



Asistencia técnica para el control de macrófitos: Mejora de la gestión de los embalses del Bajo Ebro

Informe final

Diciembre, 2010



Dirección del proyecto: Concha Durán (C.H. Ebro)

Coordinación: Miguel Alonso (URS)

Equipo consultor: Antoni Palau (ENDESA)
Sergi Sabater (Univ. Girona)
Ramon J. Batalla (Univ. Lleida)
Damià Vericat (Univ. Lleida)
José Luis Esparza (C.N. Ascó)



ASISTENCIA TÉCNICA

CONTROL DE MACRÓFITOS: MEJORA DE LA GESTIÓN DE LOS EMBALSES DEL BAJO EBRO

Diciembre, 2010

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
3. COMUNIDADES DE MACRÓFITOS EN EL BAJO EBRO	5
3.1. DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES EXISTENTES	5
3.2. PROBLEMÁTICA DE LOS MACRÓFITOS	7
3.2.1. <i>Efectos sobre aprovechamientos de agua</i>	8
3.2.2. <i>Efectos ambientales</i>	11
4. BIOLOGIA DE LAS ESPECIES DE MACRÓFITOS.....	15
5. FACTORES IMPLICADOS EN LA APARICIÓN DE LOS MACRÓFITOS	19
5.1. CAMBIOS HIDROLÓGICOS LIGADOS A LA GESTIÓN DE EMBALSES.....	20
5.1.1. <i>Aspectos relacionados con el régimen hídrico</i>	20
5.1.2. <i>Tiempos de residencia del agua en embalses</i>	21
5.1.3. <i>Laminación de avenidas</i>	29
5.1.4. <i>Gestión hidroeléctrica de embalses</i>	38
5.2. ASPECTOS MORFOSEDIMENTARIOS E HIDRÁULICOS	38
5.2.1. <i>Velocidad de flujo</i>	38
5.2.2. <i>Resistencia hidráulica</i>	39
5.2.3. <i>Transporte de sedimentos</i>	40
5.3. CALIDAD DE LAS AGUAS	41
5.3.1. <i>Relaciones entre los macrófitos y los nutrientes</i>	41
5.3.2. <i>Variación en el contenido de nutrientes</i>	43
5.3.3. <i>Transparencia</i>	50
5.3.4. <i>Salinidad</i>	52
5.4. ASPECTOS BIOLÓGICOS.....	52
5.4.1. <i>Capacidad biológica de los macrófitos</i>	52
5.4.2. <i>Procesos de retroalimentación y sinergia</i>	53
5.5. OTROS ASPECTOS.....	55
6. FACTORES IMPLICADOS EN LA DISTRIBUCIÓN DE LOS MACRÓFITOS	57
6.1. ASPECTOS HIDRÁULICOS Y MORFOSEDIMENTARIOS.....	57
6.1.1. <i>Variabilidad espacial</i>	57
6.1.2. <i>Variabilidad temporal</i>	62

7.	GESTIÓN DE LOS MACRÓFITOS.....	77
7.1.	DESCRIPCIÓN DE LAS MEDIDAS DE GESTIÓN ADOPTADAS EN LOS ÚLTIMOS AÑOS	77
7.2.	ANÁLISIS DE LA EFECTIVIDAD DE LAS CRECIDAS CONTROLADAS EN LOS ÚLTIMOS AÑOS.....	79
7.3.	ASPECTOS GENERALES SOBRE LA GESTIÓN DE LOS MACRÓFITOS.....	91
7.4.	CALENDARIO BIOLÓGICO.....	92
7.5.	INDICADORES DE GESTIÓN.....	94
7.6.	PROPUESTAS DE MEJORA PARA LA GESTIÓN DE LOS MACRÓFITOS.....	99
	7.6.1. Aspectos hidrológicos.....	99
	7.6.2. Aspectos geomorfológicos.....	102
	7.6.3. Aspectos físicos.....	102
	7.6.4. Aspectos biológicos.....	103
	7.6.5. Aspectos químicos.....	103
	7.6.6. Aspectos mixtos.....	104
	7.6.7. Sobre experimentación.....	104
	7.6.8. Sobre métodos de control.....	105
	7.6.9. Ideas sobre extracción mecánica.....	105
8.	EFFECTOS DE LOS MACRÓFITOS EN EL COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO DEL BAJO EBRO (ELEVACIÓN DEL NIVEL).....	107
9.	CONCLUSIONES.....	109
10.	RECOMENDACIONES Y PROPUESTAS.....	115
11.	BIBLIOGRAFÍA.....	125

1. INTRODUCCIÓN

El presente informe se redacta para la Confederación Hidrográfica del Ebro, y presenta los resultados de la Asistencia Técnica con N° Expte: 215/09-SNS desarrollada entre 2009 y 2010. La mencionada Asistencia Técnica es continuación de otras que han venido realizándose anualmente desde 2002, con carácter de seguimiento de baja intensidad, dedicadas a observar la evolución de la cobertura de macrófitos (vegetación acuática) sumergidos en el tramo de río Ebro situado aguas abajo del Embalse de Flix. El interés de los trabajos vino motivado porque los macrófitos habían experimentado un desarrollo masivo en las dos últimas décadas, que lleva asociado una serie de inconvenientes, el más importante que modifican el comportamiento hidráulico del río, con lo que se incrementa el riesgo de inundaciones. Además hay que tener en cuenta los costes económicos para los usuarios del río (tomas de agua, navegación), los problemas sanitarios por constituir el sustrato idóneo para el desarrollo de la mosca negra (varias especies de dípteros del género *Simulium*) y las incertidumbres respecto a su significado en el estado ecológico de la masa de agua en cuestión.

Tras las comentadas asistencias técnicas iniciales, que pusieron de manifiesto la gran envergadura y persistencia del problema, la Confederación Hidrográfica del Ebro se planteó promover la presente Asistencia Técnica, de mucho mayor alcance, con la concurrencia de varios equipos profesionales especializados en diferentes campos de la ciencia que pudieran tener influencia en el desarrollo de los macrófitos, con la intención de profundizar en aquellos aspectos que aportasen soluciones para su gestión. Dichos equipos, dirigidos por Concha Durán, de la Confederación Hidrográfica del Ebro, y coordinados por URS, han sido Ramon J. Batalla y Damià Vericat (Universitat de Lleida); Sergi Sabater (Universitat de Girona); Antoni Palau (ENDESA) y José Luis Esparza (Central Nuclear de Ascó). Todos los equipos han interactuado activamente entre sí intercambiando ideas, datos y experiencias. Aunque el trabajo de cada equipo ha sido más extenso de lo que seguidamente se expresa, su contribución más importante ha consistido en: el equipo de la Universitat de Lleida se ha encargado del estudio de las características morfosedimentarias en relación con las poblaciones de macrófitos; el equipo de la Universitat de Girona ha efectuado la revisión de la biología de los macrófitos que crecen en el bajo Ebro; Antoni Palau ha revisado la hidrología que afecta a la parte del río objeto del estudio en las dos últimas décadas y su relación con los patrones de explotación de los recursos hídricos; José Luis Esparza ha

aportado datos históricos relacionados con la gestión de los macrófitos llevada a cabo por la C.N. Ascó.

La Asistencia Técnica ha incluido un extensivo trabajo de campo, recopilación de información, elaboración de resultados y tratamiento de datos.

El informe recoge los objetivos del trabajo, la metodología empleada, los resultados y las conclusiones que permiten establecer directrices de gestión de los macrófitos.

La motivación más importante de la asistencia técnica ha sido que los macrófitos modifican el comportamiento hidráulico del río, con lo que se incrementa el riesgo de inundaciones.

Entonces, son objetivos principales del estudio:

- Analizar el efecto de los macrófitos en el comportamiento hidráulico del nivel del agua.
- Definir los factores implicados en la distribución y en el desarrollo de los macrófitos: factores morfosedimentarios, factores hidrológicos e hidráulicos, calidad de las aguas, aspectos biológicos.
- Establecer directrices y propuestas para mejorar la gestión de los macrófitos.

3. COMUNIDADES DE MACRÓFITOS EN EL BAJO EBRO

El tramo del río Ebro, aguas abajo del embalse de Riba-roja, se ha convertido en una extensa pradera de plantas acuáticas donde están presentes al menos 7 especies de macrófitos de distintos géneros y familias, así como de distintas estrategias biológicas, desde las formas bentónicas (*Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton lucens*, *Myriophyllum spicatum*) hasta las pleustónicas (*Lemna sp.* y *Azolla sp.*).

Potamogeton pectinatus L., *Myriophyllum spicatum* L. y *Ceratophyllum demersum* L. se consideran las especies más abundantes (de mayor a menor abundancia), y consecuentemente, las más problemáticas del bajo Ebro.

3.1. DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES EXISTENTES

Potamogeton pectinatus L. es un macrófito enraizado. Forma grandes masas de hojas estrechas y largas sumergidas. Las raíces están poco desarrolladas y son pequeñas, suelen penetrar solo hasta 0,5m de profundidad en sustratos arenosos (Kantrud, 1990) o hasta 1.5 m en sedimentos más finos (Best *et al.*, 2001). Esta estructura indica que absorbe más nutrientes de la columna de agua que del sustrato. Un rizoma puede tener hasta siete brotes en cuatro semanas, lo que indica su rápida proliferación en poco tiempo (Kantrud, 1990).



Potamogeton pectinatus

Los requerimientos de *P. pectinatus* no son muy específicos, debido a su elevada plasticidad y resistencia dinámica. Aunque suele localizarse en hábitats de aguas dulces o salobres tranquilas y fertilizadas también puede establecerse en tramos con cierta corriente.

Myriophyllum spicatum L. es la especie más común y abundante de la familia de las Haloragacias. Su forma vital la clasifica como macrófito enraizado. Son plantas acuáticas cosmopolitas, y aunque puede desarrollarse en numerosos ambientes, suele localizarse en aguas dulces o salobres, tranquilas y de profundidad entre 0,5-1 a 6-10 metros (Best *et al.*, 2001; Jacono *et al.*, 2004). Tiene un aspecto inconfundible porque las hojas están divididas como si fuesen plumas o espinas de pez, además están reunidas en verticilos.



Myriophyllum spicatum

Sus requerimientos ambientales son amplios. Tolera salinidades de hasta 15 partes por mil, un gran rango de temperaturas y concentración de nutrientes, profundidades y pHs. Tolera pHs de 5.4 a 11, aunque prefiere aguas alcalinas, y debido a esto, frecuentemente presenta incrustaciones de carbonatos que provienen de la precipitación de éstos (Jacono *et al.*, 2004; Newman, 2004). Sin embargo, necesita mucha luz, prefiere sedimentos inorgánicos de textura fina y ambientes con concentraciones de nutrientes intermedios (Jacono, 2004).

Ceratophyllum demersum es una especie cosmopolita que puede proliferar en cualquier tipo de ambiente, si bien prefiere los cauces tranquilos. Su forma vital la clasifica como macrófito no enraizado, aunque presenta la peculiaridad de fijarse ligeramente al sustrato mediante hojas modificadas, que debido a la ausencia de raíces ejercen esta función. Su fisonomía recuerda más a un alga que a una planta superior, porque el tallo no es rígido y las hojas se han transformado en unas estructuras filiformes ramificadas.



Ceratophyllum demersum

Los requerimientos ambientales de esta especie no son muy exigentes aunque requieren una menor intensidad de luz (turbidez elevada) y elevadas concentraciones de nutrientes disueltos.

3.2. PROBLEMÁTICA DE LOS MACRÓFITOS

En las últimas décadas ha habido una proliferación de macrófitos en sistemas fluviales y lacustres alterados por el hombre (Goes, 2002). Numerosos estudios han relacionado este incremento con los aportes de nutrientes procedentes de la actividad industrial, de aguas municipales y de la agricultura (Carr *et al.*, 1997). Además, los potenciales impactos negativos que ejerce su presencia masiva se han acelerado en estos últimos años ya que: (1) ha habido una creciente demanda de agua, tanto para irrigación como para uso doméstico y

(2) continuadas introducciones de especies exóticas e invasoras afectan a las comunidades acuáticas naturales y a su desarrollo.

Esta proliferación masiva de macrófitos tiene consecuencias negativas a nivel de ecosistema y afecta tanto a la estructura de las comunidades biológicas como a los usos y recursos que ofrecen estos sistemas a la sociedad. La distribución y abundancia de macrófitos puede comportar alteraciones en parámetros fisicoquímicos del agua (temperatura, incidencia de luz, dinámica de nutrientes) que a su vez, pueden causar variaciones en la composición de las comunidades biológicas y la productividad del sistema (Carr *et al.*, 1997; Newman, 2004). Grandes matas de *M. spicatum* alteran la calidad del agua incrementando el pH, haciendo disminuir la concentración de oxígeno por debajo de las matas y aumentando la temperatura del agua. Además, favorece la descomposición de mucha biomasa al finalizar la etapa de crecimiento e incrementa el intercambio de fósforo y nitrógeno con la columna de agua. El efecto de los macrófitos en la sedimentación y la regulación del caudal también pueden tener repercusión a nivel económico. Las comunidades densas de *M. spicatum* favorecen el proceso de sedimentación, haciendo disminuir el caudal y permitiendo la precipitación de los sólidos en suspensión. Cuando esta comunidad está bien establecida y domina todo el ambiente es prácticamente imposible erradicarla. Los organismos nativos como *Potamogeton* o *Myriophyllum*, cuando se desarrollan masivamente, causan impactos negativos en los sistemas de irrigación, en el almacenamiento del agua, la reconstrucción ambiental y la navegación en el canal (Anderson, 2003). En el tramo bajo del río Ebro, se ha observado que la abundante presencia de macrófitos, y su rápida proliferación en *blooms*, tiene efectos negativos en las infraestructuras hidráulicas, en la hidrología del río (incremento del nivel de agua hasta 60 cm, disminuyendo la extensión de la zona de ribera y la capacidad de prevención de inundaciones de las poblaciones humanas más próximas al sistema fluvial) y favorece la aparición de plagas, como la mosca negra (Batalla y Vericat, 2009).

3.2.1. [Efectos sobre aprovechamientos de agua](#)

De las especies presentes en el tramo de río Ebro, una de las más abundantes y que más ha aumentado en los últimos años, es *Ceratophyllum demersum* que tiene como características destacables, a los efectos del presente estudio, su apetencia por las aguas ricas en nutrientes y el hecho de que forma raíces muy superficiales, de modo que tiende a proliferar de forma especial en ríos con pocas variaciones de caudal, frente a otras especies como *Myriophyllum spicatum* y *Potamogeton pectinatus*, más propias de cursos de agua más reófilos.

Bien sea por su escasa fijación al sustrato, como en el caso de *Ceratophyllum demersum*, o por la estacionalidad de su ciclo biológico, los macrófitos se van desprendiendo de forma continuada en cantidades limitadas, desde primavera a otoño y de forma masiva cuando se acercan al final de su ciclo anual. Esta biomasa arrastrada por el caudal circulante, acaba con facilidad en las captaciones de agua existentes, provocando su progresiva obturación.



Figura 3-1. Presa de Riba-roja (izquierda) y tramo de río aguas abajo (derecha) que se corresponde con la cola del embalse de Flix.



Figura 3-2. Amalgama de macrófitos en el meandro de Flix (izquierda) y arrastres producidos al inicio de una crecida controlada (derecha).

La cámara de carga de la CH Flix, es una de las primeras infraestructuras afectadas por el arrastre de macrófitos, que quedan retenidos en las rejillas de entrada a los grupos hidroeléctricos y deben ser retirados de forma mecánica mediante un sistema limpia-rejillas de diseño específico. Lo mismo ocurre en la CN Ascó situada aguas abajo. En el tramo de río comprendido entre Flix y Ascó, las aguas vuelven a cargarse de arrastres de macrófitos y se

vuelven a producir acumulaciones en el sistema de rejillas de la CN Ascó que deben ser igualmente retirados de forma mecánica.

El hecho de que existan varias especies de plantas acuáticas, con distinta morfología (unas con hojas, otras filiformes, otras flotantes, etc.) consigue formar, cuando son arrastradas de manera masiva, una amalgama de muy difícil manejo por parte de los sistemas de limpieza de rejillas existentes tanto en la cámara de carga de la CH Flix, como en la captación de la CN Ascó (figura 3-2). Por tanto al efecto de la gran cantidad de arrastres de plantas acuáticas, en términos de biomasa, hay que añadirle el hecho importante de que toda esta biomasa es difícil de retirar con los actuales sistemas de limpieza de rejillas, de modo que estos son ineficientes con el consiguiente perjuicio en términos económicos que ello comporta tanto por la propia retirada, como sobre todo por las posibles limitaciones en el funcionamiento de las centrales.

En el caso de una central hidroeléctrica, una obturación parcial del sistema de rejillas previo a la entrada de aguas en las turbinas, en la medida en la que disminuye el caudal, afecta directa y negativamente a la producción de energía.

En una central nuclear, el agua captada se utiliza en gran parte para refrigeración. Así una disminución significativa del caudal entrante provoca alarmas por bajo nivel de agua en las bombas de refrigeración de los sistemas de refrigeración. En los meses de verano, cuando el arrastre de vegetación acuática es mayor, con temperaturas de agua y ambiente más elevadas, la disminución del caudal puede determinar interrupciones de funcionamiento, con pérdidas económicas que pueden ser importantes en función de la frecuencia y la duración de dichas interrupciones.

Los problemas de obturación por acumulación de macrófitos, son sin duda extrapolables a cada tipo de captación de aguas existente en el río, desde las aplicadas al riego, las industriales o las de abastecimiento urbano. También los grandes canales de derivación, como los existentes por ambos márgenes del río a partir del azud de Xerta, se ven afectados negativamente por partida doble. Por un lado la entrada de macrófitos a los canales los conduce hasta los puntos de abastecimiento de riegos, con los problemas de obturación ya indicados. Además, la proliferación de macrófitos en el propio canal, sobre el fondo y sus paredes, modifica de forma significativa su capacidad de transporte de caudal, reduciéndola y afectando con ello el suministro de agua a los usos asociados al canal. También en el propio curso del río se produce una pérdida significativa de su capacidad de desagüe, que se traduce en sobre-elevaciones del nivel del agua en situaciones de crecida, aumentando el

riesgo de desbordamientos y de daños colaterales a terrenos, poblaciones e infraestructuras ribereñas. Una muestra de la importancia de esta modificación en la capacidad de desagüe, puede verse en la figura 3-3, donde se aprecia el efecto que sobre el nivel de agua tiene una distinta presencia de macrófitos en el cauce.

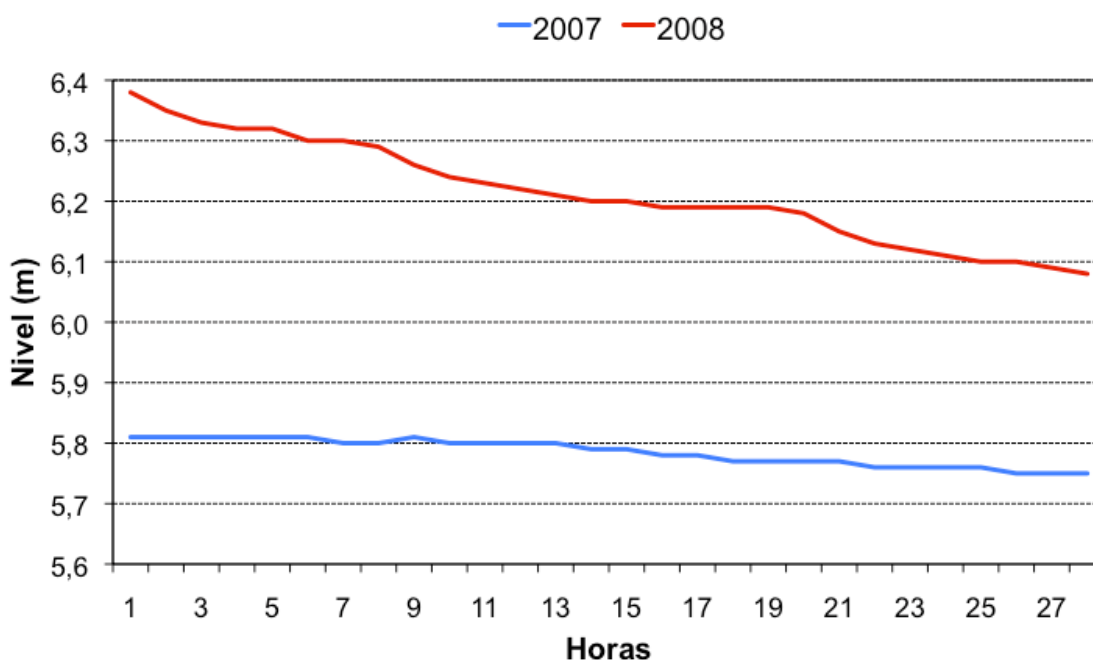


Figura 3.3. Incremento del nivel del agua, para un caudal constante de 1.800 m³/s en la estación de aforo de Ascó, obtenido por comparación del nivel alcanzado por el agua en dos crecidas idénticas en 2007 (azul) y 2008 (rojo), la primera con poca presencia de macrófitos en el cauce y la segunda con mucha presencia. Datos de Endesa Generación, S.A.

Como puede verse en la figura 3-3, la sobre-elevación del nivel del agua es máxima al inicio de una crecida (hasta 60 cm) y a medida que la propia crecida va lavando el cauce, se va atenuando pero se mantiene alrededor de los 30 cm pasadas 28 horas. Evidentemente, esta situación supone un riesgo de desbordamiento del río. Dada la importancia de este aspecto, en el capítulo 8 del presente informe, se aborda de forma específica.

3.2.2. Efectos ambientales

Sin entrar en detalle sobre los efectos ecológicos del gran desarrollo de macrófitos existente en el tramo inferior del Ebro, cabe indicar que se trata de una situación de fuerte desequilibrio en la estructura trófica del ecosistema, que si bien puede favorecer biomasa

también importantes de productores secundarios (invertebrados acuáticos, en especial los fitófagos), actúa en detrimento de la diversidad ecológica y la habitabilidad general del ecosistema fluvial.

Así, las grandes masas de macrófitos aunque en las horas centrales del día pueden permitir situaciones de notable sobresaturación de oxígeno disuelto en el agua, como consecuencia de un muy favorable balance entre fotosíntesis y respiración, por la noche toda esa misma biomasa consume grandes cantidades de oxígeno por respiración, que se suma a la de las forma de vida heterótrofa del medio, dando lugar a descensos muy acusados del contenido de oxígeno disuelto, entre otros cambios (pH del agua, etc.), lo que puede limitar la presencia de determinadas especies de peces en zonas de agua poco renovadas del río, por ejemplo. La figura 3-4 muestra una situación extrema de desarrollo de macrófitos, donde sin duda se dan todos los efectos negativos apuntados.



Figura 3-4. Río Segre en Aitona (Lleida). Muestra de una situación de desarrollo masivo extremo de macrófitos.

Por otro lado, dentro de los efectos ambientales de la profusión de macrófitos, cabe citar los aspectos relacionados con la estética (paisaje fluvial) y los usos lúdicos del río. A nivel de paisaje, resulta ciertamente muy vistoso el intenso color verde que transmiten las formaciones flotantes de lentejas de agua (*Lemna sp.*) capaces de cubrir extensiones notables de aguas quietas.

En cuanto a usos lúdicos y profesionales, la navegación, por ejemplo, resulta complicada cuando no imposible, en presencia de grandes formaciones de macrófitos próximas a la superficie del agua (figura 3-5).



Figura 3-5. Formaciones de macrófitos alcanzando la superficie, en el río Ebro aguas abajo de la CH Flix (izquierda). Detalle de *Potamogeton pectinatus* (derecha).

El desarrollo masivo de macrófitos ocurrido en los últimos 15-20 años, en el tramo inferior del río Ebro desde la presa de Riba-roja río abajo es, sin duda, un indicador ecológico del sentido de los cambios ocurridos en dicho tramo de río, en su historia reciente.

4. BIOLOGIA DE LAS ESPECIES DE MACRÓFITOS

El ciclo biológico de los macrófitos acuáticos es muy diverso. De forma general, el periodo de crecimiento típico es de mayo a septiembre (Best *et al.*, 2001).

El periodo de senescencia de los macrófitos acuáticos se inicia en el mes de octubre (Gosselain *et al.*, 2005) y durante los meses más fríos, éstos restan en latencia mediante órganos de resistencia. Los esquejes o fragmentos, y las semillas, restan enterrados en el sedimento o suspendidos en la orilla del cauce. Por otro lado, hay macrófitos que poseen órganos especializados, como los rizomas, los estolones, los tubérculos o brotes de hibernación que permiten la supervivencia de la planta cuando desciende la temperatura del agua o en situaciones de luz insuficiente (Barrat-Segretain, 1996). Los factores ambientales (en especial la temperatura del agua) regulan la fase de reproducción y latencia de los macrófitos mediante el control de viabilidad de sus órganos de resistencia (Anderson, 2003).

Las plantas acuáticas pueden reproducirse sexual o asexualmente, aunque generalmente muestran mayor variedad de estructuras para la reproducción asexual (crecimiento vegetativo), muchas de las cuales también sirven de reserva invernal o de mecanismo de dispersión (Barrat-Segretain, 1996).

Existen tres mecanismos de dispersión: aérea, acuática y animal. La mayoría de macrófitos son transportados a través de las corrientes de agua, a excepción de algunas especies, las cuales se dispersan vía animal o aérea (Barrat-Segretain, 1996), por ejemplo *Nymphoides peltata* o *Phragmites australis*, respectivamente.

Potamogeton pectinatus L., *Myriophyllum spicatum* L. y *Ceratophyllum demersum* L. se consideran las especies más abundantes (de mayor a menor abundancia), y consecuentemente, las más problemáticas del bajo Ebro.

P. pectinatus es de las primeras que se desarrolla al llegar la primavera. Crece a partir de los órganos de hibernación cuando la temperatura del agua alcanza los 10°C, de finales de marzo a finales de junio. De mayo a finales de julio, las hojas alcanzan la superficie del agua y, dos semanas después, ésta queda cubierta por las hojas. La floración tiene lugar poco después de llegar al máximo de biomasa, de mediados de mayo a mediados de julio y la polinización puede ser acuática, aérea o animal. Durante el verano, de mediados de junio a mediados de agosto, la fertilización ha concluido y empieza a formarse la *drupa* (estructura de dispersión-resistencia), la cual estará madura a partir de finales de julio a finales de septiembre. Al

alcanzar la madurez, la *drupa* se desprende y puede ser transportada a la orilla del río o bien depositarse encima del sedimento. Esta permanecerá en estado latente hasta finales de marzo, cuando, si se dan las condiciones de humedad apropiadas, la *drupa* volverá a germinar en apenas cuatro días. Por lo que hace a la reproducción asexual, las estructuras vegetativas de resistencia aparecen con el inicio de la senescencia de la planta adulta (de finales de agosto a octubre) y permanecen en hibernación hasta finales de marzo, cuando estas estructuras empiezan a desarrollar raíces (Kantrud, 1990).

El ciclo vital de *M. spicatum* se desarrolla aproximadamente en 8 meses (marzo-octubre) y los 3-4 meses restantes, la planta permanece en estado de latencia (Best *et al.*, 2001). Si las condiciones ambientales son favorables, empieza a desarrollarse a mediados-finales de primavera, y la floración tiene lugar de junio a agosto (Bolòs y Vigo, 1984). La máxima estacional de biomasa es de finales de julio a finales de agosto (Gosselain *et al.*, 2005; Titus y Adams, 1979). De finales de verano a principios de otoño, tienen lugar las etapas de reproducción y dispersión. Es una planta perenne que puede reproducirse vegetativamente de tres modos: mediante fragmentación, por estolones o por semillas (Best *et al.*, 2001; Ring *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 2002). Las semillas no se consideran importantes en la reproducción y dispersión de esta especie (Ring *et al.*, 2001), en cambio, la fragmentación es el mecanismo más común, debido a la fragilidad de su estructura por lo que hace a las fluctuaciones de caudal. A partir de finales de octubre, el macrófito empieza a decaer y resta latente en estructuras de resistencia (rizomas) hasta principios de primavera, cuando vuelve a germinar (Barrat-Segretain, 1996; Gosselain *et al.*, 2005). La hibernación tiene lugar en forma de rizomas subterráneos (Best *et al.*, 2001).

C. demersum empieza la fase de crecimiento cuando el agua alcanza una temperatura aproximada de 15°C, generalmente a mediados de primavera (Barrat-Segretain, 1996). La reproducción puede ser vegetativa o sexual, pero la primera es la que más se observa debido a la alta fragmentación de sus brotes a consecuencia de los aumentos de caudal. Por lo que hace a la reproducción vegetativa, *C. demersum* se multiplica por esquejes durante su desarrollo y en verano (Best *et al.*, 2001). Es de las pocas especies de macrófitos adaptados a la polinización sumergida, por lo que ésta se produce estrictamente dentro del agua (Barrat-Segretain, 1996). La época de floración es de mayo a septiembre y la dispersión tiene lugar a finales de verano y en octubre, cuando el macrófito empieza a decaer (Bolòs y Vigo, 1984). No tiene órganos de resistencia propiamente dichos, sino que mantiene sus hojas durante el invierno y utiliza los órganos reproductores vegetativos como mecanismo de supervivencia

(Barrat-Segretain, 1996). De finales de octubre a la siguiente primavera resta en estado latente (Gosselain *et al.*, 2005).

A continuación (Tabla 4-1) se muestra la temporalidad de las distintas fases del ciclo vital (crecimiento, reproducción, floración, dispersión, senescencia y latencia) de estas tres especies a modo de resumen.

Tabla 4-1: Temporalidad de las distintas fases del ciclo vital de las tres especies *P. pectinatus*, *M. spicatum*, *C. demersum*.

ETAPAS	ESPECIES			
	<i>P. pectinatus</i>	<i>M. spicatum</i>	<i>C. demersum</i>	Referencias
Crecimiento	Marzo-Julio	Junio-Agosto	Marzo-Julio	Kantrud, 1990 Hootsmans, 1999
Floración	Mayo-Julio	Julio-Agosto	Mayo-Septiembre	
Reproducción				
Sexual	Junio-Agosto	Agosto-October	Junio-Agosto	
Asexual	October-Marzo	Agosto-October	Julio-Septiembre	
Fructificación	Julio-Agosto			
Dispersión	Julio-Septiembre	Septiembre-October	Agosto-October	
Senescencia	Agosto-October	October-Noviembre	October-Noviembre	
Latencia	October-Marzo	Noviembre-Junio	Noviembre-Marzo	
Sexual/Asexual				

5. FACTORES IMPLICADOS EN LA APARICIÓN DE LOS MACRÓFITOS

A mediados de los años 90 se constató un aumento notable de la presencia de macrófitos en el tramo inferior del río Ebro, aguas abajo del embalse de Flix, que no ha parado de aumentar y de expandirse río abajo. Probablemente no hay una única causa directa y específica que explique esta proliferación, sino un efecto acumulado y sinérgico de varios factores. De hecho, es muy posible que circunstancias dadas en tramos fluviales superiores, en particular en el río Segre (figura 3-4), hayan también tenido su participación en el proceso. En la figura 5.1. se presentan de forma esquemática los factores y procesos que potencian el crecimiento de los macrófitos y que se desarrollan con más detalle en los apartados que siguen.

Por otro lado, hay que tener en cuenta que los procesos biológicos tienen siempre inercias; es decir, entre las causas y las consecuencias, suele haber un cierto espacio de tiempo, de manera que lo que se observa en un momento dado, el desarrollo masivo de macrófitos en este caso, puede tener causas originadas años atrás.



Figura 5-1. Factores y procesos que potencian el crecimiento de los macrófitos en el Bajo Ebro.

En cualquier caso, un tramo bajo de un río, sin limitaciones ni de luz ni de nutrientes, con un sustrato rico en nutrientes (con toda probabilidad) que tiende a acorazarse (hacerse menos movilizable), sin perturbaciones hidrológicas reseñables y con un “vivero” de macrófitos río arriba (Segre), tiene todas las condiciones para propiciar el desarrollo masivo de esta comunidad vegetal.

5.1. CAMBIOS HIDROLÓGICOS LIGADOS A LA GESTIÓN DE EMBALSES

5.1.1. Aspectos relacionados con el régimen hídrico

Un régimen hídrico cambiante puede afectar el crecimiento de la biomasa macrofítica; uno permanentemente estable favorece una mayor abundancia de macrófitos, ya que éstos tienen una tasa de crecimiento relativamente lenta y necesitan periodos de cierta estabilidad ambiental para su desarrollo (Franklin *et al.*, 2008). Estas son las condiciones dominantes en un río regulado como el Ebro.

En un experimento, Wade *et al.* (2002) observan que los efectos de la variabilidad del caudal prevalecen sobre la disponibilidad de nutrientes (fósforo) para el control de biomasa de macrófitos. En situación de aguas altas, la tasa fotosintética y la captación de nutrientes por el macrófito se reducen (Westlake, 1967). Las especies más susceptibles al incremento de caudal (menor resistencia hidráulica y robustez en el anclaje) son las más afectadas, como por ejemplo, *Myriophyllum spicatum*. En aguas bajas, la situación es también desfavorable para los macrófitos. La falta de espacio comporta que el macrófito se retraiga y pueda ser excluido competitivamente por comunidades algales epifíticas. Ello no excluye que muchas especies tengan una notable capacidad de resistencia, y que por ello puedan sobrevivir durante largo tiempo en condiciones desfavorables de aguas bajas (Ham *et al.*, 1981). Por otro lado, el nivel del río durante aguas bajas puede aumentar considerablemente por el crecimiento de la masa de macrófitos (Wharton *et al.*, 2006) favoreciendo a su vez la expansión de éstos, y aumentando el riesgo de inundación durante la próxima situación de aguas altas (Nikora *et al.*, 2008). Los macrófitos en sí no son un problema potencial en las inundaciones si éstos se encuentran principalmente en los márgenes del río. Sin embargo, donde el caudal es suficientemente lento para que las plantas penetren hasta el centro del canal, entonces los macrófitos pasan a ser un factor de riesgo (p.e. *Phragmites communis*) (Green, 2005).

Visto el efecto de las avenidas naturales sobre la comunidad de macrófitos, éstas se han utilizado como mecanismo de control inducido. En un estudio de Riis y Biggs (2003a, 2003b) se observó como la abundancia y diversidad de macrófitos desciende al aumentar la variabilidad del caudal. Se constató que velocidades superiores a 1.5 m/s sólo reducen un 1% la biomasa total del macrófito. En cambio, un aumento de caudal 2.5 veces superior al basal puede eliminar algunos de los macrófitos dominantes, mientras que una crecida 4 veces superior elimina más de la mitad de la comunidad dominante (Biggs, 1996). Estos valores pueden fluctuar según las características del sistema fluvial, pero Kondolf y Wilcock (1996) hallaron tres estimas de la magnitud de la crecida que se pretende inducir, en base al régimen hídrico antes de la presa, el sedimento y los procesos de calibración del modelo. Otros estudios mostraron que después de inducir una avenida, la densidad de macrófitos disminuía entre el 5-95%, siendo más efectivo en los 5km posteriores a la presa. Aunque el mecanismo de gestión cumplió con su objetivo, se vieron efectos negativos en la geomorfología del canal (Batalla y Vericat, 2009; Naden *et al.*, 2006).

La recolonización de las especies de macrófitos dominantes es rápida debido a la existencia de mecanismos vegetativos. Por ello, si no se producen avenidas regularmente, éstos volverán a dominar y será más fuerte. En un estudio en Nueva Zelanda, no se encontró vegetación macrofítica alguna en ríos que sufrían más de 13 episodios de caudales altos por año (Biggs, 1996; Kantrud, 1990). Sin embargo, algunas especies (como *Berula erecta* o *Myriophyllum spicatum*) se adaptan a avenidas consecutivas, y lo hacen alojando la mayor parte de su biomasa en el sedimento (Barrat-Segretain, 2001), que queda enterrada a la espera de condiciones ambientales favorables.

5.1.2. Tiempos de residencia del agua en embalses

El aumento de la demanda de agua o la reducción de las aportaciones, como consecuencia de años secos o muy secos, modifican los tiempos de residencia del agua en los embalses y también la frecuencia y la magnitud de las crecidas. Esta mayor presión de regulación de caudales, es uno de los factores que puede haber intervenido con mayor peso.

Los embalses, en el caso de los desarrollos de macrófitos en ríos regulados, intervienen en esencia (Allen, 1996), clarificando el agua (mayor disponibilidad de luz), laminando avenidas (mayor estabilidad del cauce y menor presión de arrastre) y modificando su estacionalidad (cambios en la época del año en la que se producen las avenidas). Por esta

razón el análisis de posibles cambios en la gestión de embalses, es objeto de un estudio detallado en el presente informe.

5.1.2.1. Aspectos generales

El tiempo de residencia del agua en los embalses, o su inverso, la tasa de renovación, desempeña un papel fundamental en la estructura hidrodinámica de los embalses y, por extensión, en la disponibilidad de nutrientes y en la organización de las comunidades biológicas presentes (Palau, 1988, 1991; Straskraba *et al.*, 1993; Straskraba, 1999).

El cálculo del tiempo de residencia en embalses, no es una cuestión sencilla, si se tiene en cuenta que las entradas no tienen por qué coincidir con las salidas y que el volumen de agua puede variar de forma muy notable de un día para otro. Además, las aguas entrantes lo hacen por superficie, mientras que las salientes lo hacen habitualmente desde el fondo, lo que da lugar a posibles tasas de renovación diferenciales entre las aguas superficiales y las profundas. Esta situación también se da en lagos, sin embargo, el hecho de que en estos la salida de aguas también sea superficial, genera gradientes de renovación en la columna de agua, de más fácil predicción que en embalses. A todo ello se le añade la complejidad adicional de los periodos de estratificación y mezcla que a lo largo del año ocurren en los embalses, así como la derivada de la estabilización en profundidad de las aguas entrantes, en función de su densidad.

En lagos, la primera aproximación al cálculo del tiempo de residencia del agua, es deducirlo a partir del cociente entre el volumen y el flujo de agua. La adaptación básica al caso de embalses, es utilizar el volumen medio y el promedio de entradas y salidas, para un periodo de tiempo concreto. Sin embargo, en este caso, no es recomendable aplicar los cálculos a periodos de tiempo inferiores al mes (Straskraba, 1999).

El cálculo del tiempo de residencia (Tr) a partir de valores medios del volumen embalsado y de las entradas y salidas, tiene como principal problema el incorporar en dicho cálculo, las variaciones de volumen y las diferencias entre entradas y salidas.

De acuerdo con Palau (1988), el volumen (V) que realmente se renueva en un embalse; es decir, que es desalojado y sustituido por otro volumen idéntico, es en cada momento el menor de los flujos de entrada (Fe) y salida (Fs) intervinientes. Así:

- Si $Fe > Fs$ entonces $Tr = V/Fs$. En este caso sólo se renueva el volumen equivalente a Fs ; el resto ($Fe-Fs$) es la ganancia de volumen y por tanto no es agua que se renueve

realmente.

- Si $Fe < Fs$ entonces $Tr = V/Fe$. En este caso sólo se renueva el volumen equivalente a Fe ; el resto ($Fs-Fe$) es el volumen que se desaloja del embalse y que no es restituido con las aguas entrantes, con lo que no se renueva, realmente.

Los tiempos de residencia calculados de acuerdo con Palau (1988) dan, lógicamente valores mayores que los obtenidos con la formulación clásica. Margalef, *et al.*, (1976) sugiere de forma empírica, que el tiempo de residencia del agua en embalses puede ser entre un 10 y un 70% más alto que el calculado del simple cociente V/F .

5.1.2.2. Evolución del tiempo de residencia del agua en los embalses

Con el fin de analizar la posible influencia de variaciones en el tiempo de residencia del agua en los embalses, sobre el desarrollo masivo de macrófitos, se han considerado los registros históricos de este parámetro hidrológico de los embalses de Mequinenza y Riba-roja. Se ha analizado también la evolución del tiempo de residencia de los embalses de final de cuenca para el Cinca (Grado y Mediano), para el Segre (Oliana y Rialb) y para el Noguera Pallaresa (Camarasa). Sin embargo, a los efectos del presente informe, se centra la atención en los dos embalses situados en el eje del bajo Ebro. Cabe indicar que el embalse de Flix, por su volumen ($< 11 \text{ hm}^3$) no tiene apenas influencia como regulador más allá del ciclo diario.

Los posibles efectos de un aumento en el tiempo de residencia del agua de un embalse, se pueden concretar en los siguientes términos:

- Mayor capacidad de decantación de materias en suspensión, particularmente las de naturaleza mineral, lo que se traduce en un aumento de la transparencia en las aguas salientes.
- Mayor capacidad para el desarrollo de comunidades fitoplanctónicas, con una tendencia hacia unas condiciones de creciente eutrofia, tal y como predice el modelo clásico de Vollenweider (1976). Si el aumento del tiempo de residencia no supone cambios significativos en la disponibilidad hipolimnética de oxígeno disuelto y no hay situación de anoxia, la mineralización aerobia de la materia orgánica determina la rápida liberación al agua, de fósforo inorgánico disuelto que es asimilado también de forma rápida por los productores primarios. Simultáneamente, en condiciones oxidantes, una fracción de fósforo precipita con los carbonatos. Si el aumento del tiempo de residencia es suficiente como para determinar condiciones de anoxia en el hipolimnion, la materia orgánica sedimentada, junto con el fósforo que contiene, se

acumula en el sedimento y, en condiciones de anoxia persistente, una parte del fósforo inorgánico precipitado, se solubiliza. La sedimentación de materias inorgánicas en suspensión, juega un papel clave en el balance de fósforo de un embalse, en la medida en que, si es intensa, como suele ser habitual, actúa sellando el fósforo del sedimento, bien sea orgánico o inorgánico, dejándolo fuera del proceso de reciclado.

La figura 5-2 muestra la evolución de las entradas y salidas de agua, el volumen embalsado y el tiempo de residencia del agua, calculado según se ha indicado, en los embalses de Mequinenza y Riba-roja. Tal y como puede apreciarse, los caudales entrantes y salientes, así como su patrón temporal, son extraordinariamente similares, lo que significa que ambos embalses tienden a operar dando los caudales salientes por los entrantes. Este hecho es especialmente evidente en el embalse de Riba-roja que se mantiene en el tiempo con un nivel (volumen) de embalse bastante estable, en los últimos años. En condiciones ordinarias el embalse de Mequinenza, oscila algo más, pero sobre todo lo hace regulando las crecidas del Ebro.

