

3. IMPACTOS SOBRE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS CONTINENTALES

Miguel Álvarez Cobelas, Jordi Catalán y Diego García de Jalón

Contribuyentes

M. Alonso, V. Amores, J. Armengol, J. Artigas, J. Barquín, M. M. Bayo, D. Boix, A. Butturini, A. Camacho, P. Carrillo, J. Casas, S. Cirujano, F. A. Comín, L. Cruz Pizarro, A. Gaudes, J. Lucena, M. Menéndez, R. Morales, E. Moreno, I. Muñoz, C. Pérez Martínez, J. Pozo, X. Quintana, I. Reche, M. A. Rodrigo, A. Romaní, S. Sabater, P. Sánchez Castillo, J. Soria, M L. Suárez, S. Bernal, F. Sabater, J. Toja, J. C. Vega, I. de Vicente, M. R. Vidal Abarca

Revisores

F. A. Comín, P. García Murillo, E. Montero, J. R. Picatoste, J. C. Rodríguez Murillo, C. Rojo, A. Sousa, B. A. Valero Garcés

R. Psenner

RESUMEN

Los ecosistemas acuáticos continentales españoles (EACE) son muy diversos, de pequeño tamaño en general, están incluidos en cuencas hidrográficas muy grandes, a menudo dependen de las aguas subterráneas y experimentan intensas fluctuaciones hídricas, relacionadas con el balance hídrico local, que afectan a su funcionamiento ecológico. Su importancia internacional se deriva de que: 1º) las características climáticas, geológicas, fisiográficas, hidrológicas y paisajísticas de la Península Ibérica hacen que España posea la mayor diversidad de sistemas acuáticos continentales de Europa; 2º) hay 49 humedales incluidos en la lista del Convenio Ramsar; 3º) son, en su mayoría, ambientes distintos de los europeos templados fríos, con multitud de lugares endorreicos y ecosistemas temporales, así como floras y faunas singulares y muy específicas, parte de las cuales datan de la Era Terciaria; 4º) los lagos alpinos de Sierra Nevada son los lagos glaciares más meridionales de Europa; 5º) la nueva Directiva-Marco Europea del Agua los incluye en la Región Ibérico-Macaronésica, distinguiendo además a los Pirineos como una región particular.

Con un gran nivel de certeza se puede asegurar que el cambio climático hará que parte de los EACE pasen de ser permanentes a estacionales; algunos desaparecerán. La biodiversidad de muchos de ellos se reducirá y sus ciclos biogeoquímicos se verán alterados. La magnitud de estos cambios aún no puede precisarse. Los ecosistemas más afectados serán: ambientes endorreicos, lagos, lagunas, ríos y arroyos de alta montaña (1600-2500 metros), humedales costeros y ambientes dependientes de las aguas subterráneas.

Las posibilidades de adaptación de los EACE al cambio climático son limitadas. A fin de paliar los efectos, son necesarias políticas de ahorro de agua, mejora de su calidad e intensificación de las medidas de conservación de los hábitats terrestres que los rodean. Teniendo en cuenta los previsibles conflictos por el agua que surgirán con el cambio climático, hay una certeza razonable de que la conservación de los EACE pueda ser la menor de las prioridades y la más fácil de ignorar.

Los cambios que verosímilmente experimentarán los EACE afectarán a la conservación ambiental y a los sectores del turismo, la protección civil, el abastecimiento de aguas y la pesca continental. En la relación del cambio climático con los EACE hay una serie de lagunas que se deben a: 1º) carencia de series de datos fiables a largo plazo; 2º) información aún escasa sobre el estado ecológico y la biología de las especies más importantes 3º) desconocimiento de los procesos de histéresis, y 4º) desconocimiento de los efectos que sobre los EACE pueden tener los cambios abruptos o graduales de las comunidades vegetales terrestres y de la geología de las cuencas hidrográficas en que se enclavan. Todos los hechos precedentes, por tanto, tienen implicaciones para las políticas ambiental, turística, pesquera deportiva y científica. Las necesidades de investigación son grandes, pues prácticamente no se ha abordado aún el conocimiento de los EACE en relación con el cambio climático.

3.1. INTRODUCCIÓN

3.1.1. Los ecosistemas acuáticos continentales españoles

El número aproximado de ecosistemas acuáticos continentales asciende a más de 1000 grandes embalses (Dirección General de Obras Hidráulicas 1988), 2500 lagos alpinos mayores de 0,2 ha en las grandes cadenas montañosas (Pirineos, Sierra Nevada, Sistema Central, Sistema Ibérico, Cordillera Cantábrica), 50 lagos cársticos en Ciudad Real, Cuenca, Girona, Huesca y Lleida, 11 grandes cuencas hidrográficas con numerosos cursos fluviales temporales y permanentes, más de 500 lagos generados por actividades mineras (Montes 1993) y alrededor de 800 humedales de extensión superior a 0,2 ha, incluyendo lagos someros y albuferas (INITEC 1991; www.mma.es/conserv_nat/planes/plan_humed/plan_humed.htm).

