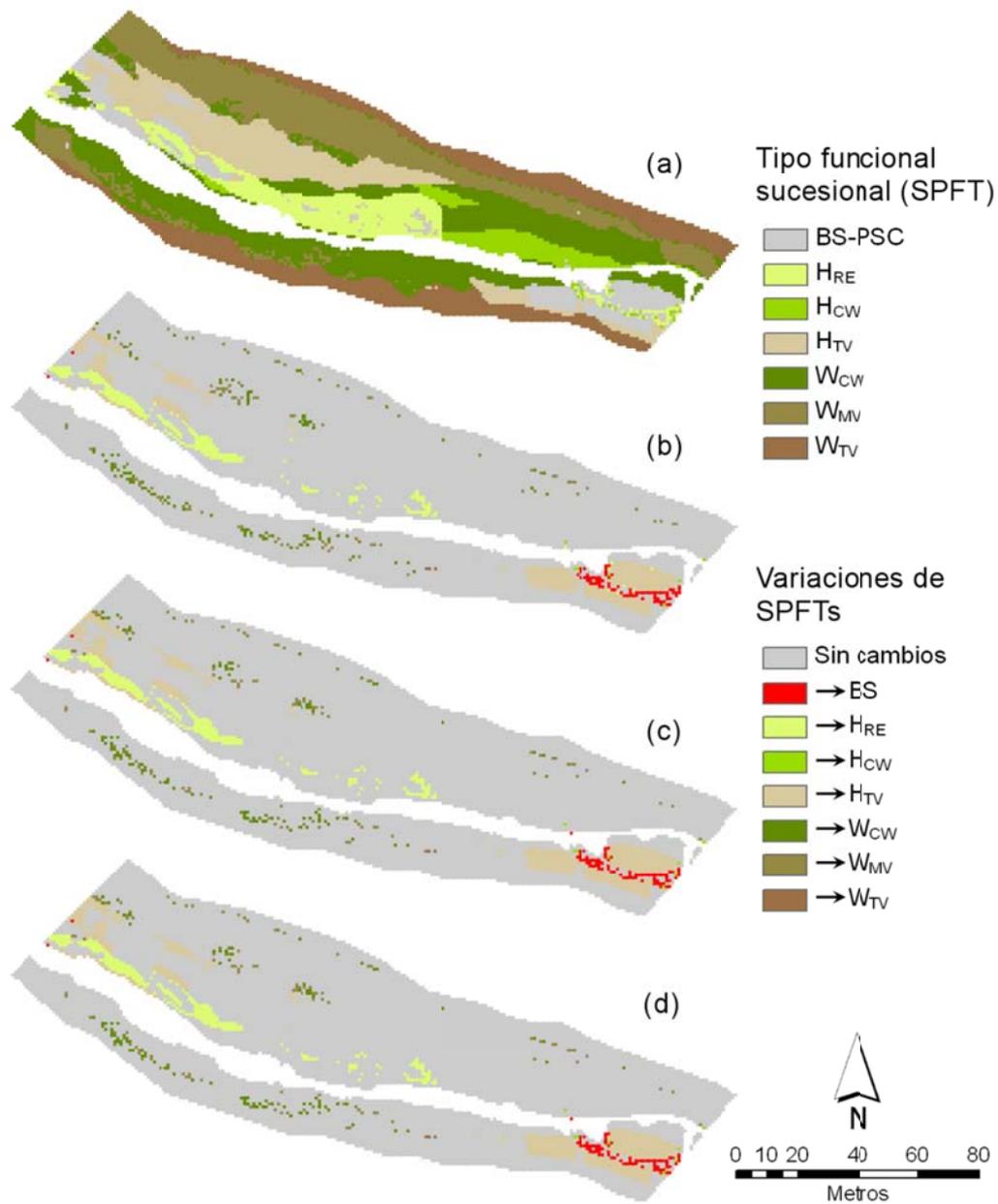


Figura 10.21. Variaciones de SPFTs producidas por la detración de caudales en escenarios por la regulación de caudales en escenarios de demanda urbana (Q80%) aguas abajo del tramo, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control (a) y a las variaciones de SPFTs con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.

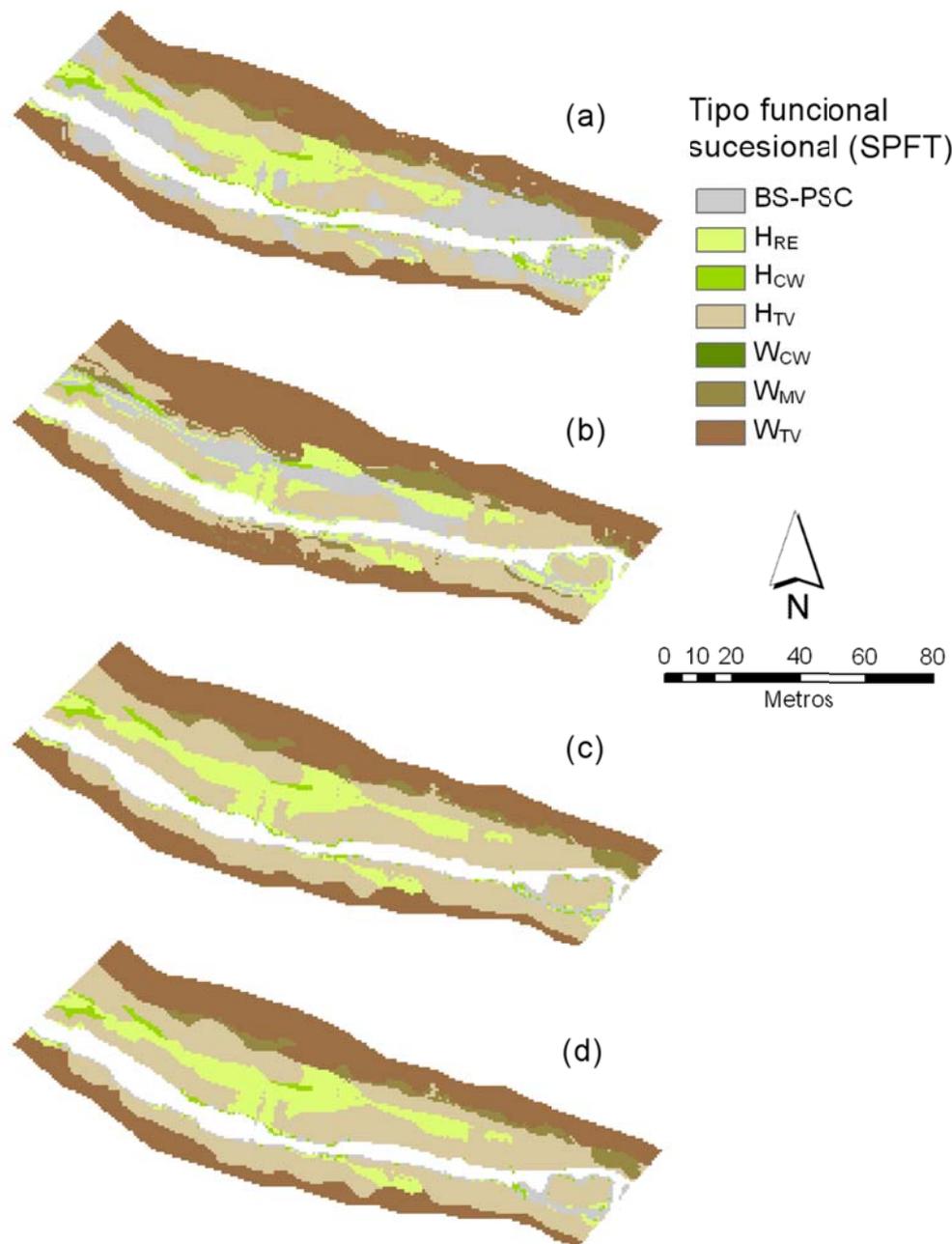


Figura 10.22. SPFTs simulados durante un periodo de 61 años (condición inicial: mapa de 2009, caudales de referencia: entre el 1 de enero de 1949 y el 31 de diciembre de 2009) en Terde, considerando un escenario de control (a) y un volumen de embalse correspondientes 40% de la aportación media anual y estacionalidades de demanda agrícola (b), hidroeléctrica (c) y urbana (d).

Una vez más, se recurrió a la estimación de la biomasa foliar de RVDM para analizar los impactos sobre las celdas en las que se simulaba el mismo SPFT en el escenario control y en el escenario de regulación.

Aquellas celdas en las que el SPFT simulado en los escenarios de regulación coincidió con el SPFT del escenario control, frecuentemente presentaron un incremento de la biomasa respecto a este último al contrario de lo que sucedía al analizar escenarios de detracción (Figura 10.23, Figura 10.24, Figura 10.25). Al analizar las diferentes variaciones en el régimen de caudales en términos de regulación de los mismos, los resultados demostraron que la estacionalidad de la demanda era el parámetro determinante.

En el caso de escenarios de demandas agrícolas (Figura 10.23), la regulación evidenció cambios en los niveles de biomasa muy condicionados al volumen de embalse. Al comparar un escenario con el siguiente (en términos de incremento del volumen de embalse), se observaron descensos de biomasa de hasta el 50 % en algunas celdas. Sin embargo una gran parte de la superficie del tramo dio resultados de biomasa superiores al incrementar el volumen de embalse, especialmente en una banda crítica localizada en los límites del área de estudio en la ribera izquierda. En dicha banda crítica, donde la vegetación simulada en todos los escenarios es la vegetación leñosa terrestre, WTV, las diferencias entre escenarios alcanzan hasta cerca del 650% cuando se comparan los valores de biomasa del escenario con volumen de embalse del 20% y del 40% de la aportación media anual. Por el contrario, las diferencias no superan el 13% de incremento al comparar los escenarios de volúmenes de embalse equivalentes al 10% y al 20%. Pocas variaciones se observaron entre diferentes capacidades de embalse cuando las demandas eran hidroeléctricas o urbanas (Figura 10.24, Figura 10.25), con diferencias máximas del 12% y el 10% respectivamente. De hecho, no se observaron diferencias entre la vegetación simulada con una capacidad de embalse del 20% o del 40% en ambos tipos de demandas.

Considerando el tipo de vegetación, se observó una clara tendencia hacia la disminución de la biomasa en el SPFT de transición, W_{MV} . La mayor parte de las celdas simuladas como carrizal sufrieron un incremento de la biomasa, tanto mayor cuanto mayor era el volumen de embalse. En el caso de la serie boscosa, se observaron tanto grupos de celdas en los que la biomasa se reducía como otros en los que la biomasa se incrementaba. Sin embargo, dichos cambios fueron del orden de $\pm 10\%$ en el peor de los casos, por lo que no pudo identificarse una tendencia clara de cambio en términos de biomasa a corto plazo como consecuencia de los impactos de regulación de caudales. En el caso de demandas agrícolas, destacaron algunas zonas pequeñas de la ribera izquierda en las que una parte de las celdas del bosque de ribera eran sustituidas por vegetación mixta mientras que otras contiguas, no solo permanecían como W_{CW} sino que además lograban incrementar su biomasa, es decir que encontraron en la regulación condiciones más favorables para su desarrollo que en el escenario control.

En resumen, se pudo extraer como conclusiones que la regulación de caudales promovía un incremento de la superficie cubierta por la vegetación en el tramo y en muchos de los casos, cuando dicha vegetación era riparia, se observaba un incremento de la densidad de biomasa foliar. Sin embargo, estas hipótesis deben manejarse con precaución pues el análisis detallado reveló que la regulación favorece la disminución de la dinámica vegetal y la colonización por parte de especies terrestres de áreas tradicionalmente riparias.

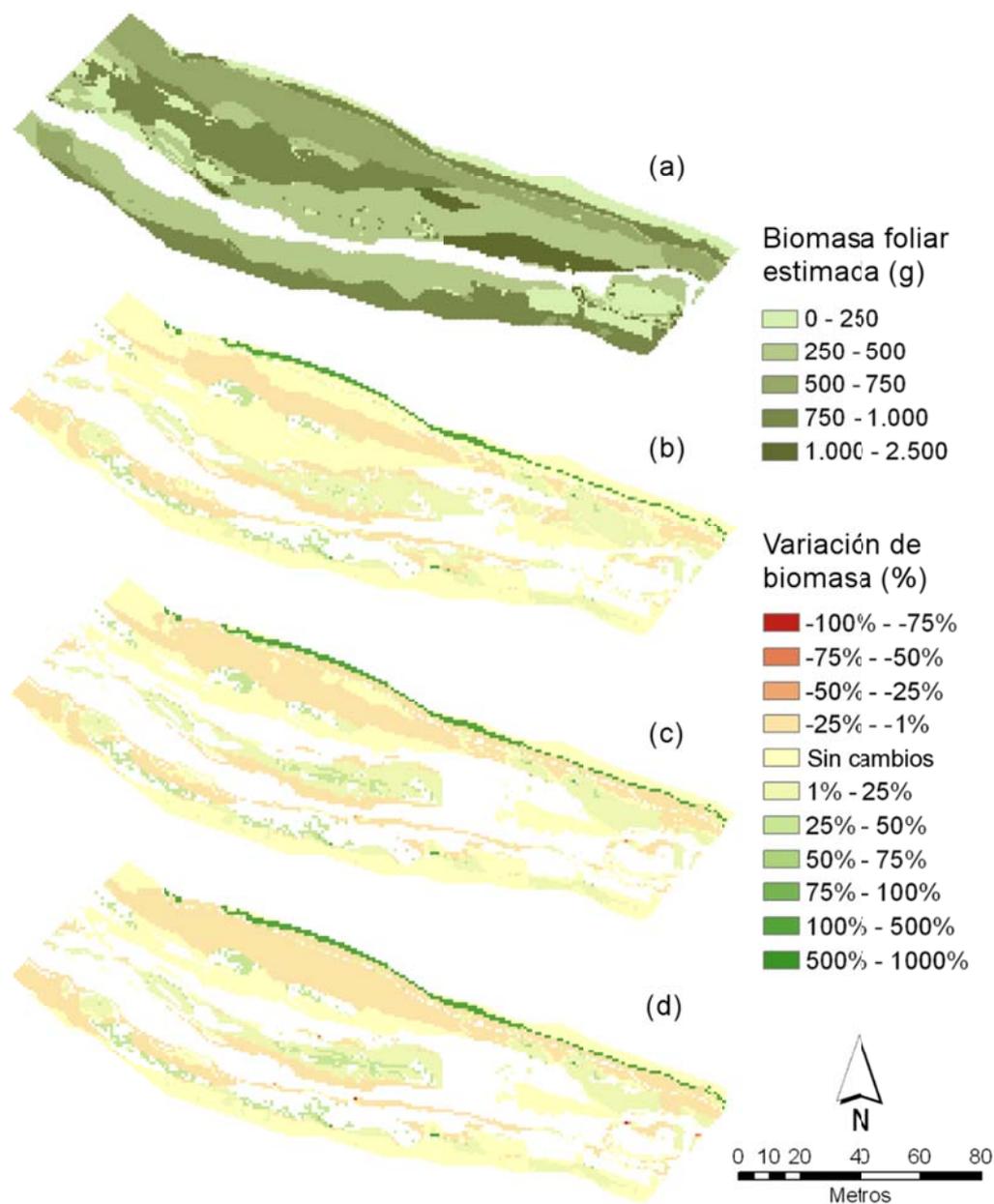


Figura 10.23. Variaciones de biomasa producidas por la regulación de caudales en escenarios de demanda agrícola (Q80%) aguas abajo del tramo, respecto a la biomasa estimada en régimen natural, en píxeles donde la regulación no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control (a) y a la variación de biomasa con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.

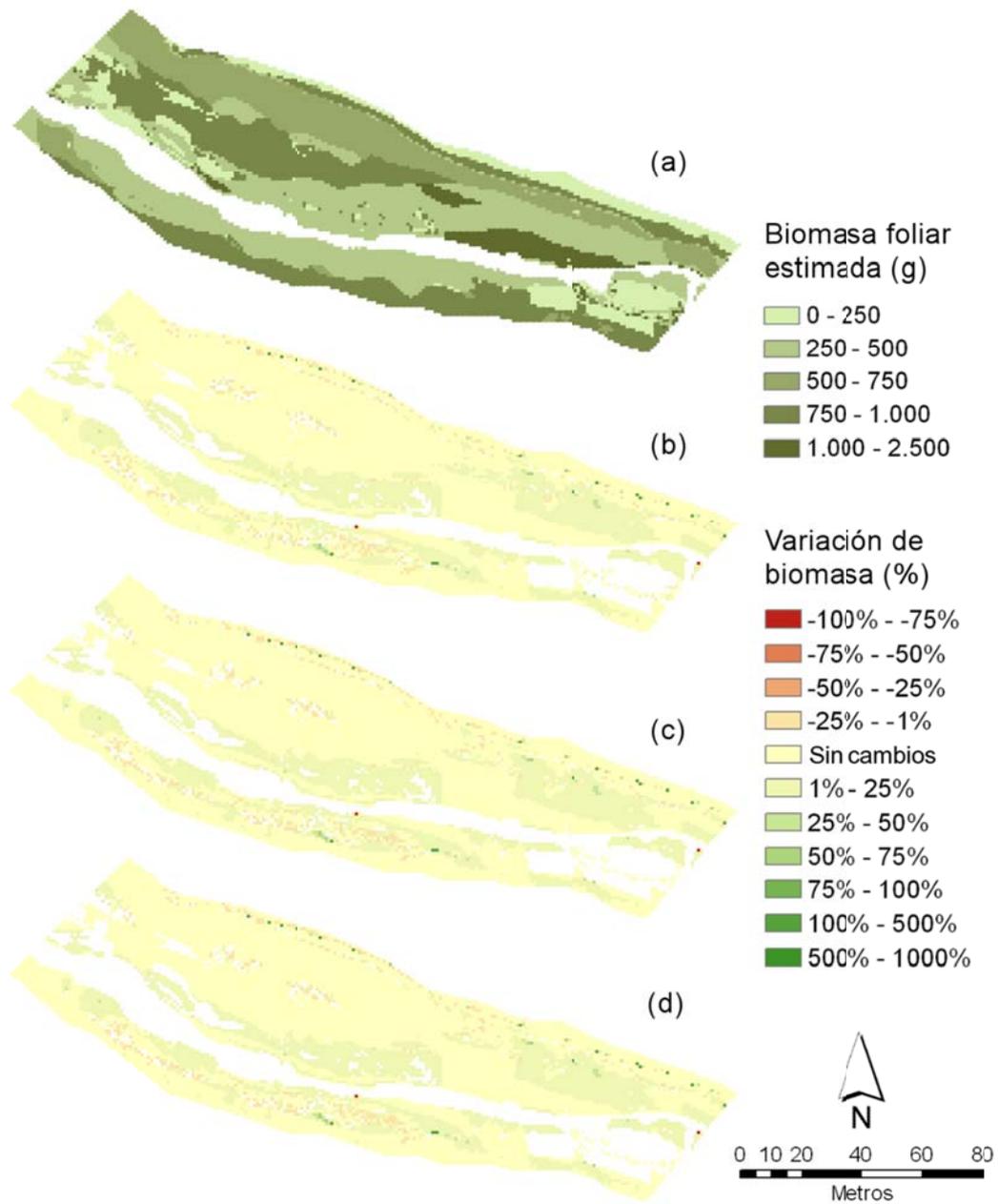


Figura 10.24. Variaciones de biomasa producidas por la regulación de caudales en escenarios de demanda hidroeléctrica (Q80%) aguas abajo del tramo, respecto a la biomasa estimada en régimen natural, en píxeles donde la regulación no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control (a) y a la variación de biomasa con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.