La figura 5-2 permite apreciar que las aportaciones a los dos embalses se vienen reduciendo desde hace ya décadas. Se puede pensar en efectos de cambio climático, pero son cambios demasiado importantes, de manera que aún sin negar una posible reducción de las aportaciones naturales, no cabe duda que la tendencia seguida en las aguas entrantes a los dos embalses, se explica por el uso del agua y del territorio que se hace en el conjunto de la cuenca y que, a grandes rasgos, responde a la evolución de la demanda de agua de las últimas décadas (más embalses, más regulación, más usos consuntivos), así como también, aunque de forma menos importante, a cambios en los usos del suelo (abandono de cultivos, reforestación,...) que pueden haber determinado variaciones en el balance hidrológico de las cuencas.

Sea como fuere, el caso es que las aportaciones de agua a los embalses de Mequinenza y Riba-roja, han ido disminuyendo con el tiempo. Hay, sin embargo, un claro cambio de tendencia en dicha disminución. Si se observan las gráficas de la figura 5-2 referidas a entradas o salidas, se aprecia que la tendencia a la baja es evidente hasta 1990, mientras que a partir de ese año, las aportaciones parecen mantenerse más o menos estables hasta la fecha actual, con las correspondientes oscilaciones derivadas de las características hidrológicas de cada año. Cabe pensar que este cambio de tendencia guarda relación con la evolución seguida por la construcción y puesta en explotación de los grandes embalses en la cuenca, así como por la estabilización de la demanda consuntiva de agua.

Mequinzenza

Riba-roja

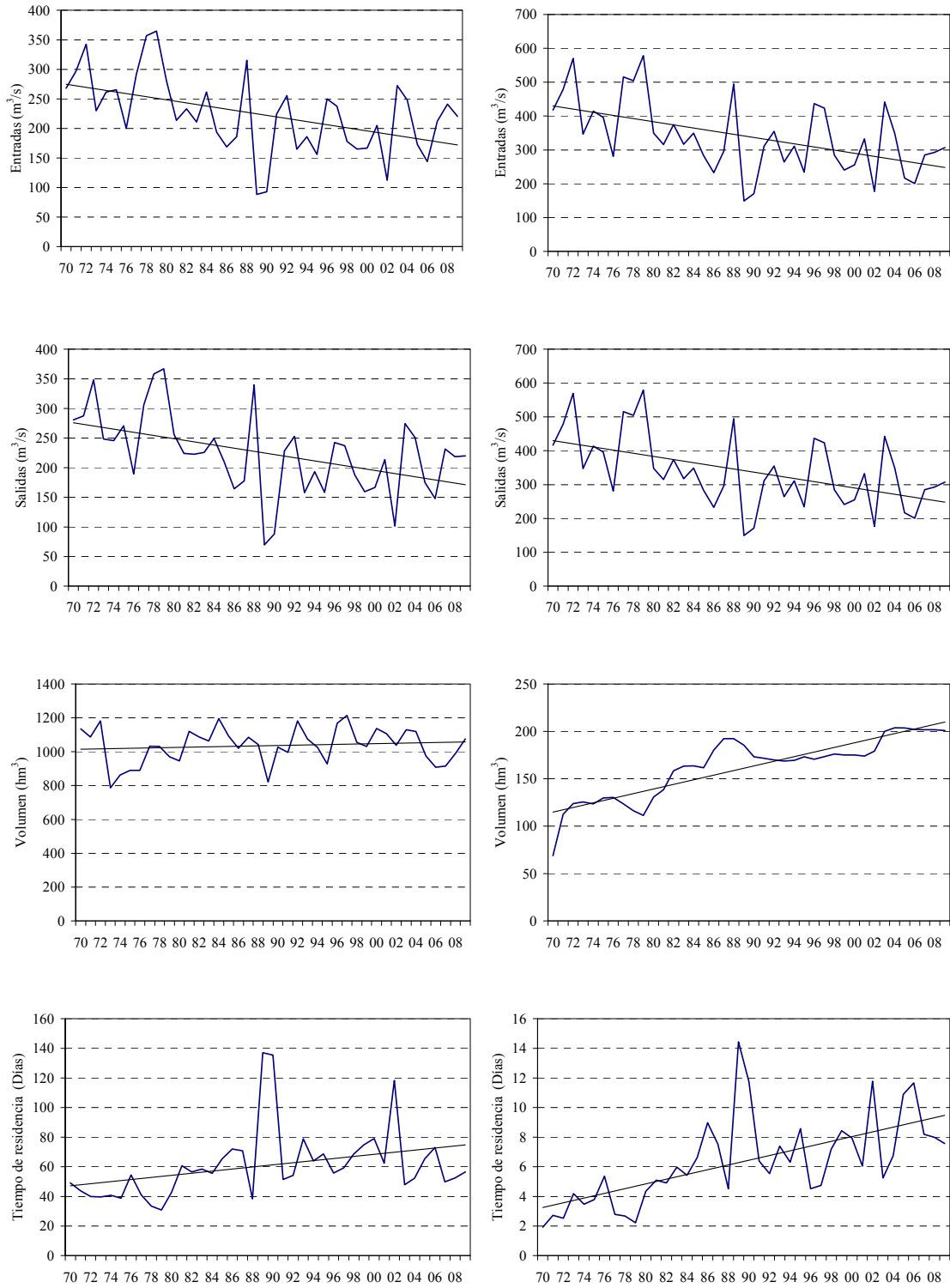


Figura 5-2. Evolución de las entradas y salidas de agua, los volúmenes embalsados y el tiempo de residencia del agua, para los embalses de Mequinzenza (izquierda) y Riba-roja (derecha).

En cuanto al tiempo de residencia del agua, la tendencia general ha sido a aumentar, tanto en uno como en otro embalse. En el de Mequinenza, la variación ha sido menor en términos relativos, e inapreciable desde principios de los años 90. En el embalse de Riba-roja, también en las dos últimas décadas el tiempo de residencia del agua parece haber seguido una situación más estable, pero manteniendo de forma clara una tendencia al alza. De acuerdo con la clasificación que propone Straskraba (1999) el embalse de Riba-roja queda encuadrado como de bajo tiempo de residencia ($Tr < 2$ semanas) y Mequinenza como medio ($2 \text{ semanas} < Tr < 1 \text{ año}$). En la figura 5-3 se muestran los tiempos de residencia del agua para ambos embalses, promediados por quinquenios y estandarizados con su media aritmética, con el fin de poder compararlos.

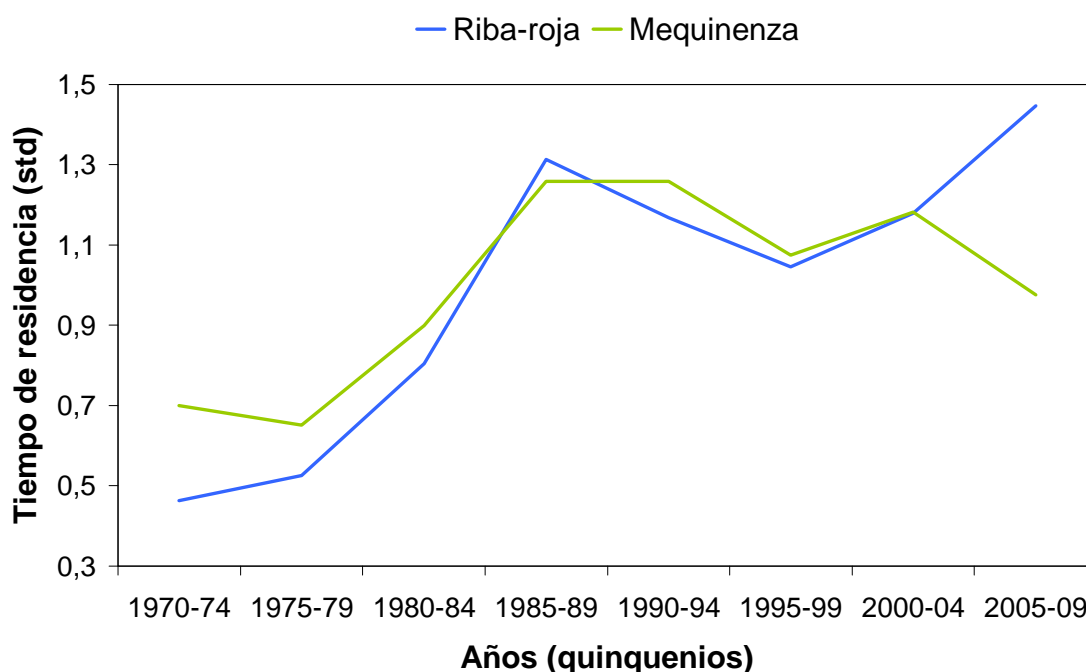


Figura 5-3. Tiempos de residencia estandarizados con la media aritmética y promediados por quinquenios, para los embalses de Mequinenza y Riba-roja.

Como puede verse en la figura 5-3, el tiempo de residencia de los dos embalses considerados, aumento a la par y de forma notable hasta 1985-89, sin duda bajo la influencia de su puesta en plena explotación. A partir de esa fecha, y hasta 1995-99, los tiempos de residencia disminuyeron también a la par, para después aumentar hasta la actualidad en el caso de Riba-roja.

De acuerdo con lo expuesto en la figura 5-3, si el embalse de Riba-roja ha ido aumentando el tiempo de residencia del agua desde 1995-99 y el de Mequinenza no, se pueden plantear las

siguientes hipótesis:

- Que Riba-roja se ha abastecido más en los últimos años, de las aportaciones del Ebro y menos de las del Segre, en cuya cuenca (Segre + Cinca) se ha podido concretar una buena parte de la demanda consuntiva.
- Que la reducción de las aportaciones del Segre, en la medida en que ha reducido las crecidas, ha dado lugar a una mejora de las condiciones para el desarrollo de macrófitos que, de esta forma se han podido ir propagando río abajo.
- Que las aguas del Ebro por debajo de Riba-roja, se han podido clarificar a partir de 1995-99, por el aumento del tiempo de residencia del agua embalsada, aumentando con ello la disponibilidad de luz hasta el fondo del cauce.

La figura 5-4 muestra la evolución del tiempo de residencia del agua, mes a mes, en el embalse de Riba-roja, para el periodo 1970-2009. Los cambios entre los primeros y los últimos años de la serie considerada, son evidentes. En los años 70, que se corresponden con la puesta en plena explotación del embalse, los tiempos de residencia del agua eran muy reducidos, habitualmente por debajo de los 4-5 días, y solo algo mayores en los meses de pleno verano (julio y agosto). A partir de los años 80, la distribución del sombreado de la figura 5-4, proporcional a los tiempos de residencia mensuales, muestra con claridad un aumento en el verano y una creciente expansión de valores crecientes hacia el resto del año, que incluye también meses de otoño e incluso de invierno.

	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-24	24-27	27-30	>30
	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
1970	0,61	0,87	1,03	1,93	2,27	2,02	3,29	5,79	4,15	3,86	4,33	3,77
1971	3,49	3,27	3,66	2,31	0,99	1,62	3,64	7,48	5,22	4,19	3,32	2,72
1972	2,21	1,28	1,83	2,30	2,51	2,32	4,43	5,81	2,90	2,66	2,88	3,32
1973	2,82	2,37	3,02	4,64	6,36	3,03	5,87	6,95	7,15	5,99	4,14	4,46
1974	4,76	3,60	1,56	1,87	4,21	4,86	5,20	8,35	4,73	3,55	2,85	3,50
1975	5,44	2,99	4,36	2,16	3,34	2,25	4,43	8,09	5,87	5,93	4,23	3,44
1976	5,14	3,78	4,43	4,42	6,52	7,13	7,25	9,92	9,42	8,83	3,34	3,63
1977	2,22	2,10	3,05	4,59	2,12	1,56	3,44	3,84	3,85	3,13	3,52	3,30
1978	3,18	1,08	1,36	1,92	1,81	2,64	4,76	7,93	9,51	5,98	4,74	4,70
1979	2,16	0,96	2,14	1,71	2,25	1,60	4,38	7,52	4,68	2,54	2,33	2,89
1980	2,36	4,49	4,17	4,10	3,44	3,75	6,16	11,89	5,79	5,79	5,32	3,18
1981	1,94	3,59	5,31	3,56	3,66	7,17	8,04	14,11	7,68	9,74	7,00	6,22
1982	3,69	3,61	3,00	6,26	10,41	8,28	12,58	14,99	9,47	8,25	2,76	2,29
1983	3,43	4,42	3,77	3,53	6,11	10,17	9,10	12,73	6,81	8,32	8,21	7,98
1984	6,38	4,14	5,29	4,96	3,59	3,78	10,19	15,99	13,45	11,00	3,38	3,95
1985	3,76	3,41	4,46	5,85	4,07	6,05	9,47	13,71	14,00	16,57	12,41	17,29
1986	11,73	4,78	6,98	5,22	5,60	8,99	16,09	24,45	19,03	12,88	9,08	12,49
1987	10,04	4,73	7,45	5,82	11,53	16,69	13,18	18,07	11,81	7,92	6,66	4,65
1988	4,52	2,69	4,20	2,35	3,17	3,21	4,59	8,33	7,73	8,67	8,99	10,25
1989	11,96	18,25	30,08	17,34	9,42	17,50	13,81	16,45	21,73	11,79	13,42	11,08
1990	11,23	10,76	19,14	9,59	11,63	10,06	13,12	13,73	13,57	12,42	14,45	7,99
1991	6,14	7,75	4,64	3,24	2,73	10,61	10,99	10,07	11,37	16,04	10,01	6,55
1992	12,06	16,64	15,96	4,06	9,31	5,82	7,91	13,19	10,69	2,99	2,47	2,51
1993	6,52	11,06	8,17	7,47	5,16	8,42	10,55	10,27	10,86	7,06	5,17	5,81
1994	2,55	3,86	6,75	5,18	7,01	10,19	14,15	12,41	13,68	9,66	4,70	7,95
1995	3,02	5,65	3,56	10,84	11,89	15,24	17,12	16,95	17,38	15,54	17,59	12,27
1996	2,50	2,32	3,71	5,99	4,78	6,71	14,15	12,20	8,18	8,66	6,27	1,95
1997	1,58	3,03	6,74	8,64	7,20	5,77	8,69	9,24	8,77	10,25	6,73	2,45
1998	3,45	4,59	6,12	6,74	5,22	7,54	11,53	12,88	16,18	12,42	13,07	7,40
1999	7,29	5,75	5,68	10,29	7,75	11,69	12,93	13,38	13,61	10,69	7,37	5,84
2000	6,72	11,86	13,93	6,74	4,32	7,62	15,01	16,33	16,80	9,03	5,95	4,49
2001	2,69	3,07	2,29	6,02	4,53	10,49	12,77	15,93	16,27	17,91	16,52	16,87
2002	20,05	18,24	13,00	12,46	10,75	14,92	15,36	15,95	16,07	15,78	15,30	3,92
2003	4,41	2,03	2,86	6,07	3,66	13,40	15,18	16,43	14,51	13,07	5,02	3,81
2004	3,60	5,44	3,96	3,89	3,85	10,11	14,51	14,27	12,54	14,43	12,28	12,36
2005	8,16	6,67	6,00	6,88	11,23	14,83	17,01	19,05	19,52	20,15	18,33	10,47
2006	6,41	10,64	5,06	11,55	14,33	19,52	17,42	18,09	16,60	17,57	14,52	13,50
2007	15,69	8,10	4,47	2,37	5,49	11,15	15,39	16,02	14,97	15,82	15,82	19,75
2008	20,17	22,61	24,09	8,03	3,72	3,21	12,86	14,27	11,55	13,05	8,25	4,40
2009	5,82	2,47	4,79	5,90	6,61	13,89	15,47	15,66	14,99	15,36	14,34	11,44

Figura 5-4. Distribución de los tiempos de residencia del agua mensuales en el embalse de Riba-roja para el periodo 1970-2009. En el encabezado de la figura se indica la gradación de tonos que corresponde a cada intervalo de días representado, de 0 a > 30 días y en cada recuadro se indica el valor correspondiente.

Este aumento de los tiempos de residencia, sin duda ha propiciado una clarificación del agua que junto a los cambios ocurridos a nivel de regulación de crecidas, y que se abordan en el siguiente apartado, sin duda han tenido que ver en la proliferación de macrófitos.

A nivel de estado trófico, el aumento del tiempo de residencia del embalse de Riba-roja, ha podido propiciar una tendencia hacia la eutrofia, pero sin producir déficits hipolimnéticos remarcables de oxígeno disuelto, muy posiblemente por la organización hidrodinámica del embalse en el que las aguas frías salientes del embalse de Mequinenza, tienden a circular por el fondo dando lugar a una renovación selectiva del hipolimnion. De esta forma, la mayor parte del fósforo inorgánico existente en el embalse es liberado en el proceso de mineralización de la materia orgánica y una parte menor precipita como fosfato cálcico $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ hacia el sedimento. En estas condiciones y teniendo en cuenta que el aporte de fósforo que recibe el embalse de Riba-roja es de unos $130 \text{ g/m}^2\cdot\text{año}$, de acuerdo con la expresión propuesta por Straskraba (1999) que calcula la retención de fósforo en función del tiempo de residencia del agua, se obtiene que el embalse exporta alrededor del 75% del fósforo total que recibe, lo que viene a suponer una concentración media a la salida, de unos $0,20 \text{ mg P/l}$, oscilando entre $0,08$ y $0,41 \text{ mg/l}$, lo que hace que el fósforo no sea nunca limitante para la producción primaria en el tramo de río aguas abajo.

5.1.3. Laminación de avenidas

El análisis realizado sobre la hidrología de los embalses, no tiene como objetivo constatar su efecto regulador, sino los posibles cambios habidos en su explotación durante las últimas décadas, con influencia sobre el desarrollo masivo de macrófitos.

La laminación de avenidas es una función inherente a la gestión de cualquier gran embalse. Según la capacidad y el uso del embalse, la laminación puede consistir solo en la atenuación de la punta de crecida o bien comportar también un cambio en la distribución temporal de las crecidas. Las figuras 5-5 a 5-9 presentan el análisis realizado sobre la posible influencia del efecto laminador de avenidas de los embalses de Mequinenza y Riba-roja, en el desarrollo de los macrófitos.

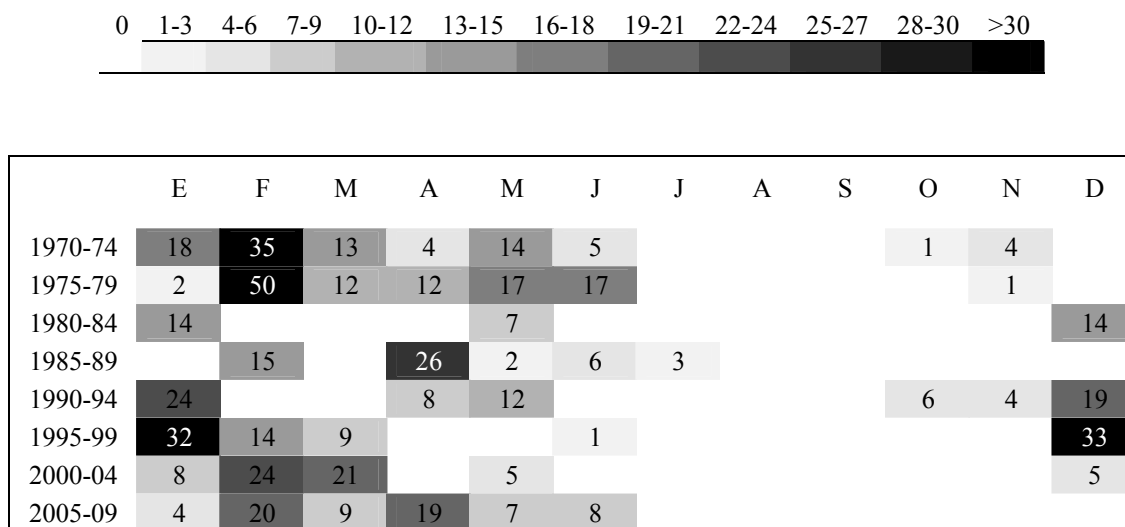


Figura 5-5. Representación del número de días por mes y quinquenio, en el que se ha superado el caudal de avenida de referencia para el embalse de Mequinenza ($672,7 \text{ m}^3/\text{s}$). En el encabezado de la figura se indica la gradación de tonos que corresponde a cada intervalo de días representado, de 0 a > 30 días y en cada recuadro se indica el valor correspondiente.

Como valores de caudal para fijar las crecidas de referencia, se ha adoptado el correspondiente 3 veces el caudal medio diario entrante en cada embalse, para el periodo de años comprendido entre 1970 y 2009. Dicho caudal, en el caso del embalse de Mequinenza, ha resultado ser de $672,7 \text{ m}^3/\text{s}$ y para Riba-roja, de $1.013,9 \text{ m}^3/\text{s}$.

En los años 70, los días con caudales altos salientes del embalse de Mequinenza, se centraban alrededor del mes de febrero y lo que es más importante, se prodigaban desde enero. En los años 80 fueron muchos menos los días con caudales altos, especialmente entre 1980 y 1984, y apenas se alargaron más allá de abril. En los años 90, los días con caudales altos se desplazaron hacia los meses de diciembre y enero, mientras que en la primera década del 2000, el mayor número de días con caudales altos se ha situado entre febrero y abril. Se deduce, por tanto, que los días con caudales altos han disminuido a lo largo del periodo considerado, que ha habido décadas con muy pocos días con crecidas y que se percibe una notable reducción en el número de días de caudales altos de los meses de mayo y junio.

Con la figura 5-6, referida al volumen total de agua que ha salido del embalse de Mequinenza en forma de “crecida” ($Q > 672,7 \text{ m}^3/\text{s}$) se puede ver la capacidad generadora real de los días con caudales altos. El resultado es muy parecido al encontrado en el análisis

de la figura 5-5 aunque mejor matizado.

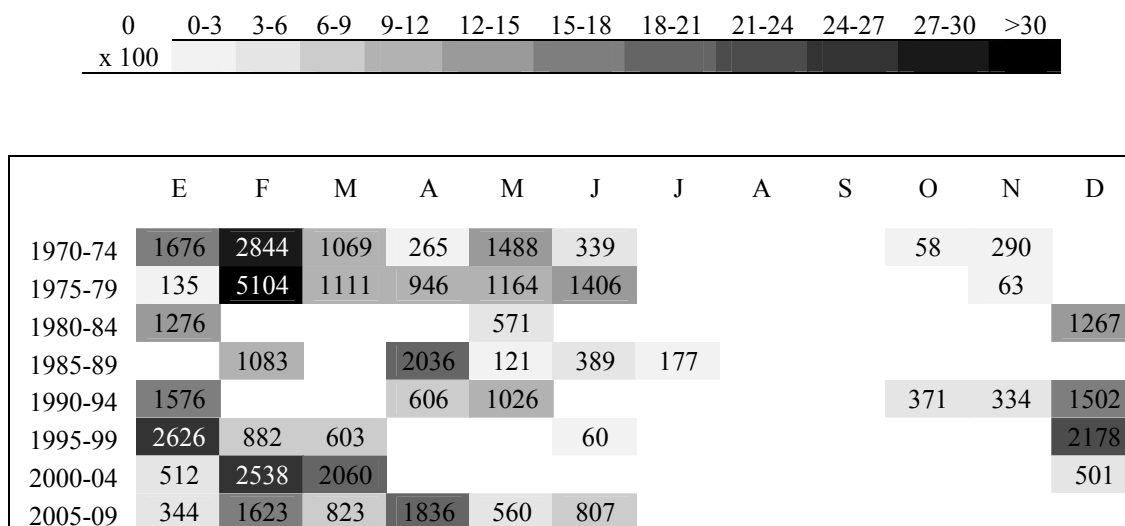


Figura 5-6. Representación del volumen total de agua circulante por mes y quinquenio, en los días en los que se ha superado el caudal de avenida de referencia para el embalse de Mequinenza (672,7 m³/s). En el encabezado de la figura se indica la gradación de tonos que corresponde a cada intervalo (x100) de volumen circulante (hm³) representado de 0 a > 3000 hm³ y en cada recuadro se indica el valor correspondiente.

Las figuras 5-7 y 5-9 son homologas a las dos anteriores pero referidas al embalse de Riba-roja. Los resultados mostrados con relación al número de días con caudales altos son cualitativamente similares a los encontrados la figura 5-5, lo que significa que la aportación del Segre que recibe Riba-roja, no modifica de forma sustancial el patrón que marcan las salidas de agua del embalse de Mequinenza. Sin embargo, dicha aportación lo que si hace es, lógicamente, aumentar el número de días con caudales altos a la salida del embalse, con respecto a lo registrado en Mequinenza, y también amplifica los meses con caudales altos, particularmente en la década de los 90. En todo caso, tal y como se ha indicado, el patrón obtenido es similar, apreciándose en los años 70, un mayor número de días con caudales altos y una distribución mensual más amplia en comparación con la actualidad. Igualmente queda clara la notable disminución de días con crecida registrada en la década de los 80.

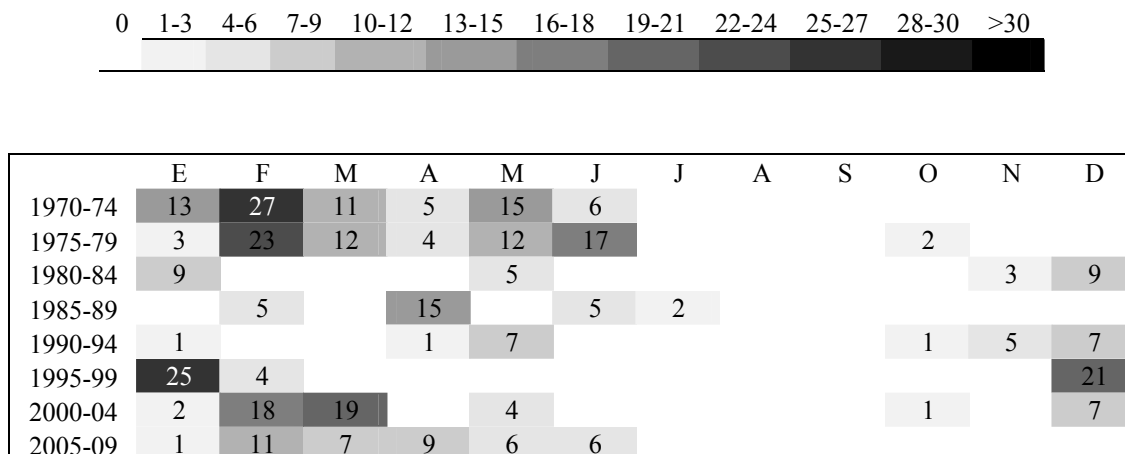


Figura 5-7. Representación del número de días por mes y quinquenio, en el que se ha superado el caudal de avenida de referencia para el embalse de Riba-roja (1.013,9 m³/s). En el encabezado de la figura se indica la gradación de tonos que corresponde a cada intervalo de días representado, de 0 a > 30 días y en cada recuadro se indica el valor correspondiente.

Las figuras 5-7 y 5-8 muestran claramente la disminución de los volúmenes de agua circulantes en crecida en los meses de mayo y junio, a favor de los meses de diciembre a febrero. Este hecho, junto con la ausencia de crecidas reseñables en la década de los 80 y de los 90 puede haber contribuido al desarrollo masivo de los macrófitos.

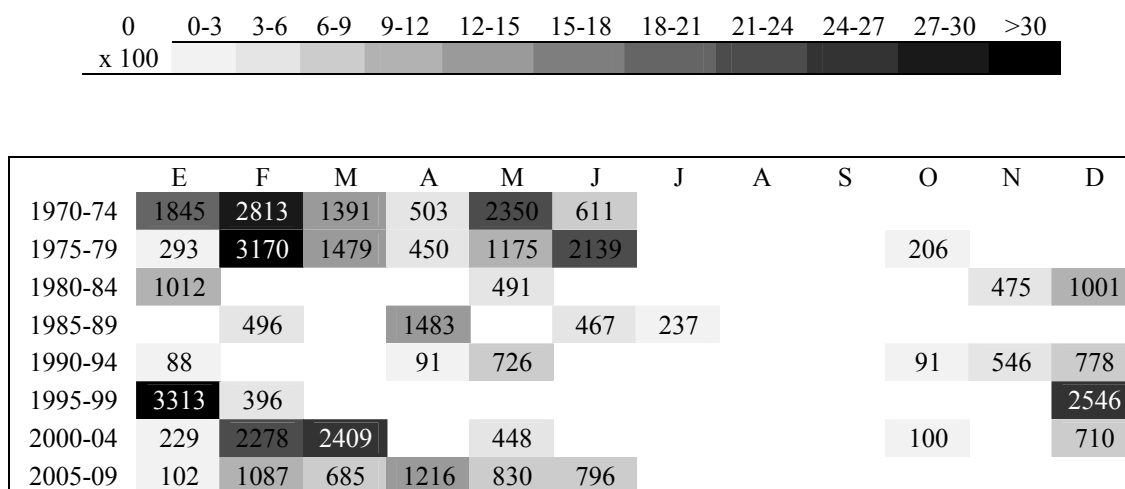


Figura 5-8. Representación del volumen total de agua circulante por mes y quinquenio, en los días en los que se ha superado el caudal de avenida de referencia para el embalse de Riba-roja (1.013,9 m³/s). En el encabezado del cuadro se indica la gradación de tonos que corresponde a cada intervalo (x100) de volumen circulante (hm³) representado de 0 a > 3000 hm³ y en cada recuadro se indica el valor correspondiente.

En la figura 5-9 se presenta un análisis más detallado, a escala anual en lugar de quinquenal, de los cambios registrados en el patrón de distribución mensual de los volúmenes circulantes en crecida. Además de ratificar todo lo expuesto en los análisis quinquenales, la figura 5-9 permite ver la notable presencia de años sin ninguna crecida, especialmente en la década de los 80 (1980, 1983, 1985, 1986, 1987 y 1989) lo que pudo establecer unas condiciones óptimas, por falta de perturbación del medio, para la colonización de macrófitos, posiblemente procedentes del Segre (semillas, partes vegetativas,...) y su posterior estabilización.

En los años 90, la circulación de crecidas río abajo del embalse de Riba-roja fue también muy escasa, con años sin ningún registro (1990, 1998 y 1999), algo parecido a lo ocurrido entre 2000 y 2009 (2000, 2004 y 2005).

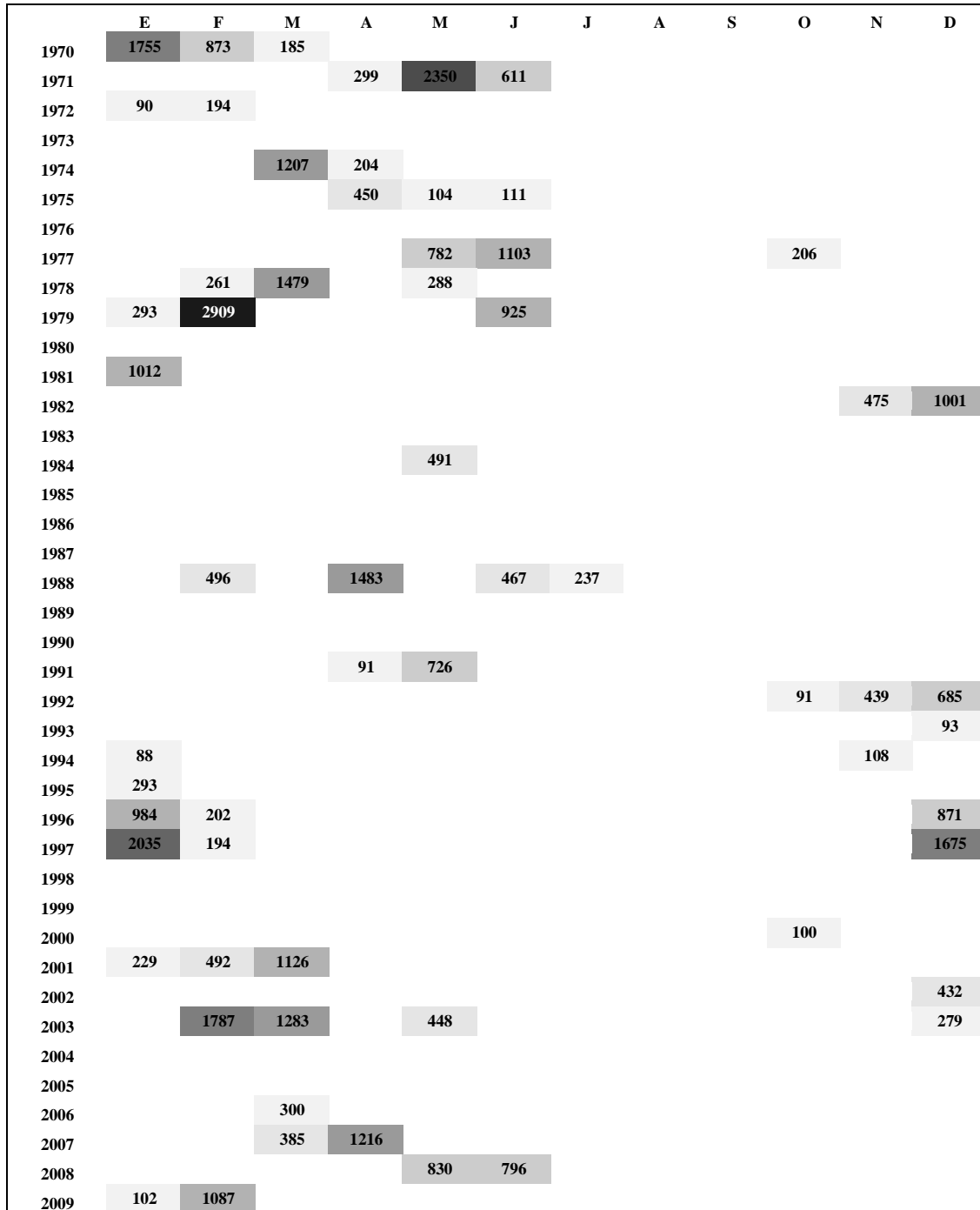
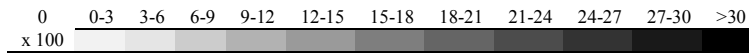


Figura 5-9. Representación del volumen total de agua circulante por mes y año, en los días en los que se ha superado el caudal de avenida de referencia para el embalse de Riba-roja (1.013,9 m³/s). En el encabezado del cuadro se indica la gradación de tonos que corresponde a cada intervalo (x100) de volumen circulante (hm³) representado de 0 a > 3000 hm³ y en cada recuadro se indica el valor correspondiente.

Las diferencias en las condiciones de regulación de avenidas, son estadísticamente analizables mediante la prueba de la T-Student. Tomando los datos representados en la figura 5-8, la probabilidad de que las series de volúmenes circulantes en crecida, sean distintos entre los quinquenios establecidos, se muestra en la tabla 5-1.

Tabla 5-1. Probabilidad en tanto por 1 de que las series comparadas sean similares (tengan medias parecidas). En sombreado verde se indican los casos de alta similitud (> 0,80) y en sombreado rojo lo contrario (< 0,20).

Probabilidad (en tanto por 1) de que sean series de igual media							
1970-74	1975-79	1980-84	1985-89	1990-94	1995-99	2000-04	2005-09
1970-74	0,9071	0,1118	0,1010	0,0773	0,5485	0,4872	0,2452
	1975-79	0,1463					
		1980-84	0,8866				
			1985-89	0,8458			
				1990-94	0,3545		
					1995-99	0,9874	
						2000-04	0,6816

Como se puede ver en la tabla 5-1, el primer quinquenio considerado (1970-74) fue hidrológicamente muy similar al siguiente, pero a partir de ese momento, la similitud se redujo de forma notable y se ha mantenido baja para todos los quinquenios comparados hasta la actualidad (2005-2009). Si se analiza la similitud estadística concatenada, hay dos puntos de disimilitud, uno muy significativo, de 1975-79 a 1980-84, y otro menos significativo de 1990-94 a 1995-99.

Además de los cambios cuantitativos en el número de días con crecidas y en el volumen circulante asociado, la regulación ha modificado la distribución temporal (mensual) de las crecidas, tal y como ya se ha comentado, desplazando los episodios de caudales altos de finales de primavera (mayo, junio) hacia otras épocas del año.

Si se observa la figura 5-10 referida a dos de las especies de plantas acuáticas más abundantes en el tramo inferior del Ebro, se aprecia que el crecimiento de las formas de supervivencia invernales, se inicia a mediados de primavera y se dispara en mayo. Esto significa que las crecidas naturales de finales de primavera, pueden jugar un papel clave en el

control del desarrollo de los macrófitos, de manera que en su ausencia la biomasa puede ir creciendo de forma notable, sin otras limitaciones más que la capacidad de colonización y la disponibilidad de sustrato colonizable.

Con los datos de la figura 5-9, el volumen acumulado circulante en crecida en la década de los 70, en mayo y junio, fue de 6.274 hm³, frente a tan solo 958 hm³ en los 80, 726 hm³ en los 90 y 2.074 hm³ en la última década. Las diferencias en la capacidad de control del desarrollo de los macrófitos ejercida por las crecidas, a lo largo de los años, resultan evidentes. Al margen de una disminución en la magnitud de las crecidas, hay también un cambio en su estacionalidad que se concreta en una disminución de su frecuencia en primavera y otoño y una concentración hacia los meses centrales de invierno. Cabe pensar que actualmente, en primavera, se han aumentado los resguardos para evitar vertidos y aprovechar el deshielo para tener los embalses llenos a principios de verano. Después del verano los embalses quedan más bajos tras las altas demandas estivales, con lo que pueden laminar más y mejor las avenidas naturales de otoño. En pleno invierno, los embalses es cuando pueden estar ahora más llenos, antes de empezar a generar resguardo, con lo que es el momento en el que una crecida puede transmitirse más fácilmente río abajo. No hay que descartar tampoco la posible influencia de un cambio natural en la estacionalidad de las crecidas con origen climático, aunque no parece que pueda imponerse a los efectos del cambio global, protagonizado por los cambios en las presiones de uso del agua de las últimas décadas.

Ciclo Biológico

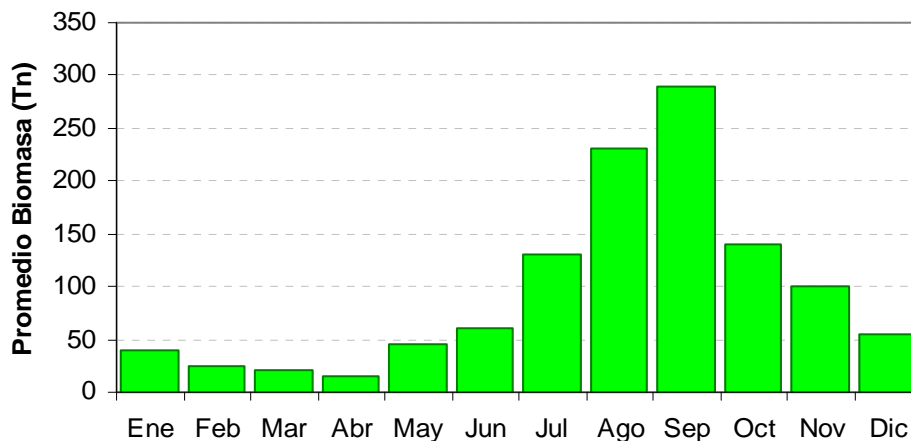
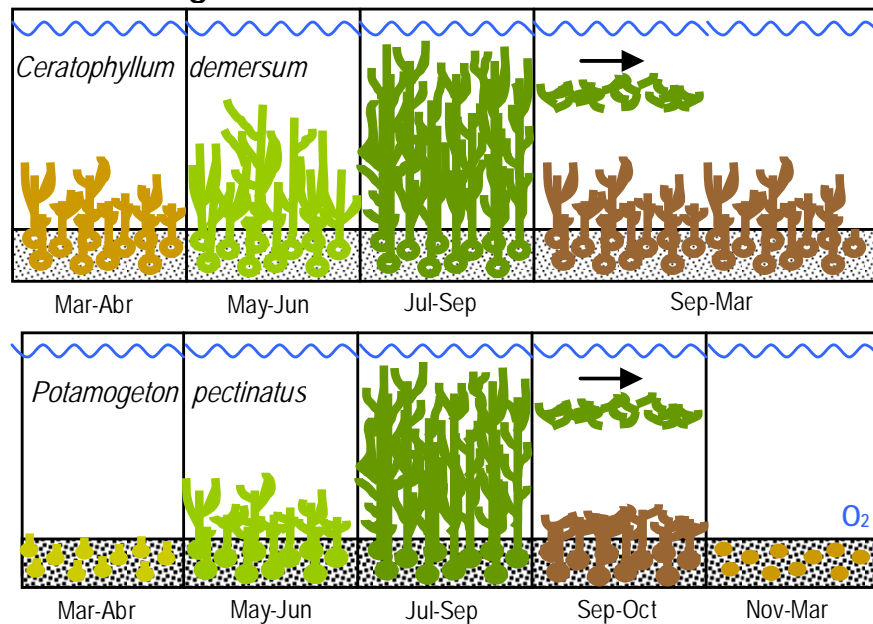


Figura 5-10. Ciclo biológico de dos de las principales especies de macrófitos presentes en el tramo inferior del Ebro (*Ceratophyllum demersum* y *Potamogeton pectinatus*). En la parte inferior se muestra la biomasa total de macrófitos retirada en la captación de la CN Ascó, como valores mensuales promedio entre 2002 y 2007.

Las relaciones entre caudal circulante y macrófitos están bien documentadas, si bien a menudo se circunscriben a la magnitud del caudal y al efecto que sobre los macrófitos tiene la velocidad del agua asociada (Fox, 1996; Wade, 1996). Sin embargo, tanto como la magnitud del caudal y la velocidad del agua, son también importantes en el control del desarrollo de los macrófitos, el número de días al año con caudales altos, el volumen total circulante y, sobre todo, las épocas del año en las que tienen lugar los caudales altos; este es seguramente uno de los aspectos clave a la hora de explicar el desarrollo masivo de

macrófitos de los últimos años, tanto en el bajo Ebro como en el Segre.

5.1.4. Gestión hidroeléctrica de embalses

Hasta finales de los años 90, las centrales hidroeléctricas de Mequinenza, Riba-roja y Flix eran explotadas por empresas distintas; ENHER en Mequinenza y Riba-roja, y FECSA en Flix. Esta situación determinaba cambios de caudal y de nivel notables aguas abajo de la presa de Flix, con vertidos más frecuentes por dicha presa cuando los caudales turbinados por la CH Riba-roja eran superiores a la escasa capacidad de embalse de Flix y la de su central hidroeléctrica. Río abajo, se daban por tanto unas condiciones de caudales relativamente cambiantes en el tiempo.