3.1.2. La dependencia de las aguas subterráneas

Muchos ambientes acuáticos continentales (sobre todo, ríos, lagos y humedales) dependen de las aguas subterráneas. El contraejemplo más evidente es el del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel, que se desconectó del acuífero subterráneo en 1986 por sobreexplotación del mismo y desde entonces ha de recibir agua de otra cuenca hidrográfica para subsistir. Los flujos regionales y locales de las aguas subterráneas (Toth 1963) no sólo alimentan a lagos y humedales (Montero 2000), sino que también determinan que muchos cauces fluviales reciban agua por esa vía [véase el Capítulo de Recursos Hídricos]. Es decir, muchos tramos de los ríos españoles son "ganadores" y los caudales e hidroquímica, de los que depende su funcionamiento ecológico, son el resultado de la interacción entre aguas superficiales y subterráneas (Montes 1995). En cualquier caso, la relación hídrica cuantitativa entre acuíferos y aguas superficiales aún no se ha estudiado suficientemente en España hasta la fecha (véanse Benavente y Rodríguez 1997, de Castro y Muñoz Reinoso 1997). Por otro lado, la recarga de los acuíferos depende de la relación entre la estación del año cuando ocurre la recarga (o el número de veces que ocurre) y la cantidad de agua disponible para la recarga (la pluviosidad; Fetter 2001), estos hechos son especialmente relevantes en zonas semiáridas, como las presentes en buena parte de España, donde la mayor recarga suele suceder tras lluvias intensas (Wood y Sandford 1994).

3.1.3. Importancia internacional de los ecosistemas acuáticos continentales españoles

Se fundamenta en los siguientes aspectos:

- 1º) Las características climáticas, geológicas, fisiográficas, hidrológicas y paisajísticas de la Península Ibérica hacen que España posea la mayor diversidad de sistemas acuáticos continentales de Europa.
- 2º) Hay 49 humedales incluidos en la lista del Convenio Ramsar (www.mma.es/conserv_nat/acciones/humedales/html/comite/lista_ramsar.htm; MIMAM, 1999).
- 3º) Se trata, en su mayoría, de ambientes distintos de los europeos templados fríos, con multitud de lugares endorreicos y ecosistemas temporales muy fluctuantes, los cuales tienen una flora y una fauna singulares y muy específicas.
- 4º) Aunque las faunas acuáticas continentales se consideran relativamente recientes, muchos humedales tienen una fauna relictiva de la Era Terciaria (Alonso 1998).
- 5º) Los lagos alpinos de Sierra Nevada son los lagos glaciares más meridionales de Europa.

6º) La estrecha dependencia de nuestros ecosistemas acuáticos continentales de las aguas subterráneas y de su cuenca hidrográfica superficial los hace muy vulnerables y objetivo preferente de la nueva Directiva-Marco Europea del Agua (Directiva 2000/60/CE), la cual los incluye en la Región Ibérico-Macaronésica (mapa A, apéndice XI), aunque distinga los Pirineos como una región particular.

3.1.4. Sensibilidad de los ecosistemas acuáticos españoles al clima

Los ambientes acuáticos españoles son extremadamente sensibles al clima porque la inmensa mayoría tiene un tiempo de residencia del agua reducido y, por tanto, depende de la precipitación anual o, incluso, de la estacional. Los niveles y caudales de la mayoría de ríos, lagos, embalses y humedales se vinculan a la precipitación a corto plazo de modo muy directo. Obviamente, la temperatura del aire también condiciona los sistemas acuáticos a través de su influencia directa en la temperatura del agua, que -a su vez- afecta a los procesos metabólicos y biogeoquímicos que suceden en los ecosistemas acuáticos (Carpenter *et al.* 1992).

Por otra parte, las influencias climáticas indirectas son muy importantes en los ambientes acuáticos continentales de la Península Ibérica, ya que éstos resultan muy dependientes de la cuenca hidrográfica donde se enclavan y, por tanto, los efectos del cambio climático sobre los suelos y la vegetación de aquélla tendrán también unos efectos adicionales sobre los ambientes acuáticos (Catalán *et al.* 2002, Comín y Alonso 1988). En general, las cuencas hidrográficas son muy grandes en comparación con los ecosistemas acuáticos situados en ellas, con lo cual éstos acusan una gran influencia del paisaje (Prat 1995). Los cambios en la transpiración de la vegetación terrestre, por ejemplo, probablemente tengan una gran incidencia sobre la disponibilidad del agua en las cuencas hidrográficas (Schindler 1997), como atestigua el estudio de Beguería *et al.* (2003).

3.2. SENSIBILIDAD AL CLIMA ACTUAL

En relación con el cambio climático, la temperatura y la precipitación experimentarán una serie de variaciones aún imperfectamente establecidas [véase el Capítulo de El Clima en España: pasado, presente y escenarios de clima para el siglo XXI], cuyos efectos generales sobre los ecosistemas acuáticos continentales podrían ser los siguientes:

3.2.1. Efectos de los cambios en la precipitación sobre la disponibilidad de agua: promedios y variabilidad

Las tendencias más verosímiles de la pluviosidad futura son de dos tipos: disminuciones de los promedios y aumento de la variabilidad, si bien puede haber variaciones geográficas relevantes [véase el Capítulo El Clima en España: pasado, presente y escenarios de clima para el siglo XXI; apartado 1.3.6]. Ambos fenómenos tienen importantes consecuencias sobre la disponibilidad de agua para los ecosistemas acuáticos continentales porque a largo plazo podrían hacer desaparecer muchos de los que ahora son temporales y convertirse en temporales algunos de los que ahora son permanentes. El aumento de la variabilidad en las precipitaciones determinará una mayor variabilidad en los caudales (Arnell *et al.* 1996). Sin embargo, la incertidumbre estacional resulta aún elevada. La previsible reducción de la precipitación estival quizá no sea muy trascendente para los ecosistemas acuáticos continentales, ya que en la actualidad sus valores actuales son bajos. En cambio, las variaciones en invierno y primavera podrían ser determinantes para los ambientes propensos a la temporalidad, tanto lóticos (por ejemplo, riachuelos, torrentes y ramblas) como lénticos (por ejemplo, lagunas de zonas semiáridas).