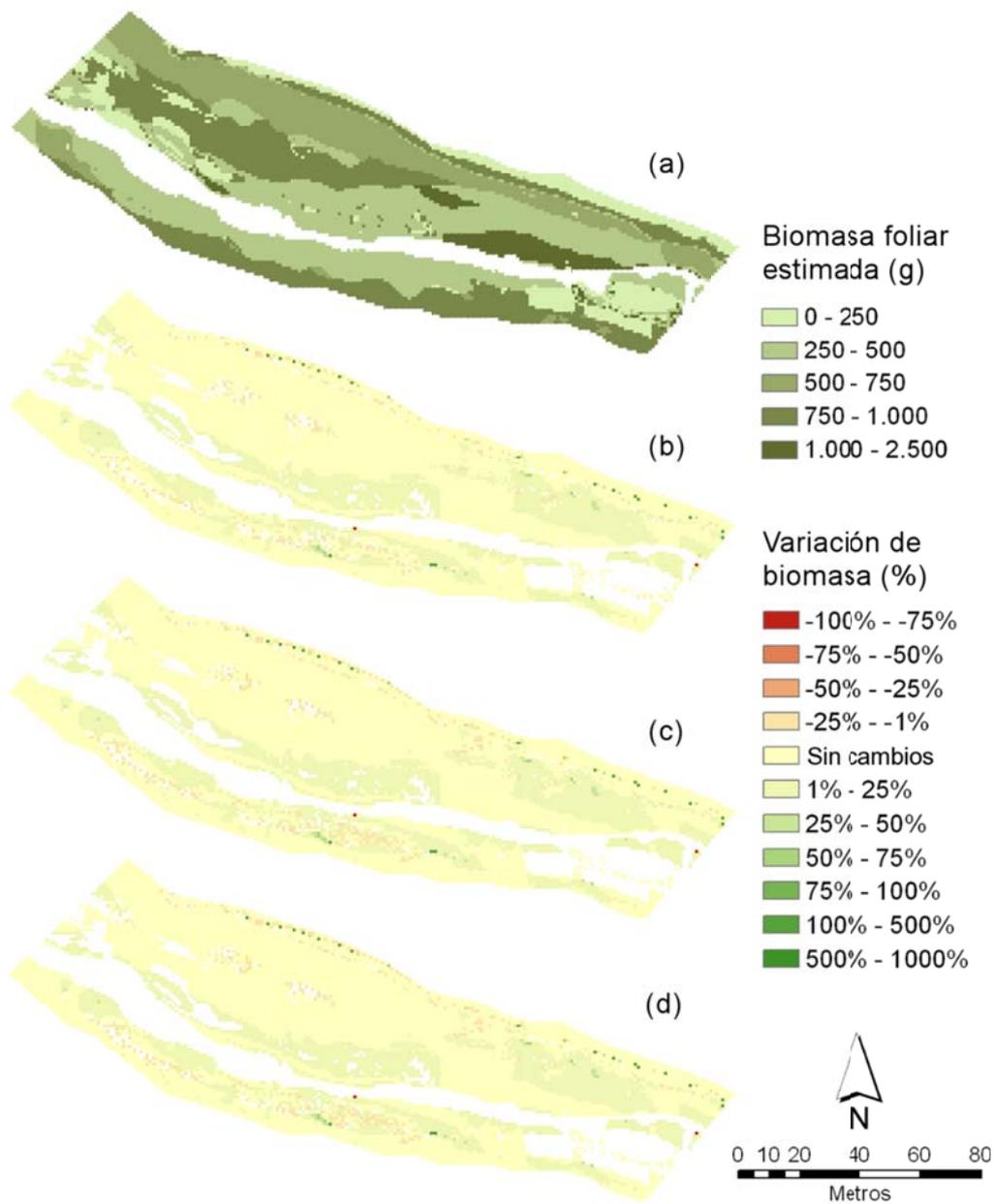


Figura 10.25. Variaciones de biomasa producidas por la regulación de caudales en escenarios de demanda urbana (Q80%) aguas abajo del tramo, respecto a la biomasa estimada en régimen natural, en píxeles donde la regulación no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control (a) y a la variación de biomasa con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.

10.2.3. Resultados del análisis de escenarios de cambio climático

Los escenarios de cambio climático dieron como resultado una reducción dramática de la variedad del mosaico vegetal propia de la ribera natural del tramo (Figura 10.26, Figura 10.27).

La desaparición tanto del bosque de ribera establecido como de la zona de transición hacia el bosque terrestre, una reducción considerable de la presencia del carrizal en las márgenes del río y un incremento desproporcionado de la presencia de herbáceas terrestres, H_{TV} , una vez que la vegetación precedente parece bajo las nuevas condiciones hidro-meteorológicas del tramo, ofrecieron un paisaje desalentador tanto en el escenario considerado optimista (SRES B2) como en el más pesimista (SRES A2).

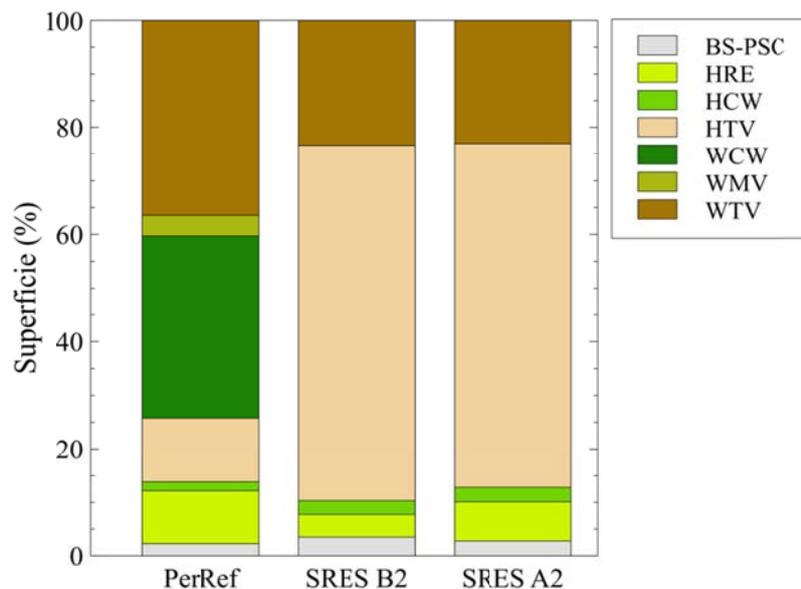


Figura 10.26. Superficie acumulada de los diferentes SPFTs simulados por RVDm en Terde para periodo de referencia (PerRef) que equivale al escenario control (condición inicial: mapa de 2009, caudales de referencia: entre el 1 de enero de 1961 y el 31 de diciembre de 1990) y dos escenarios de cambio climático en los que se han modificado las series de temperaturas, precipitación y caudales en base a un escenario de emisiones optimista, SRES B2, y un escenario de emisiones pesimista, SRES A2

La reducción de los caudales en ambos escenarios provocó una desconexión en muchos casos de la vegetación riparia más sensible con el nivel freático. El incremento de temperaturas y las variaciones en el régimen de precipitaciones, dio como resultado menores humedades del suelo. Estos dos hechos, combinados con mayores tasas de evapotranspiración potencial, provocó que los tipos de vegetación riparia se encontraran en situación de estrés hídrico. Esta situación prolongada en el tiempo dio como resultado la muerte de la vegetación, dejando tras de sí un terreno colonizable por individuos mejor adaptados a las nuevas condiciones del medio. Los impactos alcanzaron incluso a la zona de transición e incluso a las bandas más cercanas del bosque terrestre. El reclutamiento de herbáceas terrestres en la mayor parte de la superficie

afectada, tanto en el escenario optimista como en el pesimista, evidenció que las nuevas condiciones planteadas ya no eran aptas para el desarrollo de comunidades riparias.

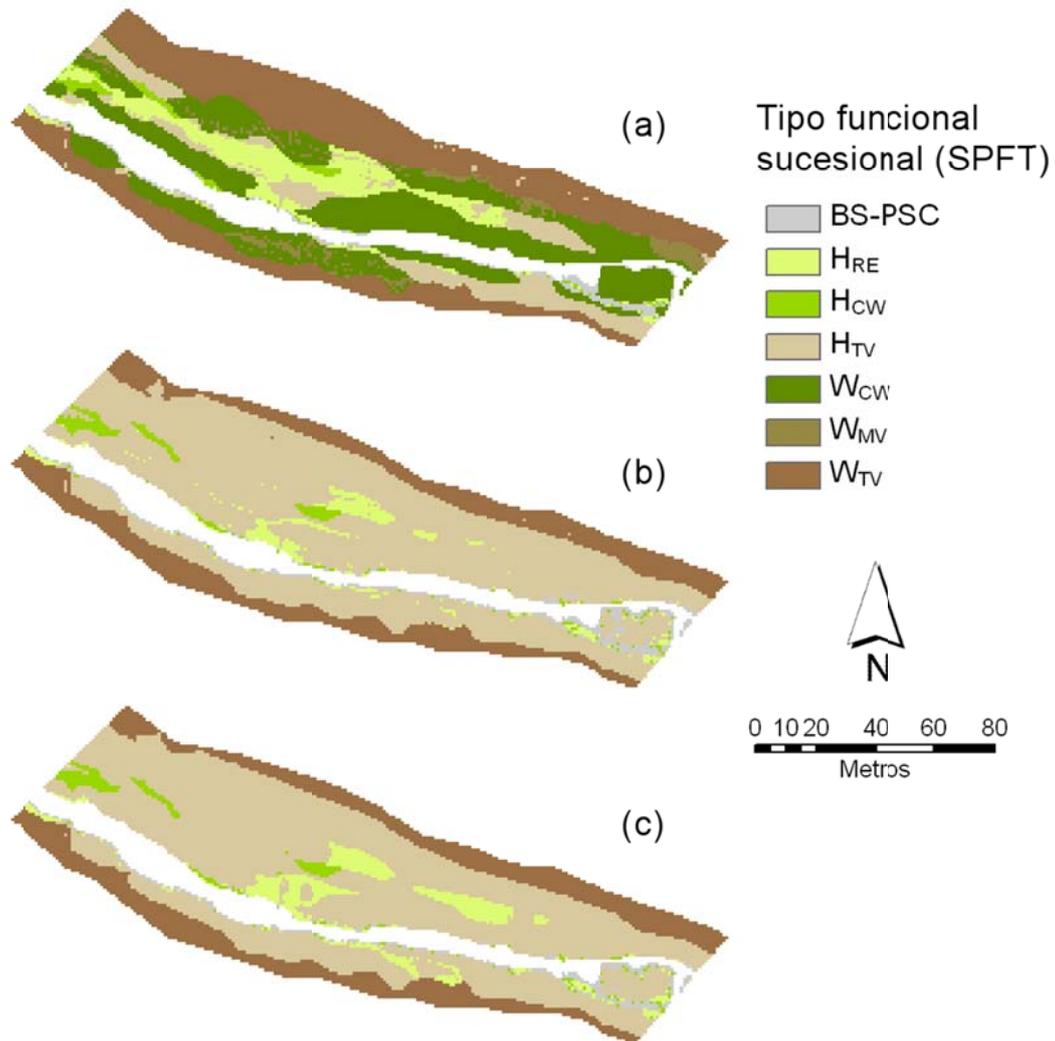


Figura 10.27. SPFTs simulados durante un periodo de 30 años (condición inicial: mapa de 2009, caudales de referencia: entre el 1 de enero de 1961 y el 31 de diciembre de 1990) en Terde, considerando un escenario de control en régimen natural respetando la información hidro-meteorológica histórica del tramo (a), y dos escenarios de cambio climático en los que se han modificado las series de temperaturas, precipitación y caudales en base a un escenario de emisiones optimista, SRES B2 (b), y un escenario de emisiones pesimista, SRES A2 (c)

Al analizar las diferencias entre los SPFTs simulados para los escenarios respecto a los simulados en el periodo de referencia (Figura 10.28), se confirmó que las celdas que permanecían sin cambios correspondían fundamentalmente a celdas ocupadas por vegetación terrestre, H_{TV} y W_{TV}.

Algunas de esas celdas inalteradas correspondieron a herbáceas de carrizal, H_{RE} . De hecho, el comportamiento del carrizal presentó la misma tendencia a la desaparición que los tipos de la serie boscosa pero con algunos matices destacables. Aunque lo esperable era que el carrizal se viera más perjudicado en el escenario más pesimista (SRES A2), fue el escenario optimista (SRES B2) el que registró un descenso más dramático de la superficie ocupada por la línea de sucesión.

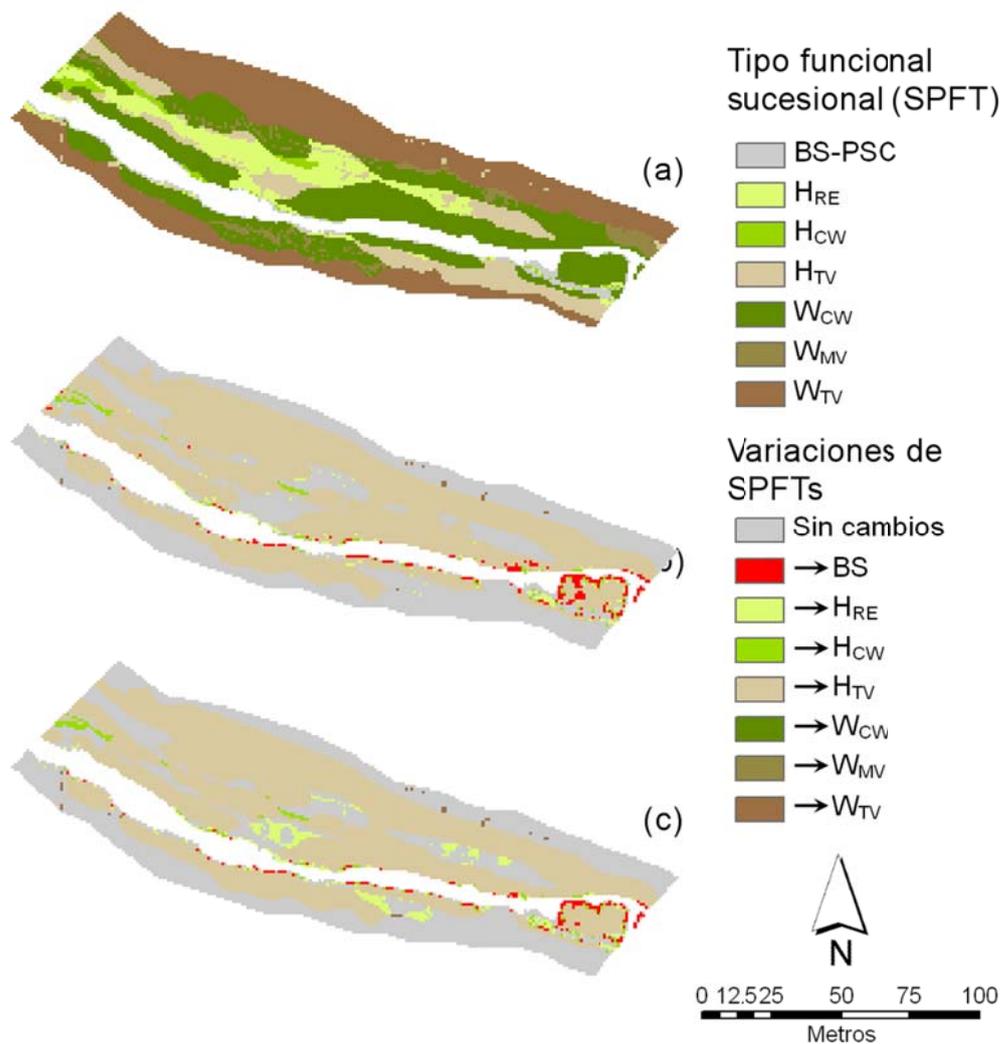


Figura 10.28. Variaciones de SPFTs producidas por cambios hidro-meteorológicos en escenarios de cambio climático, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural histórico. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control en el periodo de referencia entre 1961 y 1990 (a) y a las variaciones de SPFTs con un escenario de emisiones optimista, SRES B2 (b), y un escenario de emisiones pesimista, SRES A2 (c)

Al analizar la distribución espacial, se pudo comprobar que si bien todas las áreas de carrizal afectadas en el escenario optimista lo estaban también en el escenario pesimista, la superficie

total no se veía tan afectada como consecuencia de una mayor aparición de nuevas zonas de carrizo en posiciones diferentes a las predichas para el escenario de control. Este hecho fue observado también para las herbáceas de la serie boscosa, H_{CW} , pero de manera mucho más sutil. El cambio en la distribución espacial de los tipos de vegetación riparia es un efecto adicional al reemplazo por las terrestres de los impactos como consecuencia del cambio climático.

En términos generales se observó una reducción considerable de la biomasa foliar estimada para los escenarios de cambio climático respecto al periodo de referencia (Figura 10.29).