A partir del momento en que se lleva una explotación coordinada entre las centrales de Riba-roja y Flix, con el objetivo de optimizar los caudales turbinados (producción de energía renovable) y minimizar vertidos, la amplitud de los cambios de caudal circulante aguas abajo de Riba-roja se reduce, con efectos sobre río que actúan de forma más o menos notable, pero en todo caso, sinérgicas con el aumento de las condiciones de estabilidad hidráulica, propiciatorias para el desarrollo de vegetación acuática.

5.2. ASPECTOS MORFOSEDIMENTARIOS E HIDRÁULICOS

5.2.1. Velocidad de flujo

Las adaptaciones fisiológicas de los macrófitos a la dinámica fluvial han sido estudiadas por algunos autores. Una de las variables más importantes para entender el comportamiento de los macrófitos es la velocidad del flujo, la cual controla la distribución, composición y metabolismo de los organismos fotosintéticos (Dodds y Biggs, 2002). Con el aumento de la velocidad, disminuye el ritmo de crecimiento de la vegetación (Green, 2005). En la investigación de Dodds y Biggs (2002) en canales de ensayo, se describe la relación entre la velocidad del flujo y el coeficiente de atenuación (CA)¹ de la vegetación. La vegetación desarrolla mayor capacidad de resistencia al flujo cuando la velocidad es más alta. Este hecho se observa por ejemplo en *Potamogeton pectinatus* (la segunda especie más abundante en el Ebro aguas abajo de Flix), el cual presenta raíces más cortas en aguas tranquilas

¹El coeficiente de atenuación se toma como indicador de la alteración del flujo por parte de las plantas acuáticas y se calcula para cada profundidad a partir de la velocidad del agua en el punto de medición y la velocidad en el punto inmediatamente superior en el mismo perfil (Dodds y Biggs, 2002).

(Madsen, 2001). El aumento de la velocidad ($v > 0,9$ m/s) puede retardar el crecimiento de la planta si tiene lugar en la fase inicial de su periodo de crecimiento, mientras que si la crecida tiene lugar en la fase tardía, puede llegar a eliminar la biomasa

Tabla 5-2: Efectos de la velocidad del flujo sobre macrófitos sumergidos (Madsen et al., 2001)

VELOCIDAD (m/s)	TEMPORADA DE CRECIMIENTO	
	TEMPRANA	TARDÍA
< 0,1	Aumenta la biomasa	Inicialmente hay comunidades típicas de velocidades altas. Al final de la estación, el movimiento de sedimento disminuye la biomasa.
	Aumenta la biodiversidad:	
	angiospermas	
	briofitas	
0,60-0,90	peridofitas bentónicas	Se retrasa la fase de crecimiento. Al final de la estación, se mantiene la biomasa y no hay nuevo crecimiento.
	Baja cantidad de biomasa:	
	angiospermas	
	briofitas	
>0,9	Peridofitas	Sin vegetación
	Briofitas	

Al igual que la velocidad, el estrés físico (agitación del flujo) también tiene un efecto negativo en el crecimiento de la vegetación, ya que se reduce la función fotosintética por el enredo de hojas y tallos (Madsen *et al.*, 1993). Si durante la crecida, la planta se rompe por el tallo, en lugar de ser arrancada, puede que se favorezca la dispersión de la especie, como en el caso de *Myriophyllum spicatum* (Stewart *et al.*, 1997). Este hecho también depende del umbral de rigidez de la planta. En el caso de los macrófitos sumergidos, la mayor rigidez se alcanza durante el día (debido a la producción de oxígeno) y a mitad del verano. Una de las adaptaciones físicas observadas en las plantas más flexibles, es el desarrollo de hojas más largas (Green, 2005).

5.2.2. Resistencia hidráulica

La resistencia hidráulica se compone principalmente de dos factores, las pérdidas de energía por fricción y la variabilidad de velocidades a lo largo del río. Estos parámetros cambian en función de la especie. Una masa de macrófitos bien desarrollada obstruye la corriente de agua, incrementando la resistencia hidráulica del canal y disminuyendo la velocidad del agua (mayor tiempo de residencia) de forma no-lineal (Green, 2006). Esta capacidad depende de muchos factores, como la densidad de la vegetación, la superficie de fricción del canal, los coeficientes de arrastre, la porosidad, la morfología y la edad de las plantas, y sus propiedades mecánicas (Green, 2006; Nikora *et al.*, 2008). La resistencia hidráulica trabaja a dos escalas:

1. si ésta se da a nivel de las partes superiores de la planta (hojas, etc.), entonces la velocidad del agua se ve aminorada entre los distintos individuos.
2. cuando el conjunto de plantas es muy denso, se bloquea el paso de agua entre los pies de los individuos y el flujo rodea la masa de macrófitos (Green, 2005; Wharton *et al.*, 2006).

Representar el perfil de velocidades dentro y alrededor de la masa de macrófitos es complicado, ya que éste depende de las características morfológicas de la especie y la resistencia que ofrecen (Wharton *et al.*, 2006). Existen distintos métodos para cuantificar la resistencia hidráulica² y la total³ en un río vegetado (Nikora *et al.*, 2008). La resistencia es máxima en verano y durante el día, ya que la rigidez de los tallos está regulada por su flotabilidad y ésta, varía diurnamente; por la noche los tallos están más flácidos (Green, 2005).

Se ha estudiado como afectaba el recorte de los macrófitos en la resistencia hidráulica. Tanto en la eliminación del 30% como en el 100% de la vegetación, el patrón observado seguía la misma tendencia que sin aplicarle ninguna técnica de gestión. Estos resultados sugirieron que son los parámetros físicos de la vegetación los que determinan la resistencia hidráulica (Nikora *et al.*, 2008).

5.2.3. Transporte de sedimentos

El tamaño de la partícula que puede ser erosionado y transportado es una función de la velocidad del flujo. Por lo tanto, las arenas son más fáciles de erosionar que las partículas más grandes, las cuales requieren mayor velocidad para iniciar el movimiento. Aunque los limos y las arcillas tengan menor calibre que las arenas, requieren mayor velocidad crítica de erosión debido a su cohesividad. La materia orgánica, debido a su baja densidad, tiende a erosionarse fácilmente. Por lo tanto, los sustratos de grano grueso, caracterizados por flujos fuertes, generalmente no tienen materia orgánica y son pobres en nutrientes (Chambers *et al.*, 1991, French, 1995). Una distribución granulométrica inadecuada y una menor concentración de sedimentos (p.e. por la presencia de presas aguas arriba) pueden favorecer la proliferación de plantas acuáticas. Los macrófitos enraízan mejor en arenas, limos y arcillas, que en gravas (Madsen *et al.*, 2001). Según el experimento llevado a cabo por

² Kouwen *et al.* (1969); Carollo *et al.* (2005)

³ Ecuación de Manning (n). Green (2005, 2006)

Chambers *et al.* (1991) en dos ríos de caudales lentos (Oeste de Canadá), la erosión de *Potamogeton pectinatus* se veía afectada tanto por la velocidad del caudal como por la textura del sedimento. Inicialmente, tasas bajas de sedimentación pueden contribuir al crecimiento de los macrófitos por el aporte de nutrientes, hasta que la acumulación sea tal que tapone las superficies fotosintéticas y entierre la planta (Madsen *et al.*, 2001). En las zonas de sedimentación, los macrófitos pueden colonizar barras y llegar a formar islas, mientras que en las zonas erosivas, la incisión se puede incrementar debido a la concentración de plantas en el lecho que modifican la circulación del flujo de agua (Dawson *et al.*, 1978).

5.3. CALIDAD DE LAS AGUAS

5.3.1. Relaciones entre los macrófitos y los nutrientes

Los macrófitos acuáticos sumergidos pueden absorber nutrientes mediante las raíces, a través de los brotes, o por ambos órganos a la vez (aunque en distintas proporciones). Esta capacidad singular de estos organismos dificulta el control del efecto que el P pueda tener en su crecimiento y en los sistemas acuáticos en general, ya que el ciclo del P es muy dinámico entre la columna de agua, el sedimento y la biota (Mainstone *et al.*, 2000; Clarke y Wharton, 2001). La mayor fuente de fósforo en lagos y ríos proviene de forma difusa de la agricultura, y de manera puntual, de los procesos de detracción, de la actividad industrial, de los aportes de las estaciones de tratamiento de aguas y de los cambios morfológicos inducidos por ingeniería fluvial y gestión de plagas (Clarke y Wharton, 2001; Wharton *et al.*, 2006). Especialmente durante el verano, cuando el volumen de agua no es suficiente para diluir la concentración de P que viene de depuradoras e industrias, es cuando el problema se hace más evidente y se detecta una mayor biomasa de macrófitos (Carr y Chambers, 1998).

Nutrientes en la columna de agua

La elevada disponibilidad de nutrientes en la columna de agua es causante del cambio de la composición y del incremento de biomasa de la comunidad de macrófitos (Franklin *et al.*, 2008). Con un incremento moderado de nutrientes, la comunidad acuática cambia desde estar compuesta principalmente por especies de crecimiento lento y un ciclo de vida largo, a especies con un crecimiento más rápido o plantas que desarrollan estructuras erectas y forman una gran biomasa (Best *et al.*, 2001). En general, los ríos con tiempos de retención cortos responden al incremento de nutrientes con el incremento de la comunidad del bentos y

las algas epifitas, mientras que los ríos con mayores tiempos de retención son dominados por la fracción fitoplanctónica (Hilton *et al.*, 2006).

Ciertas comunidades de macrófitos pueden ser usadas directamente como indicadores de la concentración de nutrientes en la columna de agua (Clarke y Wharton, 2001). Los mejores indicadores para el fósforo total parecen ser *Potamogeton pectinatus* y *Ceratophyllum demersum*, el primero relacionado con valores elevados y, el segundo, con bajas concentraciones de fósforo total. Por otro lado, *Myriophyllum spicatum* fue relacionada con grandes cantidades de sulfatos, mientras que la presencia de *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum* y *Ricciocarpus natans*, fueron correlacionadas con bajas concentraciones de sulfatos. Del mismo modo, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum* y *Potamogeton natans* (entre otras), se relacionaron con bajas concentraciones de nitratos (Kočić *et al.*, 2008).

Nutrientes en el sedimento

Si bien se conoce la relación entre las características físicas (granulométricas) e hidráulicas del sustrato con relación a su capacidad de acogida para el enraizamiento de macrófitos, las características físico-químicas de dicho sustrato, han recibido una menor atención.

Parece sin embargo muy lógico que las condiciones de pH, Eh y, en definitiva de materia orgánica y de oxido-reducción, tengan bastante que ver en la aptitud que ofrece un determinado sustrato a ser colonizado por una planta con raíces. No en vano, todo el intercambio iónico, así como las formas en las que se encuentran los compuestos y elementos presentes en el sustrato, dependen en buena medida de las condiciones de oxido-reducción dominantes. Es precisamente por esta razón por la que en tramos de ríos muy heterótrofos como consecuencia de altas cargas de materia orgánica, el Eh puede ser tan electronegativo que impida el asentamiento de plantas acuáticas.

Sin embargo las condiciones anóxicas pueden tener un efecto particular en determinadas especies de macrófitos; así, Summers *et al.*, (2000) encontraron que las condiciones de anoxia en el sustrato producen un efecto sobre las partes subterráneas de las plantas, estimulando su crecimiento.

El contenido de fósforo en sedimento de ríos y lagos suele ser elevado debido a la capacidad del sedimento para retener fósforo en las partículas superficiales. Lijklema (1998) determinó

que la cantidad de fósforo encontrado en 1m² de sedimento a 10 cm de profundidad era 300 veces superior al que se encuentra a 5 m de profundidad.

M. spicatum se ha encontrado en sedimentos con bajas concentraciones de fósforo total (Spencer y Ksander, 1999; Hilton *et al.*, 2006). También se ha estudiado el efecto de los nutrientes en la comunidad de *P. pectinatus*, ya que es una especie eutrófica. La biomasa y la concentración de fósforo, y la de P+N en el sustrato, presentaban una relación lineal que explicaba un 28% de la distribución de este macrófito. Los macrófitos pueden incrementar el potencial redox del sedimento y la afinidad de éste al fósforo, a través de la pérdida de oxígeno radial proveniente de la biomasa del subsuelo. Pero esta habilidad de modificar el potencial redox difiere según la especie de macrófito, según su capacidad de transportar oxígeno.

En un estudio de Aldridge *et al.* (2003) se vio que un macrófito sumergido como *P. crispus*, no presentaba influencia alguna en el potencial redox del sedimento, y que una entrada de materia orgánica puede neutralizar el efecto oxidativo de este macrófito, que presenta una baja capacidad de transporte de oxígeno. Los macrófitos emergentes (*Typha domingensis* y *Bolboschoenus caldwellii*) son capaces de obtener, transportar y liberar más oxígeno en el sedimento adyacente que los sumergidos (*Potamogeton crispus*). El incremento de potencial redox en el sedimento por *B. caldwellii* es significativamente mayor que el de *P. crispus*. En sistemas eutróficos con una alta demanda de oxígeno, los macrófitos con una capacidad reducida de oxidar el sedimento, influyen poco en la habilidad del sedimento de adsorber fósforo. Sin embargo, la presencia de macrófitos incrementa la capacidad de adsorción del sedimento y reduce la concentración de fósforo en la columna de agua. Los sedimentos vegetados presentan un mayor número de iones minerales insolubles, los que hacen incrementar el potencial redox y facilitan la adsorción de fósforo.

La variabilidad del caudal puede propiciar la variación espacial en la química del sedimento, mejorando la oxigenación de éste en régimen turbulento, e influyendo en la retención o liberación de nutrientes. Se encuentra una mayor biomasa de macrófitos en los sustratos más finos y una mayor presencia a velocidades del agua inferiores o iguales a 0,25 m/s (Hoyer *et al.*, 2004). Sin embargo, un sustrato móvil o poco compactado contribuye a la degradación de la comunidad enraizada.

5.3.2. Variación en el contenido de nutrientes

Además de lo ya indicado acerca del aumento de la transparencia del agua ligada al aumento

de los tiempos de residencia del agua en los embalses, y a la disminución de la capacidad de control hidráulico sobre los macrófitos, derivada de los cambios en las características hidrológicas del tramo regulado, está la disponibilidad de nutrientes, particularmente de fósforo y del nitrógeno.

Hay una relación causa-efecto evidente entre disponibilidad de nutrientes y desarrollo de macrófitos. Sin embargo esta relación es difícil de poderse apreciar de forma directa porque es compleja, tanto para el fósforo como para el nitrógeno. Según Chambers *et al.*, (1989), no es esperable encontrar una correlación estadística entre el desarrollo masivo de macrófitos y la disponibilidad de nitrógeno, y tampoco con la de fósforo para concentraciones por encima de 60-80 µg/l ya que las plantas enraizadas obtienen los nutrientes a través de las raíces más que a través de los brotes, lo que hace inútil buscar correlaciones con la concentración de nutrientes en la columna de agua (Fox, 1996).

La propia presencia masiva de macrófitos retira cantidades importantes de nutrientes del agua, con lo que la posible correlación se ve modificada. La biomasa de macrófitos actúa como acumuladora de fósforo y en cuanto al nitrógeno, aunque la forma preferente de asimilación es el amonio frente al nitrato, en determinadas condiciones, por ejemplo con concentraciones de oxígeno disuelto de 2 mg/l, la tasa de crecimiento de los macrófitos sumergidos disminuye (Netten *et al.*, 2007) para concentraciones altas de amonio. Hay que tener en cuenta también que una fracción de amonio se convierte en amoníaco, fuertemente tóxico para la vida acuática, incluidos los macrófitos, cuando el pH y la temperatura del agua son elevados, cosa que suele ocurrir en tramos bajos de ríos mediterráneos, con una alta producción primaria, durante los meses de verano.

La dureza del agua (Allen, 1996; Fox, 1996) también influye en el desarrollo de los macrófitos dado que utilizan HCO_3^- como fuente de carbono. Una combinación de aguas duras y flujo lento puede propiciar el desarrollo de plantas acuáticas.

Una eventual reducción de las concentraciones de productos fitotóxicos, a partir de la proliferación, en las últimas décadas, de estaciones de depuración de aguas residuales urbanas e industriales (EDAR), en toda la cuenca, podría haber mejorado las condiciones para los macrófitos. De hecho, al margen de los productos fitotóxicos, la depuración de aguas residuales ha tenido unos efectos evidentes en los ríos, reduciendo los tramos sujetos a condiciones heterótrofas (alta carga de materia orgánica, bajo Eh, poca concentración de nutrientes inorgánicos disueltos,...), a favor de condiciones autótrofas, especialmente cuando los sistemas de depuración no eliminan fósforo de forma eficaz (ausencia de tratamiento

terciario). Parece ser que la relación $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ también juega un papel en el desarrollo de los macrófitos, tal y como ya se ha indicado, en el sentido de que si el amonio baja, los macrófitos pueden verse menos perjudicados.

Un caso patente de los cambios del río derivados de la instalación de una EDAR, es el del río Segre aguas abajo de la ciudad de Lleida. En los años 80 y buena parte de los 90 del pasado siglo, había al menos unos 20 km de río afectado por el vertido residual urbano, directo y sin tratamiento, de la ciudad de Lleida. Desde mediados de los años 90, con la puesta en marcha de la EDAR, cambiaron radicalmente las condiciones río abajo, hacia una autotrofia creciente que, combinada con una baja magnitud y frecuencia de avenidas, ha convertido todo el tramo inferior del Segre en una auténtica alfombra de macrófitos.

De esta forma, la depuración de aguas residuales en los últimos años, ha modificado las concentraciones de nutrientes (en particular las de fosfatos) en las aguas circulantes, por el proceso de mineralización acelerado que este tipo de instalaciones produce sobre la materia orgánica residual urbana. Este hecho ha tenido que dar lugar a un aumento de la fracción de fósforo inorgánico disuelto (ortofosfato) disponible para los productores primarios, que pueden retirarlo y crecer, a una velocidad que incluso impida la detección de concentraciones altas en el agua. Este fósforo, rápidamente asimilado y convertido de disuelto a particulado, pasa a engrosar la carga de fósforo total que se deposita sobre el sedimento o permanece en formas vivas y es arrastrado río abajo, lo que favorece el fitobentos en detrimento del fitoplancton.

La figura 5-11 muestra los datos disponibles, agrupados por quinquenios, sobre la concentración media de fósforo en forma de fosfatos que entra al embalse de Riba-roja desde los ríos Cinca y Ebro. Si se tiene en cuenta que por encima de $0,09 \text{ mg P-PO}_4^{-3}/\text{l}$ el fósforo deja de ser limitante, está claro que esta concentración se supera con facilidad en las aguas entrantes al embalse. El tiempo de residencia del agua (figura 5-11) sigue un patrón bastante similar a las aportaciones de fosfatos, lo que propicia unas condiciones que favorecen la eutrofización del embalse. La figura 5-12, de forma análoga a la 5-11 recoge las concentraciones medias de nitratos, que recibe el embalse de Riba-roja de los ríos Cinca y Segre. Se trata igualmente de concentraciones notables.

A nivel de fósforo total el Segre aporta $0,13 \text{ mg/l}$ en promedio al embalse de Riba-roja, según datos de la CHE, y el Cinca $0,24 \text{ mg/l}$. Ambas concentraciones por si solas, superan claramente el umbral deseable ($0,03 \text{ mg P/l}$), lo que ratifica la ausencia de condiciones limitantes por nutrientes. Cabe indicar que las condiciones de eutrofia se asocian a pérdidas

en la diversidad de macrófitos y dominancias acusadas de las especies más competitivas como *Potamogeton pectinatus*.

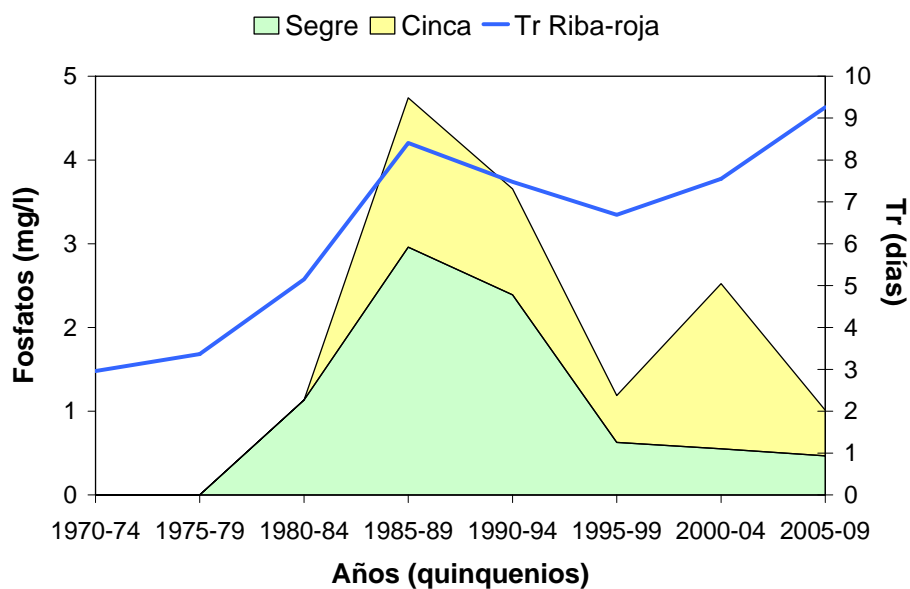


Figura 5-11. Concentraciones medias de fósforo en forma de fosfato ($P-PO_4^{3-}$), agrupadas por quinquenios, aportadas por las aguas de los ríos Cinca y Segre al embalse de Riba-roja, según datos de la CHE. En la misma figura se muestra el tiempo de residencia del agua.

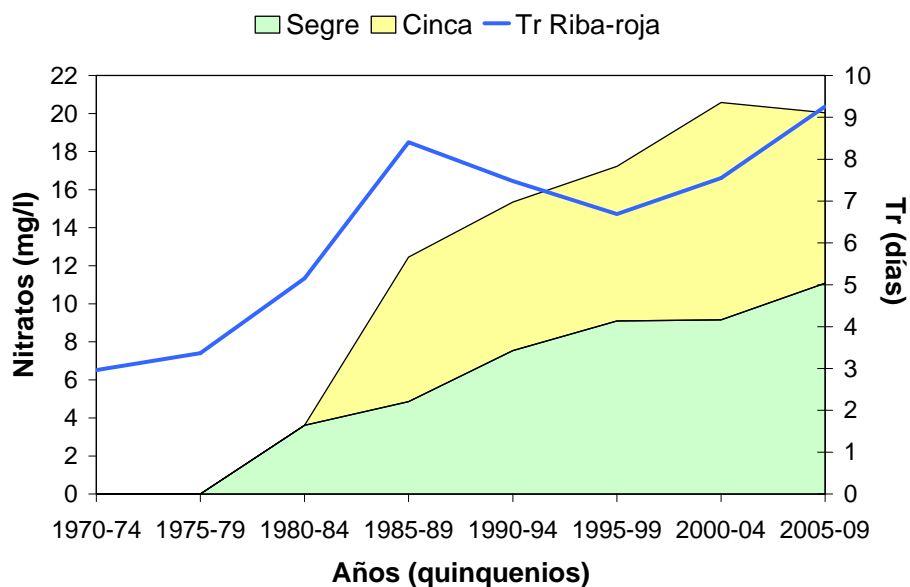


Figura 5-12. Concentraciones medias de nitrógeno en forma de nitrato ($N-NO_3^-$) agrupadas por quinquenios, aportadas por las aguas de los ríos Cinca y Segre al embalse de Riba-roja, según datos de la CHE. En la misma figura se muestra el tiempo de residencia del agua.

Según los datos facilitados por la CHE, la evolución de la concentración media anual de fósforo total que entra en el embalse de Riba-roja, desde los ríos Cinca y Segre (figura 5-11) ha ido decreciendo. Esta tendencia, que en primera instancia puede atribuirse a la depuración de las aguas residuales urbanas en la cuenca, admite también otra interpretación en el sentido de que el fósforo ha podido reducirse a expensas de grandes aumentos de biomasa de productores primarios, donde queda acumulado y temporalmente retirado del medio acuático. Si se admite esta hipótesis, la figura 5-13 muestra como punto de cambio los primeros años de la década del 2000, con una bajada apreciable de la aportación de fósforo total al embalse de Riba-roja.

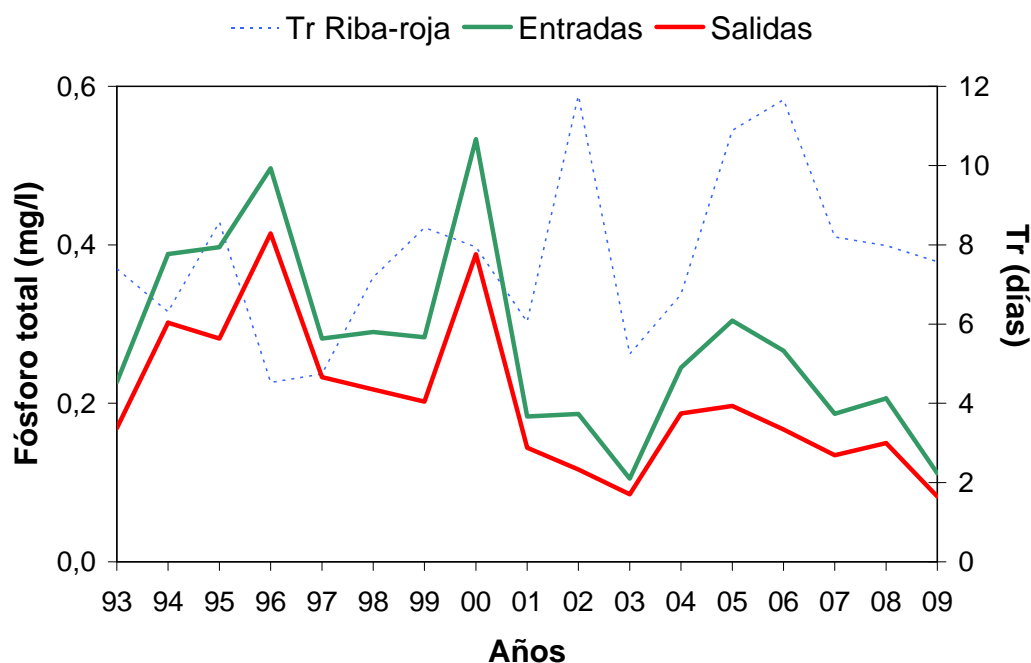


Figura 5-13. Evolución anual de las entradas (datos reales facilitados por la CHE, correspondientes a los ríos Cinca y Segre) y las salidas (datos estimados) de concentración de fósforo total en el embalse de Riba-roja. Mediante una línea discontinua, se muestran los tiempos de residencia del agua.

Las salidas de fósforo del embalse de la figura 5-13 se han calculado con la expresión de Straskraba (1999) ya referenciada. Como puede verse, las diferencias entre entradas y salidas se amplían cuando los tiempos de residencia del agua son mayores, lo que corresponde a unas condiciones de mayor retención de fósforo por parte del embalse.

A las entradas de nutrientes de las figuras 5-11 a 5-13, hay que sumarle las concentraciones que llegan al embalse de Riba-roja, procedentes del embalse de Mequinzenza, además de las aportaciones litorales, lo que ahondaría en la ausencia de condiciones limitantes, por falta de

nutrientes, tanto en el propio embalse como en el río aguas abajo.

Otro aspecto que ha podido contribuir de forma significativa a aumentar el contenido de nutrientes en el embalse de Riba-roja, son los sedimentos procedentes de los tres vaciados consecutivos (1995, 1996 y 1997) del embalse de Barasona, situado en el río Ésera unos 80 km aguas arriba. Se trataba de unos sedimentos pobres en materia orgánica (< 6%; Navas *et al.*, 1998), pero su gran volumen movilizado río abajo supone, en términos de masa, una cantidad notable de nutrientes y, por otro lado, la colmatación del cauce derivada de su deposición en la cola del embalse de Riba-roja, ha transformado en zonas colonizables por macrófitos, tramos de río que no lo eran o, al menos, no lo eran tanto, convirtiéndose de ese modo en viveros naturales abastecedores de los tramos situados aguas abajo. Cabe destacar que las concentraciones de clorofila en el embalse de Riba-roja, aunque con pocos datos como para conclusiones precisas, sí que muestran una cierta tendencia a señalar ese aparente aumento de nutrientes en el embalse, con valores estivales ciertamente puntuales, pero que entre 1996 y el 2002 han pasado de menos de 5 mg/m³ a más de 30 mg/m³.

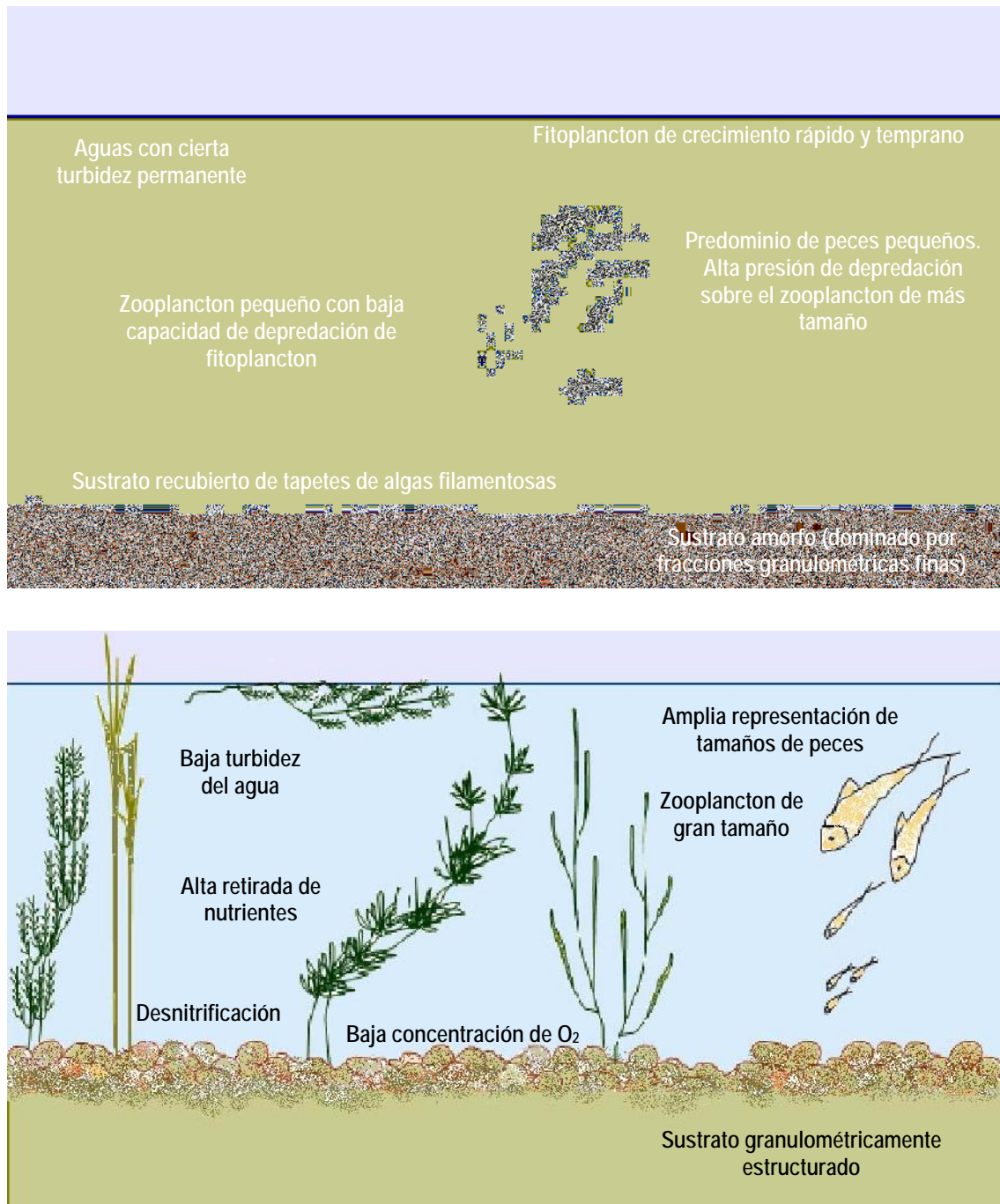


Figura 5-14. Aspectos y procesos que determinan la dominancia entre fitoplancton (superior) y fitobentos (macrófitos; inferior) en masas y cursos de agua limnófilos poco profundos.

La figura 5-14 representa de forma conceptual, el frágil equilibrio que decide la dominancia entre el fitoplancton y los macrófitos en una laguna o en un tramo de río limnófilo de notables dimensiones como el Ebro. En condiciones de una cierta turbidez del agua (figura 5-14 superior), puede dominar una estructura trófica de base planctónica, con un fitoplancton de crecimiento rápido que compite de forma temprana (primavera) por la luz o el CO₂. El

zooplancton está formado por especies de pequeño tamaño y alta tasa de renovación, con baja capacidad relativa de retirada de algas. El zooplancton de mayor tamaño (cladóceros) es depredado más fácilmente por peces de pequeño tamaño o alevines, lo que a su vez, favorece una estructura de la población de peces, sesgada hacia los tamaños pequeños. Sobre el fondo se forman tapetes de algas filamentosas, lo que junto con un sustrato amorfo, obstaculiza el establecimiento de propágulos de macrófitos.

La dominancia del fitobentos sobre el fitoplancton se establece en aguas claras, donde el fitoplancton es retirado por zooplancton de gran tamaño (cladóceros) que encuentra fácil refugio y resguardo de la depredación de los peces, entre los macrófitos. La población de peces presenta una estructura de clases de edad más variada. El sustrato es diverso y estructurado, lo que permite el enraizamiento de plantas. En el fondo, se pueden dar concentraciones de oxígeno disuelto bajas y procesos de desnitrificación, lo que puede activar el crecimiento de determinadas especies de macrófitos (Summers *et al.*, 2000). La capacidad de retirada de nutrientes del medio es muy alta.

5.3.3. [Transparencia](#)

La disponibilidad de luz en el lecho fluvial favorece la proliferación de macrófitos (Hoyer *et al.*, 2004). La luz provee la energía necesaria para llevar a cabo la fotosíntesis, y por ello puede llegar a determinar la profundidad a la que llegan los macrófitos y la superficie cubierta por estos. Se encuentran factores locales como la turbidez, el crecimiento de epífitos, la presencia de vegetación de ribera o incluso otras especies de macrófitos, que pueden causar una baja disponibilidad de luz y/o un bajo rendimiento fotosintético, que se traduce en un escaso crecimiento (Franklin *et al.*, 2008).

La mayor o menor disponibilidad de luz incidente (radiación) en el agua puede determinar los siguientes aspectos de la comunidad macrofítica: 1) la producción fotosintética y la acumulación de biomasa, 2) la capacidad y momento de la reproducción sexual, y la morfología del tallo; 3) los procesos morfogenéticos (relación chl a:b, ratio germinación/brote); 4) cambios en los eventos fenológicos (germinación/brote, floración, formación de estructuras de hibernación) y 5) los procesos metabólicos, los eventos de floración y el inicio de los procesos asociados de senescencia (Best *et al.*, 2001; Franklin *et al.*, 2008).

A partir de distintos modelos que relacionan la disponibilidad de luz y el crecimiento de macrófitos (HYDRIL y MILFLO, Best *et al.*, 2001) se concluye que la resuspensión de

sedimentos y la proliferación de fitoplancton y perifiton hace disminuir la luz incidente en la columna de agua y pueden reducirse considerablemente la biomasa de macrófitos, alterando su crecimiento y la reproducción (Best *et al.*, 2001). La recuperación de la comunidad de *Potamogeton* después de una perturbación (p.e. una crecida del río) depende principalmente del grado de turbidez del agua durante el período asociado al crecimiento (Hootsmans y Vermaat, 1994; Carr *et al.*, 1997).

De acuerdo con lo expuesto en el apartado 5.1.2.2., el incremento del tiempo de residencia del agua en los embalses ha provocado un descenso en la concentración de sólidos inorgánicos en suspensión. Además, la reducción de fósforo también ha producido un descenso de la concentración de clorofila en el agua (ver figura 5-15). Ambos procesos han resultado en un incremento notable de la transparencia.

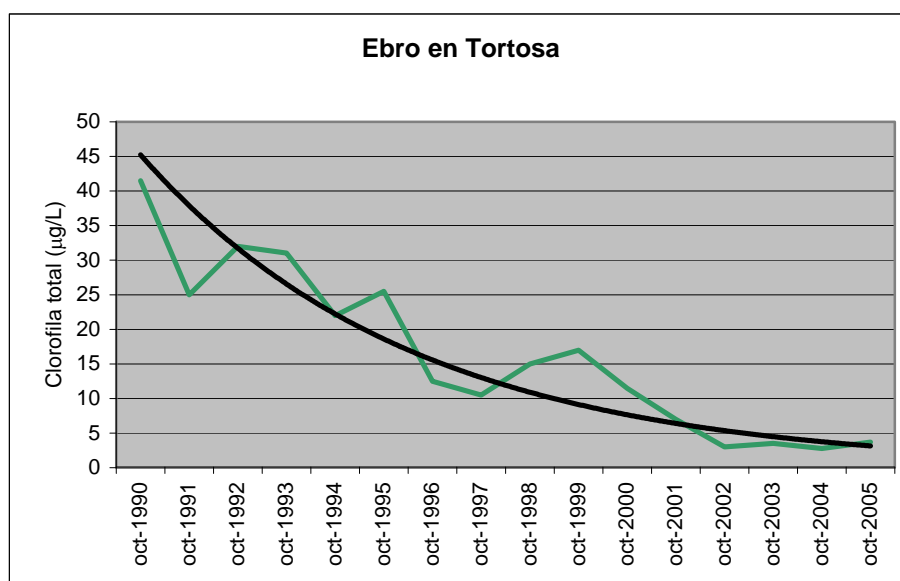


Figura 5-15.- Evolución de la concentración de la clorofila total en el río Ebro en Tortosa, entre 1990 y 2005 (tomado de Ibáñez *et al.* 2008)

De acuerdo con observaciones realizadas para este trabajo, los valores del Disco de Secchi (medida de la transparencia del agua) han aumentado desde 1m en 1990 hasta más de 4 m en 2004-2007(ver figura 15-16), lo que explica por si sólo el gran avance de los macrófitos hasta profundidades de hasta 3 m.

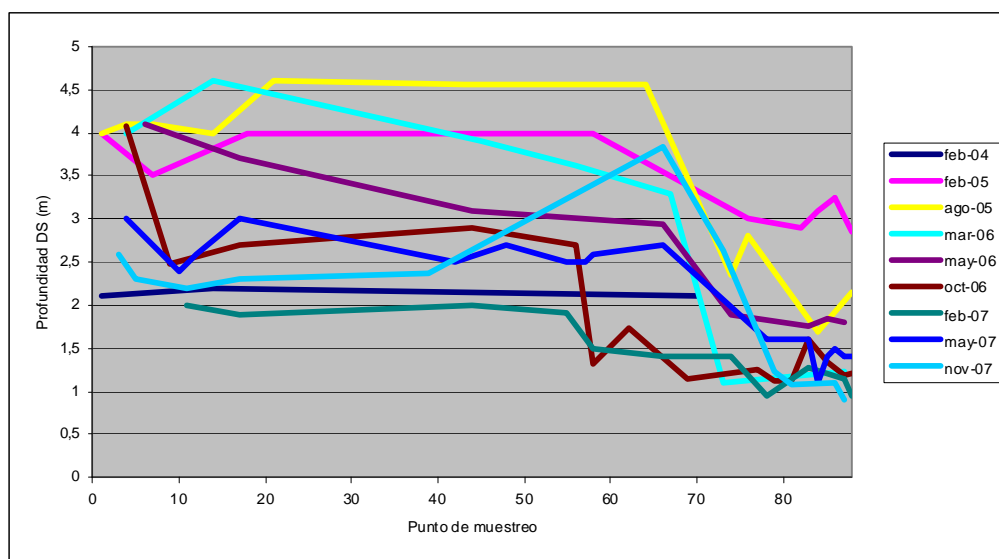


Figura 5-16.- Histórico de valores observados de profundidad de visión del Disco de Secchi para todo tramo bajo del río Ebro. Datos de 2004 a 2007. Puntos de muestreo: 0: meandro de Flix; 54: Benifallet.

5.3.4. Salinidad

La distribución de las comunidades de macrófitos viene regulada por su tolerancia a la salinidad. *P. pectinatus* presenta un rango de tolerancia a la salinidad (1.49 ‰) inferior al que presentan *C. demersum* (1.49 ‰) y *M. spicatum* (1.49 ‰, Hoyer *et al.* 2004).

5.4. ASPECTOS BIOLÓGICOS

5.4.1. Capacidad biológica de los macrófitos

Los macrófitos presentan una muy alta capacidad de expansión, vía semillas, brotes o fragmentos de planta que pueden ser transportados río abajo y colonizar cualquier lugar con unas mínimas condiciones de sustrato y flujo. Bajo esta perspectiva, la existencia río arriba de una población muy importante de macrófitos, condena a cualquier tramo situado aguas abajo donde se den condiciones hidráulicas y geomorfológicas adecuadas, lo cual no es infrecuente en tramos bajos de ríos regulados.

Este planteamiento parece totalmente aplicable al caso del tramo inferior del Segre y el tramo inferior del Ebro (figura 3-4). Si bien es verdad que en medio de ambos tramos hay los embalses de Riba-roja y Flix, cierto es también que los tiempos de residencia del agua en dichos embalses, junto con su singular organización hidrodinámica (Navarro *et al.*, 2006),

determinan que una muy importante parte de propágulos de macrófitos, con capacidad colonizadora, pueden perfectamente llegar desde el Segre al tramo inferior del Ebro y proclamar, especialmente si las aguas son duras (disponibilidad de carbono), el sustrato es rico en nutrientes (fósforo) y físicamente apropiado, la luz abundante y la laminación de avenidas notable.

5.4.2. Procesos de retroalimentación y sinergia

En condiciones de ausencia o atenuación de factores limitantes (en este caso crecidas, luz y nutrientes) los macrófitos, como cualquier organismo vivo, tienden a modificar el medio que ocupan para hacerlo cada vez más adecuado a sus necesidades. De esta forma, se generan unas condiciones de retroalimentación positiva (“feed-back”) en el que cada vez hay, al mismo tiempo, más macrófitos y mejores condiciones para que haya más macrófitos.