3.2.2. Efectos del calentamiento global

La temperatura media del aire también aumentará, probablemente más en los meses fríos y en las noches que en los meses cálidos y durante el día. Por tanto, se producirá un incremento de la temperatura del agua, quizá alargando el periodo otoñal de actividad biológica. En cualquier caso, cabe esperar modificaciones de las tasas de los procesos biogeoquímicos y metabólicos, lo cual eventualmente podría redundar en cambios en la estructura de las comunidades biológicas. Es previsible que la estratificación de los lagos se prolongue durante más tiempo a lo largo del año (Livingstone 2003). En las zonas alpinas, la duración del manto nival y de la cubierta lacustre de hielo se reducirá, anticipando las fases primaverales en estos sistemas y propagándose las repercusiones de estos cambios al funcionamiento del lago durante el resto del periodo cálido.

3.2.3. Efectos del aumento del nivel del mar

Aunque las previsiones no lo estiman en una cantidad demasiado elevada (0,11-0,77 metros hasta 2100; Church *et al.* 2001), pueden llegar a ser importantes en el caso de los humedales costeros porque, o bien los inundarán y destruirán (pues se adentran muy poco en tierra firme), o incrementarán la intrusión salina, cambiando la naturaleza del humedal. De todos modos, el efecto sobre las zonas costeras probablemente sea muy dispar, según las distintas zonas de la Península Ibérica [véase el Capítulo de Zonas Costeras].

3.2.4. Efectos del aumento del CO₂

No es esperable que sus efectos sean significativos sobre los ecosistemas acuáticos continentales. En general, la variabilidad que puede introducir el CO₂ es de menor relevancia que la determinada por variaciones estacionales de nutrientes y factores climáticos. En cierta medida, las entradas de carbono alóctono, procedentes de cuencas hidrográficas muy grandes en comparación con los ecosistemas limnéticos y su oxidación total o parcial en ellos pueden determinar que los ecosistemas acuáticos españoles sean más emisores que sumideros. También se espera el aumento de la solubilidad de la calcita de suelos y rocas debido a una lluvia con más CO₂, lo cual producirá mayores entradas de calcio en lagos y ríos (Roland Psenner, comunicación personal).

3.2.5. Efectos de la disminución de la nubosidad

Si se diera un descenso de la nubosidad durante el periodo cálido del año, supondría un aumento de la cantidad de radiación UV que llega al ecosistema acuático, con los subsiguientes posibles efectos de fotoinhibición de la fotosíntesis, de alteraciones metabólicas de plantas y animales y del incremento de fotooxidaciones de sustancias orgánicas disueltas (Williamson y Zagarese 1994). De todos modos, no parece que este efecto de la nubosidad vaya a ser significativo para todo el territorio, pues las zonas de montaña más expuestas ya poseen floras y faunas adaptadas a condiciones elevadas de dicha radiación (Halac *et al.* 1997, Sommaruga *et al.* 1999). De todos modos, es probable que dichos efectos queden enmascarados por otras consecuencias más relevantes del cambio climático. Algunos ecosistemas de alta montaña podrían eventualmente verse mejor protegidos frente a la radiación ultravioleta si el bosque se desplazara hacia altitudes superiores (Roland Psenner, comunicación personal), como es de esperar (véanse los Capítulos Ecosistemas terrestres y Sector forestal).

3.3. IMPACTOS PREVISIBLES DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Los efectos del cambio climático se acumulan a otros efectos antrópicos originados por actividades más inmediatas, como son los cambios en el uso del suelo, las extracciones de agua o los emplazamientos de vertidos y desechos. En ocasiones, puede ser difícil discernir entre ellos, pero -en cualquier caso- debería tenerse en cuenta la posible interacción entre los mismos. Por ejemplo, las inundaciones extraordinarias no están previstas en las obras de regulación de caudales y parece verosímil que dichas inundaciones aumenten si es que lo hacen los eventos extremos. Aunque definir los impactos del cambio climático en detalle resulte una tarea difícil con las previsiones actuales, no resulta en absoluto descabellado pensar que los conflictos socio-económicos relacionados con el agua probablemente aumentarán. En este aspecto, es preocupante la posición marginal que pueden ocupar los argumentos en favor de acciones para la conservación de los ambientes acuáticos continentales en un país que tradicionalmente ha vivido de espaldas a ellos cuando no obtenía un beneficio directo de los mismos.

3.3.1. Análisis de la sedimentación Holocena en lagos y humedales

A lo largo de la historia reciente de la Tierra, no ha habido condiciones análogas a la que nos conduce el presente aumento de CO₂ atmosférico, ya que durante los últimos 400.000 años, en los que tenemos un conjunto de especies y ecosistemas similares a los actuales, no se han dado nunca unas concentraciones de este compuesto tan elevadas como las que es previsible alcanzar cuando se estabilice el aumento actual, incluso en el mejor de los escenarios posible. No obstante, es muy probable que sí pasemos por situaciones transitorias de mayor o menor duración que presenten similitudes con algunos periodos del pasado reciente. En este sentido, el registro de las condiciones ambientales a lo largo del Holoceno (los últimos 10.000 años) que existe en el sedimento de los lagos y humedales puede ser informativo sobre situaciones y tasas de cambio esperables. Las reconstrucciones de variables ambientales a partir de los sedimentos lacustres permiten obtener referencias a escalas temporales superiores a las derivadas de medidas instrumentales (dos siglos, como máximo) y de documentos históricos (Barriendos 1997) y observar así los efectos de cambios climáticos bruscos en el pasado, imposibles de evaluar experimentalmente sobre ecosistemas concretos en la actualidad (Kelts y Talbot 1989, Gierlowski-Kordesch y Kelts 1994, Last y Smol 2001, Cohen 2003). De todos modos, la interpretación de los procesos observados se relaciona con la geología y la geografía locales, pues las respuestas de los lagos a cambios globales siempre resultan muy dependientes de sus propias características geológicas, geográficas y climáticas y de las del entorno físico próximo.