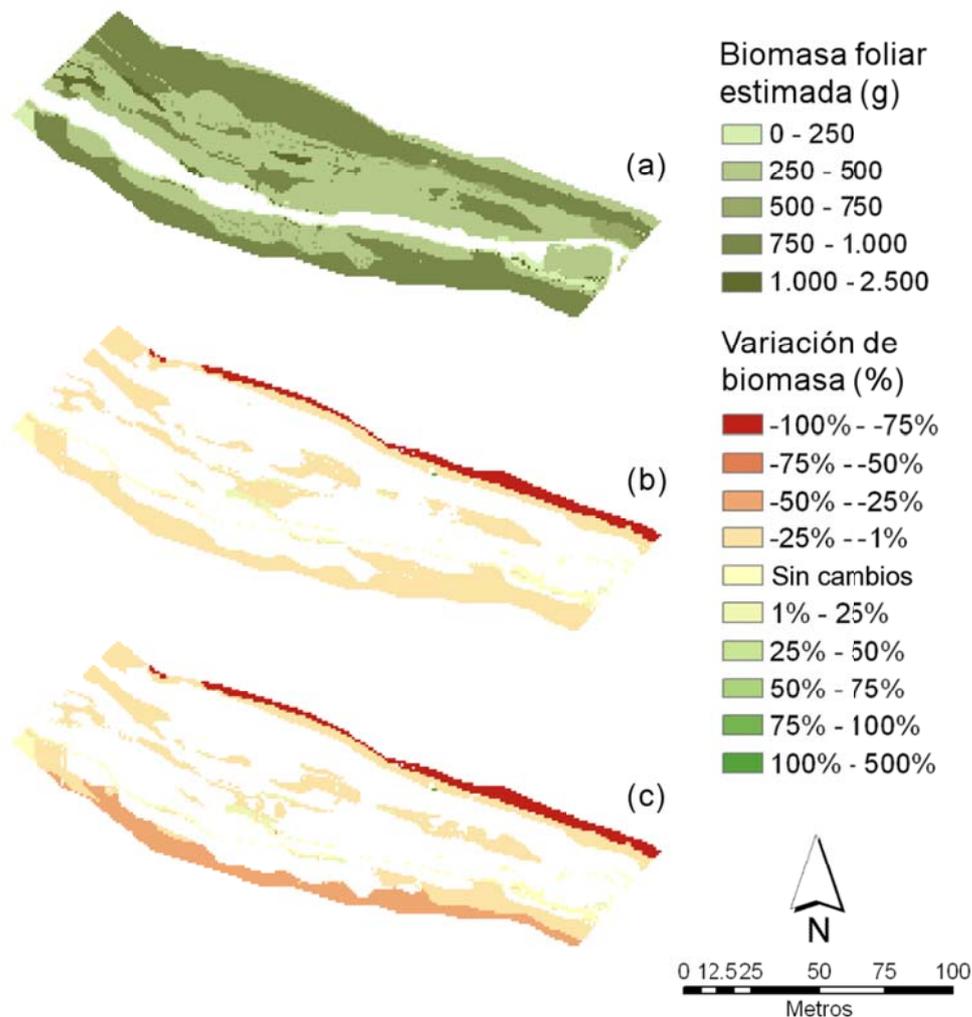


Figura 10.29. Variaciones de biomasa producidas por cambios hidro-meteorológicos en escenarios de cambio climático, respecto a la biomasa estimada en régimen natural histórico, en píxeles donde el escenario analizado no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control en el periodo de referencia entre 1961 y 1990 (a) y a las variaciones de biomasa con un escenario de emisiones optimista, SRES B2 (b), y un escenario de emisiones pesimista, SRES A2 (c)

Esta reducción de la biomasa fue mayor en el escenario pesimista. Curiosamente, no solo los SPFTs riparios mostraron nuevamente su vulnerabilidad en las celdas resistentes, el bosque terrestre, W_{TV} , demostró ser también altamente sensible a los cambios en las condiciones ambientales. En la Figura 10.29, se puede observar como las bandas de bosque terrestre presentan descensos de la biomasa de hasta el casi el 100%, por lo que con esa situación prolongada en el tiempo el alcance de los daños sería mayor a lo reflejado por los escenarios aquí analizados.

DISCUSIÓN: UTILIDAD DEL MODELO RVDM EN LA TOMA DE DECISIONES ANTE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL

11. DISCUSIÓN: UTILIDAD DEL MODELO RVDM EN LA TOMA DE DECISIONES ANTE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL

La propuesta de diferentes escenarios de gestión hidrológica requiere un conocimiento previo del régimen actual de caudales, los caudales y la estacionalidad de las demandas hídricas que pueden producirse, si la demanda se encuentra antes o después del tramo y el dimensionamiento del embalse, en caso de incluirse en el escenario propuesto.

Los resultados de los diferentes escenarios propuestos demostraron que el modelo RVDM es capaz de simular las variaciones potenciales en la distribución de la vegetación en la zona de ribera, aun cuando las diferencias respecto a las series hidro-meteorológicas originales son pequeñas.

En general, RVDM predijo un descenso de la importancia en superficie de la serie boscosa riparia en el tramo de estudio, más acusado cuanto más exigentes y más constantes eran las demandas de caudal aguas arriba del tramo. A pesar de que el carrizo, las riparias menos evolucionadas, no parecía verse limitado en exceso bajo escenarios de detracción, la reducción de los caudales sugirió que la vegetación riparia tendía a desaparecer del tramo y a ser sustituida por vegetación terrestre. Además en todos los escenarios de detracción de caudales se predijo un descenso de la biomasa vegetal respecto al escenario control en aquellas celdas donde el impacto no era suficiente para provocar un cambio en el tipo de vegetación. A mayor magnitud de la detracción, mayor impacto sobre la biomasa. Los análisis realizados con el modelo RVDM permitieron demostrar que además, tanto la estacionalidad de la demanda como el tipo vegetal presente en la celda tienen influencia en grado de impacto sobre cada punto del espacio. El modelo, gracias a su gran resolución espacial, fue capaz también de evidenciar la presencia de áreas críticas en el tramo.

En el análisis realizado con RVDM de los escenarios de regulación de caudales (aguas arriba del tramo) determinada por diferentes estacionalidades de demanda (aguas abajo del tramo), permitió representar el efecto de la regulación sobre la reducción de la superficie no vegetada en las riberas. El avance del bosque terrestre, asociado a este tipo de alteraciones hidrológicas, fue correctamente representado por el modelo, haciéndose más visible en los escenarios donde la demanda aguas abajo del tramo presentaba una estacionalidad agrícola. En general se predijo un incremento de la biomasa respecto al escenario control en celdas con igual tipo de vegetación, al contrario de lo que sucedía al analizar escenarios de detracción.

Además de la gran utilidad que presenta, en comparación con los modelos de referencia, en el análisis de escenarios hidrológicos, el modelo RVDM despunta en el análisis de escenarios hidro-meteorológicos.

Cuando no solo se ve afectado el régimen de aportaciones sino que también varían otras variables ambientales (temperatura, precipitación, evapotranspiración, humedad del suelo,

radiación, etc.) los modelos de referencia no son suficientes para representar los efectos de la alteración producida, precisamente como consecuencia de sus respectivas carencias en la representación de los diferentes procesos ecohidrológicos.

Los análisis llevados a cabo con el modelo RVDM sobre escenarios de cambio climático demostraron que la distribución y la dinámica de la ribera cambian dramáticamente cuando se modifican, además del régimen de caudales, los regímenes de temperaturas y precipitaciones. Tener en cuenta todos estos cambios es imprescindible a la hora de analizar este tipo de escenarios y en la toma de decisiones, y más en la zona mediterránea la cual es una de las más susceptibles a los posibles impactos del cambio climático (IPCC, 2007).

Una conclusión importante extraída del análisis de escenarios con el modelo RVDM fue precisamente que, en relación con la gestión de los recursos hídricos para atender a las demandas de los ecosistemas ripario, los registros del pasado no deberían ser considerados una guía fiable para el futuro y los escenarios hidrológicos deberían ser matizados en base a posibles cambios meteorológicos como consecuencia del cambio climático.

Uno de los modelos de referencia, el modelo CASiMiR-vegetation, ha sido recientemente aceptado por la comunidad científica como una herramienta útil para el análisis de escenarios de cambio climático (Rivaes *et al.*, 2014). Sin embargo, puesto que el peso asignado a los impactos por arrastre de la vegetación en situación de avenida es muy elevado, los resultados no reflejan correctamente las alteraciones provocadas por cambios en otros procesos ecohidrológicos importantes de la zona de ribera.

Al analizar el comportamiento de la vegetación en situación de avenida con el modelo RVDM en el caso de esos mismos escenarios de cambio climático (Figura 11.1), se observó que si bien tenía una cierta influencia en el resultado final, eran otros procesos ecohidrológicos los que verdaderamente condicionaban el cambio del mosaico vegetal en la ribera a lo largo del periodo de simulación. A los pocos años del comienzo del periodo de simulación, el 8 de agosto de 1968, tuvo lugar una avenida importante con un caudal pico de $650 \text{ m}^3/\text{s}$ (Corregido a $560.94 \text{ m}^3/\text{s}$ para el día equivalente del escenario optimista SRES B2, y a $255.19 \text{ m}^3/\text{s}$ en el escenario pesimista SRES A2). Los resultados el día siguiente a la avenida demostraron que, si bien las avenidas son un motor de cambio y renovación del bosque ripario, no son el único y menos en escenarios de cambio climático.

Por este motivo, no parece lógico limitar el análisis de los impactos causados como consecuencia de la toma de decisiones en la gestión de estos recursos naturales a los efectos del caudal pico máximo anual sobre el arrastre de la vegetación y por tanto el modelo CASiMiR-vegetation se considera una herramienta excesivamente simplista en comparación con las posibilidades de modelación ofrecidas por el modelo RVDM.

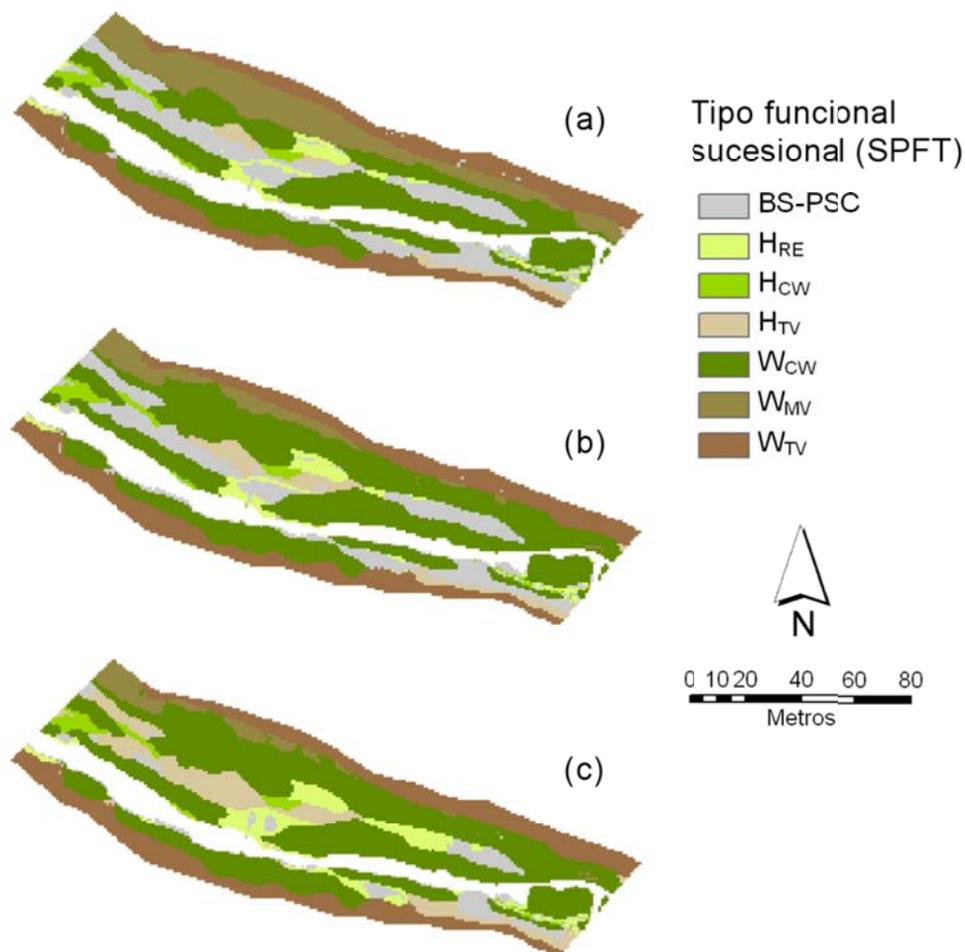


Figura 11.1. SPFTs simulados tras un pico de avenida de $650 \text{ m}^3/\text{s}$ en el escenario de control en régimen natural respetando la información hidro-meteorológica histórica del tramo Terde entre el 1 de enero de 1961 y el 8 de agosto de 1968 (a), tras un pico de avenida de $560.94 \text{ m}^3/\text{s}$ para el día equivalente del escenario optimista SRES B2 (b), y de $255.19 \text{ m}^3/\text{s}$ en el escenario pesimista SRES A2 (c). La condición inicial fue el mapa de SPFTs observados en el año 2009.

Los resultados de RVDM. Mostraron que bajo escenarios de cambio climático el tramo mostraba una reducción drástica de la variedad propia de las comunidades riparias. Los principales cambios observados respecto al periodo de control fueron la desaparición del bosque de ribera y de la zona de transición hacia el bosque terrestre, el aislamiento del carrizal y una invasión masiva por parte de las herbáceas terrestres. Además, se observaron cambios en la distribución espacial de la vegetación riparia persistente. Por último, se observó una reducción considerable de la biomasa foliar estimada, tanto en parches riparios como terrestres.

Como ya se ha comentado anteriormente, RVDM representa conceptualmente los principales procesos ecohidrológicos que tienen lugar en las riberas, presenta una implementación sencilla en la que intervienen solo inputs tradicionales y ha demostrado que ofrece buenos resultados tanto de calibración como de validación. Además, una vez que el modelo está implementado para un caso de estudio concreto, permite el análisis de un gran número y una gran variedad de escenarios.

Su enfoque de clasificación vegetal, por tipos funcionales sucesionales (SPFTs), que utiliza el modelo base para parametrización de los procesos resulta útil tanto para investigación como para la gestión ecohidrológica, pues los resultados expresados mediante esta clasificación, u otras derivadas fácilmente, facilitan la comparación entre los diferentes escenarios y la toma de decisiones en base a los mismos.

Por último hay que destacar que el hecho de que su resolución temporal sea elevada, con un paso temporal diario, permite la representación en detalle de la dinámica vegetal característica de entornos riparios semiáridos.

En definitiva, se ha justificado la utilidad del modelo en la determinación de efectos sobre la distribución dinámica de la vegetación de ribera, consecuencia de la gestión hídrica o del cambio climático. Pero además, los usos potenciales de esta herramienta son mucho más amplios. Su uso podría ser incorporado como soporte a la decisión en la determinación de caudales mínimos medioambientales; en la elección entre diferentes hipótesis en proyectos de restauración de las riberas y en comprobación de la evolución potencial en cada una de ellas; en el estudio de áreas de afección dentro de la zona riparia; etc. De forma complementaria también puede llegar a ser muy útil si se incorpora en modelos hidráulicos, de sedimentos o modelos de nutrientes a escala de tramo.

CONCLUSIONES

12. CONCLUSIONES

Las riberas son ecosistemas complejos de gran valor ecológico. La vegetación de ribera es un elemento fundamental de estos sistemas por su importante papel en la capacidad del ecosistema para diferentes funciones como son el balance de nutrientes, la regulación de la temperatura de las aguas por efecto del sombreado, la estabilización de las márgenes del río, etc. En consecuencia, se puede afirmar que la vegetación riparia es necesaria para un equilibrio adecuado del ecosistema fluvial. En entornos mediterráneos cada vez más afectados por la acción del hombre, el estado ecológico de las riberas frecuentemente no alcanza el óptimo deseable. **En estos entornos típicamente semiáridos, el desarrollo, la distribución o la diversidad de la vegetación en las riberas vienen determinados mayoritariamente por el régimen hidrológico del mismo.** Es por este motivo que el estudio de los procesos ecohidrológicos que tienen lugar en las riberas ha despertado un creciente interés entre la comunidad científica. A lo largo de los últimos años varios autores (ej: Hooke *et al.*, 2005; Camporeale y Ridolfi, 2006; Perona *et al.*, 2009; Benjankar *et al.*, 2011; Maddock III *et al.*, 2012; Ye *et al.*, 2013) han propuesto diferentes enfoques para modelizar una o varias de esas características vegetales. Sin embargo, y tras analizar en profundidad dos de las alternativas más novedosas y completas, el modelo CASiMiR-vegetation (Benjankar *et al.*, 2011; García-Arias *et al.*, 2013) y el modelo RibAV (Morales, 2010; García-Arias *et al.*, 2014), la principal conclusión extraída ha sido que **en ninguno de los modelos se analiza actualmente el conjunto de los procesos fundamentales que tienen influencia sobre la vegetación en las riberas.** De hecho, en los diferentes modelos se pone la atención en procesos específicos que afectan de manera trascendental a la dinámica de las comunidades riparias y en consecuencia los resultados obtenidos en diferentes escenarios de predicción son satisfactorios cuando estos pueden ser comparados con lo observado en la naturaleza. Sin embargo, obviar otros de los procesos trae como consecuencia que los modelos no se comporten de manera robusta en diferentes escenarios hidrológicos, hecho que se ha comprobado en el análisis de los modelos de referencia.

En el caso del **modelo CASiMiR-vegetation** las características críticas son las siguientes:

- Es un **modelo dinámico distribuido** que permite el análisis de la evolución en la distribución de la vegetación durante un periodo de tiempo, con un **paso de tiempo anual**
- La **clasificación de la vegetación por fases de sucesión** permite superar las diferencias entre las especies vegetales típicas de las diferentes eco-regiones. Sin embargo, aunque es importante **no es el único requisito para que el modelo se pueda considerar aplicable en diferentes climas y bajo diferentes condiciones hidrológicas**
- La etapa de colonización debe ser común a todas las líneas de sucesión. En consecuencia **los análisis de competencia no son posibles con este modelo**
- CASiMiR-vegetation considera impactos por avenida sobre la vegetación. Sin embargo, estos impactos son absolutos, lo que implica que la eliminación parcial de la vegetación no puede considerarse y por tanto **muchos impactos observados en la naturaleza pasan desapercibidos para el modelo.**

- El modelo **no considera las relaciones entre la humedad del suelo y el estado de la vegetación**. Este es el principal punto débil a la hora de implementar el modelo en entornos semiáridos en los que las sequías estivales juegan un papel fundamental en la dinámica vegetal.
- **Los procesos que intervienen en el reclutamiento vegetal no se tienen en cuenta en su mayor parte**. El reclutamiento en CASiMiR-vegetation queda establecido en base únicamente a la elevación del nivel freático anual de referencia (asociado al caudal medio o caudal base) y la posición de la vegetación en altura respecto al mismo.

Al analizar el modelo RibAV se extrajeron las siguientes conclusiones:

- Es un **modelo estático distribuido**. Permite el análisis de la distribución de la vegetación al finalizar el periodo de simulación, pero al ser estático y utilizar la clasificación vegetal por tipos funcionales de vegetación, **no es posible analizar mediante este modelo la dinámica de la vegetación**
- Gracias a su **paso de tiempo diario** es un modelo **útil en la predicción del impacto de diferentes escenarios** de regulación y detención de caudales, así como para el análisis de los efectos de escenarios de cambio climático sobre la vegetación riparia
- **La muerte de la vegetación no se considera en RibAV**. Este hecho, en combinación con la necesidad de definir parámetros de vegetación asociados a cada tipo funcional de vegetación, hace que **no se puedan simular las celdas de suelo desnudo**. Además, como consecuencia, el **reclutamiento no se modeliza en RibAV**
- El modelo **es capaz de predecir afecciones como consecuencia de situaciones de sequía o encharcamiento**, las cuales se traducen en una bajada de la evapotranspiración vegetal. Por el contrario, **los impactos por arrastre en avenida no son considerados en RibAV**

Tanto CASiMiR-Vegetation como RibAV son herramientas valiosas para el análisis de la distribución de la vegetación de ribera, una vez que se comprenden las limitaciones de cada uno de ellos. En cualquier caso, la principal ventaja que presentan es que requieren una implementación relativamente sencilla y que **una vez validados en un caso de estudio concreto permiten análisis sistemáticos para interpretaciones tanto científicas como técnicas**. Por tanto, los resultados son accesibles también para personal no científico como pueden ser los gestores medioambientales o los responsables del desarrollo de la normativa aplicable.

Como principales debilidades destacan la **carencia de parametrización de diferentes procesos de impactos**, una **representación de los procesos intervinientes en el reclutamiento excesivamente simplista**, la **ausencia de simulación de los fenómenos de competencia** y la **incapacidad para analizar el efecto de los cambios en la morfología de los cauces** en el momento en el que se producen.