Habitualmente, pasado un cierto nivel de ocupación del medio por parte del componente biótico retroalimentado, el único límite a la expansión es el espacio físico disponible y el único sistema de control posible es una perturbación de suficiente magnitud como para reducir los efectivos poblacionales hasta niveles que pudieran ser controlables con perturbaciones más sencillas, aplicadas a recuperar factores limitantes.

En ausencia de poder generar perturbaciones de alta magnitud, que en el caso de los macrófitos serían asimilables muy probablemente a crecidas hoy por hoy inaplicables (de 4.000 m³/s, 6.000 m³/s o más), se impone la conveniencia de una extracción mecánica, con toda probabilidad, para rebajar la biomasa actual.

Una muestra de procesos sinérgicos se da con relación a la disponibilidad de luz. Por un lado está, el aumento en la transparencia del agua (y por tanto de la luz disponible para las plantas acuáticas que viven en el fondo). Este aumento puede ser debido a la ya citada mayor incidencia en los tratamientos de aguas residuales en las cuencas de aportación, a la propia estabilidad de los caudales circulantes, a los mayores tiempos de residencia del agua en los embalses (y por tanto una mayor decantación), pero también al efecto de un “feed-back” positivo derivado de la creciente proliferación de las mismas plantas acuáticas, que actúan como verdaderas superficies filtrantes.

Cabe indicar, no obstante, con relación a la disponibilidad de luz, que en el tramo inferior del Ebro, es muy probable que haga ya muchas décadas en las que, incluso con una muy superior turbidez del agua, llegaba luz suficiente al fondo para el desarrollo de macrófitos, al menos

hasta 1,0-2,0 m de profundidad, que es el espacio actualmente más ocupado por macrófitos. La disponibilidad de luz no sería el único factor desencadenante, por tanto.

También se ha dicho que la reciente aparición del mejillón cebra, en la medida en que es un organismo filtrador (entre 10 y 100 ml/hora, según Claudi & Mackie, 1994), y por tanto retira partículas orgánicas en suspensión en la columna de agua, también ha podido contribuir en la clarificación del agua. Es posible, pero muy poco probable que dicho efecto sea significativo, dada la localización del mejillón cebra, sobre el fondo, sin capacidad alguna de filtración sobre el frente de una sección fluvial como la del bajo Ebro. Otra cosa algo distinta puede ocurrir entre la filtración del mejillón cebra y la transparencia del agua en los embalses, aunque siempre también de forma limitada.

Lo que si parece demostrado es que el mejillón cebra es un filtrador selectivo de plancton, condición que actúa favoreciendo la retirada de diatomeas y clorofíceas y la expulsión de cianobacterias. Esta es, muy probablemente, una de las vías más sutiles y de mayor interés de estudio, dentro de los vectores de cambio ecológico asociados a la presencia del mejillón cebra.

Incluso, quizás la proliferación forzada de especies de peces predadores, ilegalmente introducidos en embalses del bajo Ebro y en el propio río, puede haber actuado, no como desencadenante pero si como agente favorecedor del desarrollo de macrófitos. Los peces predadores han acabado con las poblaciones locales de ciprínidos autóctonos, los cuales tenían entre su dieta, al menos en las fases alevines y juveniles, una cierta fracción de zooplancton. De esta forma, su disminución, puede haber dado lugar a un aumento del zooplancton de mayor tamaño (cladóceros) y por tanto a una mayor retirada del fitoplancton que, vía las aguas turbinadas, iba a parar al río. Con menos fitoplancton en tránsito por el río, el agua es más clara y la disponibilidad de nutrientes para los macrófitos mayor. Algo parecido a lo ya expuesto en la figura 5-14.

A nivel de competencia entre distintas especies de macrófitos en un mismo lugar, la producción de sustancias alelopáticas, si bien se ha demostrado en laboratorio, no es fácil constatarla en ríos, en condiciones de flujo libre. Si que se han observado, no obstante, procesos de exclusión entre especies, con una tendencia hacia una creciente dominancia por parte de algunas pocas, como es el caso de *Potamogeton pectinatus*, en tramos estables de ríos ricos en nutrientes (Fox, 1996), posiblemente a través de procesos sinérgicos como los antes apuntados, en los que el progresivo aumento de la cobertura de una determinada especie, va modificando el medio hidráulico, favoreciéndose a si mismo en detrimento de las

especies. En el caso de *Potamogeton pectinatus*, por ejemplo, su morfología formada por largos tallos filiformes, de varios metros de longitud, acaba reduciendo la sección mojada de un río a auténticos canales de agua donde la velocidad de flujo es alta, solo colonizable por la propia especie y no por otras. En este sentido, la dominancia de *Potamogeton pectinatus* es indicativa de un proceso avanzado de alteración del río y de pérdida de la posible acción diversificadora del hábitat físico que una comunidad variada y comedida de macrófitos sin duda tiene en un tramo bajo de un río.

El herbivorismo también tiene importantes efectos sobre la acumulación de biomasa de macrófitos en ríos. El efecto del consumo de los insectos acuáticos sobre la comunidad de macrófitos puede ser sustancial, causando entre un 50-95% de reducción en la biomasa vegetal (Newman, 2004). *Euhrychiopsis lecontei* (Orden *Coleoptera*; Familia *Curculionidae*), *Acentria ephemerella* (Orden *Lepidoptera*; Familia *Pyralidae*) y *Cricotopus myriophylli* (Orden *Diptera*; Familia *Chironomidae*) son insectos acuáticos que pueden ser efectivos en el control del desarrollo de *Myriophyllum spicatum* (Kangasniemi *et al.*, 1993; Julien y Griffiths, 1999; Blossey *et al.*, 2001). Los géneros *Cricotopus* y *Acentria* pueden identificarse en la cuenca del Ebro, aunque este último es extremadamente raro de encontrar. Sin embargo, el género *Euhrychiopsis* no se encuentra en el territorio Ibérico-balear (Jordi Sala, Universitat de Girona. Comunicación personal). Estos herbívoros se alimentan de los meristemos, las hojas y los estambres del macrófito, alterando el ciclo de vida de éste y el transporte de nutrientes. Densidades de herbívoros iguales a 100 indiv/m² o 1,5 indiv/estambre pueden llegar a causar un declive en la comunidad de *Myriophyllum spp.* (Newman y Biesboer, 2000).

Por otro lado, la carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella* Val.) resulta un mecanismo de control efectivo para la comunidad de *Potamogeton*, ya que a parte de debilitar las partes reproductivas, este pez retiene más del 90% del fósforo consumido en los sistemas acuáticos (Kantrud, 1990). Esta especie es de origen Asiático y se encuentra por toda Europa, pero en la cuenca del Ebro no está presente (Josep Benito, Universitat de Girona. Comunicación personal). El uso indiscriminado de esta especie ha provocado efectos devastadores en la flora y fauna de otros sistemas fluviales.

5.5. OTROS ASPECTOS

Con una trascendencia muy inferior al resto de posibles causas expuestas, cabe indicar que, puntualmente a lo largo de las riberas del Ebro por debajo del embalse de Riba-roja, se han

producido una serie de actuaciones de construcción de infraestructuras que han alterado la cobertura de la vegetación de ribera sobre el cauce, así como su efecto de filtro verde, favoreciendo además cambios en el calado y la granulometría del río, todo ello en beneficio involuntario de la proliferación local de plantas acuáticas.

No hay que olvidar tampoco el efecto de los vertidos directos de aguas residuales de origen agropecuario (granjas, lixiviados de campos de cultivo, etc.) que al margen de que sin duda han aumentado en lógica medida en los últimos años, lo cierto es que han ido llegando a un río con unos menores caudales circulantes y por tanto produciendo concentraciones mayores de nitrógeno y fósforo.

6. FACTORES IMPLICADOS EN LA DISTRIBUCIÓN DE LOS MACRÓFITOS

6.1. ASPECTOS HIDRÁULICOS Y MORFOSEDIMENTARIOS

6.1.1. Variabilidad espacial

En el análisis de la variabilidad espacial se han utilizado los datos obtenidos en las batimetrías de los tiempos 1 y 5 con el objetivo de comparar los cambios en la cobertura de macrófitos entre la presa de Flix y Móra d'Ebre (para más detalles ver el informe final elaborado por la UdL). La proporción de macrófitos en secciones transversales al cauce a lo largo de los 28 km del tramo de estudio muestra un patrón de comportamiento sinuoso con cambios sucesivos de elevada y baja densidad de macrófitos, exceptuando los primeros 7 kilómetros aguas abajo de la presa, donde la vegetación es muy reducida de manera constante (Figura 6-1). El porcentaje de macrófitos en julio del 2009 (t1) varió entre el 8 y 41%, siendo la media 19%; mientras que en noviembre del 2010 (t5) la proporción de macrófitos varió entre el 1 y 65%, siendo la media 24%.

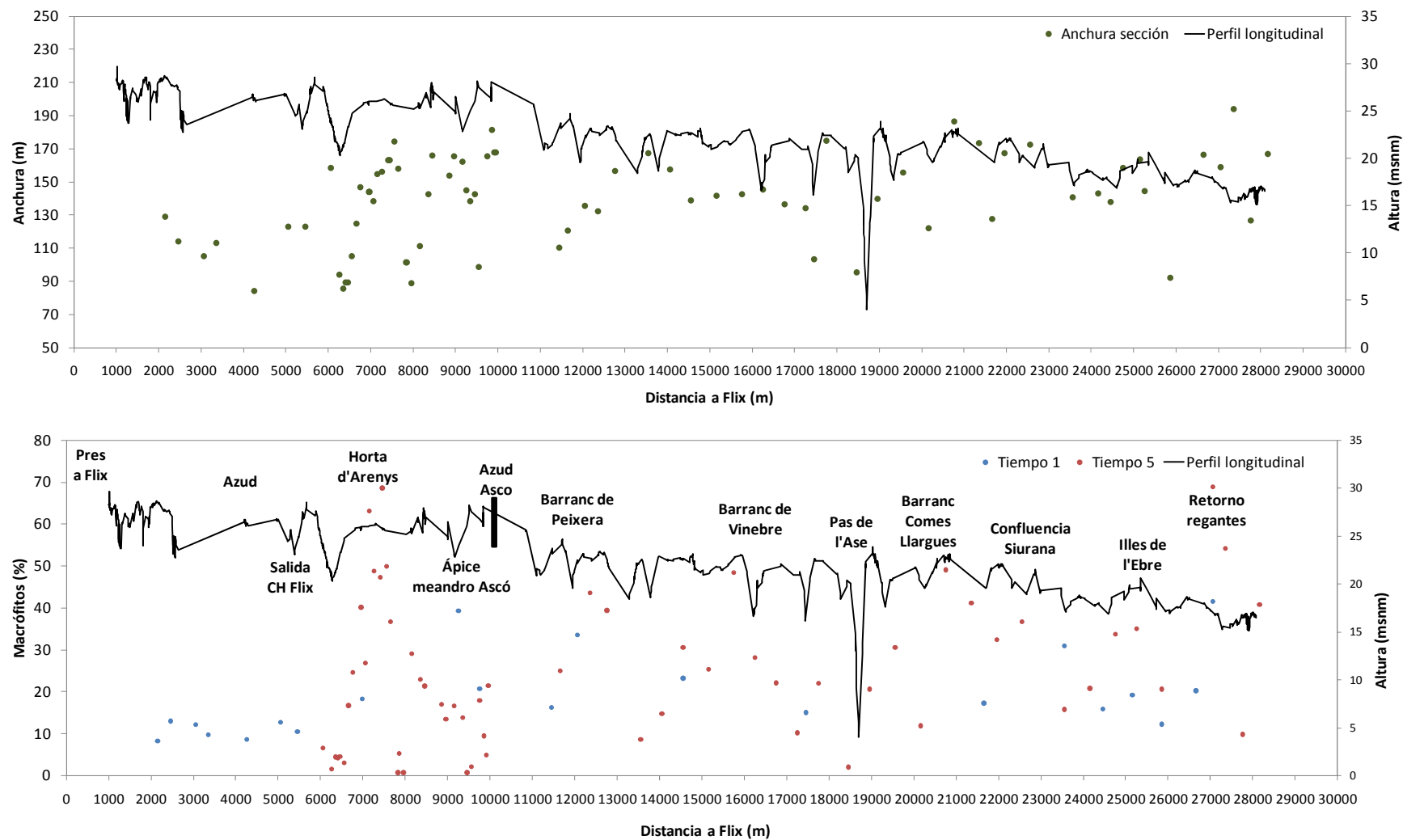


Figura 6-1: Variación de la proporción de macrófitos en relación con la distancia a la presa y las unidades morfológicas en el perfil longitudinal (arriba) y la anchura del cauce (abajo)

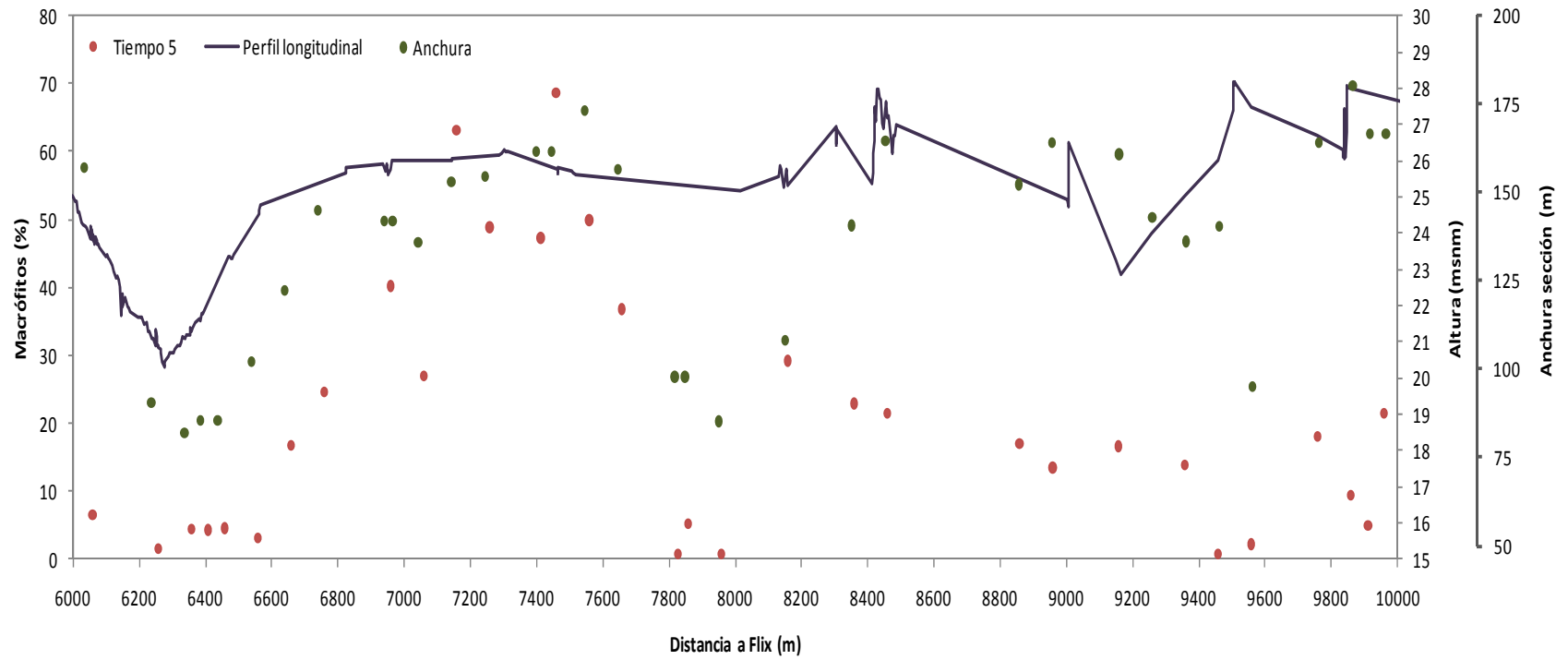


Figura 6-2: Variación espacial de la proporción de macrófitos en el tramo de Flix a Ascó en relación a la distancia a la presa y la anchura del cauce.

El río Ebro en el tramo de estudio, presenta un trazado meandriforme con tramos rectilíneos, a lo largo del cual se suceden las unidades morfológicas de pozas (*pools*) y rápidos (*riffles*). Tal y como muestra el perfil longitudinal de la figura 6-1, la longitud media de los *pools* es aproximadamente 540 m, mientras que la de *riffles* es aproximadamente 700 m. La cota topográfica alcanza un máximo de 29.7 m s.n.m. aguas arriba del azud de Asco, y un mínimo de 4 m s.n.m. en Pas de l'Ase. La anchura mínima del cauce es de aproximadamente 139 m. La anchura máxima se encuentra a unos 26 km de la presa de Flix, aguas arriba de Móra d'Ebre, donde el río se divide en dos brazos cuya sección total supera los 390 m. Este cauce secundario ha quedado colgado y es necesario un caudal muy alto para que se inunde, por este motivo, sólo se ha considerado la anchura del cauce principal. La anchura mínima, con unos 84 m, se encuentra en el meandro de Flix a 1.6 km de la presa. El meandro de Flix, con 6 km de longitud, es un tramo cortocircuitado por el que circula menos caudal debido a que la central hidroeléctrica toma un máximo de 400 m³/s que devuelve al río aguas abajo del meandro. Este hecho afecta a la adaptación de macrófitos a condiciones de caudal más bajo y menos variable que en el resto del tramo, por lo que se espera que la dinámica en la cobertura de macrófitos sea diferente.

La Figura 6-1 muestra que los macrófitos alcanzan los mayores porcentajes en las transiciones de *pools* a *riffles*, donde el cauce tiende a ensancharse. Sin embargo, los dos valores más altos (68.6 y 68.9%) tuvieron lugar en unidades morfológicas diferentes. El primero se localiza en una zona de transición a *riffle* con gran anchura del cauce, a unos 7.4 km aguas abajo de la presa de Flix. El segundo máximo está a 27 km de la presa en un *pool* que excepcionalmente presente una gran anchura del cauce. Este último punto coincide con los aportes del retorno de los regadíos y el comienzo de una gran barra (deposición sedimentaria) aproximadamente 2 km aguas arriba de Móra d'Ebre.

El patrón espacial en la distribución de la vegetación se mantiene constante en el tiempo pero varía en cuanto a la proporción de ocupación del cauce. Los cambios en la presencia de macrófitos en función de la distancia son los mismos en noviembre del 2010 que en julio del 2009, sin embargo, la cantidad porcentual de macrófitos fue en torno al 5% más alta en 2010 que en 2009 (ver dinámica temporal en el siguiente apartado).

En el tramo de 4 km desde la salida de la Central Hidroeléctrica hasta el azud de Ascó, en el que la densidad de las secciones transversales estudiadas es más elevada, la proporción media de macrófitos es del 20% y se mantiene el patrón sinuoso de altibajos (Figura 6-2). Los valores más altos por encima del 65%, tienen lugar en la transición a *riffle*, donde la

sección alcanza la mayor anchura. Los valores mínimos caen al 1% en los *pools*, en donde la sección transversal se estrecha.

6.1.2. Variabilidad temporal

La proporción de macrófitos varía durante el año hidrológico, aumentando desde finales de primavera hasta principios de otoño, reduciéndose tras la crecida de mantenimiento de otoño hasta valores similares a los de primavera, en torno al 25% (Figura 6-3). Desde julio del 2009 a noviembre del 2010, el porcentaje medio de vegetación aumentó en el tramo de estudio aproximadamente un 5%. Los valores máximos y mínimos fueron más extremos en 2010 que en 2009, pasando del 41 al 68.9% y de 8 al 0.75% respectivamente, lo cual puede indicar la existencia de zonas de estabilización frente a otras de movilización que se mantienen en el tiempo. Es necesario puntualizar que hay distintos grados de incertidumbre en estas comparaciones que son necesarias a considerar al utilizar estos valores en términos absolutos (ver apartado de incertidumbre y consideraciones en el informe general).

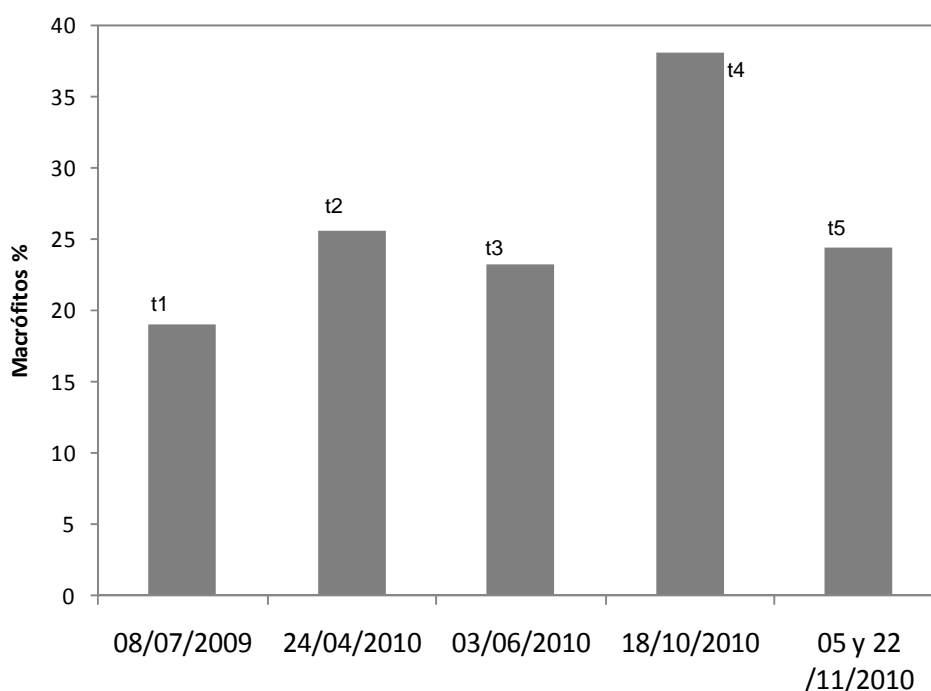


Figura 6-3: Variabilidad temporal (promedios) de la proporción de macrófitos en el bajo Ebro (2009/2010). Nótese la reducción después de la crecida de mantenimiento de noviembre de 2010. (t1..tn indica las fechas de las diferentes campañas de campo)

Los valores mínimos por debajo del 1% se obtuvieron en junio y noviembre del 2010, en los sondeos realizados tras las crecidas de mantenimiento de mayo y octubre. Se encuentran en secciones próximas entre sí, localizadas en el tramo rectilíneo del cauce aguas arriba del meandro de Ascó. Coinciden con *pools*, transición a *pool*, zonas en las que en condiciones de caudal base la tensión de corte que ejerce el flujo es relativamente más elevada. Sin embargo, existe una excepción en donde bajos porcentajes de vegetación coinciden con zonas de transición a *pool* en las proximidades del azud de Ascó (Figura 6.-4). También son destacables los porcentajes mínimos de abril del 2010, entre el 1 y el 5%, ubicados en zonas con las mismas características morfológicas (*pools*). Sin embargo, la observación de abril tuvo lugar cuatro meses después de la última crecida natural en enero del 2010 y con caudales altos hasta el momento del sondeo. Los valores mínimos de porcentajes de macrófitos que se obtuvieron en los sondeos previos a las FF de primavera y otoño del 2010, son los más altos del periodo de estudio, estando entorno al 8 y el 5% en julio del 2009 y octubre del 2010 respectivamente.

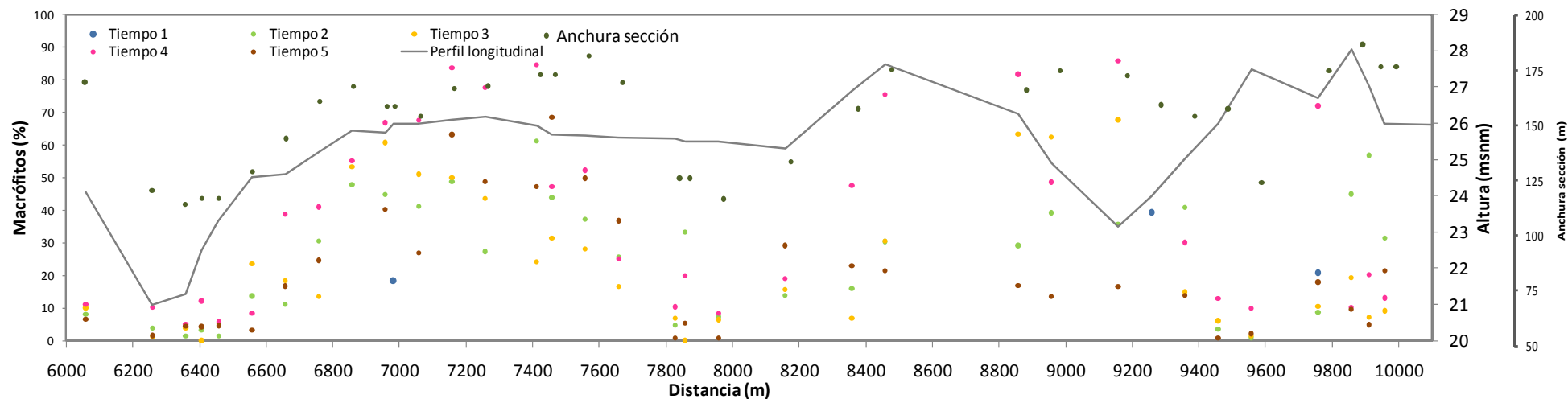


Figura 6-4: Variabilidad temporal de la proporción de macrófitos en relación a la distancia a la presa de Flix y la anchura del cauce en el tramo desde la salida de la Central Hidroeléctrica de Flix al azud de Ascó.

La mayor proporción de macrófitos se alcanzó en el t4, después del verano del 2010, con porcentajes de entre el 80 y el 85% en unidades de *riffles* con elevada anchura de cauce. Los valores máximos en la proporción de macrófitos después de las FF de primavera (t3) y otoño (t5) del 2010 son muy similares entre si, 67.7 y 68.9% respectivamente. En t3, el porcentaje mínimo y promedio de macrófitos descendió muy poco (1 y 2.5% respectivamente) y el valor máximo aumentó (6.5%). Esto puede deberse a que desde el momento en el que se realizó el sondeo hasta que se liberó el caudal de la crecida, transcurrió un mes en el que la vegetación podría haberse desarrollado, y por lo tanto, la estimación en la movilización de macrófitos se subestima. Algo similar ocurrió con la FF de otoño del 2009, ya que el sondeo previo tuvo lugar en julio del 2009, y dado que en los meses de verano la vegetación tiende a incrementar considerablemente, la movilización se subestima. Sin embargo, en t5, la estimación de la movilización de macrófitos es de mayor confianza, ya que el sondeo previo a la FF tuvo lugar 15 días antes, y la reconstrucción posterior fue un día más tarde. La reducción en la tasa de macrófitos tras la FF de otoño (15%) fue igual a la tasa de incremento durante el verano del 2010 (15%). Es necesario resaltar que el hidrograma de la crecida de mantenimiento de noviembre de 2010 fue modificado respecto a los hidrogramas ejecutados anteriormente. Consecuentemente, la alta efectividad de la crecida puede ir atribuida a dicha modificación.

Además del régimen de caudales y la calidad del agua, la densidad de macrófitos también puede estar relacionada con diversas variables físicas. En cada escenario temporal, se ha relacionado la proporción de macrófitos con las siguientes variables de geometría hidráulica: anchura del cauce, profundidad máxima, profundidad media, tensión de corte, índice de Gini y radio hidráulico (Tabla 6-1).

Tabla 6-1: Resumen de variables hidráulicas y proporción de macrófitos en los tiempos de estudio

	t1	t2	t3	t4	t5
Número de casos (n)	21	34	33	33	60
Profundidad máxima (d_{max})	8.1	12.95	12.27	12.35	12.11
Profundidad media (d)	3.12	3.85	3.81	4.29	3.85
Pendiente media para cada tiempo (m/m)	0.000396	0.000422	0.000422	0.000422	0.000352
Pendiente constante del área de estudio	0.000396	0.000396	0.000396	0.000396	0.000396
Índice Gini	0.12	0.22	0.22	0.21	0.22
Anchura media (m)	132	130	135	126	137
Tensión crítica (N/m^2)	12.08	14.83	15.13	16.54	14.53
Área macrófitos (%)	19	26	23	38	24

Para valorar el grado de correlación entre variables y macrófitos, se aplicó un análisis de regresión lineal con la correlación de Pearson (Tabla 6-2). Dado que en cada tiempo en número de secciones estudiadas fue diferente, el grado de confianza de las relaciones varía entre escenarios temporales, siendo para el t5 el más alto (Figura 6.-5).

Tiempo 1

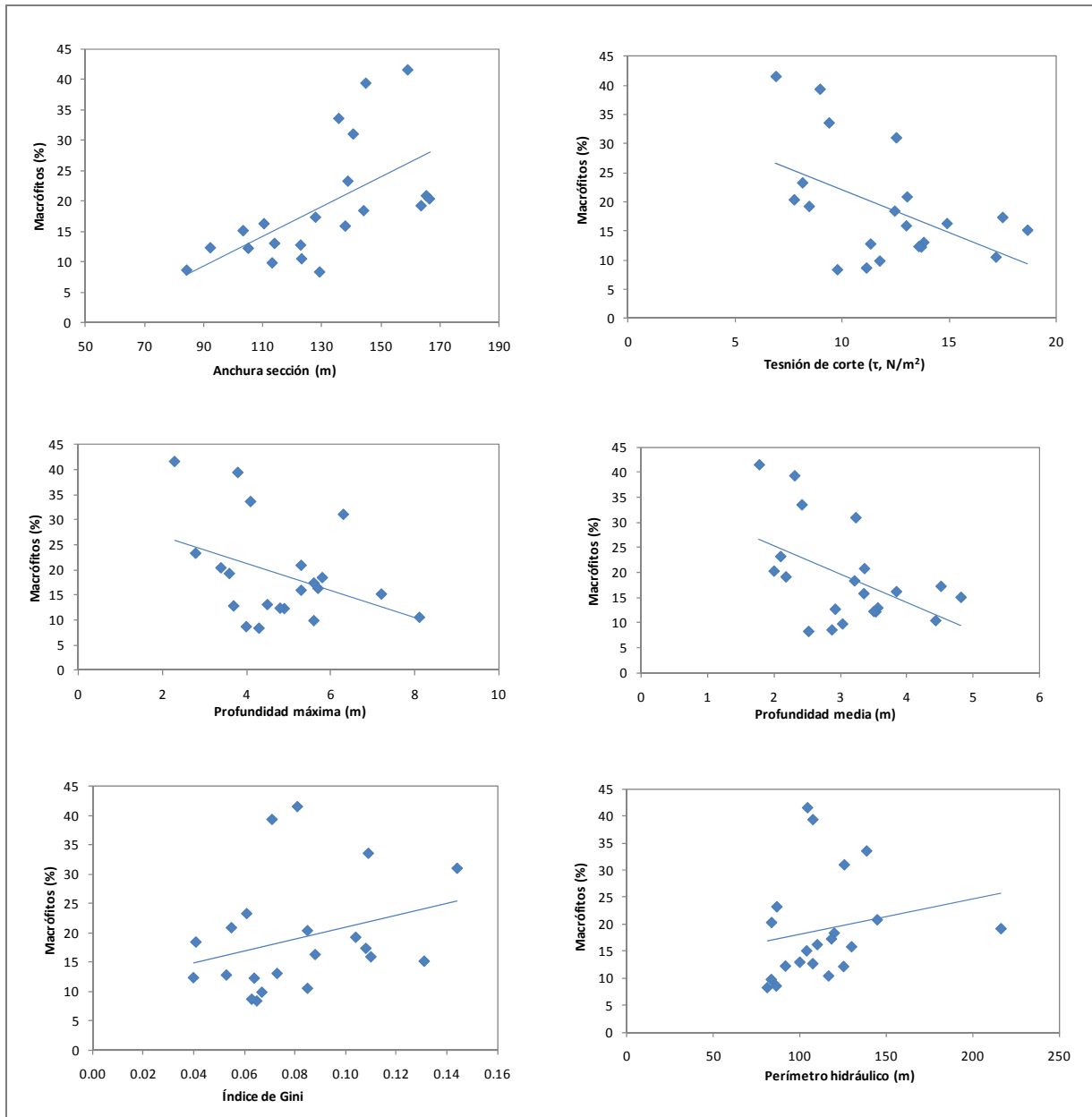


Figura 6-5: Análisis de correlación lineal entre la proporción de macrófitos y variables hidráulicas en los distintos tiempos de muestreo

Tiempo 2

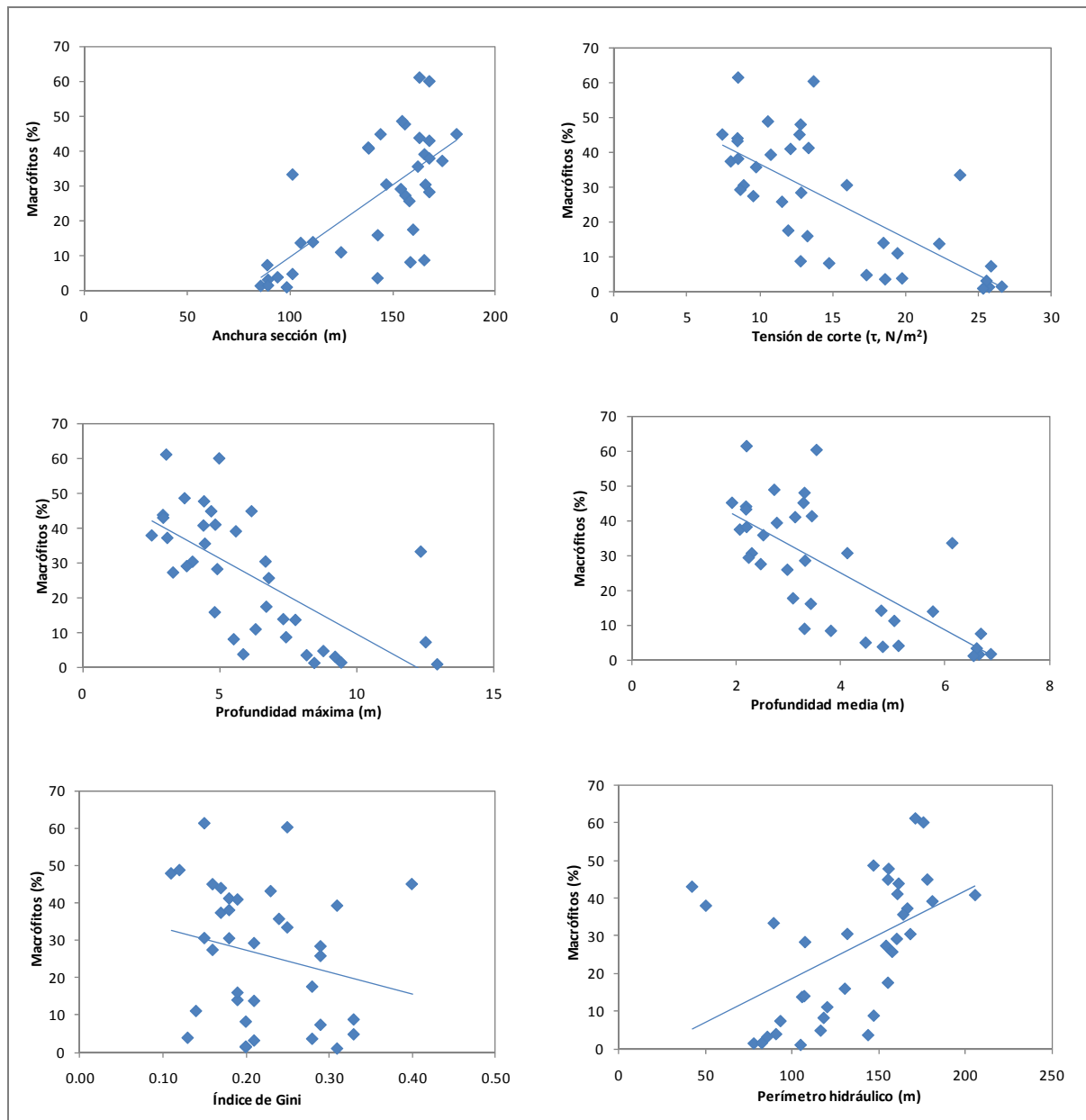


Figura 6-6: Análisis de correlación lineal entre la proporción de macrófitos y variables hidráulicas en los distintos tiempos de muestreo

Tiempo 3

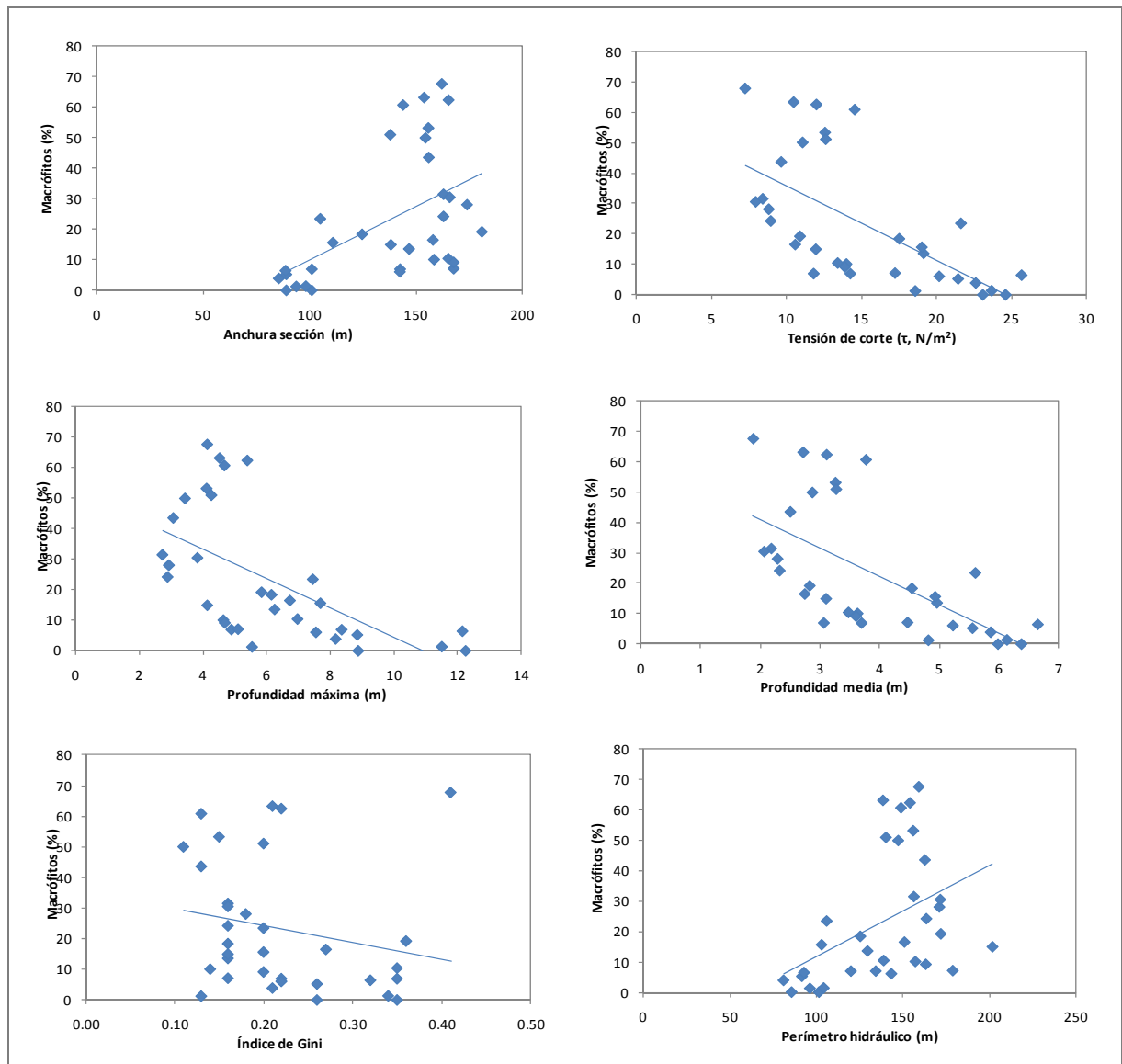


Figura 6-7: Análisis de correlación lineal entre la proporción de macrófitos y variables hidráulicas en los distintos tiempos de muestreo

Tiempo 4

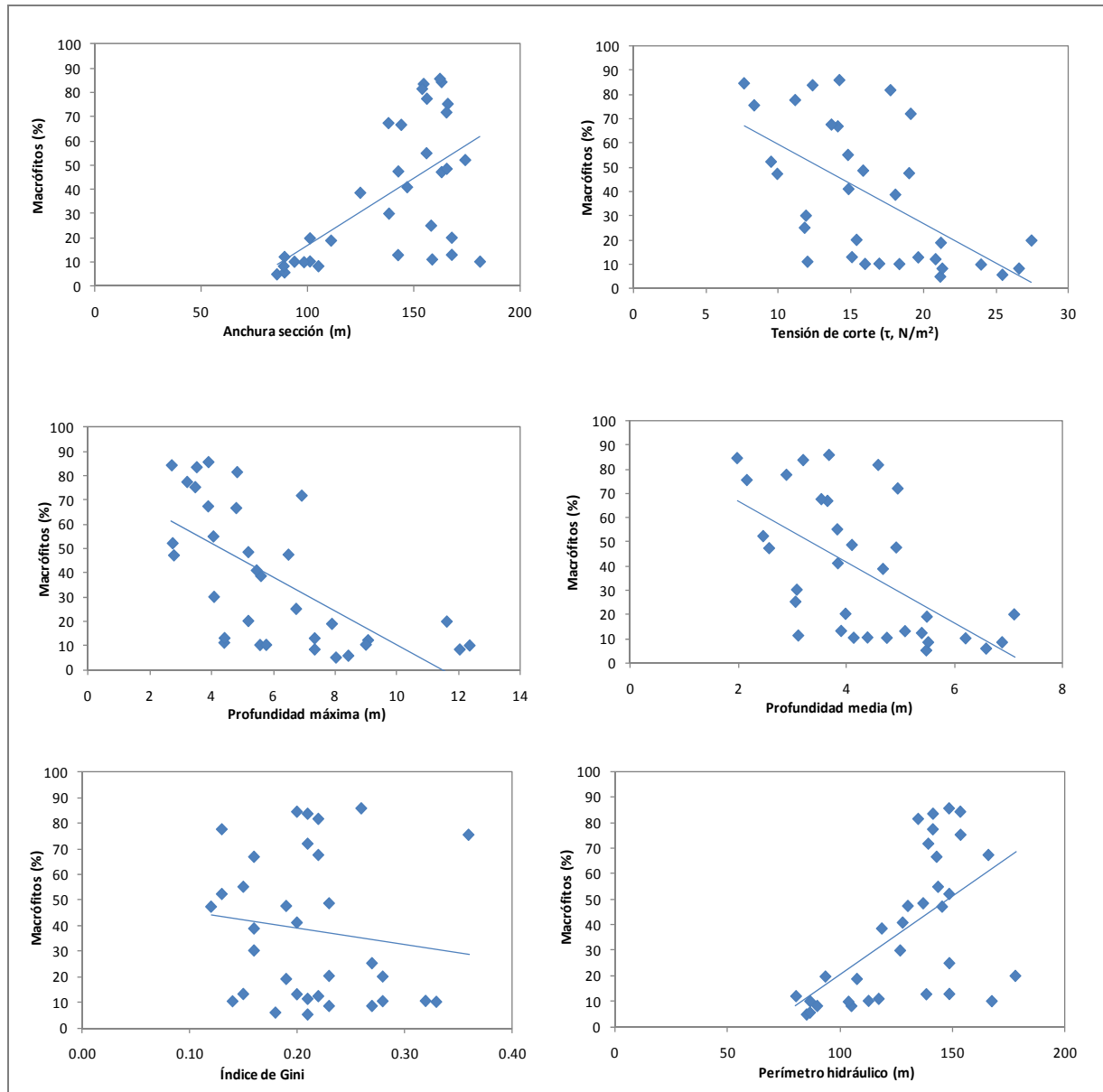


Figura 6-8: Análisis de correlación lineal entre la proporción de macrófitos y variables hidráulicas en los distintos tiempos de muestreo

Tiempo 5

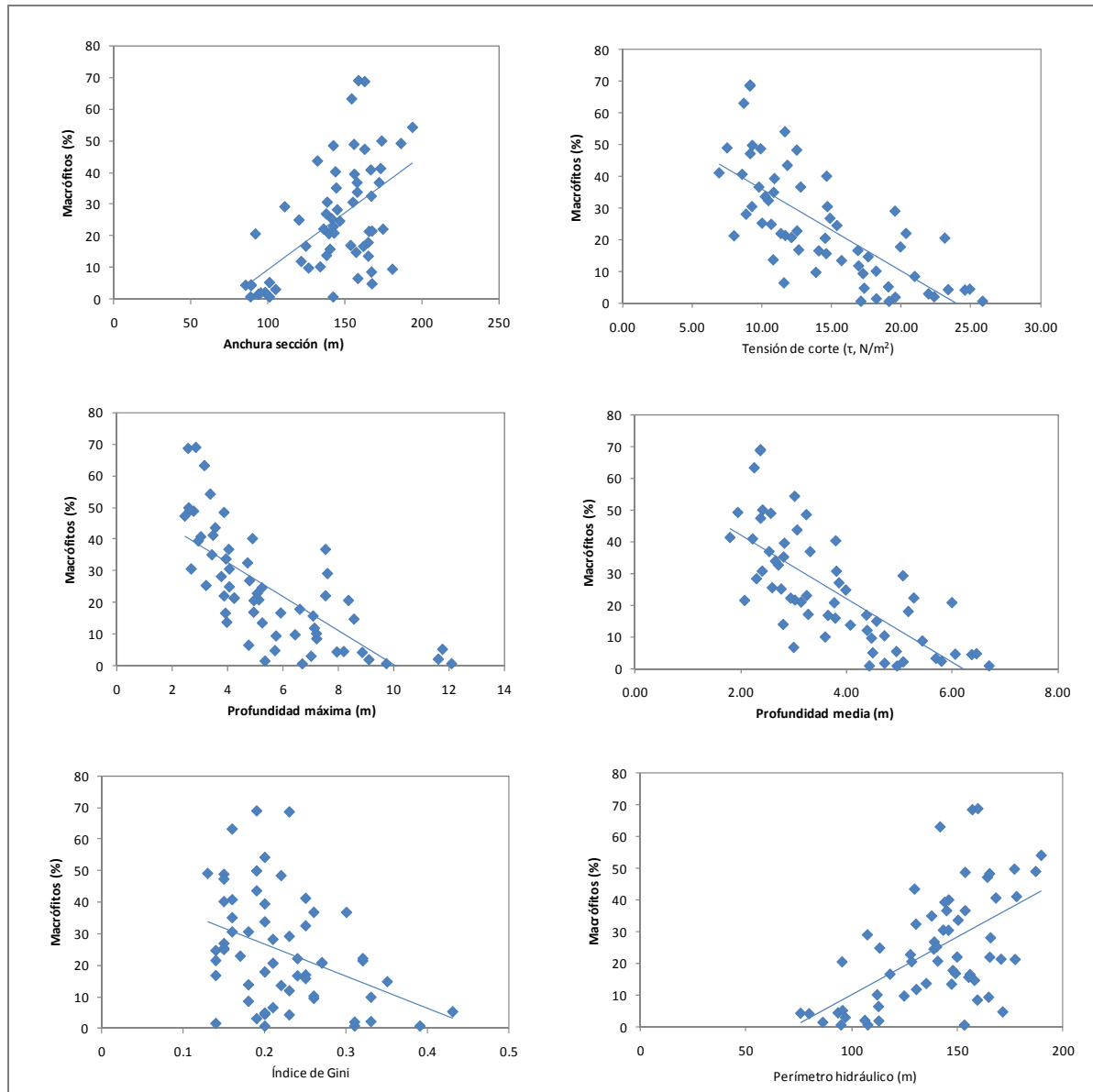


Figura 6-9: Análisis de correlación lineal entre la proporción de macrófitos y variables hidráulicas en los distintos tiempos de muestreo

La proporción de macrófitos se correlaciona principalmente con la profundidad máxima, la profundidad media, la tensión de corte y la anchura de la sección. Las tres primeras están relacionadas entre sí, y dado que la tensión de corte se calcula a partir de la profundidad media, la relación con los macrófitos es idéntica. La anchura tiene relación positiva con la proporción de macrófitos y la profundidad tiene relación negativa. Ambas mantienen estas tendencias en el tiempo.