Los cambios climáticos acaecidos en la Península Ibérica durante el Holoceno han tenido un impacto mayor en el balance hídrico que en la temperatura, aunque ambos no sean absolutamente independientes (Harrison *et al.* 1992, Cheddadi *et al.* 1997, Prentice *et al.* 1998). Por ello, las reconstrucciones ambientales basadas en los registros estratigráficos del Holoceno que resultan de más interés son las que se relacionan con el balance hídrico (Fig. 3.1). Las reconstrucciones realizadas muestran que, entre las áreas mediterráneas y atlánticas de España, existió un gradiente hidrológico durante el Holoceno similar al actual y que los ecosistemas de las zonas mediterráneas en los que la disponibilidad hídrica fue siempre relativamente menor reaccionaron más rápidamente a las fluctuaciones climáticas que los situados en las zonas de influencia atlántica.

La fiabilidad de las reconstrucciones de los ambientes lacustres a partir de los datos del Holoceno es elevada a la escala de milenios (Pérez i Obiol y Juliá 1994, Luque y Juliá 2002). Desde el Neolítico, los cambios en la vegetación de los ecosistemas terrestres han podido tener una gran componente antrópica, mientras que los cambios hidrológicos producidos por las actividades humanas se restringen a los últimos siglos (Valero Garcés *et al.* 2000a-c). Si

bien es cierto que un cambio en la vegetación modifica el balance hídrico debido a los cambios de la evapotranspiración en las cuencas originados por las variaciones en la cobertura arbórea, las reconstrucciones existentes resultan de menor fiabilidad a escalas temporales más detalladas. La falta de estudios en los lagos adecuados, la deficiente resolución vertical de los testigos de sedimento y el coste económico que supone su estudio detallado ha limitado este tipo de estudios hasta la fecha (Battarbee *et al.* 2002). A pesar de ello, diversos trabajos muestran la extremada sensibilidad de los sistemas lacustres a las fluctuaciones debidas a las oscilaciones en el Atlántico Norte, como -por ejemplo- los ciclos de 1500 años encontrados en Sanabria (Luque y Juliá 2002) e incluso con teleconexiones mucho más alejadas, como puede ser el registro de las oscilaciones de El Niño en la laguna de Gallocanta (Rodó *et al.* 1997). Apenas hay estudios a escala estacional que analicen el impacto pasado o futuro de los cambios en la distribución anual de las precipitaciones. Sin embargo, existen indicaciones de que los cambios en la precipitación invernal han sido decisivos en el balance hídrico y sobre los cambios en las comunidades vegetales (Valero Garcés *et al.* 2004).

El clima de la Península Ibérica durante el Holoceno ha experimentado variaciones notables, particularmente en la pluviosidad, las cuales pudieran vincularse a los desplazamientos latitudinales y a cambios en la intensidad del anticiclón de las Azores y del frente polar (Valero Garcés y Kelts 1997a). La heterogeneidad espacial que caracteriza los ecosistemas de la España actual ha estado presente durante los últimos 10.000 años, como atestiguan los registros polínicos en los sedimentos de los lagos (Burjachs *et al.* 1997). En general, los ambientes lacustres de influencia mediterránea han padecido oscilaciones más notables de los niveles hídricos (Pons y Reille 1988, Giralte *et al.* 1999, Reed *et al.* 2001), probablemente relacionadas con el balance hídrico estacional, que los de influencia atlántica (Peñalba *et al.* 1997, Allen *et al.* 1996, Sánchez Goñi y Hannon 1999, Luque y Juliá 2002).

La metodología empleada en el estudio de la reconstrucción de las fluctuaciones del clima durante el Holoceno a partir del registro sedimentario lacustre es ahora multidisciplinar (Bradley 1999, Last y Smol 2001). Hasta la fecha, la mayor parte de los estudios considera los análisis de los restos biológicos independientemente del análisis estratigráfico y geoquímico, es decir, la biología pasada del lago no quedaba integrada en el marco geológico (Cohen 2003). Los avances más importantes en nuestros conocimientos se han producido cuando se combinan los estudios holocenos de tipo biológico (restos de Diatomeas, Ostrácodos, Chironómidos y polen de plantas superiores; Battarbee *et al.* 2002, Reed 1998) con los geológicos (geoquímica, facies sedimentarias, indicadores isotópicos, etc.; Valero Garcés y Kelts 1997b). Con vistas al estudio de los efectos del cambio climático sobre los ambientes acuáticos continentales, lo ideal sería lograr la interconexión entre paleoestudios de esa índole con estudios sobre la ecología acuática actual del mismo ecosistema y sus previsibles respuestas futuras.

Hay varios estudios de reconstrucción Holocena en ambientes españoles incluidos en el convenio Ramsar. Que sepamos, se han publicado trabajos sobre Banyoles (Pérez i Obiol y Juliá 1994), Chiprana (Valero Garcés *et al.* 2000a-c), Gallocanta (Rodó *et al.* 2002), Tablas de Daimiel (Dorado *et al.* 2002) y Zóñar (Valero Garcés *et al.* 2004).