El **objetivo fundamental de esta tesis doctoral ha sido el desarrollo e implementación de un nuevo modelo que mantuviera los principios de los modelos de referencia pero que incorporara todos los procesos considerados fundamentales para el desarrollo, la distribución o la diversidad de la vegetación en las riberas**. Como principios comunes cabe destacar que el

modelo debía ser dinámico y reflejar los procesos ecohidrológicos que tienen lugar en la ribera a escala de tramo. Además debía tener un paso de tiempo diario y ser distribuido en el espacio. Por último, era requisito indispensable que fuese un modelo de fácil implementación y que requiriera solo inputs tradicionales fácilmente obtenibles por los usuarios potenciales. El valor añadido del nuevo modelo tendría que incluir una mejora de los resultados que pueden obtenerse con los modelos actualmente disponibles, una mayor robustez de los mismos y una mejor representación de los principales procesos ecohidrológicos intervinientes.

El nuevo modelo propuesto, **Riparian Vegetation Dynamic Model (RVDM)**, se ha desarrollado mediante ecuaciones matemáticas y se ha implementado en una **herramienta completa, que refleja correctamente los procesos ecohidrológicos fundamentales y que es capaz de reproducir la distribución de las comunidades vegetales riparias de entornos mediterráneos semiáridos**. Se ha comprobado que, efectivamente, **RVDM supone una mejora en la calidad y la fiabilidad de los resultados respecto a las herramientas homólogas contemporáneas de referencia**.

Como principales ventajas de RVDM cabe destacar:

- Su **gran resolución temporal**. El análisis de todos los procesos se realiza a escala diaria. Del mismo modo, pueden obtenerse mapas de vegetación y biomasa para cada uno de los días de simulación y **analizar el comportamiento vegetal a lo largo de periodos o eventos concretos**
- El nuevo enfoque de clasificación vegetal propuesto, por **tipos funcionales sucesionales de vegetación (SPFTs)**, aprovecha las ventajas de las clasificaciones por fases de sucesión y por tipos funcionales de vegetación, **resultando útil tanto para investigación como para la gestión ecohidrológica**
- Representa mejor y de manera más completa los **procesos que determinan la dinámica de la vegetación en las áreas riparias**, es decir los procesos de impacto, evolución y competencia. En consecuencia, permite focalizar el análisis en **áreas específicas** o en **variables ecohidrológicas concretas**
- Su **implementación es sencilla e intuitiva** (inputs tradicionales) y presenta **resultados excelentes en diferentes condiciones hidrológicas**
- La morfodinámica del río puede ser además fácilmente incluida en la implementación del modelo, mediante la **consideración de diferentes mapas de suelo y diferentes modelos de elevación digital** como inputs asociados a diferentes momentos temporales

Un segundo **objetivo fundamental de la tesis pretendía demostrar la utilidad del nuevo modelo mediante el análisis de la respuesta dinámica de la vegetación de ribera a escala de tramo frente a diferentes regímenes de aportaciones, como respuesta a diferentes escenarios de cambio global**. Demostradas las ventajas de su uso frente a los modelos de referencia, se ha determinado mediante la aplicación del nuevo modelo RVDM la respuesta dinámica de la vegetación de ribera a escala de tramo frente a diferentes regímenes de aportaciones, como respuesta a diferentes escenarios de cambio global. Los resultados de los diferentes escenarios propuestos demostraron que el modelo **RVDM es capaz de simular las variaciones potenciales en la distribución de la vegetación en la zona de ribera, aun cuando las diferencias respecto a las series hidro-meteorológicas originales son pequeñas**.

Las principales conclusiones extraídas del análisis de escenarios de cambio global fueron las siguientes:

- En **escenarios de detracción de caudales aguas arriba del tramo**, RVDM predijo cambios en la vegetación de algunas zonas concretas del tramo de estudio y el **descenso de la biomasa vegetal** respecto al escenario control en aquellas celdas donde el impacto no era suficiente para provocar un cambio en el tipo de vegetación. Los principales cambios de vegetación evidenciaron que **la serie boscosa riparia se ve especialmente desfavorecida**, sugiriendo que la vegetación riparia tiende a desaparecer del tramo y a ser sustituida por vegetación terrestre bajo estas circunstancias.
- Al analizar los **escenarios de regulación de caudales** (en base a demandas aguas abajo del tramo), RVDM predijo **avance del bosque terrestre y una reducción importante de la superficie no vegetada en el tramo**, consecuencias típicas de este tipo de alteraciones hidrológicas. En general se predijo un **incremento de la biomasa** respecto al escenario control en celdas con igual tipo de vegetación, al contrario de lo que sucedía al analizar escenarios de detracción, y se comprobó que en estos casos **la estacionalidad de la demanda era el parámetro determinante**.
- Los **escenarios de cambio climático** fueron determinantes en la obtención de predicciones con RVDM en las que no solo intervenían cambios hidrológicos sino también cambios meteorológicos. Mediante su análisis se puso de manifiesto que **los registros del pasado no deberían ser considerados una guía fiable para la gestión hidrológica y ambiental en el futuro** y que los escenarios hidrológicos deberían ser matizados en base a posibles cambios meteorológicos como consecuencia del cambio climático. Los resultados fueron dramáticos con un **reemplazo de la mayor parte de los parches riparios por vegetación terrestre o mixta** y una **reducción considerable de la biomasa asociada a las celdas con vegetación resistente** (celdas en las que los tipos de vegetación simulados eran los mismos para el escenario de cambio climático y el escenario control en el periodo de referencia).

Como se ha discutido en capítulos anteriores, los usos potenciales de esta herramienta son mucho más amplios. **La incorporación del modelo en modelos hidráulicos puede favorecer una predicción más correcta de los cambios geomorfológicos del cauce**. Además, en términos de gestión, la herramienta en sí misma puede ser utilizada como medio de **soporte a la decisión** para el **establecimiento de caudales mínimos medioambientales** o para la determinación de diferentes **alternativas de restauración fluvial**, entre otros usos potenciales.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, se consideran cubiertos los objetivos fundamentales marcados para la tesis doctoral y como conclusión final del trabajo se establece que:

El nuevo modelo propuesto, Riparian Vegetation Dynamic Model (RVDM), es un modelo matemático dinámico y distribuido innovador, capaz de representar correctamente a escala diaria los principales procesos ecohidrológicos que afectan al desarrollo, a la distribución o a la diversidad de las comunidades vegetales en las riberas. RVDM no solo ofrece resultados mejores y más robustos que otros modelos, además ha demostrado su utilidad en la determinación de efectos sobre la vegetación como consecuencia de diferentes cambios hidro-

meteorológicos como son, entre otros, los provocados por la gestión de recursos hídricos o del cambio climático.

**PUBLICACIONES CIENTÍFICAS
DERIVADAS DE LA TESIS
DOCTORAL**

13. PUBLICACIONES CIENTÍFICAS DERIVADAS DE LA TESIS DOCTORAL

13.1. Artículos científicos en revistas indexadas (con *peer-review*)

García-Arias A., Francés F. 2015. The RVDM model: modelling impacts, evolution and competition to determine riparian vegetation dynamics. *Ecohydrology*. DOI: 10.1002/eco.1648

R. Rivaes, P.M. Rodríguez-González, M.T. Ferreira, A.N. Pinheiro, E. Politti, G. Egger, **A. García-Arias** and F. Francés. 2014. Modeling the evolution of riparian woodlands facing climate change in three European rivers with contrasting flow regimes. *PLoS ONE* 9(10):e110200, DOI: 10.1371/journal.pone.0110200.

García-Arias A., Francés F., Morales-de la Cruz M., Real J., Vallés-Morán F., Martínez-Capel F., Garófano-Gómez V. 2014. Riparian evapotranspiration modelling: model description and implementation for predicting vegetation spatial distribution in semi-arid environments. *Ecohydrology* 7:659-677. DOI: 10.1002/eco.1387

García-Arias A., Francés F., Ferreira T., Egger G., Martínez-Capel F., Garófano-Gómez V., Andrés-Doménech I., Politti E., Rivaes R., Rodríguez-González P. M. 2013. Implementing a dynamic riparian vegetation model in three European river systems. *Ecohydrology* 6(4):635-651. DOI: 10.1002/eco.1331

13.2. Artículos en libros de actas y contribuciones a congresos

García-Arias A., Francés F. 2015. *Modelling hydroecological processes to determine riparian vegetation dynamics*. HydroEco'2015 - 5th International Multidisciplinary Conference on HYDROLOGY and ECOLOGY: Advances in Monitoring, Predicting and Managing Hydroecological Processes. Vienna, Austria, 13-16 April 2015. Volume of abstracts p. 22. ISBN 978-3-900932-23-7

García-Arias A., Francés F. 2015. *Dynamics of riparian plant communities, a new integrative ecohydrological modelling approach*. European Geosciences Union General Assembly 2015. Vienna, Austria, 12-17 April 2015. Geophysical Research Abstracts, Vol. 17, EGU2015-3202. ISSN: 1029-7006.

García-Arias A., Francés F. 2014. *Modelling hydroecological processes in semi-arid riparian areas The Riparian Vegetation Dynamic Model (RVDM)*. Oral presentation at the Final SCARCE International Conference: RIVER CONSERVATION UNDER WATER SCARCITY: Integration of water quantity and quality in Iberian Rivers under global change. Tarragona, Spain, October 20-21, 2014. Book of abstracts of the Final SCARCE International Conference, Edition 2014, p. 51-54, ISBN 978-84-937882-8-5

- García-Arias A.**, Francés F. 2014. *Synergies and inconsistencies between two modelling approaches to predict the vegetation dynamic distribution in riparian semi-arid environments* (Solicited poster). Geophysical Research Abstracts, Vol. 16, EGU2014-1024 (ISSN:1029-7006). Conference session: HS10.8. Poster R428. European Geosciences Union General Assembly 2014. Vienna, Austria. 27 April - 02 May 2014.
- García-Arias A.**, Pons C., Francés F. 2013. *Predicting the impact of water demand and river flow regulation over riparian vegetation through mathematical modeling*. Poster presentation at the American Geophysical Union's 46th annual Fall Meeting. San Francisco, California, December 9-13, 2013
- García-Arias A.**, Francés F. 2011. *Efectos de la regulación de caudales sobre la vegetación riparia en un entorno semiárido*. I Iberian Conference on River Restoration "RestauraRíos". León, Spain. 18-20 October 2011. Conference Proceedings, 658-666. ISBN: 978-84-694-9905-4.
- García-Arias A.**, Francés F., Andrés-Doménech I., Vallés F., Garófano-Gómez V., Martínez-Capel F. 2011. *Modelación dinámica de la vegetación de ribera. Calibración del modelo RIPFLOW y su aplicación en escenarios de regulación de caudales*. II Jornadas de Ingeniería del Agua "Modelos Numéricos en Dinámica Fluvial". Barcelona, Spain. 5-6 October, 2011. ISBN-13: 978-84-615-4023-5.
- García-Arias A.**, Francés F. 2011. *Climate change scenarios effects analyses over the riparian vegetation dynamics in a Mediterranean reach (Mijares River, Spain)*. SEFS 2011 - 7th Symposium for European Freshwater Sciences "Freshwater ecosystems - Challenges between conservation and management under global change". Girona, Spain. June 27th - July 1st, 2011. Book of abstracts p. 80 (Asociación Ibérica de Limnología Ed., L. Zamora & S. Sabater, Comp.). ISBN: 978-84-937882-2-3.
- García-Arias A.**, Francés F., Andrés-Doménech I., Vallés F., Garófano-Gómez V., Martínez-Capel F. 2011. *Modelling the spatial distribution and temporal dynamics of Mediterranean riparian vegetation in a reach of the Mijares River (Spain)*. EUROMECH Colloquium 523 - Ecohydraulics: linkages between hydraulics, morphodynamics and ecological processes in rivers. Clermont-Ferrand, France, 15-17 June, 2011. Volume of extended abstracts, p. 153-157 (C. Chomette & J. Steiger, Eds.). ISBN 9-782845-165298.
- García-Arias A.**, Francés F., Rivaes R., Rodríguez-González P., Albuquerque A., Ferreira T., Egger G., Politti E. (2011). *Analysis of the riparian vegetation dynamics through the RIPFLOW model. Climate change scenarios in three European countries*. HydroEco 2011 3rd Int. Conference on Hydrology and Ecology: Ecosystems, Groundwater and Surface water. Pressures and Options. Session F, number 361. Volume of abstracts p. 141-142 (H. P. Nachtnebel & K. Kovar, Eds.). ISBN: 978-3-900962-95-1. Vienna (Austria), 2-5 May 2011.
- García-Arias A.**, Francés F., Martínez-Capel F., Rivaes R., Rodríguez-González P., Albuquerque A., Ferreira T. 2011. *Analysis of the riparian vegetation dynamics through the RIPFLOW model*. Disturbed flow scenarios in Mediterranean rivers. Geophysical Research

Abstracts Vol. 13, EGU2011-13084, ISSN 1029-7006. VIII EGU General Assembly 2011. Vienna, Austria. April, 2011.

Francés F., Medici C., Bussi G., **García-Arias A.**, Barrios M., Pasquato M. 2010. *Distributed hydrological modelling within SCARCE Project: integrating water, sediment, quality and vegetation*. 1st SCARCE ANNUAL CONFERENCE. Girona, Spain. December, 2010.

García-Arias A., Francés F. 2010. *Evaluation of direct and indirect anthropic effects over riparian vegetation zonation in several stretches of Mediterranean rivers in Spain*. Workshop Summer School "Advances in Ecohydrology". Palermo, Italy. June 2010.

García-Arias A., Real J., Francés F. 2010. *Evaluation of direct anthropic effects over riparian vegetation zonation in five stretches of Mediterranean rivers in Spain*. Geophysical Research Abstracts Vol. 12, EGU2010-12488, 2010. VII EGU General Assembly 2010, Vienna, Austria. May 2010. ISSN 1029-7006

Real J., Morales M., **García-Arias A.**, Garófano-Gómez V., Martínez-Capel F., Francés F. 2010. *Mathematical modeling riparian vegetation zonation in semiarid conditions based on a transpiration index*. Geophysical Research Abstracts Vol. 12, EGU2010-5482, 2010. VII EGU General Assembly 2010, Vienna, Austria. May 2010. ISSN 1029-7006

BIBLIOGRAFÍA

14. BIBLIOGRAFÍA

- Aguiar FC, Ferreira MT, Albuquerque A, Rodríguez-González P, Segurado P. 2009. Structural and functional responses of riparian vegetation to human disturbance: performance and spatial-scale dependence. *Fundamental and Applied Limnology* 175: 249-267. DOI: 10.1127/1863-9135/2009/0175-0249
- Aguiar FC, Fernandes MR, Ferreira MT. 2011. Riparian vegetation metrics as tools for guiding ecological restoration in riverscapes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 402, 21. DOI: 10.1051/kmae/2011074
- Aguilella A, Riera J, Gómez Serrano MA, Mayoral O, Moreyra E. 2005. *Evaluación del estado ecológico de los ríos de la cuenca hidrográfica del Júcar mediante el uso del índice QBR*. Memoria final. Jardí Botànic, Universitat de València. Confederación Hidrográfica del Júcar. Valencia. 259 pp.
- Alcázar J, Ferrán I. 1998. La vegetación de ribera de los ríos Ésera y Cinca en el tramo afectado por el vaciado del embalse de Joaquín Costa. *LIMNETICA Revista de la Asociación Española de Limnología* 14: 73–82.
- Allen RG, Jensen ME, Wright JL, Burman RD. 1989. Operational estimates of reference evapotranspiration. *Agronomy Journal*, 81(4): 650–662. DOI: 10.2134/agronj1989.00021962008100040019x
- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M. 1998. *Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper nº. 56. FAO, Rome, Italy. 326 pp. ISSN: 0254-5284.
- Allen RG. 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. DOI:10.1016/S0022-1694(99)00194-8
- Altier LS, Lowrance R, Williams RG, Inamdar SP, Bosch DD, Sheridan JM, Hubbard RK, Thomas DL. 2002. *Riparian ecosystem management model: Simulator for ecological processes in riparian zones*. United States Department of Agriculture (USDA). Agricultural Research Service. Conservation Research Report 46, p. 216.
- Amenu GG, Kumar P. 2008. A model for hydraulic redistribution incorporating coupled soil-root moisture transport. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 12 (1): 55-74. DOI:10.5194/hess-12-55-2008
- Azami K, Suzuki H, Toki S. 2004. Changes in riparian vegetation communities below a large dam in a monsoonal region: Futase dam, Japan. *River Research and Applications* 20: 549-563. DOI: 10.1002/rra.763.
- Baird KJ, Maddock III T. 2005. Simulating riparian evapotranspiration: a new methodology and application for groundwater models. *Journal of Hydrology* 312: 176-190. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2005.02.014.

- Baird KJ, Stromberg JC, Maddock T. 2005. Linking riparian dynamics and groundwater: an ecohydrologic approach to modeling groundwater and riparian vegetation. *Environmental Management*, 36(4): 551–564. DOI: 10.1007/s00267-004-0181-z
- Baker WL. 1989. Macro-and micro-scale influences on riparian vegetation in western Colorado. *Annals of the Association of American Geographers*, 65–78. DOI: 10.1111/j.1467-8306.1989.tb00250.x
- Baker C, Lawrence R, Montagne C, Patten D. 2006. Mapping wetlands and riparian areas using Landsat ETM+ imagery and decision-tree-based models. *Wetlands* 26 (2): 465–474. DOI: 10.1672/0277-5212(2006)26[465:MWARAU]2.0.CO;2
- Baker ME, Weller DE, Jordan TE. 2007. Effects of stream map resolution on measures of riparian buffer distribution and nutrient retention potential. *Landscape ecology* 22 (7): 973–992. DOI: 10.1007/s10980-007-9080-z
- Baldasano-Recio JM. 2009. *Nuevos datos de informes y modelos climáticos actuales*. Jornada: Repercusiones del cambio climático en la planificación y gestión de los recursos hídricos. Valencia, Universitat Politècnica de Valencia, Diciembre 2009.
- Banta ER, 2000. MODFLOW-2000, The US Geological Survey modular ground-water model- Documentation of packages for simulating evapotranspiration with a segmented function (ETS1) and drains with return flow (DRT1). USGS Open-File Report 00-466. *US Geological Survey, Washington, DC*, 127.
- Baptist M, Penning W, Duel H, Smits A, Geerling G, Van Der Lee G, van Alphen JSL. 2004. Assessment of the effects of cyclic floodplain rejuvenation on flood levels and biodiversity along the Rhine River. *River Research and Applications*, 20: 285–297. DOI: 10.1002/rra.778
- Barriendos M. 2008. Allaus i Canvi Climàtic (2008) 3^a Jornada Tècnica de neu i allaus, 18-20 de juny de 2008, IGC – CGA.
- Barton DR, Taylor WD, Biette RM. 1985. Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *North American Journal of Fisheries Management* 5 (3): 364–378. DOI:10.1577/1548-8659(1985)5<364:DORBSR>2.0.CO;2
- Bayley PB. 1995. Understanding large river: floodplain ecosystems. *BioScience*, 45 (3): 153–158. DOI: 10.2307/1312554
- Bendix J. 1994. Scale, direction, and pattern in riparian vegetation-environment relationships. *Annals of the Association of American Geographers* 84 (4): 652-665. DOI: 10.1111/j.1467-8306.1994.tb01881.x.
- Bendix J, Hupp CR. 2000. Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydrological Processes*, 14 (16-17): 2977–2990. DOI: 10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2977::AID-HYP130>3.0.CO;2-4
- Benjankar R, Egger G, Jorde K, Goodwin P, Glenn NF. 2011. Dynamic floodplain vegetation model development for the Kootenai River, USA. *Journal of Environmental Management* 92 (2011): 3058–3070. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.07.017.