Tabla 6-2: Análisis de regresión de la relación entre la proporción de macrófitos y las variables hidráulicas en los escenarios temporales de estudio.

Relación Macrófitos con:	Tiempo 1			Tiempo 2			Tiempo 3			Tiempo 4			Tiempo 5			Promedio r^2
	r^2	Ecuación	n	r^2	Ecuación	n	r^2	Ecuación	n	r^2	Ecuación	n	r^2	Ecuación	n	
Anchura	0.3514	$y=0.2437x-12.563$	21	0.473	$y=0.4122x-31.551$	34	0.2512	$y=0.3517x-25.446$	33	0.3439	$y=0.5516x-38.063$	33	0.3476	$y=0.3949x-30.519$	60	0.35342
Profundidad máx.	0.1549	$y=-2.7079x+32.053$	21	0.4332	$y=-4.3095x+52.814$	34	0.3481	$y=-4.8126x+52.298$	33	0.4187	$y=-6.9596x+79.978$	33	0.5229	$y=-5.5851x+56.513$	60	0.37556
Profundidad med.	0.2437	$y=-5.6781x+36.716$	21	0.5206	$y=-8.2305x+57.954$	34	0.3864	$y=-9.3529+59.816$	33	0.3472	$y=-12.569x+92.016$	33	0.4697	$y=-9.9076x+63.051$	60	0.39352
Tensión de corte	0.2437	$y=-1.4648x+36.716$	21	0.5206	$y=-2.1343x+57.954$	34	0.3864	$y=-2.4254x+59.816$	33	0.3472	$y=-3.2593x+92.016$	33	0.4697	$y=-2.5692x+63.051$	60	0.39352
Perímetro hidráulico	0.0395	$y=0.0645x+11.682$	21	0.2563	$y=0.2334x-4.584$	34	0.1845	$y=0.2962x-17.639$	33	0.3245	$y=0.6163x-41.195$	33	0.3351	$y=0.3902x-28.498$	60	0.22798
Índice Gini	0.0836	$y=99.86x+10.942$	21	0.0496	$y=-58.28x+39.053$	34	0.044	$y=-54.611x+35.106$	33	0.0184	$y=-65.236x+51.983$	33	0.1212	$y=-973919x+47.369$	60	0.06336

Las variables hidráulicas y granulométricas presentan diferentes pesos significativos en relación con la proporción de macrófitos. El cálculo de las matrices de correlación muestra las relaciones entre distintas variables (Tabla 6-3). Todas las variables hidráulicas (anchura, profundidad máxima, profundidad media y tensión de corte) guardan relación con los macrófitos. La distancia a la presa y el tamaño del percentil D_{84} de la distribución granulométrica, también guardan relación significativa con la densidad de macrófitos. Como ya se vio en el análisis anterior, la tensión de corte y la profundidad media se correlacionan entre sí, ya que la primera se calcula a partir de la segunda, y por lo tanto, obtienen la misma correlación con la proporción de macrófitos. La profundidad media también está muy relacionada con la profundidad máxima, y ambas obtienen la misma relación.

Para conocer cuál de estas variables se ajusta mejor al modelo de distribución de macrófitos, se ha aplicado el análisis de regresión múltiple *Stepwise* con un factor de confianza del 95%. Dado que la tensión de corte y la profundidad máxima se correlacionan con la profundidad media, estas variables no se han introducido en el análisis. Al relacionar la proporción de macrófitos con las variables de la geometría hidráulica, sólo se obtuvo relación significativa con la profundidad media, siendo el modelo de predicción el que se muestra en la tabla 6.-3. Al añadir en el análisis las variables granulométricas, ninguna de ellas se ajustó al modelo, siendo de nuevo la profundidad media la única variable significativa.

Tabla 6-3: Matriz de correlación entre variables. w: anchura, d_{max} : profundidad máxima, d_{med} : profundidad media, Tensión: tensión de corte caudal medio, D_{16} : percentil 16 de la distribución granulométrica, D_{50} : percentil 50 –mediana- de la distribución granulométrica, D_{84} : percentil 84 de la distribución granulométrica, $D_{max\ b}$: longitud eje b de la partícula de mayor tamaño de la muestra granulométrica, sorting: dispersión granulométrica.

	Macrófitos	Distancia	W	d_{max}	d	Tensión	D_{16}	D_{50}	D_{84}	$D_{max\ b}$	Sorting
Macrófitos	1.00										
Distancia	0.61	1.00									
W	0.47	0.25	1.00								
d_{max}	-0.72	-0.41	-0.57	1.00							
d	-0.72	-0.49	-0.58	0.86	1.00						
Tensión	-0.72	-0.49	-0.58	0.86	1.00	1.00					
D_{16}	0.38	0.07	0.35	-0.46	-0.42	-0.42	1.00				
D_{50}	0.34	0.34	0.17	-0.44	-0.39	-0.39	0.75	1.00			
D_{84}	0.45	0.46	0.45	-0.55	-0.52	-0.52	0.59	0.85	1.00		
$D_{max\ b}$	0.36	0.67	0.45	-0.45	-0.46	-0.46	0.27	0.58	0.80	1.00	
Sorting	-0.11	0.17	-0.15	0.21	0.09	0.09	-0.75	-0.51	-0.17	0.04	1.00

Tabla 6-4: Modelo de la distribución de macrófitos obtenido con el método de análisis de regresión múltiple Stepwise.

Variables	Ecuaciones	r^2
Geometría hidráulica	$M = 61.89993 - 9.95286 D_{med}$	0.52
Geometría hidráulica y granulometría	$M = 59.63513 - 9.86855 D_{med}$	0.52

A pesar de que la granulometría (D_{84}) guarda relación significativa con la presencia de macrófitos (Tabla 6-2), al incluir esta variable junto con las hidráulicas, pierde peso significativo, siendo la profundidad media la que mejor se ajusta al modelo de predicción de densidad de macrófitos. Sin embargo, hay que tener en cuenta las limitaciones expuestas en la metodología respecto a la instrumentación y la cantidad de muestras granulométricas, ya que podría afectar a que el modelo estadístico subestime la importancia del calibre del sedimento.

7. GESTIÓN DE LOS MACRÓFITOS

7.1. DESCRIPCIÓN DE LAS MEDIDAS DE GESTIÓN ADOPTADAS EN LOS ÚLTIMOS AÑOS

La principal medida de gestión adoptada para el control del crecimiento de los macrófitos sumergidos en el tramo bajo del Ebro ha sido la realización de crecidas controladas a partir de desembalses desde Riba-roja. Esta medida se aplicó por primera vez a finales de 2002, coincidiendo con uno de los desarrollos de la vegetación acuática más notables que se recuerdan. Desde entonces se han ido realizando crecidas controladas a final de primavera o a final de otoño. En total se han realizado 10 crecidas controladas hasta la fecha.

En la Tabla 7-1 se detallan las crecidas observadas en el tramo bajo del Ebro en el periodo 2002 a 2010 (Datos de la C.H. del Ebro).

Tabla 7-1: Caudales máximos de las crecidas ocurridas en el bajo Ebro durante el periodo 2002-2010. En naranja las crecidas controladas y en negro las naturales.

Fecha	Caudal max. (m ³ /s)
5-9/12/2002	1346
2-12/02/2003	2376
27/02/2003-10/03/2003	1900
8-12/05/2003	1440
5-9/12/2003	1194
13-15/03/2006	1526
04/05/2006	1498
28/03/2007-21/04/2007	2050
28/05/2007	1042
08/11/2007	1235
15/05/2008	1261
26/05/2008	2142
3-6/06/2008	1562
29/01/2009-16/02/2009	1110
18/05/2009	1065
21/10/2009	1120
15-17/01/2010	1345
20/05/2010	1171
04/11/2010	1172

En la figura 7-1 se presentan los caudales medios diarios del río Ebro en Tortosa durante el periodo 2002-2010.

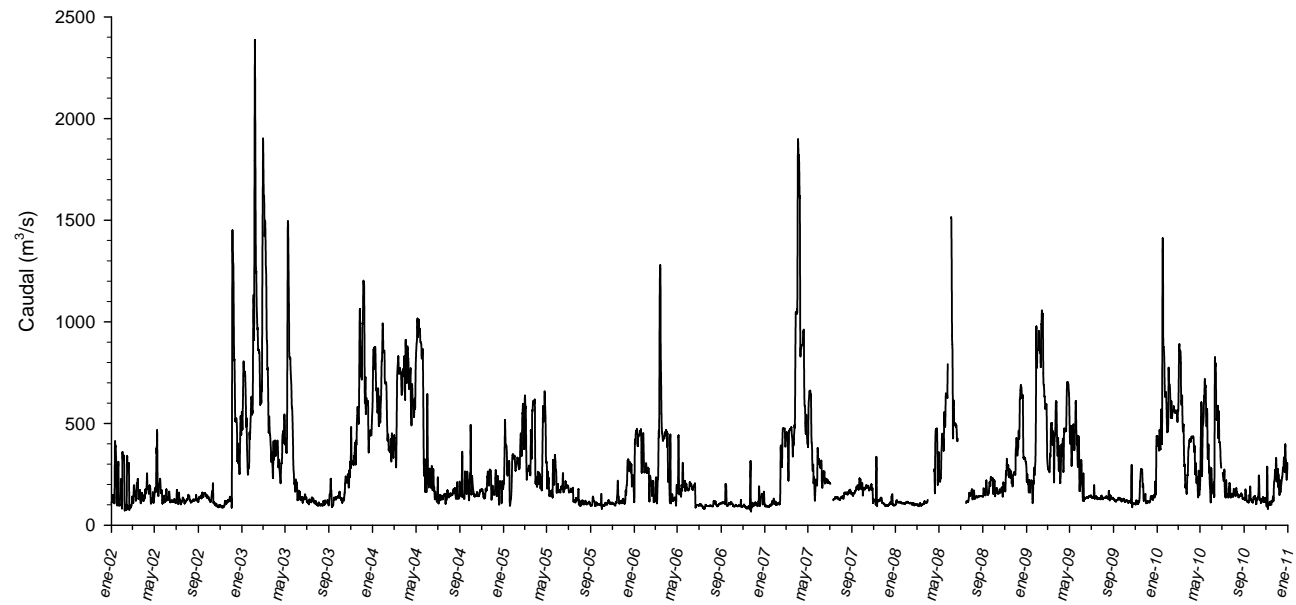


Figura 7-1: Representación del caudal medio diario en la estación de aforo de Tortosa (A027), desde enero de 2002 hasta diciembre de 2010.

7.2. ANÁLISIS DE LA EFECTIVIDAD DE LAS CRECIDAS CONTROLADAS EN LOS ÚLTIMOS AÑOS

Seguimiento realizado por URS

Dentro del seguimiento a largo plazo que se viene realizando con objeto de observar el comportamiento de los macrófitos en diferentes escenarios hidrológicos y de calidad del agua, desde finales de 2002 hasta la fecha se han realizado 20 evaluaciones del crecimiento y estado de los macrófitos en el tramo del bajo Ebro entre Flix y la desembocadura. Éstas se han efectuado coincidiendo con la realización de crecidas controladas, siempre en fechas cercanas, antes o después de las mismas.

Desde un punto de vista interanual se ha podido observar que los muestreos realizados tras largos periodos sin aumentos significativos de caudal se corresponden con una mayor presencia de macrófitos en todo el tramo en general. Esto puede observarse en los resultados de los muestreos de 2002, 2005, 2006 y 2010

Para una mejor lectura de los resultados obtenidos tras cada muestreo, se ha utilizado la tramificación del bajo Ebro expresada en la Tabla 7-2. Esta tramificación se basa en las características hidromorfológicas y en los hábitats y poblaciones presentes de macrófitos para agrupar las 88 estaciones de muestreo en tramos homogéneos que permitan una mejor observación y valoración de los resultados.

Tabla 7-2: Tramos definidos en el río Ebro desde Flix hasta el Mediterráneo.

Tramo	Nombre	Longitud tramo (km)	Puntos kilométricos tramo (km)	Estaciones de muestreo
1	Meandro de Flix	3,5	0 - 3,5	1 a 5
2	Flix – Azud de Ascó	6,8	3,5 - 10,3	6 a 11
3	Ascó – Inicio Pas de l’Ase	5,9	10,3 - 16,2	12 a 21
4	Pas de l’Ase - Garcia	4,8	16,2 - 21	22 a 29
5	Móra d’Ebre – Miravet	8,1	21 - 29,1	30 a 42
6	Miravet – Xerta	29,7	29,1 - 58,8	43 a 57
7	Xerta – Tortosa	15,8	58,8 - 74,6	58 a 66
8	Tortosa – Campredó	9,5	74,6 - 84,1	67 a 72
9	Campredó – Deltebre	18,7	84,1 - 103	73 a 82
10	Deltebre - Mediterráneo	12,9	103 - 116	83 a 88
Total		116		

En los tramos 2, 3, 5, 6 y 8 se observa una mayor presencia de macrófitos en la mayoría de muestreos. Estos tramos se corresponden con zonas someras con corriente, con una población de macrófitos dominada por *Potamogeton pectinatus*, que es resistente a los aumentos de caudal.

El incremento de caudal puede producir una modificación de las variables hidráulicas en algunos puntos de muestreo. Cuando esto se traduce en un incremento de la energía del flujo, se favorece el arranque de macrófitos. En los puntos donde el incremento de caudal no provoca un cambio en las variables hidráulicas, el efecto de limpieza es mucho menor o casi inexistente. En los tramos 1, 4, 6 y 8 el efecto de limpieza de los macrófitos con el incremento de caudal ha sido importante.

A nivel estacional, también se observan diferencias entre las avenidas programadas en primavera y las de otoño. En primavera y verano los macrófitos se encuentran en pleno crecimiento, y los tallos jóvenes son más resistentes, mientras que en otoño e invierno el metabolismo es menor y las poblaciones se encuentran más debilitadas. En la mayoría de tramos se observa que las crecidas controladas efectuadas en otoño son más efectivas que las de primavera.

De la Figura 7-2 a la Figura 7-11 se representan los datos de cobertura media obtenidos en los diferentes muestreos entre 2002 y 2010, conjuntamente con los hidrogramas para cada tramo.

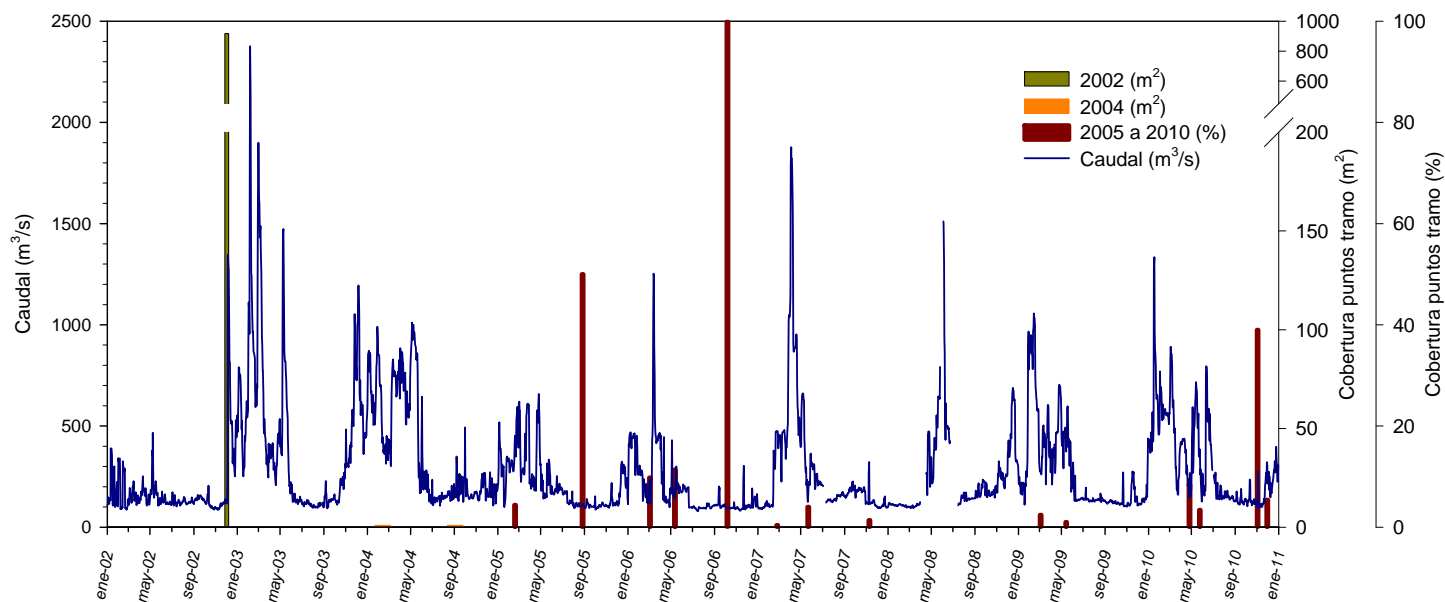


Figura 7-2: Representación del promedio de la cobertura de macrófitos en los puntos de muestreo del tramo 1, correspondiente a la zona del meandro de Flix, y del caudal medio diario en la estación de aforo de Tortosa (A027), en las diferentes campañas de muestreo desde diciembre de 2002 hasta diciembre de 2010. La cobertura media se expresa en m² para las campañas de 2002 a 2004, y en % de 2005 a 2010.

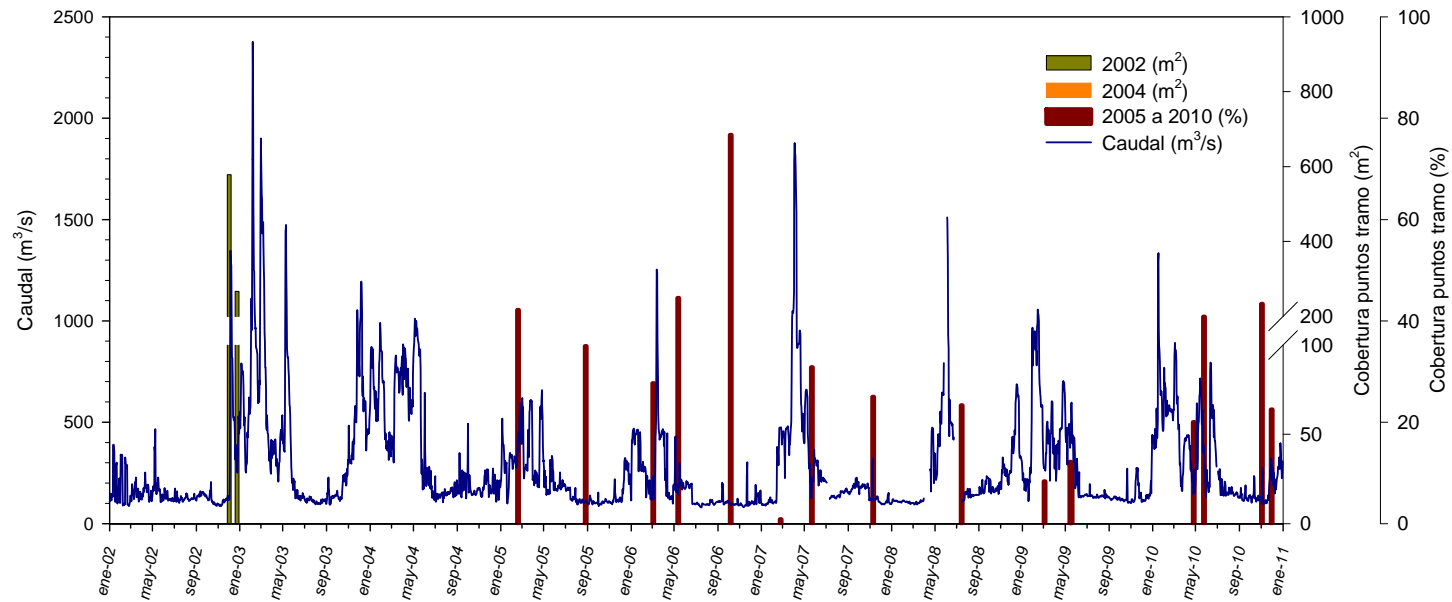


Figura 7-3: Representación del promedio de la cobertura de macrófitos en los puntos de muestreo del tramo 2, correspondiente a la zona entre Flix y el azud de Ascó, y del caudal medio diario en la estación de afora de Tortosa (A027), en las diferentes campañas de muestreo desde diciembre de 2002 hasta diciembre de 2010. La cobertura media se expresa en m^2 para las campañas de 2002 a 2004, y en % de 2005 a 2010.

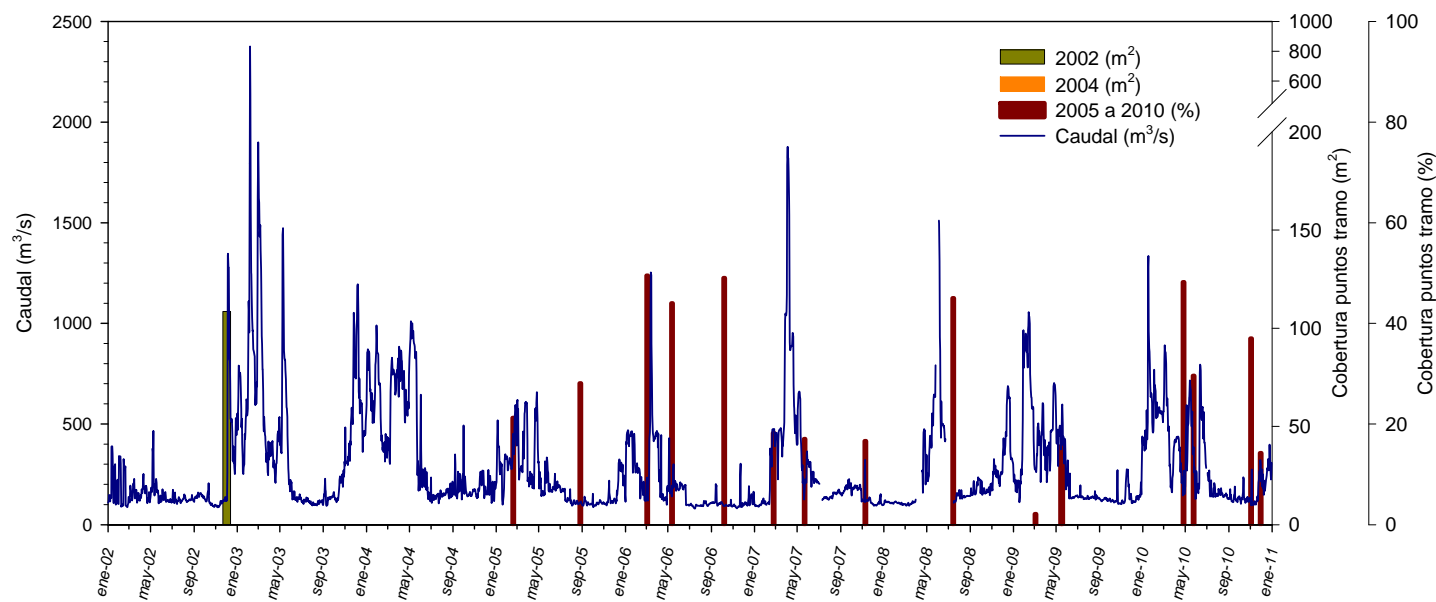


Figura 7-4: Representación del promedio de la cobertura de macrófitos en los puntos de muestreo del tramo 3, correspondiente a la zona entre Ascó y el inicio del *Pas de l'Ase*, y del caudal medio diario en la estación de afora de Tortosa (A027), en las diferentes campañas de muestreo desde diciembre de 2002 hasta diciembre de 2010. La cobertura media se expresa en m^2 para las campañas de 2002 a 2004, y en % de 2005 a 2010.

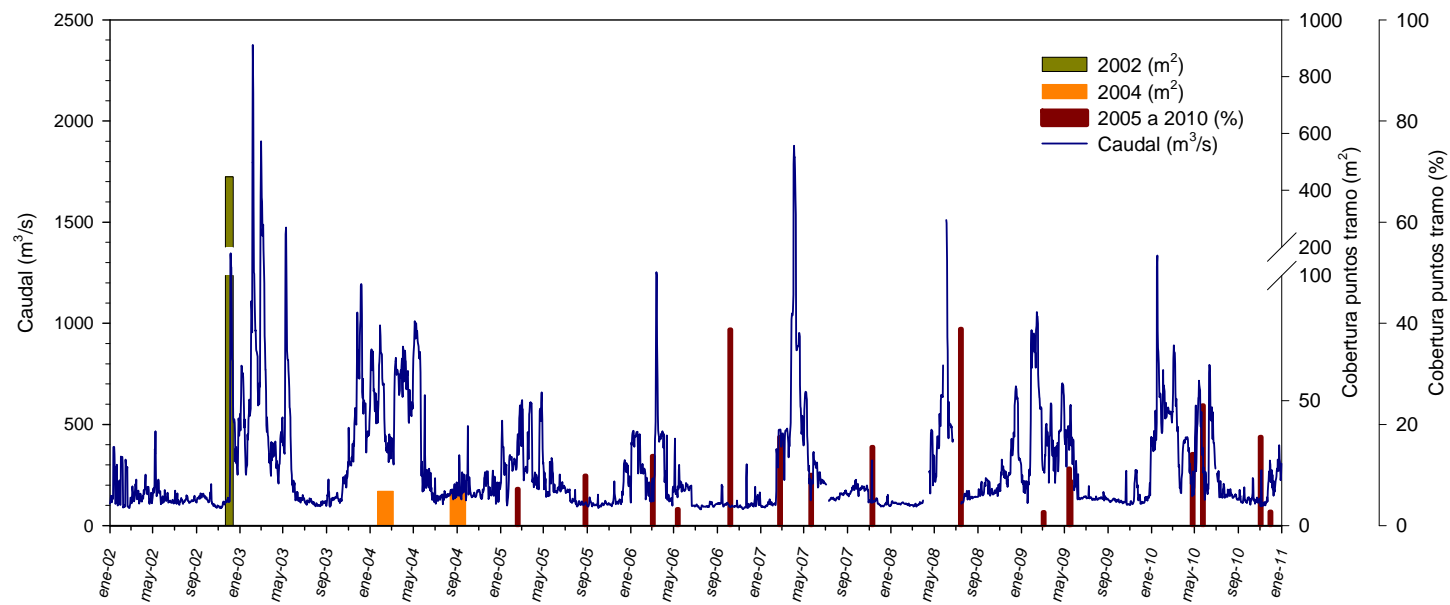


Figura 7-5: Representación del promedio de la cobertura de macrófitos en los puntos de muestreo del tramo 4, correspondiente a la zona del estrecho del Pas de l'Ase, y del caudal medio diario en la estación de afora de Tortosa (A027), en las diferentes campañas de muestreo desde diciembre de 2002 hasta diciembre de 2010. La cobertura media se expresa en m² para las campañas de 2002 a 2004, y en % de 2005 a 2010.

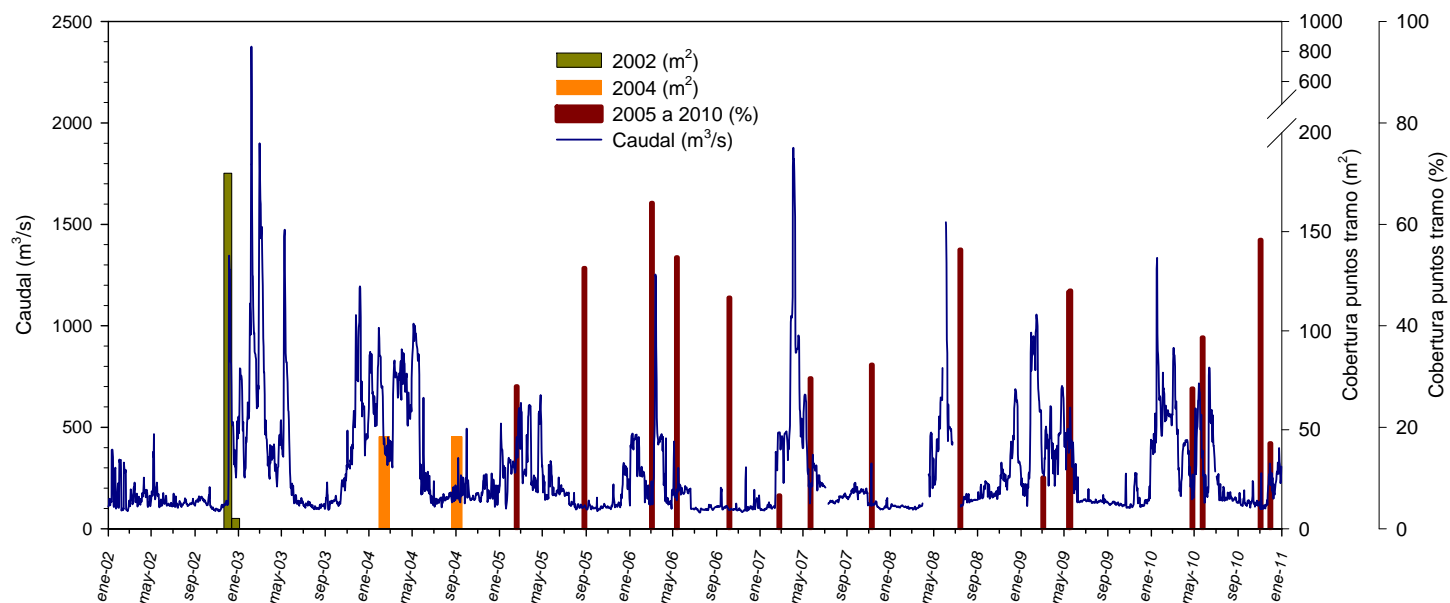


Figura 7-6: Representación del promedio de la cobertura de macrófitos en los puntos de muestreo del tramo 5, correspondiente a la zona de Móra d'Ebre, y del caudal medio diario en la estación de afora de Tortosa (A027), en las diferentes campañas de muestreo desde diciembre de 2002 hasta diciembre de 2010. La cobertura media se expresa en m² para las campañas de 2002 a 2004, y en % de 2005 a 2010

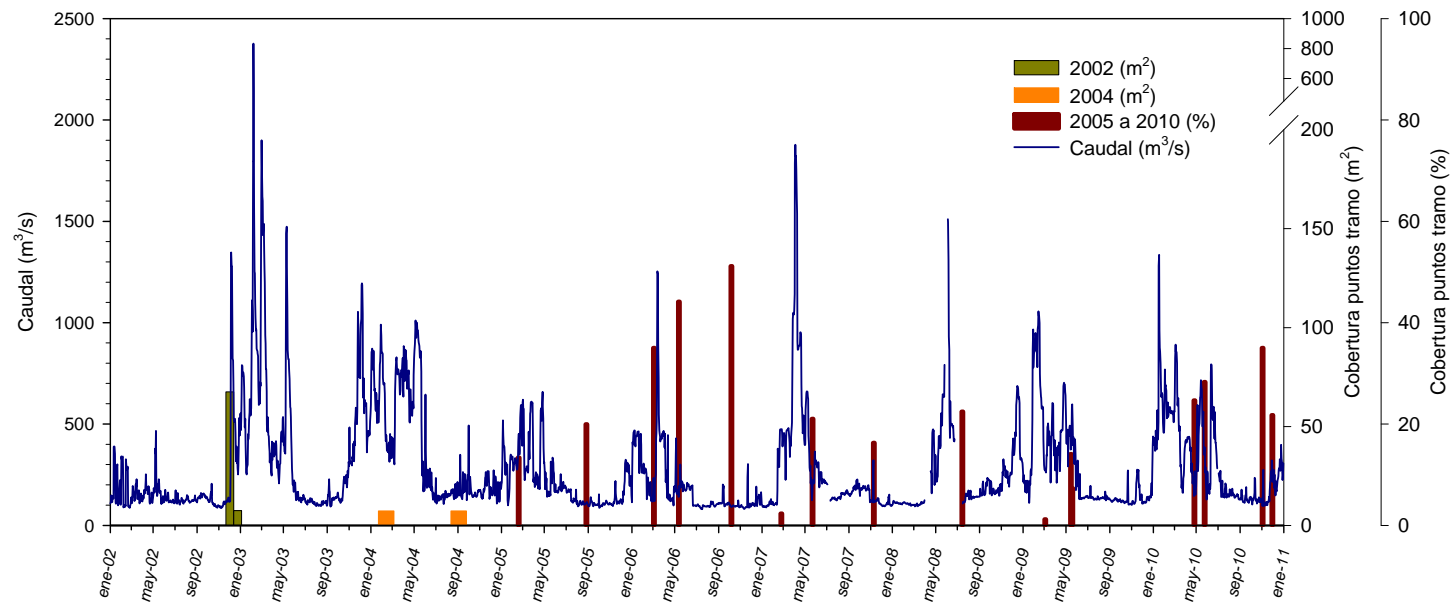


Figura 7-7: Representación del promedio de la cobertura de macrófitos en los puntos de muestreo del tramo 6, correspondiente a la zona entre Miravet y Xerta, y del caudal medio diario en la estación de afóra de Tortosa (A027), en las diferentes campañas de muestreo desde diciembre de 2002 hasta diciembre de 2010. La cobertura media se expresa en m² para las campañas de 2002 a 2004, y en % de 2005 a 2010

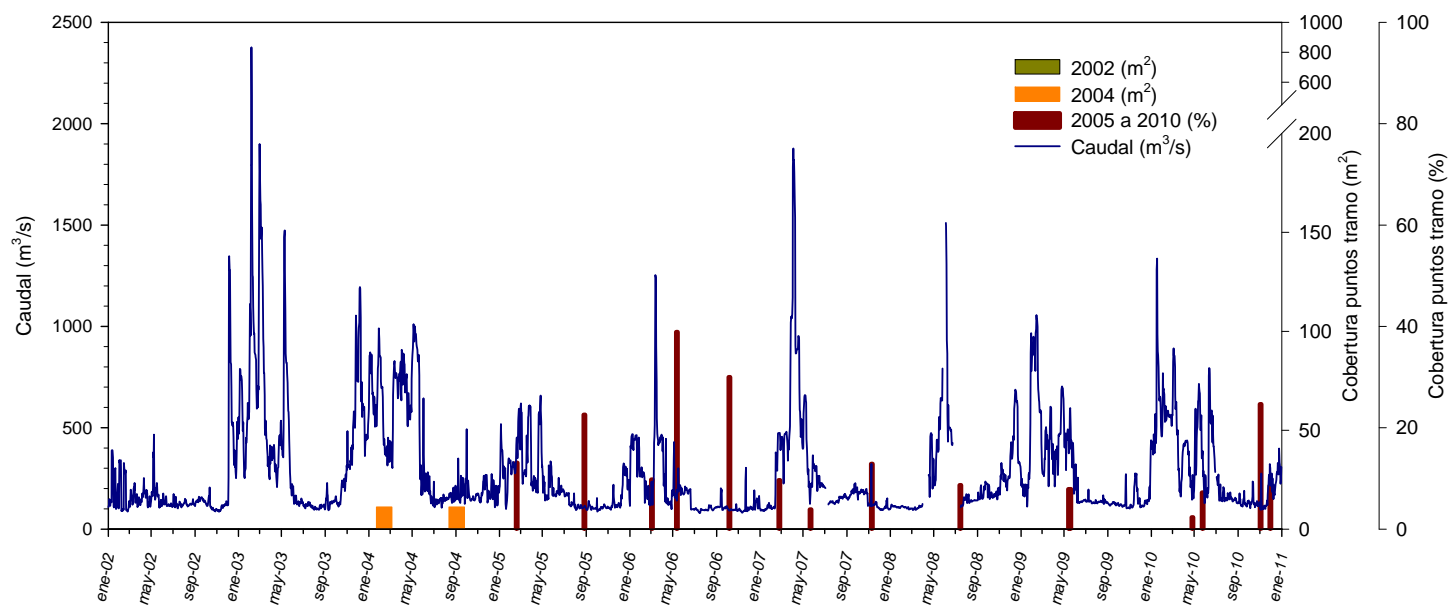


Figura 7-8: Representación del promedio de la cobertura de macrófitos en los puntos de muestreo del tramo 7, correspondiente a la zona entre Xerta y Tortosa, y del caudal medio diario en la estación de afora de Tortosa (A027), en las diferentes campañas de muestreo desde diciembre de 2002 hasta diciembre de 2010. La cobertura media se expresa en m^2 para las campañas de 2002 a 2004, y en % de 2005 a 2010