3.3.2. Efectos sobre el número de ecosistemas y su tamaño

Claramente, su número se verá reducido si la evapotranspiración en verano aumenta y no lo hace la precipitación, pero no sabemos en qué medida [véase el Capítulo El Clima en España: pasado, presente y escenarios de clima para el siglo XXI; apartado 1.3.6]. En concreto, muchos ambientes temporales podrían desaparecer, si bien el aumento previsto de las precipitaciones en primavera y una mayor evapotranspiración estival podrían contrarrestar aquel efecto.

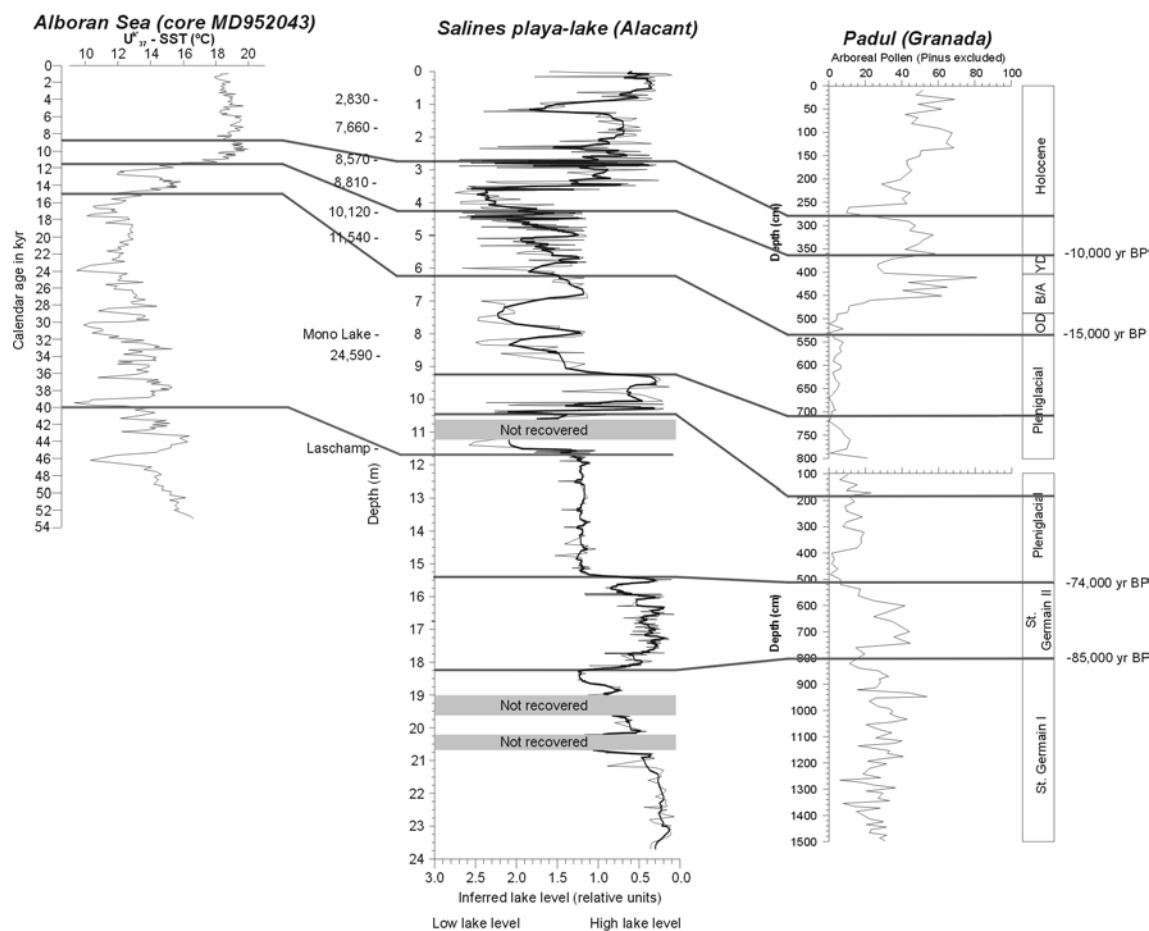


Fig. 3.1. Reconstrucción de la evolución del nivel del lago de Salines (Alicante) y su comparación con el diagrama polínico de la secuencia de la turbera de Padul en Granada (modificado de Pons y Reille 1988) y con la reconstrucción de la temperatura superficial del mar (SST) realizada en el sondeo MD952043 (mar de Alborán; modificado de Cacho et al. 1999). Las líneas en negro muestran la correlación visual entre las diferentes secuencias. La línea gruesa del diagrama de Salines muestra la principal evolución del nivel del lago (media móvil de 5 muestras). Fuente: Giralt y Juliá (2004).