- Benjankar R, Burke M, Yager E, Tonina D, Egger G, Rood SB, Merz N. 2014. Development of a spatially-distributed hydroecological model to simulate cottonwood seedling recruitment along rivers. *Journal of Environmental Management*, 145 (2014): 277-88. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.06.027.
- Bernard JM, Tuttle RW. 1998. Stream corridor restoration: Principles, processes, and practices. *Engineering Approaches to Ecosystem Restoration*: pp. 320-325. DOI: 10.1061/40382(1998)55
- Bernez I, Daniel H, Haury J, Ferreira MT. 2004. Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in western France. *River Research and Applications* 20 (1): 43–59. DOI: 10.1002/rra.718
- Boedeltje G, Bakker JP, Ten Brinke A, Van Groenendael JM, Soesbergen M. 2004. Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds: the flood pulse concept supported. *Journal of Ecology* 92: 786–796. DOI: 10.1111/j.0022-0477.2004.00906.x
- Bonham CD. 1989. *Measurements for terrestrial vegetation*. John Wiley & Sons, U.S.A. 338 pp. ISBN: 978-0-4709-7258-8
- Braatne JH, Rood SB, Goater LA, Blair CL. 2008. Analyzing the Impacts of Dams on Riparian Ecosystems: A Review of Research Strategies and Their Relevance to the Snake River Through Hells Canyon. *Environmental Management*, 41 (2): 267-281. DOI: 10.1007/s00267-007-9048-4
- Bren LJ. 1993. Riparian zone, stream, and floodplain issues: a review. *Journal of hydrology*, 150 (2-4): 277–299.
- Brinson MM. 1990. Riverine forests. In: *Forested Wetlands. Ecosystems of the World*, 15. Elsevier Science Publishing Co., New York. 1990. p 87-141.
- Brinson MM, Verhoeven J. 1999. Riparian forests. In: Hunter ML. 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. NY, USA, Cambridge University Press. P. 265-299.
- Brookes CJ, Hooke JM, Mant J. 2000. Modelling vegetation interactions with channel flow in river valleys of the Mediterranean region. *Catena* 40: 93-118. DOI: 10.1016/S0341-8162(99)00065-X.
- Brookes A, Shields F. (Eds). 2001. *River channel restoration: guiding principles for sustainable line projects*. John Wiley & Sons. 458 pp. ISBN-13: 978-0471961390
- Bunn SE, Arthington AH. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management*, 30 (4): 492–507. DOI: 10.1007/s00267-002-2737-0
- Butler Jr. JJ, Kluitenberg GJ, Whittemore DO, Loheide II SP, Jin W, Billinger MA, Zhan X. 2007. A field investigation of phreatophyte-induced fluctuations in the water table. *Water Resources Research* 43: W02404. DOI: 10.1029/2005WR004627.
- Campbell GS. 1974. A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil Science*, 117 (6): 311.
- Camporeale C, Ridolfi L. 2006. Riparian vegetation distribution induced by river flow variability: A stochastic approach, *Water Resources Research*, 42: W10415, DOI: 10.1029/2006WR004933.

- Camporeale C, Perucca E, Ridolfi L, Gurnell AM. 2013. Modeling the interactions between river morphodynamics and riparian vegetation, *Reviews of Geophysics* 51: 379-414. DOI: 10.1002/rog.20014.
- Canadell J, Jackson RB, Ehleringer JB, Mooney HA, Sala OE, Schulze ED. 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108 (4): 583-595. DOI: 10.1007/BF00329030
- Canell MGR, Milne R, Sheppard LJ, Unsworth MH. 1987. Radiation interception and productivity of willow. *Journal of Applied Ecology* 24: 261-278.
- Capon, S.J., 2003. Plant community responses to wetting and drying in a large arid floodplain. *River Research and Applications*, 19 (5-6), 509–520. DOI: 10.1002/rra.730
- Causton DR. 1988. Introduction to vegetation analysis: principles, practice and interpretation. Unwin Hyman Ltd., London. 342 pp.
- Cerrillo T, Rodriguez ME, Achinelli F, Doffo G, Luquez VMC. 2013. Do greenhouse experiments predict willow responses to long term flooding events in the field? *Bosque* 34 (1): 71-79. DOI: 10.4067/S0717-92002013000100009
- Chen L, Wang W, Zhang Y, Lin G. 2009. Recent progresses in mangrove conservation, restoration and research in China. *Journal of Plant Ecology*, 2 (2): 45–54. DOI: 10.1093/jpe/rtp009
- Choi SU, Yoon B, Woo H. 2005. Effects of dam-induced flow regime change on downstream river morphology and vegetation cover in the Hwang River, Korea. *River Research and Applications* 21: 315–325. DOI: 10.1002/rra.849.
- Clerici N, Vogt P. 2013. Ranking European regions as providers of structural riparian corridors for conservation and management purposes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21: 477–483. DOI:10.1016/j.jag.2012.07.001
- Cohen J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and psychological measurement* 20 (1): 37-46. DOI: 10.1177/001316446002000104
- Cohen J. 1968. Weighted kappa: Nominal scale agreement provision for scaled disagreement or partial credit. *Psychological Bulletin* 70 (4): 213-220. DOI: 10.1037/h0026256.
- Congalton RG, Birch K, Jones R, Schriever J. 2002. Evaluating remotely sensed techniques for mapping riparian vegetation. *Computers and Electronics in Agriculture* 37 (1-3): 113–126. doi:10.1016/S0168-1699(02)00108-4
- Cooper A, Shine T, McCann T, Tidane DA. 2006. An ecological basis for sustainable land use of Eastern Mauritanian wetlands. *Journal of Arid Environments* 67 (1): 116-141. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2006.02.003.
- Corbacho C, Sanchez JM, Costillo E. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95 (2-3): 495–507. DOI: 10.1016/S0167-8809(02)00218-9

- Cordes LD, Hughes FMR, Getty M. 1997. Factors affecting the regeneration and distribution of riparian woodlands along a northern prairie river: the Red Deer River, Alberta, Canada. *Journal of Biogeography*, 24 (5): 675–695. DOI: 10.1111/j.1365-2699.1997.tb00077.x
- Corenblit D, Tabacchi E, Steiger J, Gurnell A. 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics: A review of complementary approaches. *Earth Science Reviews* 84: 56–86. DOI: 10.1016/j.earscirev.2007.05.004
- Corenblit D, Steiger J, Gurnell AM, Naiman RJ. 2009. Plants intertwine fluvial landform dynamics with ecological succession and natural selection: a niche construction perspective for riparian systems. *Global Ecology and Biogeography*, 18 (4): 507–520. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2009.00461.x
- Corenblit D, Davies NS, Steiger J, Gibling MR, Bornette G. 2015. Considering river structure and stability in the light of evolution: feedbacks between riparian vegetation and hydrogeomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40 (2): 189–207. DOI: 10.1002/esp.3643
- Correll D. 1999. Vegetated stream riparian zones: their effects on stream nutrients, sediments, and toxic substances. *Smithsonian Environmental Research Center, Edgewater, MD*. 84 pp.
- Coulthard TJ, Hicks DM, Van De Wiel MJ. 2007. Cellular modelling of river catchments and reaches: Advantages, limitations and prospects. *Geomorphology*, 90 (3-4): 192–207. doi:10.1016/j.geomorph.2006.10.030
- Cowan WL. 1956, Estimating hydraulic roughness coefficients. *Agricultural Engineering*, 37(7):473-475
- Crawley MJ. 1997. Plant-herbivore dynamics. *Plant ecology*, 2: 401–474. DOI: 10.1002/9781444313642.ch13
- Dahm CN, Cleverly JR, Allred J, Thibault JR, McDonnell D, Gilroy D. 2002. Evapotranspiration at the land/water interface in a semi-arid drainage basin. *Freshwater Biology* 47: 831–843. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00917.x.
- Dajoz R. 2002. *Tratado de Ecología*. Mundi-Prensa Libros. 600 pp. ISBN 9788471148285
- Dankers R, Feyen L. 2008. Climate change impact on flood hazard in Europe: An assessment based on high-resolution climate simulations. *Journal of Geophysical Research*, 113: D19105. DOI: 10.1029/2007JD009719, 2008
- David TS, Henriques MO, Kurz-Besson C, Nunes J, Valente F, Vaz M, Pereira JS, Siegwolf R, Chaves M, Gazarini LC, David JS. 2007. Water-use strategies in two co-occurring Mediterranean evergreen oaks: surviving the summer drought. *Tree Physiology* 27 (6): 793-803. DOI: 10.1093/treephys/27.6.793
- Deng ZQ, Singh VP. 2002. Optimum channel pattern for environmentally sound training and management of alluvial rivers. *Ecological Modelling* 154 (1-2): 61–74. DOI: 10.1016/S0304-3800(02)00053-4

- Dhondt K, Boeckx P, Verhoest NEC, Hofman G, Van Cleemput O. 2006. Assessment of temporal and spatial variation of nitrate removal in riparian zones. *Environmental monitoring and assessment*, 116 (1): 197–215. DOI: 10.1007/s10661-006-7403-1
- Dingman SL. 2002. *Physical hydrology*. New Jersey, U.S.A. Prentice Hall. 646 pp. ISBN: 978-1577665618
- Dynesius M, Jansson R, Johansson ME, Nilsson C. 2004. Intercontinental similarities in riparian-plant diversity and sensitivity to river regulation. *Ecological Applications*, 14 (1): 173–191. DOI: 10.1890/02-5127
- Eagleson PS. 2002. *Ecohydrology: Darwinian expression of vegetation form and function*. Cambridge University Press, United Kingdom. 443 pp. ISBN: 9780521619912
- Estrela-Monreal T. 2009. Antecedentes y estado de la evaluación de los efectos del cambio climático en los recursos hídricos. Jornada: Repercusiones del cambio climático en la planificación y gestión de los recursos hídricos. Valencia, Diciembre 2009
- Evgenievna TT, Mikhailovna PN, Nikolaevna KV, Ivanovna SL, Valerievna GS. 2014. Dynamics of Riparian Vegetation of Steppe Lakes in the Dauria- for the 20th Anniversary of China-Mongolia-Russia Daurian International Protected Area International Conference by the Wildlife Conservation Society Mongolia. Pages 52-56.
- Fernández L, Rau J, Arriagada A. 2009. Calidad de la vegetación ribereña del Río Maullín (41° 28' s; 72° 59' o) utilizando el índice QBR. *Gayana Botánica*, 66 (2): 269-278. DOI: 10.4067/S0717-66432009000200011
- Fernández D, Barquín J, Raven PJ. 2011. A review of river habitat characterisation methods: methods: indices vs. characterisation protocols. *Limnetica* 30 (2): 217-234
- Francés F, García-Arias A, García Gallen JL, Garófano Gómez V, Martínez Capel F, Morales de la Cruz M, Muñoz Mas R, Real Llanderal J, Soares Costa RM, Villanueva Garcia JF. 2009. Informe de I+D+i: Proyecto RIBERA: Modelación matemática de ecosistemas de ribera para la determinación de regímenes ecológicos en el río. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General del Agua. 425 pp.
- Friedman JM, Auble GT, Andrews ED, Kittel G, Madole RF, Griffin ER, Allred TM. 2006. Transverse and longitudinal variation in woody riparian vegetation along a montane river. *Western North American Naturalist*, 66: 78–91.
- García-Arias A, 2010. *Evaluación de efectos antrópicos directos e indirectos sobre la zonación de la vegetación de ribera en diferentes tramos de ríos mediterráneos españoles*. Tesina final de Máster dirigida por Félix Francés García. Universitat Politècnica de València. 310 pp.
- García-Arias A, Francés F, Ferreira T, Egger G, Martínez-Capel F, Garófano-Gómez V, Andrés-Doménech I, Politti E, Rivaes R, Rodríguez-González P. 2013. Implementing a dynamic riparian vegetation model in three European river systems. *Ecohydrology*, 6: 635-651. DOI: 10.1002/eco.1331
- García-Arias A., Francés F., Morales-de la Cruz M., Real J., Vallés-Morán F., Martínez-Capel F., Garófano-Gómez V. 2014. Riparian evapotranspiration modelling: model description and

- implementation for predicting vegetation spatial distribution in semi-arid environments. *Ecohydrology*, 7 (2): 659-677. DOI: 10.1002/eco.1387
- Garrote de Marcos L. 2009. Cambio Climático: Impactos sobre los recursos hídricos y disponibilidad de agua. Jornada: Repercusiones del cambio climático en la planificación y gestión de los recursos hídricos. Valencia, Diciembre 2009.
- Glenn EP, Huete AR, Nagler P, Nelson SG. 2008. Relationship Between Remotely-sensed Vegetation Indices, Canopy Attributes and Plant Physiological Processes: What Vegetation Indices Can and Cannot Tell Us About the Landscape. *Sensors* 8: 2136-2160. ISSN: 1424-8220
- Glenz C, Iorgulescu I, Kienast F, Schlaepfer R. 2003. Modelling the dynamics of riparian forests by accounting for hydraulic and geomorphological processes. In : *EGS - AGU - EUG Joint Assembly Abstract #8875*. Nice, France, 6-11 April 2003
- Glenz C. 2005. *Process-based, Spatially-explicit Modelling of Riparian Forest Dynamics in Central Europe – Tool for Decision-making in River Restoration*. Ph. D. Thesis. École Polytechnique Fédérale de Lausanne. Thesis number 3223. 220 pp.
- Gollan JR. et al., 2009. Can ants be used as ecological indicators of restoration progress in dynamic environments? A case study in a revegetated riparian zone. *Ecological Indicators*, 11 (6): 1517–1525. DOI: 10.1016/j.ecolind.2009.09.007
- González del Tánago M, García de Jalón D, Lara F, Garilleti R. 2006. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil* 143/2006: 97-108.
- González del Tánago M, García de Jalón D. 2011. Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterizing and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30 (2): 235-254.
- González E, Comín FA, Muller E. 2010. Seed dispersal, germination and early seedling establishment of *Populus alba* L. under simulated water table declines in different substrates. *Trees* 24: 151–163. DOI 10.1007/s00468-009-0388-y
- González, E., González-Sanchis, M., Comín, F. A. and Muller, E. (2012), Hydrologic thresholds for riparian forest conservation in a regulated large Mediterranean river. *River Res. Applic.*, 28: 71–80. DOI: 10.1002/rra.1436
- Goodrich DC, Scott R, Qi J, Goff B, Unkrich CL, Moran MS, Williams D, Schaeffer S, Snyder K, MacNish R, Maddock T, Pool D, Chehbouni A, Cooper D, Eichinger W, Shuttleworth W, Kerr Y, Marsett W, Ni W. 2000. Seasonal estimates of riparian evapotranspiration using remote and in-situ measurements. *Journal of Agricultural and Forest Meteorology* 105: 281-309.
- Greet J, Webb JA, Cousens RD. 2011. The importance of seasonal flow timing for riparian vegetation dynamics: A systematic review using causal criteria analysis, *Freshwater Biology* 56 (7): 1231–1247. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2011.02564.x
- Gregory, S. V, Swanson, F. J., McKee, W. A., Cummins, K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41 (8): 540–551. DOI: 10.2307/1311607

- Guilloy-Froget H, Muller E, Barsoum N, Hughes FMM. 2002. Dispersal, germination, and survival of *Populus Nigra* L. (Salicaceae) in changing hydrologic conditions. *Wetlands* 22 (3): 478–488. DOI: 10.1672/0277-5212(2002)022[0478:DGASOP]2.0.CO;2
- Gurnell A, Thompson K, Goodson J, Moggridge H. 2008. Propagule deposition along river margins: Linking hydrology and ecology, *Journal of Ecology* 96 (3): 553–565. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2008.01358.x
- Guymon GL. 1994. *Unsaturated zone hydrology*. Prentice Hall, U.S.A. 210 p. ISBN-13: 978-0133690835
- Harbaugh AW, McDonald MG. 1996. User's documentation for MODFLOW-96, an update to the US Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model. *US Geological Survey Open-File Report*, 96 (485): 56.
- Hayden MK, Stella JC, Battles JJ, Dufour S, Piéga H. 2009. Drivers of pioneer riparian forest dynamics in abandoned channels: an alternate recruitment pathway? En *The 94th ESA Annual Meeting*.
- Hernández L. 2007. *Efectos del Cambio Climático en los Sistemas Complejos de Recursos Hídricos. Aplicación a la Cuenca del Júcar*. Tesis Doctoral dirigida por Andreu, J. & Pérez, M. A., Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Valencia.
- Hoffmann CC, Kjaergaard C, Uusi-Kämpä J, Bruun Hansend HC, Kronvang B. 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: Review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38 (5): 1942.
- Holgado PM, Menárguez AN. 2004. Los efectos ambientales de la regulación de los cursos de cabecera de la cuenca del Tajo: La reducción de los bosques aluviales del Tajo-Jarama. ICITEMA, III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medioambiente 25-27 de octubre de 2006, Zaragoza, España
- Hooke JM, Brookes CJ, Duane W, Mant JM. 2005. A simulation model of morphological, vegetation and sediment changes in ephemeral streams. *Earth Surface Processes and Landforms* 30 (7): 845–866. DOI: 10.1002/esp.1195.
- Hooper RP, Aulenbach BT, Burns DA, McDonnell J, Freer J, Kendall C, Beven K. 1998. Riparian control of stream-water chemistry: implications for hydrochemical basin models. *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences* 248: 451–458.
- Hornberger GM, Spear RC. 1980. Eutrophication in Peel Inlet—I. The problem-defining behavior and a mathematical model for the phosphorus scenario, *Water Research*, 14 (1): 29–42, DOI: 10.1016/0043-1354(80)90039-1.
- Horton JL, Kolb TE, Hart SC. 2001. Responses of riparian trees to interannual variation in ground water depth in a semi-arid river basin. *Plant Cell and Environment* 24 (3): 293–304. DOI: 10.1046/j.1365-3040.2001.00681.x