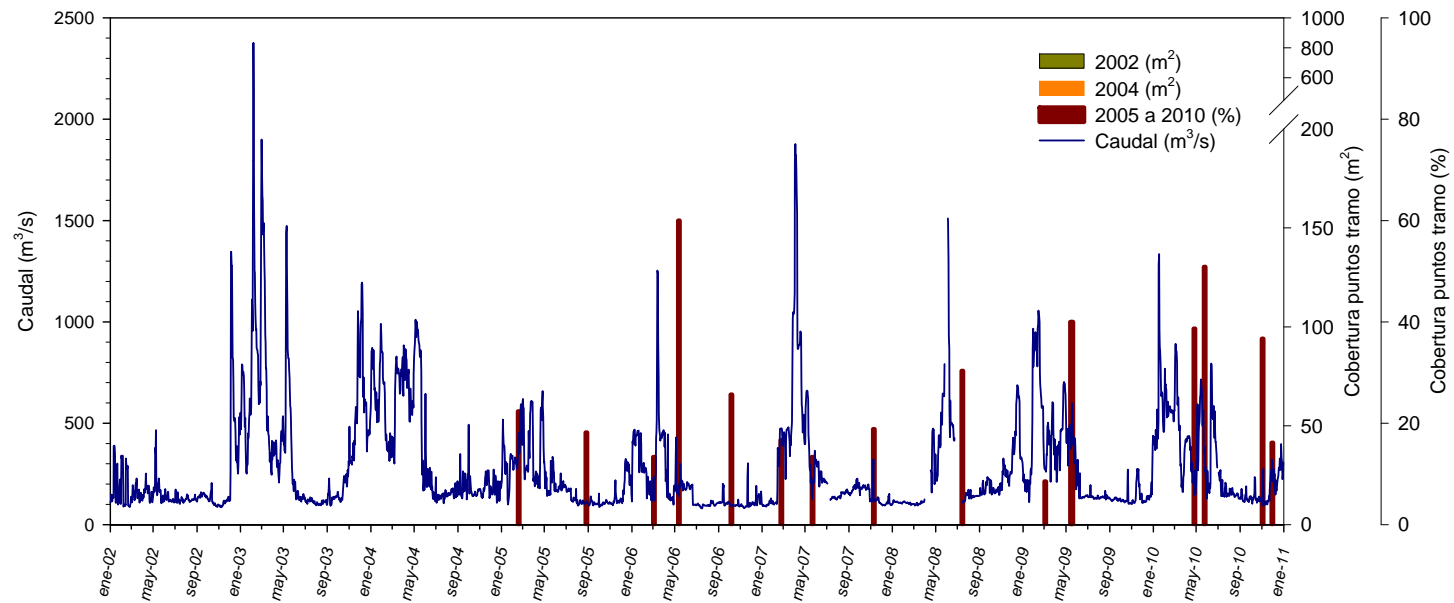


Figura 7-9: Representación del promedio de la cobertura de macrófitos en los puntos de muestreo del tramo 8, correspondiente a la zona entre Tortosa y Campredó, y del caudal medio diario en la estación de afora de Tortosa (A027), en las diferentes campañas de muestreo desde diciembre de 2002 hasta diciembre de 2010. La cobertura media se expresa en m² para las campañas de 2002 a 2004, y en % de 2005 a 2010

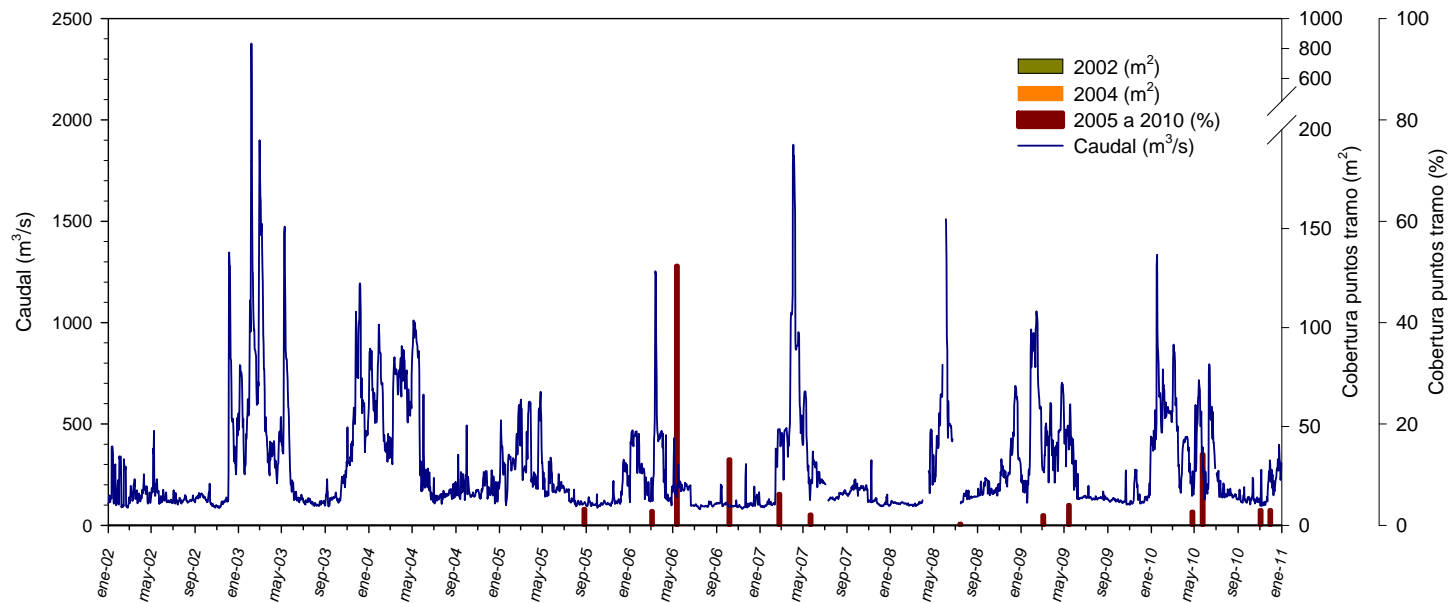


Figura 7-10: Representación del promedio de la cobertura de macrófitos en los puntos de muestreo del tramo 9, correspondiente a la zona entre Campredó y Deltebre, y del caudal medio diario en la estación de afora de Tortosa (A027), en las diferentes campañas de muestreo desde diciembre de 2002 hasta diciembre de 2010. La cobertura media se expresa en m^2 para las campañas de 2002 a 2004, y en % de 2005 a 2010

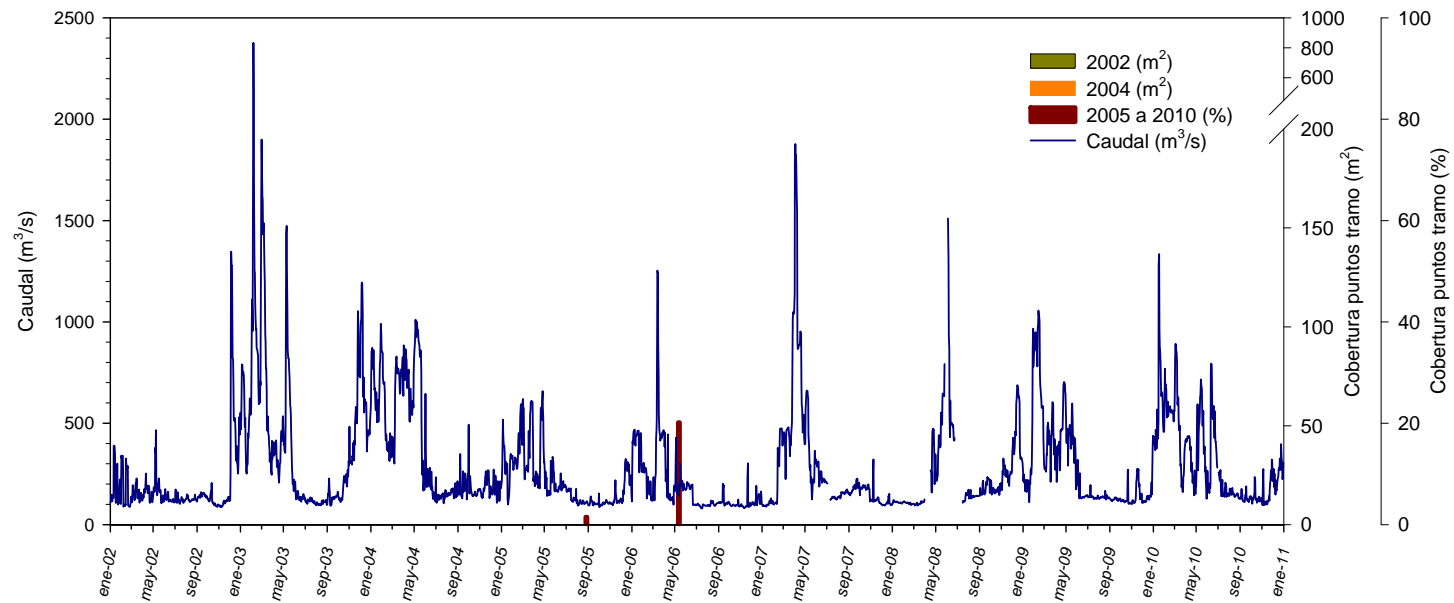


Figura 7-11: Representación del promedio de la cobertura de macrófitos en los puntos de muestreo del tramo 10, correspondiente a la zona entre Deltebre y el mar Mediterráneo, y del caudal medio diario en la estación de afora de Tortosa (A027), en las diferentes campañas de muestreo desde diciembre de 2002 hasta diciembre de 2010. La cobertura media se expresa en m^2 para las campañas de 2002 a 2004, y en % de 2005 a 2010.

Seguimiento realizado por UdL

La proporción de macrófitos ha variado durante periodo de estudio; en general aumentan desde finales de primavera hasta principios de otoño, y se reduce tras la crecida de mantenimiento de otoño a valores similares a los de primavera, en torno al 25% (Tabla 7-3).

Tabla 7-3: Resumen variabilidad temporal de la proporción de macrófitos en relación a las crecidas en el tramo bajo del Ebro (t1...tn indica las fechas de las diferentes campañas de campo)

		t1		t2		t3		t4		t5
Fecha	Crecida 13/02/2009	08/07/2009	FF 21/10/2009 y Crecida 17/01/2010	24/04/2010	FF 20/05/2010	03/06/2010	Crecida 11/06/2010	18/10/2010	FF 04/11/2010	05 y 22 /11/2010
Promedio		19		25.6		23.12		38.1		24.4
Máximo		41.6		61.20		67.73		85.8		68.9
Mínimo		8.30		1.00		0.00		5.0		0.74
Reducción/Aumento						-2.57		14.98		-14.88

El máximo porcentaje de macrófitos se alcanza a finales del verano, mientras que los mínimos tienen lugar después de las crecidas de mantenimiento. El cambio del hidrograma (forma, pico y volumen) de la crecida de mantenimiento de noviembre del 2010 aumentó su efectividad (p.e. reducción macrófitos). Dicha crecida removilizó la misma cantidad de macrófitos que se habían desarrollado durante el verano del mismo año.

7.3. ASPECTOS GENERALES SOBRE LA GESTIÓN DE LOS MACRÓFITOS

Un paso obligado a la hora de planificar posibles opciones de gestión de los macrófitos es reconocer los principales factores que regulan la presencia y el desarrollo de macrófitos, y estos son, básicamente, la luz, el espacio, los nutrientes y el agua (Fox, 1996). Habitualmente, ni el agua ni los nutrientes son limitantes en cursos medios y bajos de ríos, de modo que los factores dominantes suelen ser la disponibilidad de luz y las condiciones hidráulicas (espacio) del cauce, que a su vez derivan de la gestión de caudales realizada, en el caso de ríos regulados.

En el caso del bajo Ebro, ya se ha comentado que tampoco la disponibilidad de luz es probable que haya actuado como un factor esencial en el desarrollo de macrófitos, lo que obliga a concentrar la atención en un proceso multifactorial definido por la luz, la hidráulica fluvial, los nutrientes y la regulación de caudales, como factores primarios, y entre todos ellos, los caudales circulantes (crecidas en número, magnitud y distribución temporal) como aspecto más relevante.

Una vez el problema existe (presencia masiva de macrófitos), igualmente importante que conocer los factores que lo explican, es el reconocimiento de las variables ambientales medibles cuya variación numérica, guarda una relación causal con el ciclo de desarrollo de los macrófitos (figura 5.-1). De esta forma, se pueden abordar con más garantías de éxito, tanto la reducción de las causas que favorecen el problema, como la identificación de las condiciones del medio que permiten planificar con la máxima eficacia posible, las medidas de control del problema. Este último enfoque, basado en la obtención de posibles indicadores para la planificación temporal de medidas de control de los macrófitos, es el perseguido en este apartado del estudio.

7.4. CALENDARIO BIOLÓGICO

Como apunta Fox (1996), en ríos de climas templados y subtropicales, la duración del día (disponibilidad de horas de luz) y la temperatura del agua, juegan sin duda un importante papel en la regulación del crecimiento de los macrófitos. La figura 7-12 muestra un patrón de crecimiento adecuado para macrófitos sumergidos, si bien el ajuste preciso a una situación concreta, al margen de la influencia de la temperatura del agua y la disponibilidad de luz, debe tener en consideración que el inicio del ciclo dependerá de la producción alcanzada el verano anterior y también de las crecidas habidas en el invierno previo; es decir, de la masa crítica disponible al inicio de cada ciclo anual.

La dinámica apuntada en la figura 7-12, se ajusta perfectamente a la recogida en la figura 5-9 (inferior) que a su vez procede de los datos representados en la figura 7-13.

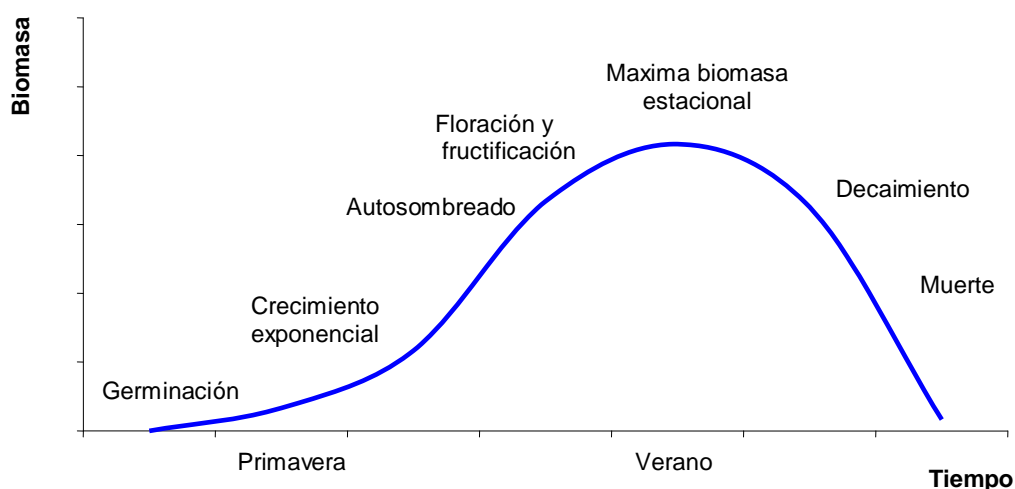


Figura 7-12. Ciclo biológico anual teórico de un macrófito, con indicación de las principales fases de vida a escala temporal.

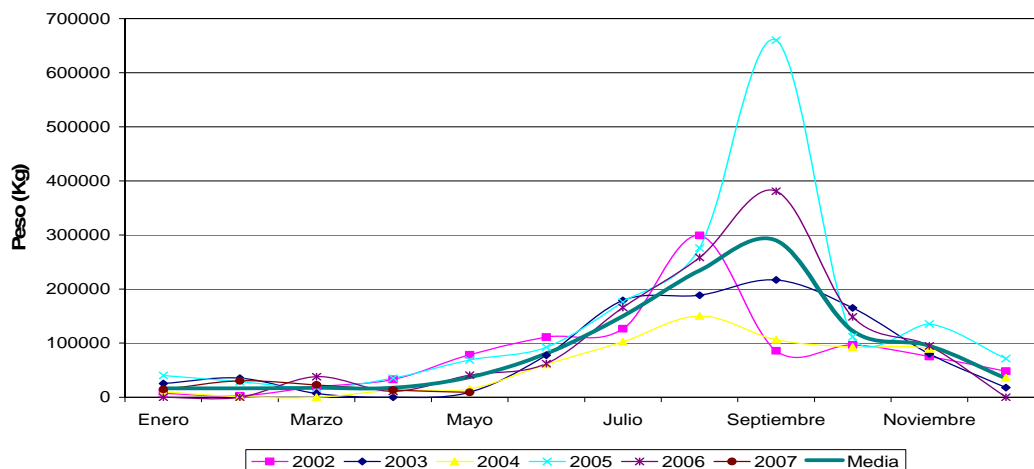


Figura 7-13. Peso (kg) mensual de macrófitos, retirado en el sistema de captación de agua de la CN Ascó para los años indicados y su valor medio conjunto.

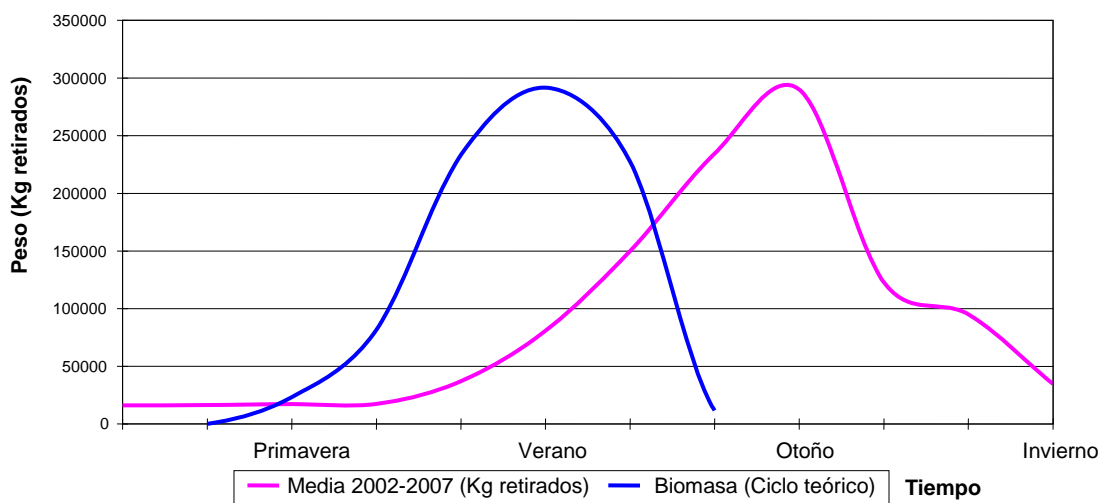


Figura 7-14. Comparación de la escala temporal de la dinámica teórica que siguen los macrófitos en ríos templados y subtropicales, según Fox (1996) y lo observado en el bajo Ebro, a partir de los registros promedio de biomasa (peso) retirados en la captación de aguas de la CN Ascó. En la comparación propuesta, la escala de ordenadas (biomasa) es una mera referencia.

En efecto, lo observado en el bajo Ebro sobre el ciclo anual de los macrófitos, sigue el patrón descrito, si bien con ciertos desfases en su inicio, que son función de los años (temperaturas del agua en primavera, crecidas de invierno y primavera registradas, biomasa existente de

partida,...). Así, en la figura 7-14, se puede observar como el momento de máxima biomasa retirada en la CN Ascó, se da hacia finales de verano y no tanto en pleno verano como apuntaría la figura 7-12. También es cierto que la retirada de grandes cantidades de macrófitos en la captación de la CN Ascó debe ser por fuerza posterior al momento de mayor biomasa en el río, lo que indicaría que dicho momento puede producirse perfectamente más hacia el pleno verano, en realidad.

7.5. INDICADORES DE GESTIÓN

Se han efectuado ensayos con diferentes variables físico-químicas, tales como la conductividad eléctrica, la saturación de oxígeno disuelto, las concentraciones de nutrientes, la relación N/P o la DQO, con buenas correlaciones en algunos casos con la dinámica anual de los macrófitos; sin embargo, se trata de parámetros y variables que no gobiernan dicha dinámica anual, de modo que no puede establecerse una relación causal entre sus tendencias de variación y la evolución de la biomasa de macrófitos. Quizás la relación N/P podría tener algún sentido, pero su determinación no es rápida, al requerir análisis de laboratorio. Cabe añadir que un buen indicador biológico, además de describir de forma suficientemente precisa la evolución del parámetro biológico correspondiente (la biomasa de macrófitos, en este caso) debe ser fácil de medir y, si es posible, disponer de una dinámica temporal fácil de predecir.

El objetivo del estudio, es analizar las posibilidades de encontrar un índice (un parámetro o una variable), que a partir de su cuantificación, sea posible inferir el momento del ciclo anual de los macrófitos, más idóneo para programar actuaciones de control basadas en crecidas controladas.

Lógicamente, un momento idóneo (T1) para llevar a cabo una crecida debe ser aquel en el que los macrófitos ya han brotado y presentan una biomasa suficientemente grande como para ofrecer resistencia al paso de agua, y por tanto poder ser arrastrados, y al mismo tiempo no han alcanzado aún su condición más vigorosa ni la de máxima biomasa. De esta forma, la resistencia al arrastre por el agua no es la máxima posible, sino la mínima indispensable, y los efectos del arrastre no comportan la movilización de grandes biomasa, con los efectos indeseables que ello supone. Sobre la figura 7-12, este momento óptimo descrito puede situarse alrededor del punto de cambio de pendiente a partir del cual aumenta de forma exponencial el crecimiento. Otro momento (T2) en el que puede tener interés propiciar una crecida controlada, es hacia el final del ciclo, cuando el macrófitos aún mantiene biomasa

pero empieza a perder vigor y por tanto es más fácilmente removible. Este momento también puede asociarse a un cambio de pendiente en la figura 7-12, en este caso, hacia el otoño, en el momento del decaimiento.

Con los datos disponibles sobre biomasa de macrófitos retirada de la CN Ascó en el año 2005 y adoptando los valores de las variables físico-químicas y ambientales correspondientes del mismo año 2005, se han realizado los análisis de correlación presentados en las figuras 7-15 y 7-16. Cabe puntualizar que en 2004 y 2005 no se produjeron crecidas naturales ni controladas de entidad, con lo que la biomasa de macrófitos retirada en la CN Ascó se situó entre las máximas de la década, tal y como se muestra en la figura 7-17. Se trata por tanto de un año sin interferencias significativas en el ciclo anual de los macrófitos. Asimismo en 2006 se realizó una limpieza mecánica del tramo Flix-azud de Ascó.

Las horas de luz diarias parecen tener una influencia en el ciclo de los macrófitos, correlacionándose directamente con su evolución temporal (figura 7-15), pero con un desplazamiento del máximo de biomasa retirada que se da unos 90 días en el 2005, después del máximo de horas luz diario. Cabe destacar que este desfase es bastante estable de un año para otro; así, entre 2003 y 2006 apenas osciló entre 83 y 93 días. La duración del día, en términos de número de horas con luz, a menudo actúa como activador del desarrollo vegetativo, de manera que tanto el desfase entre esta variable y la biomasa de macrófitos, como su estabilidad de un año para otro, parecen lógicos y justificadas. No obstante, es precisamente esta estabilidad, la que hace que esta variable no pueda ser considerada como un potencial buen indicador para la gestión de macrófitos, pues varía demasiado poco de un año para otro, frente a los cambios interanuales que sí se dan a nivel de biomasa de macrófitos.

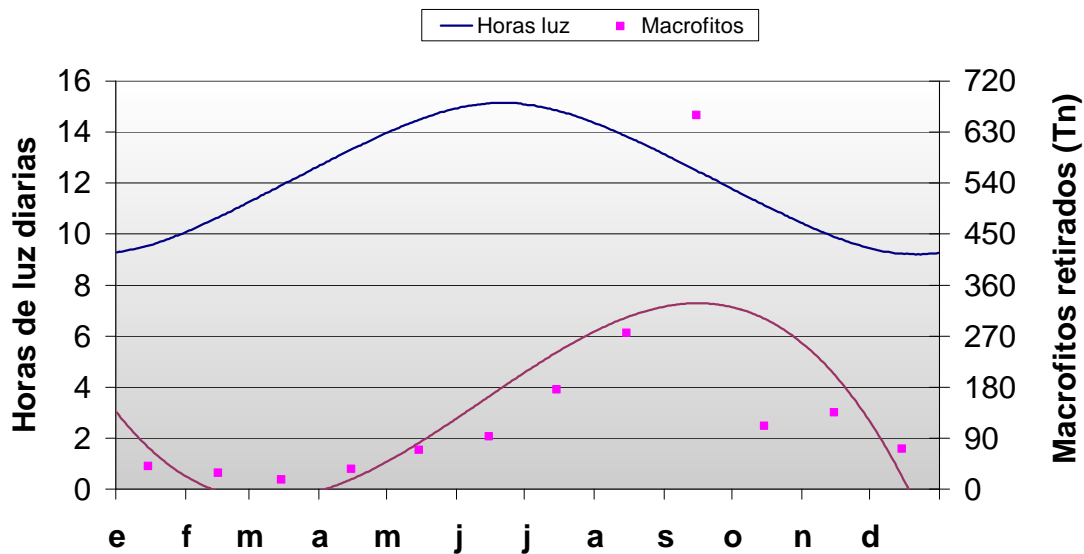


Figura 7-15. Relación de la variación en el número de horas de luz y la biomasa de macrófitos recogida en la captación de la CN Ascó, para el año 2005.

La temperatura del agua se correlaciona de forma muy precisa con la evolución temporal de la biomasa de macrófitos (figura 7-16), lo cual es también lógico dado el papel regulador que esta variable ejerce sobre el ciclo anual de la vegetación. De hecho, los años con inviernos y primaveras frías, el ciclo anual de los macrófitos puede retrasarse hasta un par de semanas o más, con respecto a otros años más cálidos, tal y como se observó en 2010. Como se puede observar en la figura 7-16, se da un desplazamiento (antelación) de unos 25 días entre el máximo de temperatura y el máximo de biomasa de macrófitos retirada. Este parámetro si que cumple con las condiciones para ser utilizado como un buen indicador en la planificación de crecidas para el control de macrófitos: es fácil de medir y guarda una relación biológica causal con el ciclo anual de los macrófitos que, además, es particular para cada año.

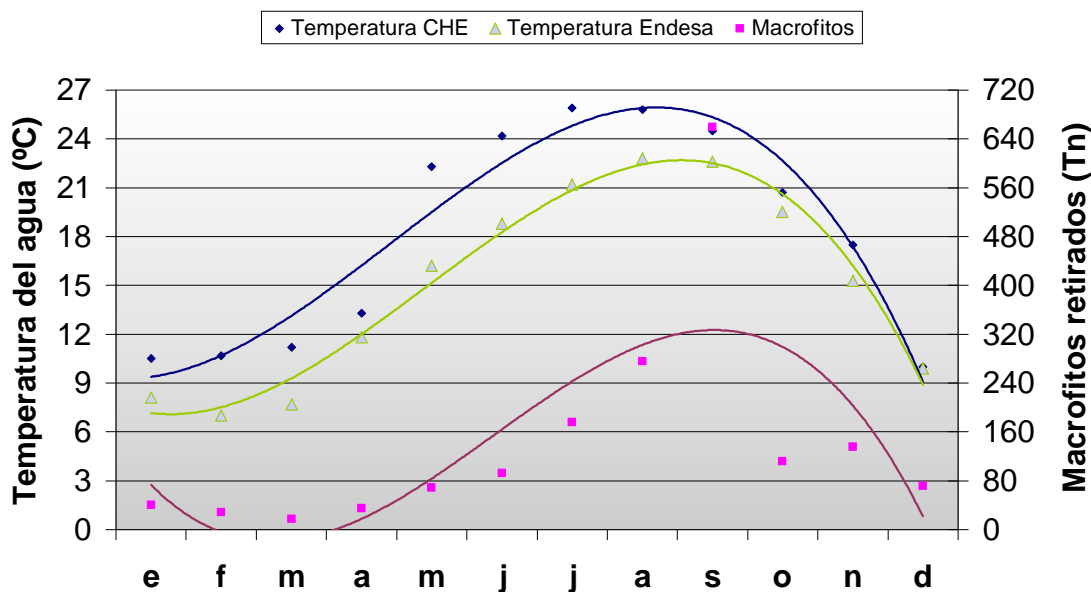


Figura 7-16. Relación de la variación de la temperatura del agua y la biomasa de macrófitos recogida en la captación de la CN Ascó, para el año 2005.

Para fijar los dos momentos del año idóneos para llevar a cabo las crecidas de control de macrófitos, antes descritos como T1 y T2, se ha calculado, sobre la curva de valores de biomasa, el punto de cambio de pendiente de primavera (T1) y el de otoño (T2). En el primer caso T1 se sitúa entre abril y mayo, lo que corresponde al momento del año de mayor salto térmico, de los 13,3 °C de abril a los 22,3 °C, según los datos de la CHE y de los 11,8 °C a 16,2 °C, según las mediciones hechas por ENDESA en el marco del estudio de seguimiento del mejillón cebra durante el 2005. Teniendo en cuenta que los datos de la CHE se refieren a un único punto (Pas de l’Ase) y los de ENDESA al tramo comprendido entre la CH Flix y Ascó, se consideran estos últimos más apropiados. Para definir T1 y quedar del lado de la seguridad, se ha dividido el salto térmico en 3 y se ha sumado al valor más bajo 2/3 de la diferencia, con el fin de obtener un valor más próximo al de mayo que al de abril. Con este criterio se adopta la temperatura de 14,7 °C para el Ebro aguas abajo de la CH Flix, como criterio óptimo para definir T1, con el añadido de que ni por debajo de 12 °C ni por encima de 16 °C se recomienda planificar crecidas controladas para los macrófitos.

En cuanto a T2, su definición es más compleja en base a los datos del año 2005, pues tal y como se puede ver en la figura 7-16 hay aparentemente dos momentos puntos de inflexión, uno entre septiembre y octubre, y otro entre noviembre y diciembre. Si se observa la figura

5-10, que promedia las biomazas mensuales de los años 2002 a 2007, se confirma que el principal punto de inflexión tiene lugar entre septiembre y octubre, que es precisamente cuando el agua del río empieza a enfriarse (de 22,6 °C a 19,5 °C). Siguiendo el criterio establecido para T1, se adopta 20,5 °C como valor de temperatura de referencia para establecer T2, añadiendo también que no es recomendable planificar crecidas para los macrófitos, con temperaturas del agua superiores a 22,5 °C o inferiores a 19,5 °C. Evidentemente, tanto T1 como T2 deben quedar supeditados a la disponibilidad de agua para la realización de las crecidas.

La figura 7-17 permite ilustrar la efectividad de las crecidas diseñadas para el control del desarrollo de los macrófitos en el bajo Ebro. En la misma figura se muestra la biomasa de macrófitos referida a los meses de enero a mayo, que resulta muy baja frente a la total de cada año, con lo que se ratifica que el incremento de biomasa tiene lugar hacia el mes de mayo.

Los años con un gran número de crecidas, bien sean naturales o artificiales, como 2003, determinan una reducida biomasa de macrófitos para el siguiente año (2004), mientras que cuando no se han producido crecidas, como en 2004, al año siguiente si tampoco las ha habido (2005), la biomasa aumenta de forma espectacular.

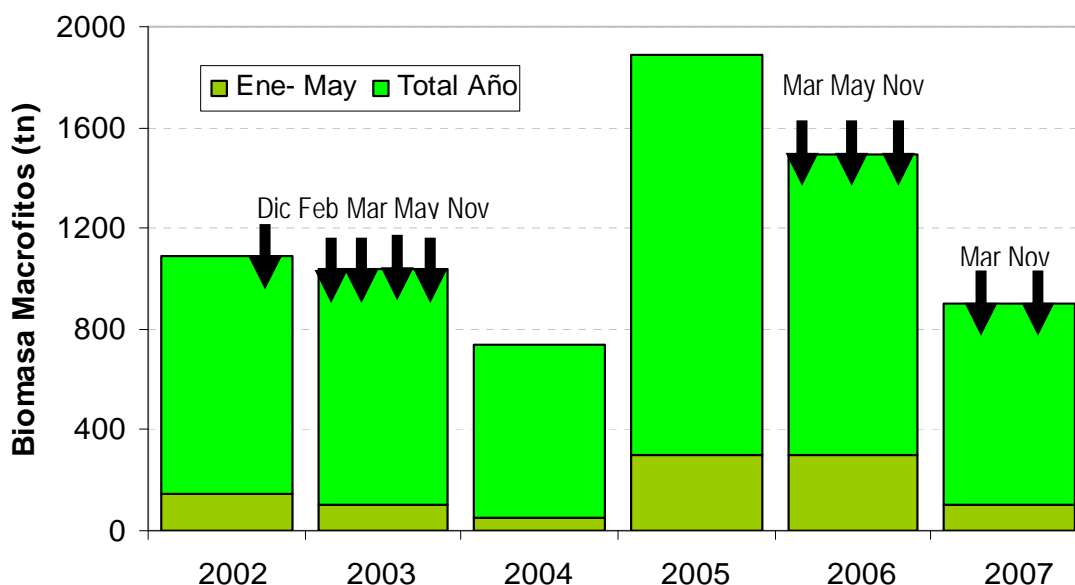


Figura 7-17. Biomasa total anual retirada de la captación de la CN Ascó relacionada con el número de crecidas, naturales o artificiales, para el periodo 2002-2007. En la misma figura se muestra la biomasa referida al periodo enero-mayo, frente a la total del año.

Las crecidas son un tipo de perturbación consustancial a los ríos, y muy especialmente a los mediterráneos, hasta el punto que estos ecosistemas las tienen perfectamente internalizadas y no sólo no son perjudiciales, sino que son simplemente imprescindibles para su normal funcionamiento.

Las funciones ecológicas e hidráulicas de las crecidas son diversas e importantes. Van desde el saneamiento, por remoción, del lecho del río, la zona hiporreica y sus riberas, la fertilización de llanuras de inundación y, en el caso de ríos como el Ebro, del litoral marino, la definición de ciclos biológicos de determinadas especies, el control de la presencia de especies exóticas (como por ejemplo el mejillón cebra), el reajuste de desequilibrios tróficos (como es el caso del propio desarrollo excesivo de macrófitos), la activación de los procesos geomorfológicos de la dinámica fluvial (definición del cauce ordinario, transporte de sedimentos) y también de la sucesión ecológica (reajustes en la productividad, la diversidad y la estructura de poblaciones, de las comunidades acuáticas). Ningún otro proceso distinto a una crecida dispone de la suficiente capacidad (energía) como para provocar toda esta serie de ajustes básicos en un ecosistema fluvial.

7.6. PROPUESTAS DE MEJORA PARA LA GESTIÓN DE LOS MACRÓFITOS

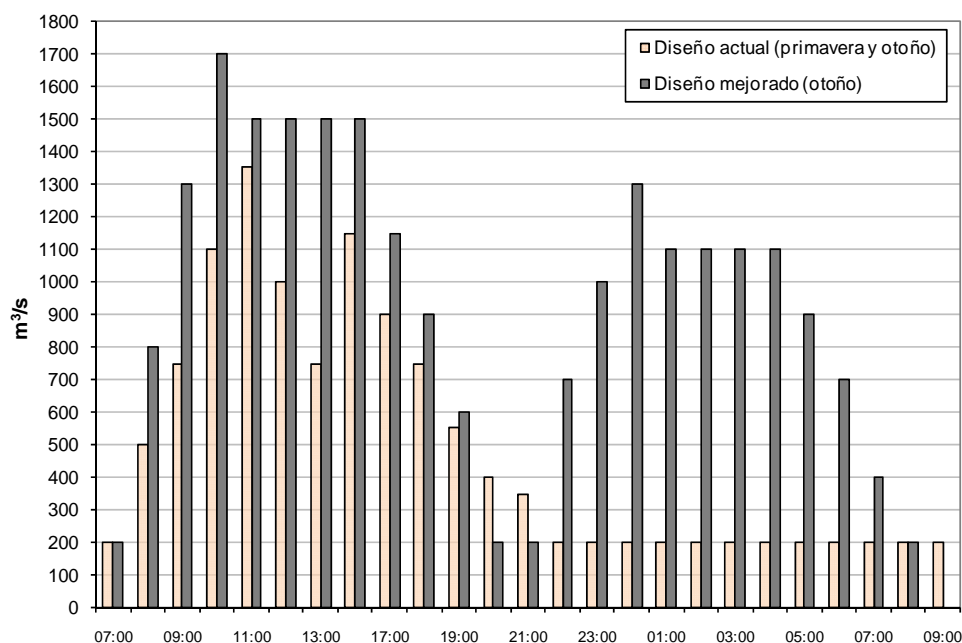
Los métodos de control de macrófitos que se van a enumerar a continuación están principalmente relacionados con la reducción de la especie *P. pectinatus*. Las metodologías utilizadas se dividen en acciones de tipo químico, físico y biológico.

7.6.1. Aspectos hidrológicos

Sobre el hidrograma de las crecidas de mantenimiento

- Aumento de la frecuencia y magnitud de las sueltas de mantenimiento desde Ribarroja y rediseño del hidrograma para aumentar la tensión de arrastre y con ello la eficacia in situ y aguas abajo⁴. Se propone realizar la crecida por la noche por la menor rigidez de los tallos. Recogiendo las sugerencias del grupo de trabajo se presenta un nuevo diseño que maximiza el gasto de energía en el cauce después de cada uno de los dos picos de crecida (Figura 7.-18).

⁴La ausencia de crecidas extraordinarias favorece el acorazamiento, el cual dificulta la movilización del sedimento y el arranque de las macrófitos (*Potamogeton* enraíza entre 5 y 10 cm). Idealmente para reactivar el cauce, las sueltas de mantenimiento tendrían que sobrepasar el caudal de 8 años de periodo de retorno (Batalla y Vericat, 2009). Además, cuando las crecidas son más frecuentes, las raíces profundizan menos y se reduce la densidad de las macrófitos (Naden *et al.*, 2006 y Madsen *et al.*, 2001).



	Diseño actual (primavera y otoño)		Diseño mejorado (otoño)	
	Q (m ³ /s)	A (hm ³)	Q (m ³ /s)	A (hm ³)
18:00	200	0.72	200	0.72
19:00	200	0.72	200	0.72
20:00	500	1.80	800	2.88
21:00	750	2.70	1300	4.68
22:00	1100	3.96	1700	6.12
23:00	1350	4.86	1500	5.40
00:00	1000	3.60	1500	5.40
01:00	750	2.70	1500	5.40
02:00	1150	4.14	1500	5.40
03:00	900	3.24	1150	4.14
04:00	750	2.70	900	3.24
05:00	550	1.98	600	2.16
06:00	400	1.44	200	0.72
07:00	350	1.26	200	0.72
08:00	200	0.72	700	2.52
09:00	200	0.72	1000	3.60
10:00	200	0.72	1300	4.68
11:00	200	0.72	1100	3.96
12:00	200	0.72	1100	3.96
13:00	200	0.72	1100	3.96
14:00	200	0.72	1100	3.96
15:00	200	0.72	900	3.24
16:00	200	0.72	700	2.52
17:00	200	0.72	400	1.44
18:00	200	0.72	200	0.72
19:00	200	0.72	200	0.72
total	711	35.8	944	81.5

Figura 7-18: Diseño original y mejora del hidrograma de las crecidas de mantenimiento.

Premisas del nuevo diseño:

- Incremento de 20% de volumen total de agua desembalsada en relación al diseño anterior.
- Incremento más pronunciado del hidrograma para aumentar la competencia y con ello la eficacia en la remoción de macrófitos.
- Diferencia entre picos más marcada con lo que se prolonga la forma del hidrograma a más distancia aguas abajo (p.e. con el diseño actual., por ejemplo, en Móra d'Ebre los picos ya no se diferencian).
- Intentar pasar el máximo del caudal por el meandro de Flix para aprovechar el trabajo de los picos sobre ese tramo fluvial.

Sobre el contexto hidrológico y biológico de las crecidas

- Programar estiajes con caudales $< 70 \text{ m}^3/\text{s}$ para debilitar los macrófitos y aumentar la efectividad de la primera suelta de mantenimiento en otoño, siempre de acuerdo con la CN Asco, ya que su concesión es de $77 \text{ m}^3/\text{s}$.
- Irregularizar los caudales con más estiajes (debilita la vegetación) y más crecidas (arranque y arrastre de macrófitos) y fases de caudal alto (limita el crecimiento excesivo).
- La movilización del sedimento dificulta el enraizamiento, por lo que las crecidas han de ser lo suficientemente competentes como para removilizar gravas y guijarros.
- La efectividad de las sueltas será mayor durante la fase tardía del crecimiento de macrófitos (principios de otoño) y durante las horas de baja insolación (atardecer, noche) debido a la menor rigidez del tallo (Madsen *et al.*, 2001).
- Diseñar crecidas que arranquen la planta y no la partan, ya que de ser así, se fomenta la dispersión de la especie. Para ello el caudal tiene que sobrepasar el umbral de rotura del tallo (Stewart *et al.*, 1997).
- Analizar el papel de la especie *Lemna spp.* porque impide la entrada de luz y puede contribuir a reducir la proliferación de *Ceratophyllum* y *Potamogeton*.

7.6.2. Aspectos geomorfológicos

- Inyectar gravas aguas abajo del embalse durante las crecidas para atenuar el problema de la incisión en el lecho, especialmente en el tramo aguas abajo de la presa de Flix (Vericat y Batalla, 2006). La liberación de sedimento de calibre grueso aguas abajo de la presa paliaría parcialmente el déficit de sedimento grueso, devolvería al río su capacidad de arrastre natural, mejorando su dinámica morfo-sedimentaria, permitiría renovar la morfología del cauce y controlar la incisión. Existen acopios laterales cercanos a las presas que se podrían utilizar con fines experimentales.
- Incrementar artificialmente la carga sólida en suspensión de manera regular.
- Retornar parte de la heterogeneidad morfológica del río (p.e. apertura de antiguos brazos, etc.), evitando secciones trapezoidales uniformes durante largos tramos de río que uniformizan velocidades, profundidades, etc. y con ello favorecen el hábitat para macrófitos.

7.6.3. Aspectos físicos

- Limitar la radiación solar en el lecho del río: esta técnica consiste en cubrir partes del río para reducir la llegada de radiación solar al lecho. Aunque efectiva, esta técnica no es factible para las grandes superficies que existen en los cursos de agua. También se han utilizado tintes azules y marrones que se añaden al agua y pueden limitar la entrada de luz al lecho, pero su uso debe cumplir estrictas normas de inocuidad. Su aplicación además puede afectar a otros compartimentos fluviales.
- Poda mecánica: La siega mecánica parece una opción recomendable dado sus efectos inmediatos. Sin embargo, *Potamogeton pectinatus* puede presentar mayor densidad después de una siega mecánica y, se necesitaría un mínimo de 3 campañas de siega al año para controlar su desarrollo (Kantrud, 1990). Para mantener únicamente la biomasa basal de la comunidad se debería segar cada 2 semanas, retrasando así la floración y la senescencia (Kantrud, 1990). Los costes económicos de este proceder pueden desaconsejar su uso prolongado, aunque puede ser relevante de manera puntual o complementando a otra técnica (Batalla y Vericat, 2009).