En general, parece que la variabilidad de las fluctuaciones de tamaño será mayor. Teniendo en cuenta que: 1º) el tamaño de los ecosistemas acuáticos depende de su balance hídrico y 2º) algunos términos del mismo (precipitación, evaporación) probablemente se vean alterados por el cambio climático (Ayala-Carcedo y Iglesias 2000, CEDEX 1997, MIMAM 1998), resulta probable que muchos ambientes reduzcan su tamaño. Esto es especialmente cierto en ambientes semiáridos, como la mayor parte de los sistemas españoles, para los cuales se puede encontrar una buena relación entre la aridez de la zona y la extensión del lago (Mason et al. 1994). Por eso, algunos lagos pueden pasar de profundos a someros, y de estratificarse térmicamente a no hacerlo. Este efecto no tendrá lugar en la mayoría de los lagos de montaña situados en cuencas con balance hídrico positivo; en esas ubicaciones la estratificación térmica se reforzará y se alargará en otoño, como ya se ha observado en el lago Redó de los Pirineos (Catalán et al. 2002). Por otro lado, bastantes ambientes pasarán de ser permanentes a temporales, tanto en el caso de ríos como en el de lagos o humedales. Los embalses destinados a usos distintos de la simple regulación (irrigación, abastecimiento, etc.) pueden pasar años enteros en niveles muy bajos, prácticamente secos.

Los pequeños lagos cársticos pueden verse influenciados en cierta medida por el cambio

climático, debido a su extrema dependencia de los acuíferos subyacentes y de la dinámica de recarga/descarga de éstos. En cuanto a los lagos endorreicos, los posibles efectos sobre su tamaño dependerán del régimen pluviométrico local, que continuará siendo muy variable geográficamente.

En los ambientes fluviales, es muy difícil –por ahora- discernir los efectos del posible aumento de la torrencialidad de otoño a primavera. Los cambios en la estacionalidad de la precipitación generarán cambios en caudales e hidroperiodos, los cuales es de esperar que tengan efectos significativos sobre la estacionalidad del transporte de materiales y de la estacionalidad de las poblaciones animales y vegetales (Carpenter *et al.* 1992).

3.3.3. Efectos sobre la calidad del agua

Resultados no publicados (Alvarez Cobelas, comunicación personal) indican que no hay relación entre la calidad del agua y la precipitación para las diez estaciones fluviales de la Confederación Hidrográfica del Guadiana en el Alto Guadiana (periodo 1973-2002), lo cual sugiere que los posibles efectos del cambio climático sobre la calidad de las aguas resulten inciertos por ahora. La calidad de las aguas puede empeorar a partir de la primavera, al reducirse el efecto de la dilución por aumentos en la evapotranspiración y, secundariamente, porque quizá haya menos aportes de agua. El aumento de la precipitación torrencial, asociado al cambio climático, podría también afectar a la calidad del agua de modo puntual (Murdoch *et al.* 2000). La precipitación excesiva (por encima de la media interanual) tras sequías prolongadas incrementa las concentraciones de sustancias en algunos humedales, como Las Tablas de Daimiel (Sánchez Carrillo y Álvarez Cobelas 2001).

Obviamente, el de la calidad del agua es un aspecto aplicado del cambio climático que requiere investigación, inexistente hasta ahora en España. Actualmente, ya se sabe que la capacidad de retención de nutrientes y la autodepuración disminuyen con el caudal en ríos en condiciones naturales (Butturini y Sabater 1998) y que los cauces contaminados se apartan de esa relación (Martí *et al.* 2004); no obstante, quedan muchos aspectos por discernir sobre la interacción entre caudal, temperatura, carga de nutrientes y usos del territorio en las cuencas hidrográficas hasta obtener una parametrización que permita aplicaciones y predicciones.

3.3.4. Efectos sobre los ciclos biogeoquímicos

Se ha sugerido que el aumento de la temperatura y la disminución de la precipitación darán lugar a disminuciones en la exportación de carbono y nitrógeno orgánicos desde los ecosistemas terrestres a los cauces fluviales (Clair y Ehrman 1996). No obstante, existen observaciones en el sentido de que el incremento de la precipitación sobre zonas ricas en acumulación de materia orgánica en la cuenca hidrográfica, como podrían ser algunas del noroeste español, ha generado un aumento, al menos transitorio, en la exportación hacia los ríos de carbono orgánico disuelto y metales (Freeman *et al.* 2001).

3.3.5. Efectos sobre la biota

Aunque la sequía estival de muchos cauces fluviales ha favorecido la existencia en nuestra flora y fauna de organismos adaptados a esta situación extrema y, por tanto, la existencia de especies endémicas de macroinvertebrados, peces y vegetación riparia, es probable que asistamos -al menos de forma transitoria- a un claro descenso de la biodiversidad si la superficie de ambientes extremos aumenta [véanse los Capítulos de Biodiversidad Vegetal y Biodiversidad Animal]. En la vegetación de las riberas fluviales, se espera un aumento de los tarayes (*Tamarix*) frente a salicáceas (*Salix*) y chopos (*Populus*; Stromberg *et al.* 1996). La

adelfa (*Nerium oleander*) es probable que se expanda. El tamujo (*Flueggea tinctoria*), típico de ríos temporales ácidos y fríos, podría sustituir en muchas zonas al aliso (*Alnus*). En la vegetación emergente de los humedales, se pueden ver favorecidas las especies claramente anfibias frente a las genuinamente acuáticas (por ejemplo, *Phragmites* y *Scirpus* pueden acabar dominando en la mayor parte de los humedales sobre *Typha* o *Cladium*); en cualquier caso, parece seguro que se modificarán bastante las interacciones competitivas (Alvarez Cobelas *et al.* 2001).

Las proliferaciones masivas de fitoplancton pueden aumentar en los ambientes eutróficos e hipertróficos, como muchos embalses y lagunas donde una temperatura más elevada puede favorecer los eventos de crecimiento súbito y excesivo (Carpenter *et al.* 1992, McKee *et al.* 2003).