- Howard AD. 1992. *Modelling channel migration and floodplain sedimentation in meandering streams: in Carling, PA, and Petts, GE, eds., Lowland floodplain rivers: Geomorphological perspectives*, New York, John Wiley and Sons Ltd.
- Hubble TCT, Docker BB, Rutherford ID. 2009. The role of riparian trees in maintaining riverbank stability: A review of Australian experience and practice. *Ecological Engineering*, 36 (3): 292–304. DOI:10.1016/j.ecoleng.2009.04.006
- Hughes FMR. 2003. The Flooded Forest: Guidance for policy makers and river managers in Europe on the restoration of floodplain forests. *The flobar2 Project, Department of Geography, University of Cambridge, Cambridge*.
- Hupp CR, Osterkamp WR. 1985. Bottomland vegetation distribution along Passage Creek, Virginia, in relation to fluvial landforms. *Ecology* 66 (3): 670–681.
- Hupp CR, Osterkamp WR. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 14 (4): 277–295. DOI: 10.1016/0169-555X(95)00042-4
- Hupp CR, Rinaldi M. 2007. Riparian vegetation patterns in relation to fluvial landforms and channel evolution along selected rivers of Tuscany (Central Italy). *Annals of the Association of American Geographers* 97 (1): 12–30.
- Inamdar SP, Lowrance RR, Altier LS, Williams RG, Hubbard RK. 1999. Riparian Ecosystem Management Model (REMM): I. Testing of the hydrologic component for a Coastal Plain riparian system. *Transactions of the ASAE*, 42(6): 1679–1690.
- IPCC: Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, Van der Linden PJ, Hanson CE. 2007. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Ed. IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC, 2014: *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (Eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Irmak S, Haman DZ, Jones JW. 2002. Evaluation of Class A pan coefficients for estimating reference evapotranspiration in humid location. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 128: 153. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9437(2002)128:3(153)
- Jansson R, Nilsson C, Dynesius M, Andersson E. 2000. Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications*, 10 (1): 203–224. DOI: 10.1890/1051-0761(2000)010[0203:EORROR]2.0.CO;2
- Irmak S, Haman DZ, Jones JW. 2002. Evaluation of class A pan coefficients for estimating reference evapotranspiration in humid location. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 128 (3): 153–159. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9437(2002)128:3(153)
- Johnson SL. 2004. Factors influencing stream temperatures in small streams: substrate effects and a shading experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61 (6): 913–923. DOI: 10.1139/f04-040

- Johnson CW, Buffler S. 2008. *Riparian buffer design guidelines for water quality and wildlife habitat functions on agricultural landscapes in the Intermountain West: Case Study*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-203. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 53 pp.
- Kabat P, Claussen M, Whitlock S, Gash JHC, Bravo de Guenni L, Meybeck M, Pielke R, Vörösmarty CJ, Hutjes RWA, Lütkeemeier S (Eds.). 2004. *Vegetation, water, humans and the climate: A new perspective on an interactive system*, Springer Verlag Berlin Heidelberg. 566 pp. ISBN: 978-3-642-62373-8, DOI: 10.1007/978-3-642-18948-7
- Karrenberg S, Edwards PJ, Kollmann J. 2002. The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology* 47 (4): 733–748. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00894.x
- Kashyap PS, Panda RK. 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. DOI: 10.1016/S0378-3774(01)00102-0
- Kellman M, Roulet N. 1990. Nutrient Flux and Retention in a Tropical Sand-Dune Succession. *Journal of Ecology* 78 (3): 664-676.
- Kozlowski TT. 2002. Physiological-Ecological impacts if flooding on riparian forest ecosystems. *Wetlands* 22 (3): 550-561. DOI: 10.1672/0277-5212(2002)022[0550:PEIOFO]2.0.CO;2
- Kramer PJ, Boyer JS. 1995. *Water relations of plants and soils*. Academic Press Ltd, U.S.A. 495pp.
- Laio F, Porporato A, Ridolfi L, Rodríguez-Iturbe I. 2001. Plants in water-controlled ecosystems: active role in hydrologic processes and response to water stress; II Probabilistic soil moisture dynamics. *Advances in Water Resources* 24: 707-723. DOI: 10.1016/S0309-1708(01)00007-0.
- Lambers H, Chapin III FS, Pons TL. 1998. *Plant physiological ecology*. U.S.A. Springer. 540 p.
- Lamb L. 2004. Interactions between groundwater and surface water at river banks and the confluence of rivers. *Journal of Hydrology* 288: 312-326. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2003.10.013.
- Lamontagne S, Cook PC, O'Grady A, Eamus D. 2005. Groundwater use by vegetation in a tropical savanna riparian zone (Daly River, Australia). *Journal of Hydrology* 310: 280-293. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2005.01.009.
- Lautz LK. 2008. Estimating groundwater evapotranspiration rates using diurnal water-table fluctuations in a semi-arid riparian zone. *Hydrogeology Journal* 16 (3): 483-497. DOI: 10.1007/s10040-007-0239-0.
- Lavorel S, McIntyre S, Landsberg J, Forbes TDA. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution*, 12 (12): 474–478. DOI: 10.1016/S0169-5347(97)01219-6
- Lee JE, Oliveira RS, Dawson TE, Fung I. 2005. Root functioning modifies seasonal climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A (PNAS)* 102: 17576-17581. DOI: 10.1073/pnas.0508785102.
- Lewis L, Clark L, Krapf R, Manning M, Staats J, Subirge T, Townsend L, Ypsilantis B. 2003. *Riparian area management: Riparian wetland soils. Technical Reference 1737-19. Bureau of Land Management, Denver, CO. BLM/ST/ST-03/001+ 1737.*

- Li S, Gua S, Tana X, Zhang Q. 2009. Water quality in the upper Han River basin, China: The impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. *Journal of Hazardous Materials*, 165 (1-3): 317–324. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.09.123
- Lite SJ, Bagstad KJ, Stromberg JC. 2005. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments* 63: 785–813. DOI:10.1016/j.jaridenv.2005.03.026
- Lite SJ, Stromberg JC. 2005. Surface water and ground-water thresholds for maintaining Populus-Salix forests, San Pedro River, Arizona. *Biological Conservation* 125: 153–167. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.01.020.
- Lovett S, Huggan H (Eds). 1998. Riparian zones: what are they? Australia, LWRRDC, Issue 11, December 1998. 19 pp.
- Lowrance R, Altier L, Williams R, Inambar S, Bosch D, Sheridan J, Thomas D, Hubbard R. 1998. *The riparian ecosystem management model: simulator for ecological processes in buffer systems*. In: Proceedings of the First Federal Interagency Hydrologic Modelling Conference, Las Vegas NV. 1: 81-88.
- Lowrance R, Altier LS, Williams RG, Inamdar SP, Sheridan JM, Bosch DD, Hubbard RK, Thomas DL. 2000. REMM: the riparian ecosystem management model. *Journal of Soil and Water Conservation* 55 (1): 27-34.
- Lowrance R, Leonard R, Sheridan J. 1985. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40 (1): 87.
- Mac Nish RD, Unkrich CL, Smythe E, Goodrich DC, Maddock III T. 2000. Comparison of riparian evapotranspiration estimates based on a water balance approach and sap flow measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 105: 271-279. DOI: 10.1016/S0168-1923(00)00196-9.
- Madden SS, Robinson GR, Arnason JG. 2007. Spatial Variation in Stream Water Quality in Relation to Riparian Buffer Dimensions in a Rural Watershed of Eastern New York State. *Northeastern Naturalist*, 14 (4): 605–618.
- Maddock III T, Baird KJ. 2003. *A riparian evapotranspiration package for Modflow-96 and Modflow-2000*. Department of Hydrology and Water Resources, University of Arizona. 60 pp.
- Maddock III T, Baird KJ, Hanson RT, Schmid W, Hoori A. 2012. RIP-ET: A riparian evapotranspiration package for MODFLOW-2005. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A39, 76 pp.
- Maddock III T, Vionnet LB. 1998. Groundwater capture processes under a seasonal variation in natural recharge and discharge. *Hydrogeology Journal*, 6 (1): 24–32.
- Magdaleno F, Martinez R. 2014. Evaluating the quality of riparian forest vegetation: the Riparian Forest Evaluation (RFV) index. *Forest Systems*, 23 (2): 259-272. DOI: 10.5424/fs/2014232-04488

- Magilligan FJ, Nislow KH, Graber BE. 2003. Scale-independent assessment of discharge reduction and riparian disconnectivity following flow regulation by dams. *Geology*, 31 (7): 569. DOI: 10.1130/0091-7613(2003)031<0569:SAODRA>2.0.CO;2
- Mahoney JM, Rood SB. 1998. Streamflow requirements for cottonwood seedling recruitment: An integrative model, *Wetlands* 18 (4): 634- 645. DOI: 10.1007/BF03161678
- Makkeasorn A, Chang NB, Li J. 2009. Seasonal change detection of riparian zones with remote sensing images and genetic programming in a semi-arid watershed. *Journal of Environmental Management* 90 (2): 1069–1080. DOI: 10.1016/j.jenvman.2008.04.004
- Malanson GP. 1996. *Riparian landscapes*, Cambridge Univ Press. 308 pp. ISBN: 9780521566834
- Marco JB. 1981. Hidrología. Editorial Universitat Politècnica de Valencia.
- McCree KJ. 1972. The action spectrum, absorptance and quantum yield of photosynthesis in crop plants. *Agricultural Meteorology*, 9: 191–216.
- Medici C, Wade AJ, Francés F. 2012. Does increased hydrochemical model complexity decrease robustness? *Journal of Hydrology* 440-441: 1–13. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2012.02.047
- Merritt DM, Scott ML, Poff NL, Auble GT, Lytle DA. 2010. Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation–flow response guilds. *Freshwater Biology* 55 (1): 206–225. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02206.x.
- Miller D, Luce C, Benda L. 2003. Time, space, and episodicity of physical disturbance in streams. *Forest Ecology and Management* 178 (1-2): 121–140. DOI: 10.1016/S0378-1127(03)00057-4
- Morales M. 2010. *Modelación matemática de la interacción entre la vegetación de ribera y el régimen hídrico del río en condiciones semiáridas.*, Tesis doctoral dirigida por Francés, F. Universidad Politécnica de Valencia, España.
- Morales de la Cruz 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. *Proceed. Internat. Conf. Sci. Inf. Tech. Sust. Manag. Aq. Ecosyst. Concepcion, Chile.*, ISE-1B2-PH1 (conf187a223), 93.
- Moreno JM, Aguiló E, Alonso S, Álvarez Cobelas M, Anadón R, Ballester F, Benito G, et al. 2005. A Preliminary Assessment of the Impacts in Spain due to the Effects of Climate Change. ECCE Project - Final Report. Ministerio del Medio Ambiente, Madrid, España.
- Mouton AM, De Baets B, Goethals PLM. 2010. Ecological relevance of performance criteria for species distribution models. *Ecological Modelling* 221 (26): 1995-2002. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2010.04.017.
- Munné A, Solà C, Prat N. 1998a. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20–37.
- Munné A, Prat N, Solà C, Bonada N, Rieradevall M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 147–163. DOI: 10.1002/aqc.529

- Murray A, Paola C. 1997. Properties of a cellular braided-stream model. *Earth Surface Processes Landforms*, 22 (11): 1001–1025. DOI: 10.1002/(SICI)1096-9837(199711)22:11<1001::AID-ESP798>3.0.CO;2-O
- Murray A, Paola C. 2003. Modelling the effect of vegetation on channel pattern in bedload rivers, *Earth Surface Processes Landforms*, 28 (2): 131–143. DOI: 10.1002/esp.428
- Nagler P, Glenn EP, Thompson TL, Huete A. 2004. Leaf area index and normalized difference vegetation index as predictors of canopy characteristics and light interception by riparian species on the Lower Colorado River. *Agricultural and Forest Meteorology* 125: 1–17. DOI: 10.1016/j.agrformet.2004.03.008
- Naiman RJ, Bilby RE, Bisson PA. 2000. Riparian ecology and management in the Pacific coastal rain forest. *BioScience* 50 (11): 996–1011. DOI: 10.1641/0006-3568(2000)050[0996:REAMIT]2.0.CO;2
- Naiman RJ, Decamps H, McClain ME. 2005. *Riparia: Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press, San Diego, Ca. 430p. ISBN:0-12-663315-0
- Naiman RJ, Latterell JJ, Pettit NE, Olden JD. 2008. Flow variability and the biophysical vitality of river systems. *Comptes Rendus Geoscience* 340: 629–643. DOI: 10.1016/j.crte.2008.01.002
- Nakamura F, Jitsu M, Kameyama S, Mizugaki S. 2002. Changes in riparian forests in the Kushiro Mire, Japan, associated with stream channelization. *Regulated Rivers: Research & Management* 18 (1): 65–79. DOI: 10.1002/rra.621
- Nakicenovic N, Swart R (Eds.). 2000. *Emission Scenarios*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Special Report on Emission Scenarios. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 570 p.
- Neff KP, Baldwin AH. 2005. Seed dispersal into wetlands: techniques and results for a restored tidal freshwater marsh. *Wetlands* 25 (2): 392–404. DOI: 10.1672/14
- Neitsch SL. et al., 2002. *Soil and Water Assessment Tool theoretical documentation. Version 2000*. Texas Water Resources Institute, College Station, Texas, TWRI report, TR-191.
- Nilsson C, Berggren K. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience* 50 (9): 783–792. DOI: 10.1641/0006-3568(2000)050[0783:AORECB]2.0.CO;2
- Nilsson C, Svedmark M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management*, 30 (4): 468–480. DOI: 10.1007/s00267-002-2735-2
- Nuttle W. 2003. Middleton, BA (Ed.). 2002. Flood Pulsing in Wetlands: Restoring the Natural Hydrological Balance. *Wetlands* 23 (1): 211–211. DOI: [http://dx.doi.org/10.1672/0277-5212\(2003\)023\[0211:MBAFPI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1672/0277-5212(2003)023[0211:MBAFPI]2.0.CO;2)
- Ojeda AO. 1993. Los elementos geomorfológicos del cauce en el Ebro de meandros libres y su colonización vegetal. *Geographicalia*, 30: 295-308. ISSN 0210-8380
- Orr BK, Ooey Z, Diggory ZE, Coffman GC, Sears WA, Dudley TL, Merrill AG. 2009. *Riparian vegetation classification, mapping and ecosystem dynamics analysis: Important tools for*

- large-scale River corridor restoration in semi-arid lands, California Native Plant Society. Proceedings of the CNPS Conservation Conference, 17–19 Jan 2009, pp. 212–232.
- Padilla FM, Pugnaire FI. 2007. Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. *Functional Ecology* 21: 489–495. DOI: 10.1111/j.1365-2435.2007.01267.x
- Palmer MA, Liermann CAR, Nilsson C, Florke M, Alcamo J, Lake PS, Bond N. 2008. Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6 (2): 81–89
- Pasquato M, Medici C, Friend AD, Francés F. (2014). Comparing two approaches for parsimonious vegetation modelling in semiarid regions using satellite data. *Ecohydrology*. DOI:10.1002/eco.1559
- Pautou G, Decamps H. 1985. Ecological interactions between the alluvial forests and hydrology of the Upper Rhone. *Archiv für Hydrobiologie*, 104 (1): 13–37.
- Perona P, Camporeale C, Perucca E, Savina M, Molnar P, Burlando P, Ridolfi L. 2009. Modelling river and riparian vegetation interactions and related importance for sustainable ecosystem management. *Aquatic Sciences* 71: 266–278. DOI 10.1007/s00027-009-9215-1
- Perucca E, Camporeale C, Ridolfi L. 2006. Influence of river meandering dynamics on riparian vegetation pattern formation. *Journal of Geophysical Research* 111: G01001. DOI: 10.1029/2005JG000073
- Poff NL, Olden JD, Pepin DM, Bledsloe BD. 2006. Placing global stream flow variability in geographic and geomorphic contexts. *River Research and Applications*, 22: 149–166. . DOI: 10.1002/rra.902
- Porporato A, Laio F, Ridolfi L, Rodríguez-Iturbe I. 2001. Plants in water controlled ecosystems: active role in hydrologic processes and response to water stress, III. Vegetation water stress. *Advances in Water Resources* 24: 725–744. DOI: 10.1016/S0309-1708(01)00006-9.
- Rivaes R, Rodríguez-González PM, Ferreira MT, Pinheiro AN, Politti E, Egger E, García-Arias A, Francés F. 2014. Modeling the evolution of riparian woodlands facing climate change in three European rivers with contrasting flow regimes. *PLoS ONE* 9 (10): e110200, DOI: 10.1371/journal.pone.0110200.
- Rawls WJ, Ahuja LR, Brakensiek D, Shirmohammadi A. 1993. *Infiltration and soil water movement*. p. 5.1–5.51. In: D. Maidment (ed.) *Handbook of hydrology*. McGraw-Hill, New York.
- 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. DOI: 10.1007/s11269-007-9178-8
- Richards K, Brasington J, Hughes F. 2002. Geomorphic dynamics of floodplains: ecological implications and a potential modelling strategy. *Freshwater Biology* 47, no. 4: 559–579.
- Richards KS, Hughes FMR, El-Hames A, Harris T, Pautou G, Peiry J-L, Girel J. 1996. Integrated field, laboratory and numerical investigations of hydrological influences on the establishment of

- riparian tree species. In *Floodplain Processes*, Anderson MG, Walling DE (Eds). Wiley: Chichester; 611–635.
- Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Journal of Applied Physics*, 1: 318–333. DOI: 10.1063/1.1745010
- Rodríguez-González PM, Ferreira MT, Rego PR. 2004. Northern Ibero-Atlantic wetland woods Vegetation types and within-stand structure. *Forest Ecology and Management*, 203 (1-3): 261–272. DOI:10.1016/j.foreco.2004.07.068
- Rodríguez-Iturbe I, Porporato A. 2004. *Ecohydrology of water-controlled ecosystems: soil moisture and plant dynamics*, Cambridge Univ Press. 464 pp. ISBN: 9780521036740
- Rood SB, Braatne J, Goater L. 2010. Favorable fragmentation: river reservoirs can impede downstream expansion of riparian weeds. *Ecological Applications*, 20 (6): 1664–1677.
- Rood SB, Braatne JH, Hughes FM. 2003. Ecophysiology of riparian cottonwoods: stream flow dependency, water relations and restoration. *Tree Physiology* 23 (16): 1113–1124. DOI: 10.1093/treephys/23.16.1113.
- Rood SB, Taboulchanas K, Bradley CE,, Kalischuk AR. 1999. Influence of flow regulation on channel dynamics and riparian cottonwoods along the Bow River, Alberta. *Rivers*, 7 (1): 33–48.
- Rot BW, Naiman RJ, Bilby RE, 2000. Stream channel configuration, landform, and riparian forest structure in the Cascade Mountains, Washington. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (4): 699–707.
- Ryel R, Caldwell M, Yoder C, Or D, Leffler A. 2002. Hydraulic redistribution in a stand of *Artemisia tridentata*: evaluation of benefits to transpiration assessed with a simulation model. *Oecologia*, 130 (2): 173–184. DOI: 10.1007/s004420100794
- Saxton KE, Rawls WJ, Romberger JS, Papendick RI. 1986. Estimating generalized soil water characteristics from texture. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 50 (4): 1031–1035.
- Saxton KE, Rawls WJ. 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America* 70 (5): 1569–1578. DOI: 10.2136/sssaj2005.0117.
- Schaeffer SM, Williams DG. 1998. *Transpiration of desert riparian forest canopies estimated from sap flux*. American Meteorological Society, Special Symposium on Hydrology, Phoenix, Arizona, 11–16 Jan 1998. Session 1, paper-P2.10.
- Schenk HJ, Jackson RB. 2002. Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology* 90: 480–494. DOI: 10.1046/j.1365-2745.2002.00682.x.
- Schenk HJ, Jackson RB. 2005. Mapping the global distribution of deep roots in relation to climate and soil characteristics. *Geoderma* 126: 129–140. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.11.018