- Avenidas inducidas: el aumento regular del caudal desenraíza las plantas y las transporta río abajo. Éstas deberían simular la magnitud y frecuencia de las avenidas naturales (Kantrud, 1990).
- Desecación de los macrófitos: consiste en reducir el caudal de manera considerable y eliminar los macrófitos de las zonas más litorales. No es posible eliminar los macrófitos del centro del canal.

7.6.4. Aspectos biológicos

- Herbivoría: el control que ejercen los herbívoros en la estructura de la planta se puede comparar a la siega mecánica antropogénica. El efecto de los insectos acuáticos en la comunidad de macrófitos puede ser sustancial, causando entre un 50-95% de reducción en la biomasa vegetal. La carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella* Val.) resulta un mecanismo de control efectivo para la comunidad de *Potamogeton*, pero es muy agresiva, y su presencia en el Ebro solamente contribuiría a complicar el efecto de otras especies invasoras.

7.6.5. Aspectos químicos

- Utilización de herbicidas: utilización de herbicidas (p.e. solventes aromáticos, sulfato de cobre, fenac, dichlobenil, atrazina) para reducir la proliferación de macrófitos. Esta técnica no es nada recomendable ya que pueden desencadenar efectos inmediatos o acumulativos en la cadena trófica fluvial. En algunos casos su uso está prohibido.
- Incremento de nutrientes: al añadir nutrientes (N y P) se puede favorecer la proliferación del fitoplancton que a su vez limitará la entrada de luz en el lecho y indirectamente limitará el crecimiento de macrófitos. Esta cadena de efectos no siempre sigue esta línea de acción, ya que puede ser interferida por otros parámetros químicos o biológicos. La manipulación a gran escala es una práctica con muchos riesgos.

7.6.6. Aspectos mixtos

- Poda mecánica + herbivoría: Esta es la técnica denominada SAGA (*Sagopondweed Growth Analysis Model*). Hootsmans (1999) simuló el impacto del incremento de turbidez del agua mediante el efecto de la carpa común (*Cyprinus carpio* L.) y la carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella* Val.), así como la siega de la parte superior de las plantas acuáticas, para establecer tres grados de turbidez, de más a menos respectivamente. A largo plazo se vio que la presencia de carpa común y el control del *bloom* mediante la siega, eran conjuntamente la técnica de gestión más eficaz, ya que hacían disminuir drásticamente el crecimiento y producción de *P. pectinatus*.

7.6.7. Sobre experimentación

- Establecer tramos experimentales para mejorar los métodos de cálculo de la resistencia (Naden, 2006).
- Diseñar y acometer experimentos en el campo y en canales de ensayos investigando los umbrales de resistencia de las plantas en relación a variables hidráulicas y sobre todo a las características físicas del sustrato fluvial. En esta línea se llevaran a cabo mediciones y muestreos en tramos experimentales del Ebro y experimentos de campo en un tramo vadeable del bajo Segre durante la primavera de 2011.
- Incluir la velocidad y el caudal en las variables hidráulicas, ya que según Doods y Biggs (2002); Chamberts *et al.* (1991), la velocidad está relacionada con la profundidad.
- Calcular el coeficiente de atenuación de las especies más abundantes en el bajo Ebro a partir de la biomasa en seco (Doods y Biggs, 2002).
- El exceso de macrófitos no sólo tiene efectos en el funcionamiento de la central hidroeléctrica y nuclear, también influye en el ecosistema. Deberían considerarse los impactos que afectan al buen funcionamiento de los hábitats, así como los riesgos de inundación.

7.6.8. Sobre métodos de control

- Los sistemas de depuración de aguas residuales con macrófitos es una buena alternativa para tratar los efluentes de actividades industriales, mineras, agropecuarias y domésticas (Celis *et al.*, 2005).
- Recuperar la morfología del lecho y el sedimento grueso para favorecer los frezaderos naturales y hábitats que a su vez controlen el crecimiento y dispersión de macrófitos.
- Experimentar con arranques mecánicos en esos mismos tramos combinados con crecidas posteriores, y controlar con detalle la efectividad de las sueltas de mantenimiento (Batalla y Vericat, 2009).
- Aumentar el sedimento fino en suspensión para limitar la luminosidad en el cauce.

7.6.9. Ideas sobre extracción mecánica

Cuando la biomasa de macrófitos es importante, se genera un efecto autoprotector creciente frente a crecidas, que tienden a perder eficiencia. De esta forma, su capacidad de arrastre se ve limitada y llega a no compensar el crecimiento de las masas de vegetación acuática, con lo que, a cada ciclo anual, el balance del control pasa a ser deficitario. En estas condiciones, se impone la necesidad de rebajar la biomasa de macrófitos de forma directa y rápida, y para aguas abiertas, la retirada mecánica es una buena opción, si bien puede requerir una aplicación de por vida, e incluso de varias veces al año.

La retirada mecánica de macrófitos presenta algunas ventajas importantes sobre el resto de opciones, como por ejemplo la retirada simultánea de nutrientes del sistema, en forma de biomasa vegetal, con independencia de que algunas especies como *Myriophyllum spicatum*, presentan contenidos de nitrógeno y fósforo demasiado bajos para su uso como sustituto de fertilizantes comerciales (Anderson *et al.*, 1965). Por otro lado, la notable merma de biomasa tras la desecación (hasta el 80-90%), es una ventaja en la manipulación como residuo. También cabe valorar la selectividad de la medida, con escasos efectos colaterales sobre otros componentes del medio, en función de la opción de retirada mecánica escogida.

La principal desventaja es, no obstante, también importante ya que la retirada mecánica, actúa como un vector de dispersión de macrófitos, dado que una parte de la biomasa removida acaba siendo indefectiblemente arrastrada por el caudal circulante y puede acabar enraizando río abajo, allí donde encuentre condiciones adecuadas para hacerlo. Las crecidas

controladas aplicadas para favorecer el arrastre de macrófitos, tienen también unos efectos análogos.

En efecto, el proceso adoptado para llevar a cabo la retirada mecánica resulta un aspecto clave. Una simple corta o una extracción por empuje y arrastre, son relativamente rápidas y baratas ya que puede llevarse a cabo con medios bastante simples. Sin embargo, la dispersión potencial de macrófitos asociada a estas prácticas es elevada y representan sólo una solución en el corto plazo. Las poblaciones de macrófitos se recuperan con facilidad, en incluso llegan a hacerse más recalcitrantes, al aumentar la superficie colonizada con los restos de brotes liberados. Este efecto se ha podido comprobar en ríos ingleses (Fox, 1996).

A pesar de estos riesgos, tal y como se ha indicado en un apartado anterior, en ausencia de poder generar perturbaciones de alta magnitud, cuando la presencia de macrófitos supera un determinado umbral y su control mediante crecidas artificiales pierde eficacia, además de modificar los hidrogramas de crecida y afinar en la planificación de las épocas de suelta, puede ser necesario llevar a cabo una extracción mecánica con el fin de rebajar el exceso de biomasa y posibilitar la recuperación de eficacia por parte de las crecidas controladas.

8. EFECTOS DE LOS MACRÓFITOS EN EL COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO DEL BAJO EBRO (ELEVACIÓN DEL NIVEL)

La presencia masiva de macrófitos tiene como consecuencias sobre la hidráulica fluvial, una modificación de las condiciones de rugosidad del lecho, un enlentecimiento de la velocidad del agua y finalmente una pérdida de capacidad de desagüe. Se trata de un efecto bien conocido (Carling, 1994; Fox 1996) que ha sido documentado como causa de desbordamientos de ríos en situaciones de crecida. En el caso concreto del bajo Ebro, este efecto ha sido cuantificado de forma empírica por ENDESA (figura 3-3) y se ha caracterizado hidráulicamente por parte de Prats *et al.*, (2009).

El aumento de la biomasa de plantas acuáticas incrementa el coeficiente de rugosidad n de Manning (e.g. Powell 1978, Thyssen & Erlandsen 1987, Watson 1987). En este sentido, Wilcock *et al.* (1999) observaron en un río de Nueva Zelanda densamente poblado de macrófitos que la velocidad media en la sección disminuye hasta un 30% y el calado aumenta un 40%, en relación a las observaciones realizadas en ausencia de vegetación acuática. Dichos autores describen también reducciones de hasta 0.13 en la n de Manning después de la remoción de macrófitos en un tramo de río experimental. No obstante, esta relación general (p.e. el aumento de la biomasa causa que el flujo sea más lento y profundo) es compleja y puede verse alterada como resultado de cambios en la resistencia al flujo que pueden ser atribuibles tanto a la cantidad de plantas en un momento determinado como a la manera como las mismas responden al flujo (Sand-Jensen *et al.*, 1989). En este sentido, observaciones complementarias realizadas por Powell (1978) y Watson (1987) indicaron que llegado un cierto umbral crítico los macrófitos se aplastan, hecho que causa una disminución del calado y la liberación de cierta cantidad de flujo lo que vuelve a incrementar la velocidad.

En particular, el estudio de Prats *et al.* (2009) analiza la variabilidad temporal de las condiciones hidráulicas del tramo bajo del río Ebro (aguas abajo de la presa de Flix). Las observaciones se realizan durante el periodo 2000-2006, periodo en el que se registran crecidas de magnitud moderada-alta (periodos de retorno superiores a los 5 años) y en el que se observa una proliferación de macrófitos en el cauce. Mediante los análisis se observan dos tipos de comportamiento hidráulico:

- (a) comportamiento ordinario: situación atribuida a condiciones de cauce limpio, y
- (b) comportamiento lento: situación caracterizada por una menor velocidad del flujo y un mayor calado para un mismo caudal.

Dichos comportamientos aparecen de manera cíclica en función de la frecuencia y magnitud de las crecidas que, a su vez, controlan la densidad de macrófitos. El paso de un comportamiento ordinario a lento se observa en episodios de sequía en los que la proliferación de macrófitos se ve acelerada. En dichas condiciones los valores de rugosidad son elevados, reduciendo la velocidad del flujo y aumentando los calados para un mismo valor de caudal. La capacidad de desagüe del cauce se ve reducida, factor que determina el riesgo de inundación. Por el contrario, en situaciones de crecida aumenta la removilización de macrófitos, reduciendo la rugosidad y aumentando a su vez la capacidad de desagüe del cauce. De esta forma, áreas ubicadas en zona inundables en condiciones de comportamiento lento pueden no estarlo en situaciones ordinarias.

9. CONCLUSIONES

- El desarrollo masivo de macrófitos en el tramo inferior del Ebro, comporta efectos directos sobre los aprovechamientos de agua que en la zona (regadíos, producción de energía, abastecimiento urbano) con un denominador común: la obturación de los sistemas de captación de agua, a partir de la acumulación de arrastres de macrófitos. Estos efectos suponen unos perjuicios económicos que si bien no se han cuantificado, se estiman importantes. Cabe destacar que la existencia de distintas especies de macrófitos, con diferentes características morfológicas, complica tanto el diseño de equipos de protección para las capitaciones, como las tareas de retirada de la biomasa acumulada en rejas y tomas.
- *Potamogeton pectinatus*, *Myriophyllum spicatum* y *Ceratophyllum demersum* se consideran las especies más abundantes y problemáticas del tramo bajo del río Ebro (de mayor a menor impacto, respectivamente). La especie más problemática es *P. pectinatus* y esto se debe a su rápida proliferación, requerimientos nutricionales variables y elevada resistencia hidráulica a las fluctuaciones de caudal.
- A nivel de canales fluviales, allí donde el desarrollo de macrófitos es importante, se produce una pérdida de capacidad de transporte de agua, por variación de la sección hidráulica. El propio cauce del río, presenta sobre-elevaciones de la lámina de agua, de especial relevancia en episodios de crecida, como consecuencia de la reducción de la sección de desagüe y la variación de las condiciones hidráulicas del lecho.
- A nivel ecológico, son varios los efectos que derivan de un desarrollo masivo y excesivo de macrófitos, desde los cambios en la dinámica día-noche y superficie-fondo, en lo que al oxígeno disuelto se refiere, con las consecuencias añadidas sobre los procesos físico-químicos asociados, hasta los cambios en el tipo de hábitat físico disponible en el cauce, que favorecen a unas pocas especies y perjudica a muchas otras, lo que deriva en unas condiciones de progresiva reducción de la diversidad ecológica.
- Con toda probabilidad no existe una única causa determinante de la alta profusión de macrófitos acontecida en el tramo inferior del río Ebro o en otros ríos. En todos los casos, hay causas locales y causas sobrevenidas desde río arriba. Las hipótesis que se han analizado en el presente estudio, han centrado su atención en intentar discernir la

importancia que sobre el desarrollo masivo de macrófitos en el bajo Ebro, han podido tener los siguientes aspectos:

- Cambios hidrológicos ligados a la gestión de los embalses: Tiempos de residencia del agua, laminación de avenidas y gestión hidroeléctrica.
- Cambios en la calidad del agua.
- Cambios en determinadas condiciones y procesos con base biológica

De estos aspectos, y a modo de síntesis, podría decirse que los cambios hidrológicos ligados a la gestión de los embalses (a nivel de cuenca y no sólo para los del bajo Ebro), han propiciado cambios en la calidad del agua, a los que se les ha sumado otros cambios sobrevenidos de río arriba, dando lugar a unas condiciones del medio que, mediante procesos biológicos de sinergia y retroalimentación, han conducido a la situación actual.

- En lo relacionado con la gestión de embalses, el tiempo de residencia del agua en los de Mequinenza y Riba-roja, ha ido en aumento de forma continuada desde su puesta en explotación. Las causas de esta tendencia, hay que buscarlas en la mayor presión sobre los usos del agua en el conjunto de la cuenca, que ha determinado que a los embalses finales del Ebro les llegue cada vez menos aportación y que por lo tanto, los volúmenes embalsados se renueven menos. Un mayor tiempo de residencia del agua propicia una mayor capacidad de decantación de las aguas embalsadas y por tanto la salida desde los embalses de unas aguas más transparentes, que una vez en el cauce del río, facilitan la penetración de la luz a mayor profundidad.
- En lo relacionado con el nivel trófico, un mayor tiempo de residencia del agua embalsada marca una tendencia hacia la eutrofia y por tanto hacia una retención importante de nutrientes (de fósforo en particular) en el sedimento. Sin embargo, la particular organización hidrodinámica del embalse de Riba-roja, como último embalse del sistema, junto con los tiempos de residencia del agua, que a pesar de haber aumentado siguen siendo muy bajos, determinan que, de acuerdo con los cálculos realizados, un 75% del fósforo total que recibe el embalse, circule río abajo determinando concentraciones de dicho elemento que nunca son limitantes para el desarrollo de los productores primarios.
- Los cambios en la laminación de avenidas, son posiblemente, la causa individualmente más determinante, de entre todas las analizadas, con relación al desarrollo de los macrófitos. El análisis realizado muestra que se han reducido los caudales máximos circulantes, pero lo que es seguramente tanto o más importante, se ha modificado la

estacionalidad de las crecidas; es decir, ha cambiado el momento del año en el que tienen lugar. Este patrón ha sido seguido tanto por el embalse de Mequinenza como por el de Ribarroja y, una vez más, tiene su origen en los cambios de gestión y presiones del agua en la cuenca.

En la serie de años analizada (1970-2009) se ha observado la existencia de varios episodios de años consecutivos sin ninguna crecida; es decir, sin perturbaciones capaces de controlar, entre otros procesos, la proliferación de macrófitos. Tratando dicha serie por años, se observa que ha habido un amplio periodo con una ausencia prolongada de crecidas de entidad, entre 1983 y 1996, con alguna crecida aislada por medio (1988). Esta ausencia de crecidas, guarda relación directa con la disminución de las aportaciones desde aguas arriba y es, sin duda, un factor clave en los cambios acontecidos en el bajo Ebro, incluido el desarrollo masivo de macrófitos.

El patrón temporal de las crecidas, también ha cambiado y es un hecho relevante. Si en régimen natural y en los primeros años de explotación de los embalses, la época de crecida (o de caudales altos) más probable era finales de primavera (mayo-junio), en las últimas décadas, las mayores crecidas se han desplazado hacia el invierno. Este cambio responde a la distribución temporal de las demandas de agua en toda la cuenca del Ebro, que es máxima en verano y mínima en invierno y a la optimización del aprovechamiento del régimen natural del río mediante embalses, que ello ha comportado. El mismo principio es de aplicación al cambio en la gestión de las centrales hidroeléctricas, acorde con la evolución de las demandas de electricidad requeridas por Sistema Eléctrico Nacional.

Lógicamente, los efectos de control que sobre los macrófitos pueda ejercer una crecida en pleno invierno, son muy inferiores cuando de las plantas sólo quedan enterradas en el sedimento, sus formas de resistencia.

En los últimos años, se ha recuperado en cierta medida la persistencia y la temporalidad de las crecidas anuales, mediante las sueltas controladas que se llevan a cabo dos veces al año, por acuerdo entre la Confederación Hidrográfica del Ebro y Endesa. Sería de interés estudiar la posibilidad de reducir o eliminar la crecida de otoño y potenciar la de primavera, por su mayor capacidad de control sobre el desarrollo de los macrófitos.

- En lo relacionado con la calidad del agua, también se han producido cambios que pueden haber favorecido el desarrollo de los macrófitos. Los cambios que más relación guardan

con los macrófitos, son los referidos a la disponibilidad de nutrientes. Sin embargo tal relación no es ni simple ni directa.

Se ha indicado que la progresiva depuración de las aguas residuales urbanas, ha determinado la disminución de la concentración de fosfatos en los ríos. Sin embargo, lo que si parece haber determinado, al menos en algunos casos paradigmáticos como los del río Segre aguas abajo de Lleida, es una proliferación masiva de macrófitos. De entrada, las aguas residuales urbanas depuradas, sin tratamiento terciario (como en la mayoría de EDAR), lo que hacen es mineralizar la materia orgánica, transformando el fósforo orgánico en fosfatos, lo que puede traducirse en una inyección de fosfato al río receptor de la EDAR. Si la determinación de la concentración de fosfatos en el río aguas abajo de la EDAR tiene lugar a una cierta distancia, con una presencia importante de productores primarios acuáticos, es perfectamente plausible que se observen concentraciones bajas de fosfatos, tanto menores como mayor sea la biomasa de productores primarios acuáticos, y sin embargo el fósforo asimilable en el sistema (río) no solo no ha disminuido sino que ha aumentado.

- La dinámica de los nutrientes en los ríos es ya de por si particularmente compleja, por varias razones (flujo, condiciones hidráulicas, aportaciones,...). Hay por tanto que tratar la relación entre nutrientes y macrófitos de forma precisa y solvente. En todo caso, en el tramo inferior del Ebro, las concentraciones de fósforo asimilable no son limitantes para el desarrollo de los macrófitos. Además, los macrófitos aprovechan nutrientes desde el sedimento, con lo cual contribuyen a potenciar las aportaciones internas de fósforo al medio acuático.
- No ya como causa pero si como proceso sinérgico, cabe citar que el propio desarrollo de macrófitos ha favorecido, por retroalimentación positiva, un mayor desarrollo de macrófitos. En efecto, las condiciones físicas e hidráulicas que derivan de la presencia de macrófitos, tales como la mayor transparencia del agua por el efecto “filtro”, la disminución de la velocidad del agua y la autoprotección frente a las crecidas de unas plantas sobre las otras, por lo que podría denominarse como efecto “teja” en alusión a la disposición comparable a un tejado, que adquieren macrófitos de aguas arriba con los inmediatamente aguas abajo, tienden a reforzar su propia presencia, dando lugar a desarrollos masivos, en ausencia de factores limitantes (crecidas, luz o nutrientes).
- Incluso la presencia masiva de peces predadores ilegalmente introducidos en el bajo Ebro puede haber contribuido al desarrollo de los macrófitos, si se demuestra que la

disminución de las poblaciones de peces autóctonos que han producido, ha mermado a el control que dichas poblaciones ejercían, al menos en sus estadios iniciales, sobre pequeños crustáceos (cladóceros) que, a su vez, eran los encargados de regular el desarrollo del fitoplancton. Sin peces autóctonos, puede haber aumentado la transparencia del agua y la disponibilidad de nutrientes a favor del fitobentos y en detrimento del fitoplancton.

- Las comunidades de macrófitos en el tramo bajo del Ebro han sido controladas por avenidas inducidas. El aumento de caudal puede recortar las partes vegetativas de los macrófitos, hasta desenraizarlos por completo, y además, puede aumentar la turbidez del agua reduciendo la entrada de luz en el lecho. Esta técnica ha conseguido estabilizar la proliferación de los macrófitos en el Ebro, pero no los ha eliminado por completo. Probablemente, las avenidas inducidas no tienen la misma magnitud ni duración que una avenida natural, dónde el incremento de caudal es de 12-15 veces el caudal basal y la duración del evento puede ser de hasta una semana (datos Ebro 2008, web CHE). Entonces, cuanto más similares sean las avenidas inducidas a las naturales, más efectiva será la reducción de los macrófitos, aunque ello es particularmente difícil en un río regulado como el Ebro.

La crecida de mantenimiento de noviembre del 2010 removilizó la misma cantidad de macrófitos que se habían desarrollado durante el verano del mismo año (15%).

- Con el fin de mejorar la aplicación de las crecidas controladas, en el apartado de recomendaciones se expone una síntesis de los resultados obtenidos acerca de los rangos de temperatura más adecuados, en consonancia con el ciclo biológico de los macrófitos, para propiciar la mayor eficacia de arrastre de dichas crecidas controladas.
- Con respecto a la distribución espacio-temporal de los macrófitos en el tramo bajo del río Ebro, así como las variables que en ella influyen, se tiene que:
 - La proporción de macrófitos se mantiene muy baja durante los primeros 7 km aguas abajo de la presa de Flix, hasta la salida de aguas de la Central Hidroeléctrica de Flix. A partir de dicho punto, la presencia de vegetación tiene un patrón sinuoso con sucesivos ascensos y descensos. Este comportamiento, coincide con la alternancia de unidades morfológicas y se mantiene en el tiempo aunque con magnitud variante.

- Los máximos porcentajes de macrófitos se alcanzan en las zonas del río de transición a *riffle*, mientras que los mínimos tienen lugar en las zonas de transición a *pool* y en *pools*.
- La anchura de la sección explica aproximadamente entre el 25 y el 45% de la varianza del porcentaje de macrófitos durante el periodo de estudio.
- La proporción de macrófitos varía durante el año hidrológico, aumentando desde finales de primavera hasta principios de otoño (38%), y reduciéndose tras la crecida de mantenimiento de otoño a valores similares a los de primavera (25%). El máximo porcentaje de macrófitos se alcanza a finales del verano, llegando a valores puntuales del 85%, mientras que los mínimos tienen lugar después de las crecidas de mantenimiento.
- La crecida de mantenimiento de noviembre del 2010 removilizó la misma cantidad de macrófitos que se habían desarrollado durante el verano del mismo año (15%).
- La proporción de macrófitos tiende a aumentar en el tiempo. En noviembre del 2010, el porcentaje medio de macrófitos en el cauce fue mayor que en julio del 2009 y los valores máximos y mínimos fueron más extremos. Esto sugiere que la presencia de vegetación ha aumentado en un año y que existen zonas propicias para la estabilización frente a otras donde el arrastre de macrófitos es más efectivo.
- En el análisis de regresión simple, las variables más significativas son la profundidad máxima, la profundidad media, la tensión de corte y la anchura de la sección. La relación de macrófitos y anchura es positiva, mientras que la relación de macrófitos y profundidad es negativa. Ambas mantienen la misma tendencia en el tiempo.
- Las variables que mantienen relación significativa con la proporción de macrófitos son: la profundidad media, la profundidad máxima, la tensión de corte, la distancia a la presa, la anchura del cauce y la granulometría (D_{84}).
- En el análisis de regresión multivariante, la variable que mejor se ajusta al modelo de predicción de densidad de macrófitos es la profundidad media. Por lo que a pesar de que la granulometría (D_{84}) guarda relación significativa con la presencia de macrófitos, al incluir esta variable junto con las hidráulicas, pierde el peso significativo necesario para ser incluida al modelo.

10. RECOMENDACIONES Y PROPUESTAS

1) Planificación de las crecidas controladas

Planificar las crecidas controladas en base al indicador de temperatura propuesto de 14°C. Los efectos de las crecidas controladas sobre las poblaciones de macrófitos dependen, a igualdad de caudal y de condiciones del medio acuático, del estado de desarrollo de dicha vegetación acuática, de manera que hay momentos en los que la eficiencia de la crecida es mayor que en otros. Los aspectos que definen esta eficiencia pueden concretarse en los siguientes términos:

- Biomasa alcanzada por los macrófitos. Si la biomasa es reducida en porte, la resistencia al paso de la crecida es menor y por tanto la capacidad de arrastre disminuye.
- Vigor de la planta. En condiciones de pleno desarrollo, los macrófitos presentan su mayor biomasa (porte) pero también su mayor enraizamiento (que aumenta proporcional al porte) y su mayor resistencia tisular. En estas condiciones, el vigor de la planta puede compensar, al menos en parte, su mayor propensión al arrastre con la crecida que le otorga su porte.

Se trata por tanto de disponer de un indicador, fácil de medir, con capacidad para describir la dinámica particular de los macrófitos, de forma específica, para cada año y que esté altamente correlacionado con su ciclo biológico anual. De acuerdo con los ensayos realizados, la temperatura del agua, cumple con estos requisitos.

Del análisis realizado sobre la relación entre la temperatura del agua y el ciclo biológico anual de los macrófitos, el momento de máxima eficiencia de las crecidas cabe situarlo allí donde la biomasa de macrófitos sea lo suficientemente importante como para presentar resistencia al paso de la crecida y al mismo tiempo las plantas no se encuentren en condiciones de pleno vigor. Sobre el ciclo biológico anual, hay dos momentos en los que se dan tales condiciones, uno en primavera, con los macrófitos en pleno desarrollo y otro el otoño, cuando las poblaciones de esta comunidad ya empiezan a perder vigor. De acuerdo con los resultados obtenidos, cuando el agua alcance los 14,7°C aproximadamente, sería el momento más idóneo para programar la crecida de primavera; en todo caso nunca con temperaturas inferiores a los 12°C ni superiores a los 16°C). En otoño, la crecida se establecería cuando la temperatura del agua en descenso alcance los 20,5 °C

aproximadamente y en todo caso, nunca a temperaturas superiores a 22,5°C ni inferiores a 19,5 °C).

Cabe tener en cuenta que en la planificación de las crecidas interviene de forma decisiva la disponibilidad de agua embalsada para llevarlas a cabo. En el caso de que dicha disponibilidad sea un condicionante, el criterio de aplicación de las crecidas debería mantenerse dentro de los intervalos de temperatura recomendados, preferentemente en su banda alta (14,7-16 °C) en primavera y en su banda baja (20,5-19,5 °C) en otoño.

2) Optimización de las crecidas

Se recomienda seguir llevando a cabo las crecidas controladas optimizando los hidrogramas

Los sistemas naturales son cambiantes por definición y adaptables por principio, y los ríos son seguramente el ejemplo más paradigmático de tales propiedades. Su gestión no puede ser, por tanto, invariable. La eficiencia se consigue a partir de ajustes de las estrategias de gestión, con la evolución del medio; en este caso, con la continua optimización de los hidrogramas de crecida. De hecho, la finalidad ecológica principal de las sueltas controladas, sería que cada vez tuvieran que servir menos para el control de los macrófitos y más para propiciar en el tramo de río regulado, sus importantes funciones geomorfológicas y limnológicas. Aparte de continuar con la optimización de los hidrogramas, una opción que sin duda sería interesante de estudiar es la **eliminación de la actual crecida controlada de otoño y ampliar la intensidad de crecida, bien sea en caudal punta, en volumen o en duración, de la suelta controlada de primavera**, lo que supondría una aproximación al régimen natural de crecidas de tramo bajo del Ebro.

Las crecidas de mantenimiento llevadas a cabo en el tramo bajo del Ebro desde 2002 se han mostrado como una herramienta importante para el mantenimiento del ecosistema del río, aunque insuficientes para controlar efectivamente y a largo plazo la proliferación de macrófitos en el conjunto del tramo. La efectividad de las crecidas en cuanto a su capacidad de remoción ha disminuido en intensidad y extensión con el paso de los años. En este sentido se recomienda:

- Seguir en la línea de rediseño, implementación y monitorización de nuevos y variados hidrogramas de crecida como las realizadas los pasados meses de noviembre de 2010 y mayo de 2011. Las características básicas del nuevo diseño son: a) trabajar con crecidas de doble y/o triple pico, con picos individualizados y bien diferenciados

entre sí (según modelo conceptual adjunto); b) maximizar la tasa de incremento de caudal durante la subida de las crecidas parciales.

- Programar caudales bajos sostenidos (alrededor de 100 m³/s) para debilitar los macrófitos antes de las crecidas y con ello aumentar la efectividad de las sueltas de mantenimiento, sobre todo la de otoño.
- Realizar un estudio detallado de los cambios de rugosidad, de la capacidad erosiva y su influencia en las condiciones hidráulicas del flujo y el tránsito de los caudales durante todos los momentos de la crecida.
- Estudiar el diseño de crecidas que arranquen la planta y no la partan, ya que de ser así, se fomenta la dispersión de la especie. Para ello el caudal tiene que sobrepasar el umbral de rotura del tallo (Stewart et al., 1997) y de la partícula característica representativa (media) del tramo.

3) Retirada mecánica de macrófitos

Frente a la imposibilidad de generar perturbaciones efectivas para el control de los macrófitos, se recomienda investigar sistemas para la retirada mecánica. Así mismo establecer zonas piloto donde realizar las pruebas.

Tal y como se ha apuntado en un párrafo anterior, la finalidad de las actuales crecidas controladas es que tiendan a ser cada vez menos necesarias para limitar el desarrollo de los macrófitos. En la situación actual, una parte de las ineficiencias atribuibles a las crecidas, con independencia de la optimización de los hidrogramas, viene dada por lo que podría llamarse el efecto “teja”.

Hay una evidente pérdida de efectividad (capacidad de arrastre de macrófitos) de los hidrogramas de crecida río abajo por razones hidráulicas, sobre la que pueden buscarse mejoras a partir de su diseño. Pero existe ciertamente también un efecto de autoprotección de los macrófitos al paso de crecidas, cuando su biomasa, o mejor el grado de cobertura del cauce, es tan notable como en la actualidad. Este efecto es visualmente asimilable al de la disposición de las tejas en un tejado: los macrófitos de aguas arriba, particularmente los que producen largos portes como *Potamogeton pectinatus*, “tapan” (protegen) a los de aguas abajo, del paso de la crecida y de su capacidad de incisión sobre el cauce y así sucesivamente.

Para eliminar esta causa de ineficiencia, solo cabe rebajar la biomasa de macrófitos existente previamente al paso de las crecidas, mediante algún sistema mecánico. Dado el carácter experimental de esta medida, así como su posible coste, es conveniente acotar y cuantificar sus efectos mediante algún tipo de ensayo piloto, cuyas directrices, y eventualmente, su misma ejecución, quedan perfectamente al alcance del Grupo de Trabajo sobre macrófitos que, bajo la coordinación de la Confederación Hidrográfica del Ebro, ha desarrollado el presente estudio. Como escenarios, a falta de definirlos con detalle, habría al menos dos, para trabajar a distintas escalas:

- Un escenario podría situarse en el tramo bajo del río Segre, donde se podrían llevar a cabo estudios precisos, dada la capacidad de vadeo del cauce y la extraordinaria densidad de macrófitos, de los cambios hidráulicos, geomorfológicos y limnológicos, de la retirada mecánica macrófitos. En este escenario se podría ensayar también con distintos tipos de estrategias de retirada mecánica, tanto desde un punto de vista espacial (generación de un mosaico de zonas,...) como temporal (diferentes momentos del año), así como con distintos equipos mecánicos (cortas, arranques, remoción de sedimento,...) Y todo ello bajo un exhaustivo control de los efectos derivados, tanto los positivos como los colaterales. La escala de trabajo sería preferentemente el microhábitat y su transición al mesohábitat.
- Otro escenario podría ser el tramo inferior del Ebro. En este caso, el ensayo debería ser por lógica posterior al anterior y se conduciría a una escala de trabajo más extensiva. Se trataría de comprobar las posibles mejoras en la eficiencia de las crecidas, exclusivamente a escala de mesohábitat, trabajando en el ámbito de la hidráulica y la geomorfología fluvial.

La retirada mecánica de macrófitos se puede llevar a cabo de distintas formas, todas ellas afectando, en diferente medida, a la rugosidad y a la estructura sedimentaria del lecho:

- El corte de macrófitos reducirá el área de exposición de los mismos, lo que supondría una reducción de la rugosidad, que a su vez afectaría al campo de velocidades y a la capacidad de tránsito del cauce. Dicho cambio podría generar un cambio de las condiciones críticas de inicio de movimiento del lecho. En condiciones de alta densidad de macrófitos, el esfuerzo de cizalla del agua (tensión de corte) se puede fragmentar en aquella que afecta directamente al lecho, la que lo hace sobre los macrófitos, y la que afecta a los márgenes del cauce. La reducción de la densidad de macrófitos podría aumentar la tensión que afecta al lecho, reduciendo el umbral crítico de movimiento, llegando a valores de movilidad superiores a los de situación

pre-arranque y, consecuentemente, al movilizar el lecho, aumentando la capacidad de arranque de macrófitos de los caudales competentes.

- Si la retirada mecánica se basa en el laboreo, el efecto inmediato sería la ruptura de la estructura sedimentaria (en este caso coraza) del lecho. La estabilidad del acorazamiento reduce la movilidad del lecho, el intercambio de material entre las capas superficial y subsuperficial, y puede llegar a afectar algunos aspectos de la ecología fluvial (e.g. freza de peces). Por el contrario, el acorazamiento duradero reduce la erosión del cauce, proceso que puede llegar a ser relevante en zonas de déficit sedimentario. En dichas condiciones, el laboreo rompería la coraza de manera artificial. La rotura de la coraza dejaría una matriz de sedimentos no consolidada y con fracciones granulométricas más finas (aquellas partículas subsuperficiales que en la actividad de laboreo han pasado a la superficie). Con dichas condiciones los umbrales de movilidad cambian substancialmente. De la misma forma que lo haría la disponibilidad de sedimentos. Todo ello podría generar un aumento considerable de las concentraciones de sedimentos en suspensión (limos y arenas), de las tasas de carga de fondo (gravas y guijarros), y de la erosión del lecho.
- Aunque pueden existir más sistemas de retirada mecánica, en todos ellos es necesario estudiar las hipótesis de ajuste morfosedimentario y, en su caso, corroborar con más detalle sus efectos en zonas de monitoreo para que la retirada mecánica no genere efectos sobre la geomorfología y la ecología fluvial.
- Retornar parte de la heterogeneidad morfológica del río (e.g. apertura de antiguos brazos, mantenimiento de la sucesión de pozas y resaltes en el perfil longitudinal, recuperación de zonas húmedas, etc.), evitando secciones trapezoidales uniformes durante largos tramos de río que uniformizan velocidades, profundidades, etc. y con ello favorecen el hábitat para macrófitos

4) Programas de monitoreo

Se recomienda mantener el monitoreo a largo plazo de los macrófitos en el tramo bajo del río Ebro, y establecer los indicadores a seguir. Ya se dispone de una serie bastante prolongada (desde 2002) que ha permitido acumular una información muy notable y que sería una lástima interrumpir. Los fenómenos biológicos generalmente sólo responden de forma apreciable a episodios de perturbación de gran magnitud, que son de los que se obtienen enseñanzas relevantes acerca de los factores que los regulan; pero éstos suelen ser poco

frecuentes. Las series muy largas aumentan la probabilidad de estudiar la evolución del sistema objeto de estudio en circunstancias extremas.

El mantenimiento del monitoreo de los macrófitos, abastece además de información acerca de la importancia de una continua optimización de los hidrogramas de crecida. Seguramente, las principales líneas de trabajo en este sentido, al margen del muestreo básico que actualmente se está llevando a cabo, se podrían centrar en la puesta a punto de técnicas visuales rápidas y extensivas, de determinación planimétrica de la distribución de los macrófitos, y de seguimiento preciso de los efectos de las crecidas.

Es preciso que el monitoreo se efectúe según procedimientos estandarizados estableciendo indicadores claros como:

- Biomosas retiradas en Ascó y en el Consorcio de Aguas de Tarragona
- Coberturas en tramos representativos.
- Distribución espacial

5) Balances entre biomasa de macrófitos y nutrientes

Las concentraciones de nutrientes (nitrógeno y fósforo) no son limitantes en el tramo inferior del Ebro. En el caso del nitrógeno en forma de nitratos, ha ido aumentando claramente en los últimos años, mientras que las concentraciones de fósforo (total y en forma de fosfatos) se han ido reduciendo. La depuración de las aguas residuales urbanas en los principales núcleos de población de la cuenca, es la causa a la que se le ha atribuido la reducción del fósforo; sin embargo, quizás esta interpretación sea demasiado simple. Hay algunos aspectos un tanto contradictorios. Por un lado está el ya citado aumento de los nitratos, cuando la depuración de aguas residuales convencional, suele ser más eficaz en la retirada de nitrógeno que en la de fósforo. Está también el cambio espectacular del tramo inferior del Segre, convertido en una auténtica pradera de macrófitos, en poco más de 15 años, coincidiendo con la puesta en marcha de la EDAR de Lleida. En noviembre de 2010, se encontró, por primera vez en el tramo inferior del Ebro (Flix), al menos en los tiempos recientes, el pequeño helecho flotante *Azolla filiculoides*, que va acompañado de la cianobacteria *Anabaena azollae*, que es fijadora de nitrógeno y por tanto revela una baja relación Nitrógeno/Fósforo; es decir, una mayor disponibilidad relativa de fósforo en relación al nitrógeno para los productores primarios. No cabe duda que los tiempos de residencia del agua en los embalses, condicionan su balance de nutrientes (entradas/salidas) y es obvio que la gran biomasa de macrófitos existente representa, por un lado, un sistema de bombeo de nutrientes desde el sedimento, y por otro

un compartimento en el que se almacenan gran cantidad de nutrientes en forma de materia orgánica. Este conjunto de aspectos pone de relieve el interés que puede tener realizar estudios detallados de la dinámica de los nutrientes en el tramo inferior del Ebro, tratando los tramos de río seleccionados como sistemas sujetos a un balance de nutrientes, disueltos y particulados, entre lo que se recibe de aguas arriba, la carga interna procedente del sustrato, el almacenamiento en forma de biomasa y la exportación río abajo.

6) Estudio de los efectos del incremento de la turbidez sobre los macrófitos

El análisis histórico disponible de las concentraciones de clorofila planctónica y de los sólidos en suspensión arroja relevantes contrastes entre aguas arriba y abajo de los embalses de Mequinenza, Riba-roja y Flix. Existe una gran diferencia entre los puntos aguas arriba y los situados aguas abajo de los embalses por lo que se refiere a la concentración de clorofila. De hecho hay un salto de concentraciones, entre la parte superior, con concentraciones muy elevadas (entre 20 y 120 mg/m³) a otras muy bajas (en torno a 5-10 mg/m³). La presencia de los embalses implica cambios en el transporte de sólidos (ver gráfico siguiente) y causa una interrupción biológica y química.

Históricamente (años 90; Sabater y Muñoz 1990) las concentraciones de clorofila planctónica en la parte inferior eran mayores que las actuales, en torno a 10 veces. No se puede decir que esto se repita en la comparación de los sólidos en suspensión entre aguas arriba y abajo de los embalses, y por tanto no es una cuestión puramente física si no de causas más profundas. La presencia de macrófitos compite directamente con la abundancia de fitoplancton. De ahí la relevancia de la concentración de clorofila como indicador del estado del río. Por ello es altamente recomendable que se continúe la monitorización de la concentración de clorofila y los factores a los que está asociada: sólidos en suspensión, nutrientes disueltos, e hidrología. Es de esperar que cualquier modificación en las poblaciones de macrófitos y en su abundancia sea reflejada por variaciones en la concentración de clorofila.

7) Replanteamiento de la gestión de los embalses en crecidas.

Se recomienda que la CHE se replantee la gestión de los embalses en crecidas, según lo siguiente:

- Uso de los desagües de fondo.
- Generación de crecidas desde la cuenca, no sólo desde Riba-roja.

La programación conjunta de crecidas en todo el sistema Bajo Ebro-Segre-Cinca permitiría optimizar el uso de recursos para la implementación de las mismas y el tránsito de sedimentos en el embalse de Riba-roja. Este diseño en cascada tiene como finalidad aumentar la cantidad de recursos hídricos disponibles para generar y modular las crecidas desde el embalse de Riba-roja y, además, extender el programa actual de crecidas de mantenimiento a los principales afluentes, mejorando el tránsito de sedimentos finos desde los ríos fluyentes hasta el tramo bajo del Ebro, disminuyendo el tiempo de residencia del agua en el embalse y, por tanto, reduciendo la sedimentación en el mismo y la turbidez en los tramos aguas abajo de embalses. Para ello se propone:

- Diseñar y experimentar con crecidas en los tributarios principales de los ríos Segre y Cinca, y continuar el programa de crecidas de mantenimiento en el tramo bajo del Ebro, en relación a tres procesos físicos fundamentales: tránsito de hidrogramas, transporte de sedimentos y ajustes morfosedimentarios del cauce.
- Evaluar los costes de oportunidad sobre los usos del agua para la disposición de caudales para las crecidas de mantenimiento y abordará el análisis de las medidas de eficiencia en el uso del agua que pueden mitigar tales impactos económicos.

8) Ampliar el nivel de conocimiento de los efectos ecológicos de los macrófitos

Es importante avanzar en el conocimiento de los efectos ecológicos de los macrófitos con objeto de evaluar hasta qué punto los esfuerzos económicos derivados de su control están justificados

La situación actual de los macrófitos en el Bajo Ebro es nueva en el contexto de las últimas décadas que sucedieron a la transformación del río por los embalses, su gestión, los usos consuntivos del agua y las presiones sobre su calidad. Consecuentemente no se conoce bien hasta qué punto las condiciones actuales se alejan de las originales del río en ausencia de presiones. Para ello se propone estudiar los efectos del desarrollo de los macrófitos sobre el estado ecológico del río; concretamente analizar:

- el estado de los mismos macrófitos como elemento de calidad ecológica. Hay que tener en cuenta que ante la ausencia de condiciones de referencia para este elemento, la investigación debería incluir el establecimiento de las mismas.
- el efecto de los macrófitos en la calidad hidromorfológica del río.
- el efecto de los macrófitos en la calidad del agua del río

- el efecto de los macrófitos en el estado del resto de elementos de calidad biológica: fitobentos, fauna bentónica de invertebrados y peces

Alaska Natural Heritage Program, 2006. Environment and Natural Resources Institute, University of Alaska Anchorage.