En sistemas fluviales que no sufran desecación, el aumento de la temperatura generará más producción primaria en la zona riparia, la cual -junto con una mayor concentración de carbono orgánico particulado y disuelto de origen alóctono- puede favorecer una mayor producción primaria y bacteriana en lagos, ríos y humedales (Bazzaz 1990, Schindler 2001). No obstante, hay que tener en cuenta que la temperatura tiene un mayor efecto sobre la respiración que sobre la fotosíntesis, de modo que es previsible que se aceleren los procesos biogeoquímicos relacionados con la descomposición de materiales. De la misma forma, la producción secundaria aumentará porque la temperatura es un factor clave en el metabolismo animal (Benke 1993). La tendencia al calentamiento de la masa de agua parece conducir a una inestabilización de la composición de las comunidades de macroinvertebrados fluviales y a una reducción en su diversidad global por efecto de la dominancia de unas pocas especies, sin que ello suponga una disminución de su riqueza faunística (Gutiérrez Teira 2003).

Los ríos que mantienen en el estío un flujo exclusivamente subálveo pueden albergar Tricópteros limnefílicos especializados, los cuales vivirán durante la época seca en forma de larvas en diapausa o como pupas. Si la sequía es más intensa, las adaptaciones de muchas especies de insectos acuáticos consistirán en pasar esa época en forma de huevo; esta facultad resulta notable en especies criófilas endémicas de Plecópteros, tales como *Thyrenoleuctra* y *Guadalgenus*. Las especies de ciclo vital largo (varios años) quizá tengan problemas adaptativos en ríos de montaña media, debido a que éstos pudieran convertirse en tramos temporales. Estos problemas probablemente serán más agudos en los Sistemas Central e Ibérico, cuyo sustrato geológico es impermeable, con lo cual sus caudales de base durante el estiaje (ya de por sí bajos) tenderán a desaparecer.

Los peces fluviales de mayor tamaño (barbos y bogas) son capaces de desarrollar estrategias migratorias de diferente índole para tolerar el estiaje pronunciado, bien remontando hasta encontrar aguas permanentes, o bien descendiendo hasta la confluencia con los ríos principales. Los peces endémicos más peculiares son de pequeño tamaño (*Squalius alburnoides*, *Chondrostoma lemmingii*, *Iberocypris*) y su adaptación básica consiste en resistir el estío en pozas aisladas en condiciones de superpoblación (Carmona *et al.* 1999). Su aislamiento ha inducido la adopción de mecanismos reproductores partenogenéticos, como es el caso del calandino (*Squalius alburnoides*; Fernández Delgado y Herrera 1994) con individuos triploides. El hábitat de los Salmónidos se reducirá (Eaton y Scheller 1996).

Las capturas de salmones en los ríos de la cornisa cantábrica ya lo están haciendo (Fig. 3.2); en el Atlántico Norte, estas disminuciones de las capturas del salmón se han relacionado con aumentos en la temperatura del agua de mar, producto del cambio climático (Friedland *et al.* 2003) [véase también el Capítulo de Biodiversidad Animal]. La fauna de los tramos medios puede invadir progresivamente los tramos altos si aumenta la temperatura del agua, sustituyendo a la fauna más estenoterma fría de las zonas más montañas (Rahel *et al.* 1996). Como consecuencia de esto, las poblaciones de truchas autóctonas se irán fraccionando al

reducirse su hábitat, hecho que favorecería procesos de deriva genética y, eventualmente, de especiación. En este proceso, las actuaciones de reintroducción y gestión de especies de interés piscícola pueden ser determinantes en el devenir de poblaciones locales.

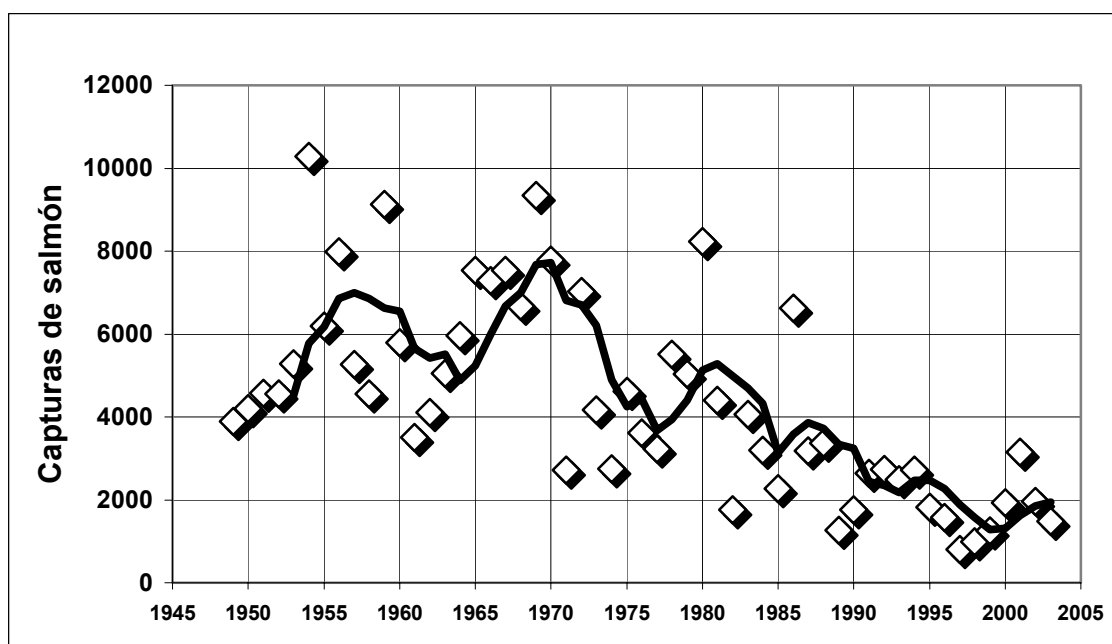


Fig. 3.2. Capturas a largo plazo de salmones (*Salmo salar*) en los ríos del Norte de España. La línea continua representa una media móvil de cinco términos. Fuente: Francisco Hervella, Comunidad Autónoma de Galicia.