- Schilling KE, Kiniry JR. 2007. Estimation of evapotranspiration by reed canarygrass using field observations and model simulations. *Journal of Hydrology* 337: 356-363. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2007.02.003.
- Schulze ED, Mooney HA, Sala OE, Jobbagy E, Buchmann N, Bauer G, Canadell J, Jackson RB, Loreti J, Oesterheld M, Ehleringer JR. 1996. Rooting depth, water availability, and vegetation cover along an aridity gradient in Patagonia. *Oecologia* 108 (3): 503-511. DOI: 10.1007/BF00333727
- Scott RL, Shuttleworth WJ, Goodrich DC, Maddock T. 2000. The water use of two dominant vegetation communities in a semi-arid riparian ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology* 105: 241-256. DOI: 10.1016/S0168-1923(00)00181-7.
- Scott RL, Goodrich DC, Levick LR. 2003. *A Gis-Based Management Tool to Quantify Riparian Vegetation Groundwater Use*. Proceedings First Interagency Conference on Research in the Watershed, Oct. 27-30, 2003. P. 222-227.
- Scott RL, Huxman TE, Williams DG, Goodrich DC. 2006. Ecohydrological impacts of woody plant encroachment: seasonal patterns of water and carbon dioxide exchange within a semi-arid riparian environment. *Global Change Biology* 12: 311-324. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2005.01093.x.
- Shiau JT, Wu FC. 2004. Assessment of hydrologic alterations caused by Chi-Chi diversion weir in Chou-Shui Creek, Taiwan: opportunities for restoring natural flow conditions. *River Research and Applications* 20 (4): 401-412. DOI: 10.1002/rra.762
- Sitch S, Smith B, Prentice IC, Arneth A, Bondeau A, Cramer W, Kaplan JO, Levis S, Lucht W, Sykes MT & others. 2003. Evaluation of ecosystem dynamics, plant geography and terrestrial carbon cycling in the LPJ dynamic global vegetation model. *Global Change Biology* 9: 161-185. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2003.00569.x
- Smith M, Allen R, Monteith JL, Perrier A, Santos Pereira L, Segeren A. 1992. Expert consultation on revision of FAO methodologies for crop water requirements. *Land and Water Development Division, Food and Agriculture Organisation, Rome*. FAO, Rome (Italy). Land and Water Development Div. 63 p.
- Smith TM, Shugart HH, Woodward FI. 1997. *Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change*, Cambridge Univ Press. 388 pp. ISBN: 9780521566438
- Snyder KA, Williams DG. 2000. Water sources used by riparian trees varies among stream types on the San Pedro River, Arizona. *Agricultural and Forest Meteorology* 105 (1-3): 227-240. DOI: 10.1016/S0168-1923(00)00193-3
- Soeaert K, Hoffmann M, Meire P, Starink M, Van Oevelen D, Van Regenmortel S, Cox T. 2004. Modeling growth and carbon allocation in two reed beds (*Phragmites australis*) in the Scheldt estuary. *Aquatic Botany* 79 (3): 211-234. DOI: 10.1016/j.aquabot.2004.02.001
- Sousa V, Pereira LS. 1999. Regional analysis of irrigation water requirements using kriging:: Application to potato crop (*Solanum tuberosum* L.) at Trás-os-Montes. *Agricultural Water Management*, 40 (2-3): 221-233. DOI: 10.1016/S0378-3774(98)00123-1

- Sparks RE. 1995. Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. *BioScience* 45: 168–182.
- Stevens LE, Waring LG. 1985. *The Effects of Prolonged Flooding on the Riparian Plant Community in Grand Canyon*. Paper presented at the Symposium on Riparian Ecosystems and their Management. University of Arizona, Tucson, April 16-18, 1985.
- Stromberg JC. 1993. Instream flow models for mixed deciduous riparian vegetation within a semiarid region. *River Research and Applications* 8 (3): 225–235. DOI: 10.1002/rrr.3450080303
- Stromberg JC. 2001. Restoration of riparian vegetation in the south-western United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism. *Journal of Arid Environments* 49 (1): 17–34. DOI: 10.1006/jare.2001.0833
- Stromberg JC, Tiller R, Richter B. 1996. Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semiarid regions: the San Pedro, Arizona. *Ecological Applications*, 6 (1): 113–131
- Suárez ML, Vidal-Abarca MR, Sánchez-Montoya MM, Alba-Tercedor J, Álvarez M, Avilés J, Bonada N. *et al.* 2002. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: El uso del índice QBR. *Limnetica* 21 (3-4): 135–148.
- Suarez ML, Vidal-Abarca MR, 2000. Aplicación del índice de calidad del bosque de ribera, QBR (Munné et al., 1998) a los cauces fluviales de la Cuenca del Río Segura. *Tecnología del agua*, 201: 33-45.
- Suzuki W, Osumi K, Masaki T, Takahashi K, Daimaru H, Hoshizaki K. 2002. Disturbance regimes and community structures of a riparian and an adjacent terrace stand in the Kanumazawa Riparian Research Forest, northern Japan. *Forest Ecology and Management* 157 (1-3): 285–301. DOI:10.1016/S0378-1127(00)00667-8
- Tabacchi E, Correll DL, Hauer R, Pinay G, Planty-Tabacchi AM, Wissmar RC. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology* 40 (3): 497–516. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1998.00381.x.
- Tabacchi E, Lambs L, Guilloy H, Planty-Tabacchi AM, Muller E, Decamps H. 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes* 14 (16-17): 2959–2976. DOI: 10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2959::AID-HYP129>3.0.CO;2-B
- Tabacchi E, Planty-Tabacchi AM. 2003. Recent changes in riparian vegetation: possible consequences on dead wood processing along rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 19 (3): 251–263. DOI: 10.1002/rra.755
- Tabacchi E, Planty-Tabacchi AM, Roques L, Nadal E. 2005. Seed inputs in riparian zones: implications for plant invasion. *River Research and Applications* 21: 299-313. DOI: 10.1002/rra.848.
- Tabios III GQ, Salas JD. 1985. A comparative analysis of techniques for spatial interpolation of precipitation. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 21(3): 365–380. DOI: 10.1111/j.1752-1688.1985.tb00147.x

- Temesgen B, Allen RG, Jensen DT. 1999. Adjusting temperature parameters to reflect well-watered conditions. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 125 (1): 26–33.
- Terradas J. 2001. Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes. *Ediciones Omega SA, Barcelona*, 703 pp.
- Turner DP, Urbanski S, Bremer D, Wofsy SC, Meyers T, Gower ST, Gregory M. 2003. A cross-biome comparison of daily light use efficiency for gross primary production. *Global Change Biology*, 9: 383–395. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2003.00573.x
- Uotani T, Kanda K, Michioku K. 2014. Experimental and numerical study on hydrodynamics of riparian vegetation. *Journal of Hydrodynamics, Ser. B* 26 (5): 796–806"
- Vargas Yáñez M, García Martínez MC, Moya Ruiz F, Tel E, Parrilla G, Plaza F, Lavín A, García MJ. 2008. *Cambio climático en el Mediterráneo español*, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Ciencia e Innovación, 178 pp. ISBN: 978-84-95877-48-2
- Ventura F, Spano D, Duce P, Snyder RL. 1999. An evaluation of common evapotranspiration equations. *Irrigation Science*, 18 (4): 163–170. DOI: 10.1007/s002710050058
- Vidon P, Tedesco LP, Pascual DL, Campbell MA, Casey LR, Wilson J, Gray M. 2008. Seasonal changes in stream water quality along an agricultural/urban land-use gradient. *Proceedings of the Indiana Academy of Sciences*, 117 (2): 107–123.
- Wade AJ, Hornberger GM, Whitehead PG, Jarvie HP, Flynn N. 2001. On modeling the mechanisms that control in-stream phosphorus, macrophyte, and epiphyte dynamics: an assessment of a new model using general sensitivity analysis. *Water Resources Research* 37: 2777–2792. DOI: 10.1029/2000WR000115
- Walters C. 1997. Challenges in adaptive management of riparian and coastal ecosystems. *Conservation ecology*, 1 (2): 1.
- Walters C, Korman J. 1999. Cross-scale modeling of riparian ecosystem responses to hydrologic management. *Ecosystems* 2 (5): 411–421.
- Webb RH, Leake SA. 2006. Ground-water surface-water interactions and long-term change in riverine riparian vegetation in the southwestern United States. *Journal of Hydrology* 320: 302–323. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2005.07.022.
- Welsch DJ. 1991. Riparian forest buffers: function and design for protection and enhancement of water resources. United States Department of Agriculture. 4 pp.
- Welty JJ, Beechie T, Sullivan K, Hyink DM, Bilby RE, Andrus C, Pess G. 2002 Riparian aquatic interaction simulator (RAIS): a model of riparian forest dynamics for the generation of large woody debris and shade. *Forest Ecology and Management*, 162 (2-3): 299–318. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00524-2
- Wen L, Saintilan N, Rogers K, Ling J. 2010. *Linking river red gum condition to hydrological change at Yanga National Park*. Chapter 15. In: Ecosystem Response Modelling in the Murray-Darling Basin. Saintilan N, Overton I. Eds. CSIRO Publishing. 448 p.

- Wenger S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. *Office of Public Service and Outreach, Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, GA*. 59 pp.
- Wild A. 1992. *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell*. Translated by P. Urbano Terron y C. Rojo Hernández. Ediciones Mundi-Prensa. 1045 p.
- Williams DG, Brunel J, Schaeffer SM, Snyder KA. 1998. *Biotic controls over the functioning of desert riparian ecosystems*. American Meteorological Society, Special Symposium on hydrology, Arizona, 11-16 Enero 1998. Sesión 1, Artículo 1.11.
- Williams D, Scott RL. 2009. Vegetation-Hydrology Interactions: Dynamics of Riparian Plant Water Use. *Ecology*, 37–56.
- Winward AH. 2000. Monitoring the vegetation resources in riparian areas. En Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-47. Ogden, UT; USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 49 pp.
- Ye F, Chen Q, Blanckaert K, Ma J. 2013. Riparian vegetation dynamics: insight provided by a process-based model, a statistical model and field data. *Ecohydrology* 6: 567–585. DOI: 10.1002/eco.1348
- Yuan W, Liu S, Zhou G, Zhou G, Tieszen LL, Baldocchi D, Bernhofer C, Gholz H, Goldstein AH, Goulden ML, Hollinger DY, Hu Y, Law BE, Stoy PC, Vesala T, Wofsy SC, other AmeriFlux collaborators. 2007. Deriving a light use efficiency model from eddy covariance flux data for predicting daily gross primary production across biomes. *Agricultural and Forest Meteorology* 143 (3-4): 189-207. DOI:10.1016/j.agrformet.2006.12.001.
- Zheng Z, Wang G. 2007. Modeling the dynamic root water uptake and its hydrological impact at the Reserva Jaru site in Amazonia. *Journal of Geophysical Research* 112: G04012. DOI: 10.1029/2007JG000413.

ÍNDICES DE FIGURAS Y TABLAS

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1. Distribución longitudinal y transversal de la vegetación de ribera	12
Figura 4.1. Localización de los casos de estudio. (1) Tramo Terde en la cabecera del Río Mijares, provincia de Teruel; (2) Tramo Lorcha en la parte media del Río Serpis, provincia de Valencia.	26
Figura 4.2. Medias mensuales de los datos históricos de precipitación, P [mm/d], y coeficientes de variación, $CV(P)$, correspondientes a los tramos: Terde (a) y Lorcha (b).	30
Figura 4.3. Medias mensuales de los datos históricos de temperatura máxima (T_{max}), media (T_{med}) y mínima (T_{med}) en $^{\circ}C$, y coeficientes de variación, $CV(T)$, correspondientes a los tramos: Terde (a) y Lorcha (b).	31
Figura 4.4. Análisis de regresión entre estimaciones de la ET_0 obtenidas mediante las ecuaciones de Hargreaves y Penman-Monteith en la estación meteorológica de Planes (IVIA).....	33
Figura 4.5. Medias mensuales de los datos históricos de evapotranspiración potencial, ET_0 [mm/d], y coeficientes de variación, $CV(ET_0)$, correspondientes a los tramos: Terde (a) y Lorcha (b).	34
Figura 4.6. Curva de caudales clasificados y valor medio de los caudales diarios, correspondientes a los tramos: Terde (a) y Lorcha (b).....	35
Figura 4.7. Caudales mensuales representativos de los tramos de estudio: Medias mensuales de los datos históricos de caudal medio diario, Q [m^3/s], y coeficientes de variación, $CV(Q)$ en Terde (a) y Lorcha (b); medias mensuales de los datos de caudal máximo instantáneo, $Q_{i\ max}$ [m^3/s], y coeficientes de variación, $CV(Q_{i\ max})$, así como el máximo absoluto registrado para cada mes, $Máx\ Q_{i\ max}$ [m^3/s], en Terde (c) y Lorcha (d).....	36
Figura 4.8. Curva de caudales clasificados para los caudales medios anuales y criterios de clasificación por tipo de año hidrológico, correspondientes a los tramos: Terde (a) y Lorcha (b)..	37
Figura 4.9. Mapas MED correspondientes a los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b)	38
Figura 4.10. Mapas de las zonas fluviales correspondientes a los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b).	39
Figura 4.11. Mapas de las rugosidades de Manning correspondientes a los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b).	40
Figura 4.12. Mapas de Z_{wt} correspondientes al caudal de referencia $Q_{ref} = 0.5\ m^3/s$ en los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b)	41
Figura 4.13. Mapas de tensiones de corte correspondientes al caudal de referencia $Q_{ref} = 0.5\ m^3/s$ en los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b).....	42
Figura 4.14. Esquema general descriptivo de la sucesión de las comunidades vegetales riparias correspondientes a los tramos mediterráneos semiáridos en estudio.....	43
Figura 4.15. Mapas de fases de sucesión correspondientes a la vegetación observada una vez finalizado el año 2009 en los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b)	44

Figura 4.16. Mapas de fases de sucesión asimilables a la vegetación observada en el tramo de estudio Terde finalizado el año 2000.	45
Figura 4.17. Mapas de tipos funcionales de vegetación correspondientes a la vegetación observada, una vez finalizado el año 2009, en los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b). Los parches de color gris no han sido considerados por no existir vegetación.	46
Figura 4.18. Tipos de suelo muestreados en el tramo Terde (Río Mijares).....	47
Figura 4.19. Tipos de suelo muestreados en el tramo Lorcha (Río Serpis).....	47
Figura 4.20. Mapas de puntos de muestreo y parches de los diferentes tipos de suelo presentes en los tramos de estudio: Terde (a) y Lorcha (b).....	49
Figura 5.1. Estructura del modelo CASiMiR-vegetation	52
Figura 5.2. Vegetación observada (a) y simulada con CASiMiR-vegetation (b) para el año final del periodo de calibración (1969-2009) en el tramo Terde del río Mijares.	60
Figura 5.3. Vegetación observada (a) y simulada con CASiMiR-vegetation (b) para el año final del periodo de validación (1969-2000), en el tramo Terde del río Mijares.	63
Figura 5.4. Vegetación observada (a) y simulada con CASiMiR-vegetation (b) para el año final del periodo de validación, año 2009, en el tramo Lorcha del río Serpis.	63
Figura 6.1. Conceptualización general del modelo RibAV para cada celda de estudio. Las flechas representan los flujos hídricos de entrada y salida del sistema, la evapotranspiración real se representa con flechas verdes considerando como fuentes las zonas saturadas y no saturadas del suelo.	67
Figura 6.2. Esquema de conceptualización del tanque de almacenamiento estático (parte superior de la zona no saturada del suelo) en RibAV.	72
Figura 6.3. Valores del índice de evapotranspiración de RibAV (ET_{idx}) obtenidos para los diferentes tipos funcionales de vegetación analizados en los casos donde el tipo funcional real observado era: HRV en Terde (a), HRV en Lorcha (b), WRV en Terde (c), WRV en Lorcha (d), TV en Terde (e) y TV en Lorcha (f).	81
Figura 6.4. Mapas de vegetación observada y simulada en los dos tramos de estudio en los que el modelo RibAV ha sido calibrado y validado.	82
Figura 8.1. Esquema general descriptivo de los tipos funcionales sucesionales de vegetación (SPFTs) en entornos mediterráneos semiáridos	95
Figura 8.2. Zonas de estudio consideradas para el tramo terde: en amarillo para los análisis realizados con el modelo RibAV, en naranja para los análisis realizados con el modelo RVDM.....	96
Figura 8.3. Mapa de tipos funcionales sucesionales de vegetación (SPFTs) correspondiente a la vegetación observada, el día 31 de diciembre de 2009, en el tramo de estudio Terde	97
Figura 8.4. Mapas de tipos funcionales sucesionales de vegetación (SPFTs) correspondientes a la vegetación observada en el tramo de estudio Terde los días 1 de julio de 2000 (a) y 31 de agosto de 2006 (b)	98