Aldridge K.T., Ganf G.G, 2003. Modification of sediment redox potential by three contrasting macrophytes: implications for phosphorus adsorption/desorption. *Marine and Freshwater Research* 54: 87-94.

Allan J.D., 1995. *Stream Ecology – Structure and function of running waters*. London: Chapman & Hall.

Allen, J.D. (1996). *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall. London. 388 pp.

Alvarado GRP y Fasanaro R. 1980. Aguapés: Sua aplicação no tratamento biológico dos esgotos e na produção de energia alternativa. *Engenharia Sanitária*, 19(1): 68-69.

Anderson L.W.J., 2003. A review of aquatic weed biology and management research conducted by the United States Department of Agriculture – Agricultural Research Service. *Pest Management Science* 59: 801-813.

Anderson, R.R., R.G. Brown & R.D. Rappelle (1965). Mineral composition of Eurasian Water Milfoil, *Myriophyllum spicatum* L. *Chesapeake Science*, 6 (1): 68-72.

Aquatic Plant Management, 2005. *Best Management Practices in Support of Fish and Wildlife Habitat*. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, Marietta, Georgia.

Azevedo Neto JM. 1988. Novos conceitos sobre eutrofi zação. *Revista DAE*, 48(151): 22–28.

Balls H, Moss B, y Irvine, K. 1989. The loss of submerged plants with eutrophication I. Experimental design, water chemistry, aquatic plant and phytoplankton biomass in experiments carried out in ponds in the Norfolk Broadland. *Freshwater Biol* 22 (1): 71-87.

Barrat-Segretain M.H., 1996. Strategies of reproduction, dispersion and competition in river plants: A review. *Plant Ecology* 123: 13-37.

Barrat-Segretain M.H., 2001. Biomass allocation in three macrophyte species in relation to the disturbance level of the habitat. *Freshwater Ecology* 46: 935-945.

Barreto CO. 2005. Efi ciência de leito de macrófi tas como unidade de polimento de efl uente de indústria de aditivos para ração. Campinas, SP, Dissertação (mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, 53p.

Bass JAB, Wharton G, Cotton, JA. 2005. Flow disturbance by in-stream macrophytes: a hot-wire anemometry and scaffold system for measuring fine-scale velocity patterns and mapping sediment deposits and habitat structures. *Proceedings of the 10th International Symposium, International Association of Sediment and Water Scientists (IASWS), Lake Bled, Slovenia, 28 August to 2 September.*

Batalla R.J., Vericat D., 2009. Hydrological and sediment transport dynamics of flushing flows: implications for management in large mediterranean rivers. *River Research and Applications* 25: 297-314.

Best E.P.H., Buzzelli C.P., Bartell S.M., Wetzel R.L., Boyd W.A., Boyle R.D., Campbell K.R., 2001. Modeling submersed macrophyte growth in relation to underwater light climate: modeling approaches and application potential. *Hydrobiology* 444: 43-70.

Biggs BJF. 1996. Hydraulic habitat of plants in streams. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12, 131–144.

Blossey B., Skinner LC., Taylor J., 2001. Impact and management of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) in North America – *Biodiversity Conservation* 10: 1787-1807.

Bolòs, O. de, Vigo J., 1984. Flora dels Països Catalans, Vol. I. Ed. Barcino, p: 279, 678.

Boniardi N, Rota R y Nano, G. 1999. Effect of dissolved metals on the organic load re-moval efficiency of *Lemna gibba*. *Water Res* 33 (2): 530-538

Borges neto CR y Pitelli RA. 2004. Adjuvantes e herbicidas e a infectividade de *Fusarium raminearum*, agente potencial de biocontrole de *Egeria densa* e *Egeria najas*. *Planta Daninha*, 22(1): 77-83.

Boyd CE y Vickers DH. 1971. Variation in the elemental content of *Eichhornia crassipes*, *Hydrobiology*, 38(¾): 409-414.

- Braz JA y Silva CL. 2001. Avaliação do potencial energético do biogás de aterro sanitário gerado pelos resíduos sólidos domésticos do município de Ríó Claro. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; AIDIS. Saneamento ambiental: desafio para o século 21. Rio de Janeiro, ABES, 2001. p.1-11, Anais do XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 40 Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, João Pessoa, 16-21.
- Burke DJ, Weis JS y Weis P. 2000. Release of metals by the leaves of the salt marsh grasses Cadmium uptake by floating macrophytes. *Water Res* 35 (11): 2629-2634.
- Camargo AFM. 1991. Dinâmica do nitrogênio e do fosfato em uma lagoa marginal do Rio Mogi – Guaçu (Lagoa do Mato, SP). São Carlos, SP. UFSCar, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, 204 p. (Tese).
- Carbonari CA, Martins D, Terra MA y Marchi SR. 2002. Controle químico de *Panicum repens* e *Paspalum repens*. *Planta Daninha*, 22(3): 453-460.
- Cardoso LR, Martins D y Terra M.A. 2003. Sensibilidade a herbicidas de acessos de aguapé coletados em reservatórios do Estado de São Paulo. *Planta Daninha*, 21:61-67.
- Carling, P.A. (1994). In-stream hydraulics and sediment transport. In: *The Rivers Handbook* vol. 1 (P. Calow & G.E. Petts, Eds.). Blackwell Scientific Publications. Oxford: 101-125
- Carollo F.G., Ferro V., Termini D., 2005. Flow resistance law in channels with flexible submerged vegetation. *Journal of Hydraulic Engineering* 131,7: 554-564.
- Carollo FG, Ferro V, Termini D. 2002. Flow velocity measurements in vegetated channels. *Journal of Hydraulic Engineering*, 128, 664–673.
- Carollo FG, Ferro V, Termini D. 2005. Flow resistance law in channels with flexible submerged vegetation. *Journal of Hydraulic Engineering*, 122, 583–586.
- Carper GL, Bachmann RW. 1984. Wind resuspension of sediments in a prairie lake. *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 41, 1763–1767.
- Carr G.M., Chambers P.A., 1998. Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian prairie river. *Freshwater Biology* 39: 525-536.

Carr G.M., Duthie H.C., Taylor W.D., 1997. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany* 59: 195-215.

Casey H, Clarke RT, Smith SM. 1993. Increases in nitrate concentrations in the River Frome (Dorset) catchment related to changes in land use, fertiliser applications and sewage input. *Chem. Ecol.*, 8, 105–117.

Celis JC, Junod J. y Sandoval M. 2005. Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. *Theoria*, vol.14, 1, 17-25.

Chambers PA, Prepas EE, Hamilton H R y Bothwell ML. 1991. Current velocity and its effects on aquatic macrophytes in flowing waters. *Ecol. Applic.*, I, 249-257.

Chambers, P.A., E.E. Prepas, M.L. Bothwell & H.R. Hamilton (1989) Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46:435-439.

Clarke S.J., Wharton G., 2001. Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *Science of the Total Environment* 266: 103-112.

Claudi, R. & G.L. Mackie (1994). Practical manual for zebra mussel monitoring and control. Lewis Publishers. Boca Raton (FL). USA. 227 pp.

Costa NV, Cardoso LA, Marchi SR, Domingos VD y Martins D. 2005. Controle químico de plantas daninhas aquáticas: *Alternanthera philoxeroides*, *Hemiparis anagallis* e *Pycnospora decumbens*. *Planta Daninha*, 23(2): 335-342.

Costa NV, Martins D, Rodella RA y Costa LDNC. 2005. pH foliar e deposição de gotas de pulverização em plantas daninhas aquáticas: *Brachiaria mutica*, *Brachiaria subquadripara* e *Panicum repens*. *Planta Daninha*, 23(2): 295-304.

Cotton JA, Wharton G, Bass JAB, Heppell CM, Wotton RS. 2006. Plant–water–sediment interactions in lowland permeable streams: investigating the effect of seasonal changes in vegetation cover on flow patterns and sediment accumulation. *Geomorphology*. Available online 28 February 2006.

Cowan JLW, Pennock JR, Boynton WR. 1996. Seasonal and interannual patterns of sediment-water nutrient and oxygen fluxes in Mobile Bay, Alabama (U.S.A.): Regulating factors and ecological significance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 141, 229–245.

Cronin G., Lewis Jr. W.M, Schiehser M.A., 2006 Influence of freshwater macrophytes on the littoral ecosystem structure and function of a young Colorado reservoir. *Aquatic Botany* 85: 37-43.

DA Silva FM, Lucas Junior J, Benincasa M y Oliveira E. 2005. Desempenho de um aquecedor de água a biogás. *Engenharia Agrícola*, 25(3): 608-614.

Dawson F.H., Robinson W.N., 1984. Submersed macrophytes and the hydraulic roughness of a lowland chalkstream. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 22: 1944-1948.

Dawson FH, Castellano E, Ladle M. 1978. The concept of species succession in relation to river vegetation and management. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 20, 1429–1434.

Dawson FH, Robinson WN. 1984. Submersed macrophytes and the hydraulic roughness of a lowland chalk stream. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 22, 1944–1948.

Dawson FH. 1979. *Ranunculus calcareous* and its role in lowland streams. *Annu. Rep. Freshwater Biol. Assoc.*, 47, 60–69.

Demchik M. y Garbutt K. 1999. Growth of woolgrass in acid mine drainage. *J. Environ. Qual.* 28: 243-249.

Dodds WK, Biggs B.J.F. 2002. Water velocity attenuation by stream periphyton and macrophytes in relation to growth form and architecture. *The North American Benthological Society*, 21, 1, 2-15.

Dodds WK. 1991. Micro-environmental characteristics of filamentous algal communities in flowing freshwaters. *Freshwater Biol.*, 25, 199-209.

Doyle RD. 2000. Effects of Navigation on Aquatic Plants: Effects of Sediment Resuspension and Deposition on Plant Growth and Reproduction. Upper Mississippi River – Illinois Waterway System Navigation Study, ENV Report.

Droppo IG, Ongley ED. 1994. Aggregation of suspended sediment in rivers of Southeastern Canada. *Water Res.*, 28, 1799– 1809.

Environment Agency. 2004. The State of England's Chalk Rivers. Environment Agency, Bristol.

Ericsson y Weisner. 1997. Nitrogen removal in a wastewater reservoir: The importance of denitrification by epiphytic biofilms on submerged vegetation. *J. Environ. Qual.* 26: 905-910.

Espinoza-Quiñones FR, Zacarkim CE, Palacio SM, Obregón CL, Zenatti DC, Galante RM,

Esteves FA. 1981. Valor nutritivo de algumas espécies de macrófitas aquáticas tropicais. Reunião sobre ecologia e proteção de águas continentais, São Paulo. *Anais...* São Paulo, p. 229-244.

Fisher KR , Dawson FH. 2001. Parameters affecting conveyance (vegetation). Review Paper for EPSRC network on Conveyance in River/Floodplain systems. Available from: <ncrfs.civil.gla.ac.uk/fisher.pdf>.

Fisher SG, Gray LJ, Grimm NB y Busch DE. 1982. Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. *Ecol. Monogr.*, 52, 93-110.

Flynn NJ, Snook DL, Wade AJ, Jarvie HP. 2002. Macrophyte and periphyton dynamics in a UK Cretaceous chalk stream: the River Kennet, a tributary of the Thames. *Sci. Tot. Environ*, 282–283, 143–157.

Foloni LL y Pitelli RA. 2005. Avaliação da sensibilidade de diversas espécies de plantas daninhas aquáticas aocarfentrazone-ethyl, em ambiente controlado. *Planta Daninha*, 23(2): 329-334.

Fox, A.M. (1996). Macrophytes In: *River Biota. Diversity and Dynamics* (G.E. Petts & P. Calow, Eds.). Blackwell Science Ltd. Oxford (UK): 27-44.

Franklin P., Dunbar M., Whitehead P., 2008. Flow controls on lowland river macrophytes: A review. *Science of the Total Environment* 400: 369-378.

French TD. 1995. Environmental factors regulating the biomass and diversity of aquatic Macrophyte Communities in Rivers. M.Sc.thesis, University of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada: 145.

Fritioff A, Kautsky L. y Greger M. 2005. Influence of temperature and salinity on heavy metal uptake by submersed plants. *Environmental Pollution* 133: 265-274.

- Gambrell RP. 1994. Trace and toxic metals in wetlands- A review. *J. Environ. Qual.* 23: 883-891.
- Gasiunas V, Strusevicius Z y Struseviciene MS. 2005. Pollutant removal by horizontal subsurface flow constructed wetlands in Lithuania. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.* 40: 1467-1478.
- Ghisalberti M, Nepf HM. 2002. Mixing layers and coherent structure in vegetated aquatic flows. *Journal of Geophysical Research*, 107(C2), 3-1-3-11.
- Ghisalberti M, Nepf HM. 2004. The limited growth of vegetated shear layers. *Water Resources Research*, 40, 1-12.
- Goes B.J.M., 2002. Effects of river regulation on aquatic macrophyte growth and floods in the Hadejia-Nguru Wetlands and flow in the Yobe River, northern Nigeria; implications for future water management. *River Research and Applications* 18 (1): 81-95.
- Gosselain V., Hudon C., Cattaneo A., Gagnon P., Planas D., Rochefort D., 2005. Physical variables driving epiphytic algal biomass in a dense macrophyte bed of the St. Lawrence River (Quebec, Canada). *Hydrobiologia* 534: 11-22.
- Granato M. 1995. Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, Série Tecnologia Ambiental, n. 5 p. 1-39.
- Green J.C., 2005. Modelling flow resistance in vegetated streams: review and development of new theory. *Hydrological Processes* 19: 1245-1259.
- Green J.C., 2006. Effect of macrophyte spatial variability on channel resistance. *Advances in Water Resources* 29:426-438.
- Green JC. 2003. An assessment of the precision of sampling different grain size percentiles. *Earth Surf Process Landform*, 23(9), 979-91.
- Guimarães LT. 2000. Utilização do sistema de informação geográfica (SIG) para identificação de áreas potenciais para disposição de resíduos na bacia do Paquequer, município de Teresópolis – RJ, Coordenação dos Programas de Pós- Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (COOPE), Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 172p.

Ham S.F., Wright J.F., Berrie A.D., 1981. Growth and recession of aquatic macrophytes on an unshaded section of the River Lambourn, England, from 1971 to 1976. *Freshwater Biology* 11: 381-390.

Hardoim PC y Gonçalves AD. 2000 Avaliação do potencial do emprego do biogás nos equipamentos utilizados em sistemas de produção de leite. III Encontro de Energia no Meio Rural, Campinas. <http://www.proceedings.scielo>.

Harvey RM y Fox JL. 1973. Nutrient removal using *Lemna minor*. *Journal Water Pollution Control Federation*, 45(9): 1928-1938.

Hauray J, Aidara LG. 1999. Macrophyte cover and standing crop in the River Scorff and its tributaries (Brittany, northwestern France): scale, patterns and process. *Hydrobiologia*, 415, 109–115.

Henriques PR. 1987. Aquatic macrophytes, in Henriques PR (Ed.). *Aquatic Biology and Hydroelectric Power Development in New Zealand*. Oxford University Press, Auckland. pp. 207-222.

Henry CP, Amoros C y Bornette G. 1996. Species traits and recolonization processes after flood disturbances in riverine macrophytes. *Vegetatio* 122: 13-27.

Henry-Silva GG y Camargo AFM. 2006. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. *Planta Daninha*, 24(1): 21-28.

Hey RD. 1988. Bar form resistance in gravel-bed rivers. *J Hydraul Eng, Am Soc Civil Eng.*, 114(12), 1498–508.

Hilton J., O'Hare M., Bowes M.J., Jones J.I., 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment* 365: 66-83.

HNPC, 1993 - Història Natural dels Països Catalans. Vol.6: 48,73,114,220,323-4. Vol.7: 188. Fundació Enciclopèdia Catalana, Barcelona.

Hootsmans M.J.M., 1999. Modelling *Potamogeton pectinatus*: for better or for worse. *Hydrobiology* 415: 7-11.

Hootsmans, M., Vermaat, J. (Eds.), *Lake Veluwe, a macrophyte-dominated system under eutrophication stress*. Kuwer academic publishers, Netherlands. *Geobotany* 21: 62-117.

Hoyer M.V., Frazer T.K., Notestein S.K., Canfield D.E., 2004. Vegetative characteristics of three low-lying Florida coastal rivers in relation to flow, light, salinity and nutrients. *Hydrobiology* 528: 31-43.

Huang JW, Poynton CY, Kochian LV y Eles MP. (2004). Phytofiltration of Arsenic from Drinking Water Using Arsenic-Hyperaccumulating Ferns. *Environmental Science and Technology* 38: 3412-3417.

Jacono C.C., Richerson M.M., 2004. Nonindigenous Aquatic Plants. *Myriophyllum spicatum* L. U.S. Department of the Interior. Geological Survey. Biological Resources Division. Center for Aquatic Resources Studies.

Jaffe MJ. 1976. Thigmomorphogenesis: a detailed characterization of the response of beans (*Phaseolus vulgaris* L.) to mechanical stimulation. *Zeitschr. Pflanzenphys.* 77, 437–453.

Julien M.H., Griffiths M.W., 1999. Biological control of weeds: a world catalogue of agents and their target weeds. 4th ed. – CAB International, Wallingford, UK.

Kangasniemi B., Speier H., Newroth P., 1993. Review of Eurasian watermilfoil biocontrol by the milfoil midge – In: Proceedings, 27th annual meeting of the Aquatic Plant Control Research Program. Misc Paper A-93-2, Waterways Experiment Station, Vicksburg MS. p.17-22.

Kantrud H.A., 1990. Sago Pondweed (*Potamogeton pectinatus* L.): A literature review. Fish and wildlife service – Jamestown ND. Northern Prairie Wildlife Research Center.

Kawai H y Grieco VM. 1983. Utilização do Aguapé para tratamentos de esgoto doméstico. Estabelecimento de Criterios de dimensionamento de lagoa de aguapé e abordagem de alguns problemas operacionais. *Revista DAE*, 135: 79-90.

Kietlinska A, Renman G, Jannes S y Tham G. 2005. Nitrogen removal from land-fill leachate using a compact constructed wetland and the effect of chemical pretreatment. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.* 40(6-7):1493-506.

Kočić A., Hengl T., Horvatić J., 2008. Water nutrient concentrations in channels in relation to occurrence of aquatic plants: a case study in eastern Croatia. *Hydrobiology* 603: 253-266.

Kondolf G.M., Wilcock P.R., 1996. The flushing flow problem: defining and evaluating objectives. *Water Resources Research* 32 (8): 2589-2599.

Kouwen N, Unny TE, Hill HM. 1969. Flow retardance in vegetated channels. *Journal of the Irrigation and Drainage Division of the American Society of Civil Engineers*, 95(IR2), 329–342.

Krause-Jensen D, Carstensen J, Dahl D, Bäck S, Neuvonen S. 2009. *Ecological Indicators*, Volume 9, Issue 6, November 2009, 1284-1287

Kumar P y Garde RJ. 1989. Potentials of water hyacinth for sewage treatment. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, 61(11/12): 1702-1706.

Ladle M, Bass JAB, Jenkins WR, 1972. Studies on the production and food consumption by the larval Simuliidae (Diptera) of a chalk stream. *Hydrobiologia*, 39, 429–448.

Ladle M, Casey H. 1971. Growth and nutrient relationship of *Ranunculus penicillatus* var. *calcareus* (R.W. Butcher) C.D.K. COOK in a small chalk stream. *Proceedings 3rd European Weed Research Society (EWRS)*, 53–64.

Lane SN, Biron PM, Bradbrook KF, Butler JB, Chandler JH, Crowell MD, McLelland SJ, Richards KS, Roy AG. 1998. Three-dimensional measurement of river channel flow processes using acoustic Doppler velocimetry. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23, 1247–1263.

Lijklema L., 1998. Dimensions and scales. *Water Science Technology* 37: 1-7.

Lohrmann A, Cabrera R, Kraus NC. 1995. Acoustic-Doppler Velocimeter (ADV) for laboratory use. In *Proceedings of Conference on Fundamentals and Advancements in Hydraulic Measurements and Experimentation*. American Society of Civil Engineers, 351–365.

López F, García MH. 2001. Mean flow and turbulence structure of open-channel flow through non-emergent vegetation. *Journal of Hydraulic Engineering* 127, 392–402.

Machate T, Heuermann E, Schramm K. y Kettrup A. 1999. Purification of fuel and nitrate contaminated ground water using a free water surface constructed wetland plant. *J. Environ. Qual.* 28: 1665- 1673.

Madsen J.D., Chambers P.A., James W.F., Koch E.W., Westlake D.F., 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444: 71-84.

- Madsen TV, Enevoldsen HO, Jørgensen TB. 1993. Effects of water velocity on photosynthesis and dark respiration in submerged stream macrophytes. *Pl. Cell Environ.* 16, 317–322.
- Madsen TV, Warncke E. 1983. Velocities of currents around and within submerged aquatic vegetation. *Arch. Hydrobiol.*, 97, 389– 394.
- Maine, M., Duarte, M. and Suñé, N. (2001). Cadmium uptake by floating macrophytes. *Water Res* 35 (11): 2629-2634.
- Mainstone C.P., Parr W., Day M., 2000. Phosphorus and river Ecology: tackling sewage inputs. *English nature; Peterborough, PE1 1UA: Northminster House.* p.46.
- Manfrinato ES. 1989. Avaliação do método edafobi todepuração para tratamento preliminar de águas. Piracicaba, SP, USP, 100 p. (Dissertação)
- Marchi SR, Martins D, Costa NV, Carbonari CA y Terra MA. 2005. Depósitos de calda de pulverização nas faces adaxial e abaxial de folhas de *Eichhornia crassipes* dispostas em diferentes ângulos. *Planta Daninha*, 23(2): 321-328.
- Marcondes DAS, Velini ED, Martins D, Tanaka RH, Carvalho FT, Cavenaghi AL y Bronhara AA. 2003. Efi ciência de fl uridone no controle de plantas aquáticas submersas no reservatório de Jupuíá. *Planta Daninha*, 21: 69-77. Edição Especial
- Margalef, R., D. Planas, J. Armengol, A. Vidal, N. Prat, A. Guiset, J. Toja & M. Estrada (1976). *Limnología de los embalses españoles.* Dirección General de Obras Hidráulicas. Ministerio de Obras Públicas (MOPU). Madrid. 422 pp.
- Mays PA y Edwards GS. 2001. Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. *Ecol Eng* 16 (4): 487-500.
- Meilinger P, Schneider S y Melzer A. 2005. The Reference Index Method for the macrophyte-based assessment of rivers – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology*, 90(3): 322-342
- Mendes D, Pitelli RA y Coelho L. 2004. De concentrações de herbicidas sobre aspectos biológicos de *Fusarium* sp. *Planta Daninha*, 22(1): 85-93.

Metcalf y Eddy INC. 1995. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. McGraw-Hill/interamericana de España S.A. 1485 pp.

Miyazaki DMY y Pitelli RA. 2003. Estudio do potencial do pacu (*Piaractus mesopotamicus*) como agente de controle biológico de *Egeria densa*, *E. najas* e *Ceratophyllum demersum*. *Planta Daninha*, 21: 53-59. Edição especial.

Mondardo E, Gonçalves Junior AC. y Sacon E. 2006. Uso da macrófita aquática (*Eichhornia crassipes*) na remoção de cobre e zinco em biofertilizante de origem suína,

Moore TR, Bubier JL, Heyes A y Flett RJ. 1995 Methyl and total mercury in boreal wetland plants, Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. *J. Environ. Qual.* 24: 845-850.

Mosse RA, Chagas JM y Terra ARS. 1980. Utilização de lagoas de maturação com aguapé (*Eichhornia crassipes*) na remoção de algas e coliformes em efluentes de lagoas de estabilização. *Engenharia Sanitária*, 19(1): 72-76.

Müller AC. 1995. Hidrelétricas, meio ambiente e desenvolvimento. São Paulo: Makron Books, p. 421.

Naden P, Rameshwaran P, Mountford O, Robertson C. 2006. The influence of macrophyte growth, typical of eutrophic conditions, on river flow velocities and turbulence production. *Hydrological Processes* 20, 3915-3938.

Navarro, E., M. Bacardit, I. Caputo, A. Palau & J. Armengol (2006). Limnological Characterization and Flow Patterns of a Three-coupled Reservoir System and Their Influence on *Dreissena polymorpha* Populations and Settlement During the Stratification Period. *Lake and Reservoir Management*, 22: 293-302.

Navas, A., B. Valero, J. Machín y D. Walling (1998). Los sedimentos del embalse de Joaquín Costa y la historia de su depósito. *Limnetica*, 14: 93-112.

Negrisoli E, Martins D, Velini DE y Ferrera WLB. 2003. Degradação de diquat em condições de caixa d'água com e sem plantas de egéria. *Planta Daninha*, 21: 93-98. Edição Especial.

Negrisoli E, Tofoli GR, Velini ED, Martins D y Cavenaghi AL. 2003. Uso de diferentes herbicidas no controle de *Myriophyllum aquaticum*, *Planta Daninha*, 21: 89-92. Edição Especial.

Nepf HM, Sullivan JA, Zavistoski RA. 1997. A model for diffusion within emergent vegetation. *Limnology and Oceanography* 42, 1735–1745.

Nepf HM, Vivoni ER. 2000. Flow structure in depth-limited, vegetated flow. *Journal of Geophysical Research* 105(C12), 28 547–28 557.

Nepf HM. 1999. Drag, turbulence, and diffusion in flow through emergent vegetation. *Water Resources Research* 35, 479–489.

Netten, J.J.C., T. van der Heide, A.J.P. Smolders, M. Scheffer, E.H. van Nes & R.M.M. Roijackers (2007). Effect of light level, dissolved oxygen and ammonium concentration on submerged macrophytes. Wageningen University. Wageningen UR.

Newman R.M., 2004. Biological control of Eurasian watermilfoil by aquatic insects: basic insights from an applied problem. *Archiv Hydrobiologie* 159(2): 145-184.

Newman R.M., Biesboer D.D., 2000. A decline of Eurasian watermilfoil in Minnesota associated with the milfoil weevil *Euhrychiopsis lecontei*. *Journal of Aquatic Plant Management* 38: 105-111.

Nezu I, Onitsuka K. 2002. Turbulent structures in partly vegetated open-channel flows with LDA and PIV measurements. *Journal of Hydraulic Research* 39: 629–642.

Nichols DS y Higgins DA. 2000. Long-term wastewater treatment effectiveness of a Northern Wisconsin peatland. *J. Environ. Qual.* 29: 1703-1714.

Nikora V, Larned S, Nikora N, Debnath K, Cooper G, Reid M. 2008. Hydraulic Resistance due to Aquatic Vegetation in Small Streams: Field Study. *Journal of Hydraulic Engineering* 134, 9, 1326-1332.

Nikora V., Larned S., Nikora N., Debnath K., Cooper G., Reid M., 2008. Hydraulic Resistance due to Aquatic Vegetation in Small Streams: Field Study. *Journal of hydraulic engineering* 134:1326-1332.

Nilsson C. 1987. Distribution of stream-edge vegetation along a gradient of current velocity. *J. Ecol.*, 75, 513-522.

Novotny V y Olem H. 1994. Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution. Van Nostrand Reinhold, New York. 1054 pp.

Oliveira RJF, Carvalho FFR, Batista AMV, Andrade MF, Silva Filha OL y Medeiros SJS. 2004. Efeito da adição de Egeria densa sobre a digestibilidade e balanço de nitrogênio em caprinos. *Archivos de Zootecnia*, 53: 175-184.

Onaindia M, BikuÑA BG y Benito I. 1996. Aquatic Plants in Relation to Environmental Factors in Northern Spain *Journal of Environmental Management* 47, 123–137

Otto S, Groffman PM, Findlay SE y Arreola AE. 1999. Invasive plant species and microbial processes in a tidal freshwater marsh. *J. Environ. Qual.* 28: 1252-1257.

Overall R y Parry D. 2004. The uptake of uranium by *Eleocharis dulcis* (Chinese water chestnut) in the Ranger Uranium Mine constructed wetland filter. *Environmental Pollution* 132: 307-320.

Palau, A. (1988). El embalse de Baserca (Pirineos Centrales, Lérida). Estudio limnológico de un embalse nuevo de alta montaña con bombeo. Tesis Doctoral. Departamento de Ecología. Universidad de Barcelona. 254 pp.

Palau, A. (1991). Evolution of annual chlorophyll concentration in a high mountain pump-storage reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1401-1404.

Pezzolesi TP, Zartman RE, Fish EB y Hickey MG. 1998. Nutrients in a playa wetland receiving wastewater. *J. Environ. Qual.* 27: 67-74.

Phillips JM, Walling DE. 1995. Measurement in situ of the effective particle-size characteristics of fluvial suspended sediment by means of a field-portable laser backscatter probe: some preliminary results. *Mar. Freshwat. Res.*, 46, 349–357.

Pilon-Smits EA, De Souza MP, Hong, G., Aamini A, Bravo RC, Payabyab ST y Terry N. 1999. Selenium volatilization and accumulation by twenty aquatic plant species. *J. Environ. Qual.* 28: 1011-1018.

Pitlo RH, Dawson FH. 1993. Flow-resistance of aquatic weeds. In *Aquatic Weeds: The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation*, Pieterse AH, Murphy KJ (eds). Oxford University Press: Oxford; 74–84.

Pompêo M. 2008. Monitoramento e manejo de macrófitas acuáticas. *Oecologia Brasilensis*. Vol.12, 3.

- Portielje R y Roijackers RM. 1995. Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutrient input. *Aquat Bot* 50 (2): 127-140.
- Prats, J., J.Dolz & J. Armengol (2009). Variabilidad temporal en el comportamiento hidráulico del curso inferior del río Ebro. *Ingeniería del agua*, 16 (4): 259-272.
- Qian J, Zayed A, Zhu Y, Yu M y Terry N. 1999. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants:III. Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species. *J. Environ. Qual.* 28: 1448-1455
- Qiu D, Wu Z, Liu B, Deng J, Fu G y He F. 2001. The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Province, China. *Ecol Eng* 18 (2): 147-156.
- Revista PUBLICATIO UEPG - Ciências Exatas e da Terra, Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Estadual de Ponta Grossa, 12 (2): 13-20.
- Ribeiro MD, Kawai H, Tinel PR y Rosseto R. 1986. Experimento-piloto da lagoa de aguapé para tratamento de esgoto bruto. *Revista DAE*, 46(144): 82-86.
- Ribeyre F y Boudou A. 1994. Experimental study of inorganic and methylmercury bioaccumulation by four species of freshwater rooted macrophytes from water and sediment contamination sources. *Ecotoxicol Environ Safety* 28 (3): 270-286
- Riis T., Biggs B., 2003b. Stream vegetation and flow regimes. *Water & Atmosphere* 11(2): 18-20.
- Riis T., Biggs B.J.F., 2003a. Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology and Oceanography* 48(4): 1488-1497.
- Ring R.A., Winchester N.N., MacRae I.V., 2001. Biological control programmes in Canada 1981-2000.
- Rodrigues NS. 1985. Aguapé uma alternativa no tratamento de esgotos. *Pau-Brasil*, 5: 9-16.
- Romitelli MS. 1983. Remoção de fósforo em efluentes secundários com emprego de macrófitas aquáticas do gênero *Eichhornia*. *Revista DAE*, 133: 66-68.

Rossi N, Rossi FL, Pereira IRA, Welter RA y Rizzutto MA. 2005. Removal of heavy metal from polluted river water using Aquatic macrophytes *Salvinia* sp. *Brazilian Journal of Physics*, 35(3B): 743-746.

Roy AG, Biron P, De Serres B. 1996. On the necessity of applying a rotation to instantaneous velocity measurements in river flows. *Earth Surface Processes and Landforms* 21, 817–827.

Salati E. 1991. *Aguapé: uma experiência na Flórida*. *Problemas Ambientais Brasileiros*, Fundação Salim Farah Maluf, p. 113-115.

Sand-Jensen K, Jeppesen E, Nielsen K, Van Der Bijl L, Hjerminde L, Wiggers L y Moth Iversen T. 1989. Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream. *Freshwater Biology* 22, 15-32.

Sand-Jensen K, Mebus JR. 1996. Fine-scale patterns of water velocity within macrophyte patches in streams. *Oikos* 76, 169– 180.

Sand-Jensen K, Pedersen O. 1999. Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. *Freshwater Biol.*, 42, 315–328.

Sand-Jensen K. 1998. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biol.*, 39, 663–679.

Santos DMM, Pitelli RA y Banzatto. 2001. Efeito de herbicidas em *Spirodela punctata*

Santos DMM. 1994. Estimativa da concentração letal (CL50) de cinco herbicidas na macrófita aquática *Salvinia mínima* Baker. In: *Anais do II Congresso de Ecologia do Brasil, 1994*, Londrina: UEL.

Schneider IAH y Rubio J. 2003. Plantas Aquáticas: adsorventes naturais para a melhoria da qualidade das águas. *XIX Prêmio Jovem Cientista - 2003 – Água: Fonte de Vida*, 16p.

Sellin RHJ, van Beesten DP. 2004. Conveyance of a managed vegetated two-stage river channel. *Proceedings Institution of Civil Engineers Water Management* 157: 21–33.

Sen NS, Kapoor VK y Gopalkrishna G. 1990. Seasonal growth of *Eichhornia crassipes* (Mart.) and its possible impact on the primary productivity and fishery structure in a tropical reservoir. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 18 (3): 307-323.

- Sezerino PH. 2006. Potencialidade dos fitos plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Florianópolis, SC, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, (Tese de Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina. 171p.
- Silva JRV y Martins D. 2004. Controle químico de *Typha subulata* em dois estádios de desenvolvimento, *Planta Daninha*, 22(3): 437-443.
- Sipaúba-Tavares LH, Fávero EGP y Braga FMS. 2002. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I Floatin Plant.. *Brazilian Journal of Biology*, 62(3): 1-11.
- Smith D.H., Madsen J.D., Dickson K.L., Beitinger T.L., 2002. Nutrient effects on autofragmentation of *Myriophyllum spicatum*. *Aquatic Botany* 74: 1-17.
- Sousa A y García Murillo P. 1998 Cambios históricos en el avenamiento superficial y la vegetación del Parque Natural de Doñana (Sector Abalarío). *Ería*, 46: 165-182.
- Sousa A y García Murillo P. 1999. Historical evolution of the Abalarío lagoon complex (Doñana, Natural Park, SW Spain). *Limnetica*, 16: 85-98.
- Sousa A y García Murillo P. 2003. Changes in wetlands of Andalusia (Doñana Natural Park, SW Spain) at the end of the Little Ice Age. *Climatic Change*, 58: 193-217.
- Sousa A y García Murillo P. 2005. Historia ecológica y evolución de las lagunas peridunares del Parque Nacional de Doñana. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 169-170 pp.
- Sousa A. 2004. Evolución de la vegetación hidrofítica y de los humedales continentales asociados en el litoral onubense oriental. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. 550 pp.
- Sousa JT, Van Haandel A, Lima EPC y Henrique IN. 2004. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9(4): 285-290.
- Sousa JT, Van Haandel AC, Cosentino PRS y Guimarães AVA. 2000. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 4(1): 87-91.

Spencer D.F., Ksander G.G., 1999. Seasonal changes in chemical composition of Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L) and water temperatures at two sites in Northern California: Implications for herbivory. *Aquatic Plant Management* 37: 61-66.

Stevenson RJ y Peterson CG. 1991. Emigration and immigration can be important determinants of benthic diatom assemblages in streams. *Freshwater Biol.*, 26, 279-294.

Stevenson RJ. 1990. Benthic algal community dynamics in a stream during and after a spate. *J. North Am. Benthol. SOC.*, 9,277-288.

Stewart RM, McFarland DG, Ward DL, Martin SK, Barko JW. 1997. Flume Study Investigation of the Direct Impacts of Navigation-Generated Waves on Submersed Aquatic Macrophytes in the Upper Mississippi River. Technical Report ENV Report 1, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, 62 p.

Straskraba, M. (1999). Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* (J.G. Tundisi & M. Straskraba, Eds.). International Institute of Ecology. Brazilian Academy of Sciences and Blackhuys Publishers: 385-410.

Straskraba, M., J.G. Tundisi & A. Duncan (1993). State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management* (M. Straskraba, J.G. Tundisi & A. Duncan, Eds.). Kluwer Academic Publishers: 213-288.

Summers, J.E., R.G. Ratcliffe & M.B. Jackson (2000). Anoxia tolerance in the aquatic monocot *Potamogeton pectinatus*: absence of oxygen stimulates elongation in association with unusually large Pasteur effect. *Journal of Experimental Botany*, 51(349): 1413-1422.

Suren AM. 1991. Bryophytes as invertebrate habitat in two New Zealand alpine streams. *Freshwater Bid.*, 26, 399-418.

Suren AM. 1992. Enhancement of invertebrate food resources by bryophytes in New Zealand alpine headwater streams. *N. 2. J. Mar. Freshwater Res.*, 26, 229-239.

Thomas SM y Esteves FA. 1985. Estudo de biomassa de algumas espécies de macrófitas aquáticas tropicais quanto ao seu valor nutritivo. *Anais do IV Seminário Regional de Ecologia, São Carlos, Anais...* São Carlos: UFSCar, p.439-467.

Thompson (Lemnaceae) cultivada em nutritivas. *Ecosistema*, 26(1): 58-65.

Titus J.E., Adams M.S., 1979. Comparative carbohydrate storage and utilization patterns in the submersed macrophytes, *Myriophyllum spicatum* and *Vallisneria americana*. *American Midland Naturalist* 102: 263-272.

Tripathi BD y Shukla SC. 1991. Biological treatment of wastewater by selected aquatic plants. *Environmental Pollution*, 69: 69-78.

Uehlinger U, Kawecka B y Robinson CT. 2003. Effects of experimental floods on periphyton and stream metabolism below a high dam in the swiss alps (River Spöl) *Aquat. Sci.* 65 199–209.

University of South Alabama. 2002. Constructed wetlands page. (<http://www.usouthal.edu/usa/civileng/wetlands.htm>) [Consulta: 22 de abril del 2004].

Van Nes EH, Van Der Berg M, Clayton JS, Coops H, Scheffer M y Van Ierland E. 1999. A simple model for evaluating the cost and benefits of aquatic macrophytes, *Hydrobiologia*, 415: 335-339.

Vericat D, Batalla RJ, Garcia C. 2006. Breakup and reestablishment of the armour layer in a highly regulated large gravel-bed river: the lower Ebro. *Geomorphology*, 76, 122-136.

Vericat D, Batalla RJ. 2006. Sediment transport in a large impounded river: The lower Ebro, NE Iberian Peninsula. *Geomorphology*, 79, 72-92.

Vollenweider, R.A. (1976). Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.

Wade A.J., Whitehead P.G., Hornberger G.M., Snook D.L., 2002. On modelling the flow controls on macrophyte and epiphyte dynamics in a lowland permeable catchment: the River Kennet, southern England. *Science of the Total Environment* 282-283: 375-393.

Wade, P.M. (1996). Management of Macrophyte Vegetation. In: *River Restoration* (G.E. Petts & P. Calow, Eds.). Blackwell Science Ltd. Oxford (UK): 144-166.

Walling DE, Amos CM. 1999. Source, storage and mobilisation of fine sediment in a chalk stream system. *Hydrol. Process.*, 13, 323–340.

Walling DE, Woodward JC. 1993. Use of a field-based water elutriation system for monitoring the in situ particle size characteristics of fluvial suspended sediment. *Water Res.*, 27, 1413–1421.

Watson D. 1986. The effects of aquatic macrophytes on channel roughness and flow parameters. PhD thesis, University of Southampton (unpublished).

Watson D. 1987. Hydraulic effects of aquatic weeds in UK rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 1, 211–227.

Webster JR, Meyer JL. 1997. Stream organic matter budgets –introduction. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 16, 5–13.

Westlake D.F., 1967. Some effects of low-velocity currents on the metabolism of aquatic macrophytes. *Journal of Experimental Botany* 18: 187-205.

Westlake D.F., 1975a. Macrophytes, in *River Ecology*. Ed. B.A. Whitton, University of California Press, Berkeley, CA. pp.106-28.

Wharton G, Cotton JA, Wotton RS, Bass JAB, Heppell CM, Trimmer M, Sanders IA, Warren LL. 2006. Macrophytes and suspension-feeding invertebrates modify flows and fine sediments in the Frome and Piddle catchments, Dorset (UK). *Journal of Hydrology*, 330, 171– 184.

Wilson C, Stoesser T, Bates PD, Bateman, A. 2003. Open channel flow through different forms of submerged flexible vegetation. *Journal of Hydraulic Engineering* 129, 847–853.

Windham L, Weis J y Weis P. (2001). Lead uptake, distribution, and effects in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis*(common reed). *Mar Pollut Bull* 42 (10): 811-816.

Wolman MG. 1954. A method of sampling coarse river-bed material. *Geophys Union Trans*, 35(6), 951– 6.

Wolverton BC, McDonald RC y Duer WR. 1983. Microorganisms and higher plants for waste water treatment. *Journal of Environmental Quality*, 12: 236-242.

Wood PJ, Armitage PD, 1999. Sediment deposition in a small lowland stream – management implications. *Regul. Rivers: Res.Manag.* 15, 199–210.

Wood PJ, Armitage PD. 1997. Silt and siltation in a lotic environment. *Environ. Manag.* 21, 203–217.

Wotton RS, Malmqvist B, 2001. Feces in aquatic ecosystems. *BioScience.* 51, 537–544.

Wotton RS, Malmqvist B, Muotka T, Larsson K, 1998. Faecal pellets from a dense aggregation of suspension feeders in a stream: an example of ecosystem engineering. *Limnol. Oceanogr.* 43, 719–725.

Wu L. y Gou X. 2002. Selenium accumulation in submerged aquatic macrophytes *Potamogeton pectinatus* L. and *Ruppia maritime* L. from water with elevated chloride and sulfate salinity. *Ecotoxicol Environ Safety* 51: 22-27.

Ye ZH, Baker AJ, Wong MH y Willis AJ. 1997. Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by the common reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Ann Bot* 80 (3): 363-370.