Figura 8.5. Esquema general del modelo RVDM	100
Figura 8.6. Flujos hídricos de entrada y salida del sistema considerados por el modelo RVDM para cada celda de estudio.....	102
Figura 8.7. Estimación de la pérdida de biomasa en RVDM bajo condiciones de asfixia fisiológica por inundación, considerando los umbrales de número de días consecutivos mínimo (a_m) y crítico (a_c) en situación de asfixia radicular y la mínima cantidad de biomasa relativa (u_a) que conlleva a la muerte de la planta	107
Figura 8.8. Distribuciones de probabilidad acumulada de los conjuntos de parámetros conductuales y no conductuales para algunos de los parámetros más influyentes: a) T_{minTV} , b) r_u , c) τ_{cPSC} , d) D_{eWTV}	121
Figura 8.9. Distribución de la vegetación observada en el tramo en comparación con la simulada por RVDM en 2006 para el periodo de simulación 2000-2006.	125
Figura 8.10. Distribución de la vegetación observada en el tramo en comparación con la simulada por RVDM en 2009 para los periodos de simulación entre 2006-2009 y 2000-2009.	125
Figura 8.11. Distribución de la vegetación y porcentaje de biomasa resistente simulados por RVDM después de un evento de avenida con caudal pico de $342 \text{ m}^3/\text{s}$	126
Figura 9.1. Resultados globales de la evaluación del comportamiento de los diferentes modelos considerando el número de instancias correctamente clasificadas (CCI) y el coeficiente de acuerdo kappa de Cohen (k) como funciones objetivo.....	130
Figura 9.2. Distribución de la vegetación observada en el tramo en el año 2006 (a) en comparación con la simulada por los modelos CASiMiR-vegetation (b), RibAV (c) y RVDM (d) siguiendo la clasificación por fases para el periodo de simulación 2000-2006.....	131
Figura 9.3. Distribución de la vegetación observada en el tramo en el año 2009 (a) en comparación con la simulada por los modelos CASiMiR-vegetation (b), RibAV (c) y RVDM (d) siguiendo la clasificación por fases para el periodo de simulación 2006-2009.....	132
Figura 9.4. Distribución de la vegetación observada en el tramo en el año 2009 (a) en comparación con la simulada por los modelos CASiMiR-vegetation (b), RibAV (c) y RVDM (d) siguiendo la clasificación por fases para el periodo de simulación 2000-2009.....	132
Figura 9.5. Distribución de la vegetación observada en el tramo en el año 2006 (a) en comparación con la simulada por los modelos CASiMiR-vegetation (b), RibAV (c) y RVDM (d) siguiendo la clasificación por líneas para el periodo de simulación 2000-2006.....	133
Figura 9.6. Distribución de la vegetación observada en el tramo en el año 2009 (a) en comparación con la simulada por los modelos CASiMiR-vegetation (b), RibAV (c) y RVDM (d) siguiendo la clasificación por líneas para el periodo de simulación 2006-2009.....	133
Figura 9.7. Distribución de la vegetación observada en el tramo en el año 2009 (a) en comparación con la simulada por los modelos CASiMiR-vegetation (b), RibAV (c) y RVDM (d) siguiendo la clasificación por líneas para el periodo de simulación 2000-2009.....	134
Figura 9.8. Propuesta de acoplamiento dinámico entre el modelo de vegetación y un modelo hidráulico capaz de predecir cambios en la morfodinámica del cauce teniendo en cuenta la	

vegetación preexistente. Las flechas representan la metodología del acoplamiento mediante la cual los mapas resultantes de cada uno de los modelos (mapa de vegetación – modelo de elevación digital) son utilizados como input del modelo complementario.	139
Figura 10.1. Esquema general de los escenarios de detracción de caudales, donde: I corresponde al aporte hídrico natural del río, D es la demanda e $I-D$ es el caudal que atraviesa el tramo de estudio.....	145
Figura 10.2. Caudales medios mensuales demandados, caudales medios mensuales que son detraídos para atender a la demanda, caudales medios mensuales correspondientes al régimen natural y caudales que atraviesan el tramo en los escenarios de detracción de caudales en el tramo Terde, en función de las diferentes estacionalidades y magnitudes de demanda (escenarios de demandas hidroeléctricas (a, b, c), urbanas (d, e, f) y agrícolas (g, h, i), con un caudal correspondiente al 20% (a, d, g), 40% (b, e, h) y 80% (c, f, i) del caudal medio diario)	146
Figura 10.3. Esquema general de los escenarios de regulación de caudales, donde: I corresponde al aporte hídrico natural del río, V es el volumen de embalse, D es la demanda y S es el caudal regulado dependiente del caudal natural, la demanda y el volumen de embalse	147
Figura 10.4. Caudales medios mensuales demandados, caudales medios mensuales correspondientes al régimen natural y caudales que atraviesan el tramo en los escenarios de regulación de caudales en el tramo Terde, en función de las diferentes estacionalidades de demanda volúmenes de embalse (escenarios de demandas hidroeléctricas (a, b, c), urbanas (d, e, f) y agrícolas (g, h, i), considerando la regulación de embalses con un volumen correspondiente al 10% (a, d, g), 20% (b, e, h) y 40% (c, f, i) de las aportaciones anuales medias. La magnitud de la demanda en todos los casos corresponde al 80% del caudal medio diario del tramo en régimen natural).....	148
Figura 10.5. Valores medios mensuales de temperaturas máximas y mínimas y de evapotranspiración de referencia, correspondientes al periodo de referencia y a los escenarios SRES B2 y SRES A2 de cambio climático en el tramo Terde	149
Figura 10.6. Valores medios mensuales de precipitación diaria correspondientes al periodo de referencia y a los escenarios SRES B2 y SRES A2 de cambio climático en el tramo Terde	150
Figura 10.7. Caudales medios mensuales correspondientes al periodo de referencia y a los escenarios SRES B2 y SRES A2 de cambio climático en el tramo Terde	150
Figura 10.8. Relación entre los caudales caudal diarios máximo del mes y el caudal máximo instantáneo en Terde para el periodo de referencia (1961-1990).....	151
Figura 10.9. Caudales pico máximos anuales para los escenarios optimista y pesimista de cambio climático, así como para el periodo de referencia Resultados del análisis de escenarios con el modelo RVDM	151
Figura 10.10. Superficie acumulada de los diferentes SPFTs simulados por RVDM en Terde para el escenario control y diferentes escenarios de detracción de caudales aguas arriba del tramo en escenarios de demanda agrícola (a), hidroeléctrica (b) y urbana (c). Q20, Q40 y Q80 corresponden a los escenarios con detracciones correspondientes al 20%, 40% y 80% del caudal medio diario respectivamente.....	153

- Figura 10.11. Variaciones de SPFTs producidas por la detracción de caudales en escenarios de demanda agrícola aguas arriba del tramo, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control (a) y a las variaciones de SPFTs con caudales de demanda correspondientes al 20% (b), 40% (c) y 80% (d) del caudal medio diario.....154
- Figura 10.12. Variaciones de SPFTs producidas por la detracción de caudales en escenarios de demanda hidroeléctrica aguas arriba del tramo, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control (a) y a las variaciones de SPFTs con caudales de demanda correspondientes al 20% (b), 40% (c) y 80% (d) del caudal medio diario.156
- Figura 10.13. Variaciones de SPFTs producidas por la detracción de caudales en escenarios de demanda urbana aguas arriba del tramo, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control (a) y a las variaciones de SPFTs con caudales de demanda correspondientes al 20% (b), 40% (c) y 80% (d) del caudal medio diario.....157
- Figura 10.14. SPFTs simulados durante un periodo de 61 años (condición inicial: mapa de 2009, caudales de referencia: entre el 1 de enero de 1949 y el 31 de diciembre de 2009) en Terde, considerando un escenario de control (a) y un caudal de demanda aguas arriba del tramo correspondientes al 80% del caudal medio diario y estacionalidades de demanda agrícola (b), hidroeléctrica (c) y urbana (d).158
- Figura 10.15. Variaciones de biomasa producidas por la detracción de caudales en escenarios de demanda agrícola aguas arriba del tramo, respecto a la biomasa estimada en régimen natural, en píxeles donde la detracción no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control (a) y a la variación de biomasa con caudales de demanda correspondientes al 20% (b), 40% (c) y 80% (d) del caudal medio diario.160
- Figura 10.16. Variaciones de biomasa producidas por la detracción de caudales en escenarios de demanda hidroeléctrica aguas arriba del tramo, respecto a la biomasa estimada en régimen natural, en píxeles donde la detracción no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control (a) y a la variación de biomasa con caudales de demanda correspondientes al 20% (b), 40% (c) y 80% (d) del caudal medio diario.161
- Figura 10.17. Variaciones de biomasa producidas por la detracción de caudales en escenarios de demanda urbana aguas arriba del tramo, respecto a la biomasa estimada en régimen natural, en píxeles donde la detracción no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control (a) y a la variación de biomasa con caudales de demanda correspondientes al 20% (b), 40% (c) y 80% (d) del caudal medio diario.162
- Figura 10.18. Superficie acumulada de los diferentes SPFTs simulados por RVDM en Terde para el escenario control y diferentes escenarios de regulación de caudales en base a diferentes volúmenes de embalse y distintas demandas aguas abajo del tramo en escenarios de demanda agrícola (a), hidroeléctrica (b) y urbana (c). V10, V20 y V40 corresponden a los escenarios con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.....164

- Figura 10.19. Variaciones de SPFTs producidas por la detraccción de caudales en escenarios por la regulación de caudales en escenarios de demanda agrícola (Q80%) aguas abajo del tramo, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control (a) y a las variaciones de SPFTs con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.....165
- Figura 10.20. Variaciones de SPFTs producidas por la detraccción de caudales en escenarios por la regulación de caudales en escenarios de demanda hidroeléctrica (Q80%) aguas abajo del tramo, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control (a) y a las variaciones de SPFTs con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.....166
- Figura 10.21. Variaciones de SPFTs producidas por la detraccción de caudales en escenarios por la regulación de caudales en escenarios de demanda urbana (Q80%) aguas abajo del tramo, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control (a) y a las variaciones de SPFTs con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.....167
- Figura 10.22. SPFTs simulados durante un periodo de 61 años (condición inicial: mapa de 2009, caudales de referencia: entre el 1 de enero de 1949 y el 31 de diciembre de 2009) en Terde, considerando un escenario de control (a) y un volumen de embalse correspondientes 40% de la aportación media anual y estacionalidades de demanda agrícola (b), hidroeléctrica (c) y urbana (d).168
- Figura 10.23. Variaciones de biomasa producidas por la regulación de caudales en escenarios de demanda agrícola (Q80%) aguas abajo del tramo, respecto a la biomasa estimada en régimen natural, en píxeles donde la regulación no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control (a) y a la variación de biomasa con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.....170
- Figura 10.24. Variaciones de biomasa producidas por la regulación de caudales en escenarios de demanda hidroeléctrica (Q80%) aguas abajo del tramo, respecto a la biomasa estimada en régimen natural, en píxeles donde la regulación no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control (a) y a la variación de biomasa con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.....171
- Figura 10.25. Variaciones de biomasa producidas por la regulación de caudales en escenarios de demanda urbana (Q80%) aguas abajo del tramo, respecto a la biomasa estimada en régimen natural, en píxeles donde la regulación no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control (a) y a la variación de biomasa con volúmenes de embalse correspondientes al 10% (b), 20% (c) y 40% (d) de la aportación media anual.....172

Figura 10.26. Superficie acumulada de los diferentes SPFTs simulados por RVDM en Terde para periodo de referencia (PerRef) que equivale al escenario control (condición inicial: mapa de 2009, caudales de referencia: entre el 1 de enero de 1961 y el 31 de diciembre de 1990) y dos escenarios de cambio climático en los que se han modificado las series de temperaturas, precipitación y caudales en base a un escenario de emisiones optimista, SRES B2, y un escenario de emisiones pesimista, SRES A2173

Figura 10.27. SPFTs simulados durante un periodo de 30 años (condición inicial: mapa de 2009, caudales de referencia: entre el 1 de enero de 1961 y el 31 de diciembre de 1990) en Terde, considerando un escenario de control en régimen natural respetando la información hidro-meteorológica histórica del tramo (a), y dos escenarios de cambio climático en los que se han modificado las series de temperaturas, precipitación y caudales en base a un escenario de emisiones optimista, SRES B2 (b), y un escenario de emisiones pesimista, SRES A2 (c).....174

Figura 10.28. Variaciones de SPFTs producidas por cambios hidro-meteorológicos en escenarios de cambio climático, respecto a los SPFTs simulados en régimen natural histórico. Los mapas corresponden a los tipos funcionales sucesionales en Terde para el escenario de control en el periodo de referencia entre 1961 y 1990 (a) y a las variaciones de SPFTs con un escenario de emisiones optimista, SRES B2 (b), y un escenario de emisiones pesimista, SRES A2 (c).....175

Figura 10.29. Variaciones de biomasa producidas por cambios hidro-meteorológicos en escenarios de cambio climático, respecto a la biomasa estimada en régimen natural histórico, en píxeles donde el escenario analizado no provoca un cambio de SPFT. Los mapas corresponden a la biomasa foliar estimada en Terde para el escenario de control en el periodo de referencia entre 1961 y 1990 (a) y a las variaciones de biomasa con un escenario de emisiones optimista, SRES B2 (b), y un escenario de emisiones pesimista, SRES A2 (c)176

Figura 11.1. SPFTs simulados tras un pico de avenida de $650 \text{ m}^3/\text{s}$ en el escenario de control en régimen natural respetando la información hidro-meteorológica histórica del tramo Terde entre el 1 de enero de 1961 y el 8 de agosto de 1968 (a), tras un pico de avenida de $560.94 \text{ m}^3/\text{s}$ para el día equivalente del escenario optimista SRES B2 (b), y de $255.19 \text{ m}^3/\text{s}$ en el escenario pesimista SRES A2 (c). La condición inicial fue el mapa de SPFTs observados en el año 2009.....182

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 4.1. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de las series de precipitación asimilables a los casos de estudio.....	29
Tabla 4.2. Estaciones AEMET empleadas en el cálculo de las series de temperatura asimilables a los casos de estudio.....	31
Tabla 4.3. Caudales de referencia empleados en la simulación de mapas hidráulicos.....	40
Tabla 4.4. Composición granulométrica (clasificación U.S.D.A.), porcentaje de materia orgánica (M.O.) y descripción de los diferentes tipos de suelo presentes en los tramos de estudio.....	48
Tabla 4.5. Parámetros de caracterización de los diferentes tipos de suelo presentes en los tramos de estudio.....	49
Tabla 5.1. Rangos de edad de cada fase de sucesión, utilizados como parámetros en el modelo CASiMiR-vegetation.....	58
Tabla 5.2. Parámetros de calibración del modelo CASiMiR-vegetation y los límites globales considerados para la definición de sus valores en el proceso de implementación.	58
Tabla 5.3. Parámetros de calibración del modelo CASiMiR-vegetation para entornos mediterráneos semiáridos.	59
Tabla 5.4. Matriz de confusión de las fases de sucesión consideradas en la modelación con CASiMiR-vegetation (las filas representan las fases observadas, las columnas representan las fases simuladas).	60
Tabla 5.5. Resultados de las funciones objetivo de calibración con CASiMiR-vegetation en el tramo Terde, obtenidas a partir de la comparación de los mapas de vegetación observada y simulada para el año 2009.	61
Tabla 5.6. Resultados de las funciones objetivo de validación con CASiMiR-vegetation en el tramo Terde, obtenidas a partir de la comparación de los mapas de vegetación observada y simulada para el año 2000.....	62
Tabla 5.7. Resultados de las funciones objetivo de validación con CASiMiR-vegetation en el tramo Lorcha, obtenidas a partir de la comparación de los mapas de vegetación observada y simulada para el año 2009.....	64
Tabla 6.1. Parámetros del modelo RibAV y los límites globales considerados para la definición de sus valores en el proceso de implementación.	78
Tabla 6.2. Parámetros de vegetación para los tipos funcionales considerados en la implementación del modelo RibAV.....	79
Tabla 6.3. Matriz de confusión que compara los tres tipos funcionales de vegetación analizados en el tramo Terde, caso de estudio empleado en la calibración del modelo.....	79
Tabla 6.4. Matriz de confusión que compara los tres tipos funcionales de vegetación analizados en el tramo Lorcha, caso de estudio empleado en la validación del modelo.	79

Tabla 6.5. Resultados de las funciones objetivo en la calibración y validación del modelo RibAV, usando el ET_{idx} como índice decisor para el establecimiento de la distribución de tipos funcionales de vegetación	80
Tabla 8.1. Parámetros del modelo RVDM y los límites globales considerados para el análisis del modelo.	118
Tabla 8.2. Parámetros de vegetación del modelo RVDM calibrados para el tramo Terde.	122
Tabla 8.3. Matriz de confusión que compara los SPFTs analizados en el tramo Terde en el periodo 2000-2006 empleado para la calibración del modelo	123
Tabla 8.4. Matriz de confusión que compara los SPFTs analizados en el tramo Terde en el periodo 2006-2009 empleado para la validación del modelo	123
Tabla 8.5. Matriz de confusión que compara los SPFTs analizados en el tramo Terde en el periodo 2000-2009 empleado para la validación del modelo	123
Tabla 8.6. Resultados de las funciones objetivo seleccionadas para la evaluación del comportamiento del modelo RVDM en los periodos de calibración y validación	124
Tabla 9.1. Resultados de la simulación del periodo entre 2000 y 2006 en el tramo Terde con los modelos CASiMiR-vegetation, RibAV y RVDM.	129
Tabla 9.2. Resultados de la simulación del periodo entre 2006 y 2009 en el tramo Terde con los modelos CASiMiR-vegetation, RibAV y RVDM.	129
Tabla 9.3. Resultados de la simulación del periodo entre 2000 y 2009 en el tramo Terde con los modelos CASiMiR-vegetation, RibAV y RVDM.	129

ACRÓNIMOS

ACRÓNIMOS

Para facilitar una lectura fluida de esta tesis ha sido necesaria la incorporación de una gran cantidad de acrónimos. Todos ellos y sus significados han sido recopilados en el siguiente listado con el objetivo de facilitar al lector su localización.

AEMET: Agencia Estatal de Meteorología

AZ: Zona fluvial acuática

BS: Tipo funcional de sucesión vegetal de suelo desnudo

BZ: Zona fluvial de márgenes o de banco lleno

CASiMiR-vegetation: Computer Aided Simulation Model for In-stream Flow and Riparia vegetation (Modelo de flujo de caudal y vegetación riparia asistido por ordenador)

CCI: Correctly Classified Instances (Número de instancias correctamente clasificadas)

CEDEX: Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas

CEH: Centro de Estudios Hidrográficos

CW: Línea o serie de sucesión boscosa o cottonwood

EF: Fase de sucesión de bosque establecido de la serie boscosa

ES: Fase de sucesión de bosque temprano o sucesión temprana de la serie boscosa

FPZ: Zona fluvial de llanura de inundación

H: tipo funcional de sucesión vegetal herbáceo

HBWL: elevación en metros sobre el nivel freático base

H_{CW}: tipo funcional de sucesión vegetal herbáceo de la serie boscosa

HMWL: elevación en metros sobre el nivel freático medio

HP: Fase de sucesión herbácea de la serie riparia boscosa

HP*: Fase de sucesión herbácea de la serie riparia de carrizal

H_{RE}: tipo funcional de sucesión vegetal herbáceo de la serie de carrizal

HRV: Tipo funcional de vegetación riparia herbácea

H_{TV}: tipo funcional de sucesión vegetal herbáceo de la serie terrestre

IGIC: Instituto de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costeras

IIAMA: Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente

IP: Fase de sucesión inicial

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change (Panel Intergubernamental de Expertos para el Cambio Climático)

IVIA: Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias

k: coeficiente de acuerdo kappa de cohen

k*: coeficiente de acuerdo kappa de cohen ponderado

LiDAR: Light Detection and Ranging (Detección por luz y distancia)

LUE: Light Use Efficiency (Eficiencia del uso de la luz)

MED: modelo digital de elevaciones

MF: Fase de sucesión de bosque maduro mixto

P: tipo funcional de sucesión vegetal pionero

PAR: Photosynthetically Active Radiation (radiación fotosintéticamente activa)

P_{CW}: tipo funcional de sucesión vegetal pionero de la serie boscosa

PP: Fase de sucesión pionera

P_{RE}: tipo funcional de sucesión vegetal pionero de la serie de carrizal

PSC: tipo funcional de sucesión vegetal de condiciones de establecimiento potencial

PSC_{CW}: tipo funcional de sucesión vegetal de condiciones de establecimiento potencial de la serie boscosa

PSC_{RE}: tipo funcional de sucesión vegetal de condiciones de establecimiento potencial de la serie de carrizal

PSC_{TV}: tipo funcional de sucesión vegetal de condiciones de establecimiento potencial de la serie terrestre

P_{TV}: tipo funcional de sucesión vegetal pionero de la serie terrestre

RE: Línea o serie de sucesión de carrizal o reed

REMM: Riparian ecosystem management model (Modelo de gestión del ecosistema ripario)

RibAV: Modelo de Ribera, Agua y Vegetación

RVDM: Riparian Vegetation Dynamic Model (Modelo dinámico de vegetación de ribera)

SP: Fase de sucesión arbustiva de la serie riparia boscosa

SP*: Fase de sucesión arbustiva de la serie riparia de carrizal

SPFT: Successional Plant Functional Types (Tipos funcionales de sucesión vegetal)

TV: Tipo funcional de vegetación terrestre / Línea o serie de sucesión terrestre

UF: Fase de sucesión de bosque terrestre

USDA: United States Department of Agriculture (Departamento de Agricultura de los Estados Unidos)

W_{CW}: tipo funcional de sucesión vegetal leñoso de la serie boscosa

W_{MV}: tipo funcional de sucesión vegetal leñoso mixto

WRV: Tipo funcional de vegetación riparia leñosa

W_{TV}: tipo funcional de sucesión vegetal leñoso de la serie terrestre