En un contexto general, es probable que las interacciones entre la biota bentónica y la pelágica se vean modificadas (Lake *et al.* 2000).

3.3.6. Efectos específicos sobre los distintos tipos de ecosistemas

3.3.6.1. Humedales

Dadas su variedad y heterogeneidad intrínsecas, los efectos del cambio climático dependerán de las particularidades de cada sistema, por lo que es difícil hacer una evaluación general. Dada la irregular morfometría de muchos de ellos, los cambios en el volumen tendrán efectos poco predecibles sobre su superficie inundada. No obstante, hay ciertas tendencias esperables en algunos de los procesos relevantes en este tipo de ambientes; del balance local de los mismos, dependerá el comportamiento específico de un humedal determinado. Así, los aumentos de temperatura incrementarán la tasa de los procesos microbianos (Schindler 1997), la evaporación de la lámina de agua y la transpiración de las plantas emergentes (Sánchez Carrillo *et al.* 2001). Ese aumento de la transpiración probablemente genere ambientes más salinos, favoreciendo sinérgicamente la dominancia de especies más tolerantes a la salinidad (Lissner *et al.* 1999a) y a la falta de agua, como el carrizo (*Phragmites*), pudiendo darse también efectos de retardo (Fig. 3.3). En el balance hídrico serán muy importantes también los cambios antrópicos en los usos del agua en el entorno de los humedales. La disminución de los aportes de agua implica una disminución del hidroperiodo que, a su vez, limitará la recarga del acuífero subyacente al humedal (Sánchez Carrillo *et al.* 2005).

Los cambios en los tipos de vegetación generarán cambios sobre las funciones de los

humedales, particularmente en aquellos humedales más complejos (Doñana, por ejemplo, véase el Apartado 3.4.2), favoreciendo preferentemente a uno de los componentes vegetales del paisaje y, por tanto, reduciendo su diversidad (Öquist *et al.* 1996).

En condiciones de sequía, la erosión se verá facilitada. Cuando haya agua abundante, la elevación de temperatura favorecerá una descomposición más rápida de la materia orgánica (Poff *et al.* 2002).

Habrán cambios en las emisiones de metano y de óxido nítrico y en su temporización (Öquist *et al.* 1996). La desecación definitiva de muchos humedales por el cambio climático, obviamente, disminuiría las emisiones de esos gases de efecto invernadero.

Los aumentos de CO₂ incrementarán la fertilización y la producción primaria de los helófitos, pero también la tolerancia vegetal al estrés (fotoinhibición, sequía, salinidad; Lissner *et al.* 1999a-b).

Las sequías previsibles incentivarán los incendios, que pueden resultar importantes en el caso de humedales con mucho carbono acumulado (turba; de Bustamante *et al.* 1995).

Los cambios en la vegetación y en la superficie inundada, dependientes de las alteraciones en la hidrología, probablemente conlleven modificaciones en los ciclos biogeoquímicos y en las poblaciones de invertebrados y vertebrados dependientes de la vegetación (sobre todo, insectos y aves; Roshier *et al.* 2001).

3.3.6.2. Ríos

En general, los caudales de base disminuirán, lo cual supondrá el aumento del número de ríos temporales y de tramos de ríos con caudales únicamente estacionales. Por otro lado, el calentamiento hará subir la temperatura del agua, el cual puede suponer un desplazamiento de la zonación de las biocenosis hacia aguas arriba. En este aspecto es interesante tener en cuenta que el efecto del aumento de la temperatura del aire sobre el aumento de la temperatura del agua no es independiente de la precipitación. En dicha relación, la precipitación influye negativamente y de forma cuadrática (Jones y Thompson 2003). Por lo tanto, un descenso de la precipitación favorecerá el incremento de la temperatura fluvial, hecho que puede ser relevante para las zonas salmonícolas. La disminución de los caudales generará un descenso en la concentración del oxígeno disuelto, especialmente importante si -además- hay contaminación orgánica y aumento de la temperatura (Jenkins *et al.* 1993).

Las inundaciones, con sus secuelas del aumento de sólidos en suspensión en los cauces fluviales, quizá tengan mayor importancia en los ambientes áridos, donde los suelos se erosionan más y las relaciones precipitación-escorrentía no son lineales (Arnell *et al.* 1996).

El aumento de la evapotranspiración en las cuencas hidrográficas de pequeño tamaño tendrá como consecuencia el descenso de los caudales, notándose más los efectos en los tramos de recepción.

Los cambios en la hidroquímica fluvial serán debidos a cambios en la meteorización de los sustratos rocosos de las cuencas hidrográficas en las zonas de clima más húmedo y más caluroso (Ávila *et al.* 1996). Los aumentos de temperatura harán ascender la nitrificación de los suelos y, por escorrentía, el nitrato en los ríos (Jenkins *et al.* 1993). Y lo mismo sucederá con el nitrógeno orgánico en cuencas predominantemente agrícolas (Bernal *et al.* 2003). Este efecto será más patente como resultado de las inundaciones intensas que tengan lugar tras las sequías.

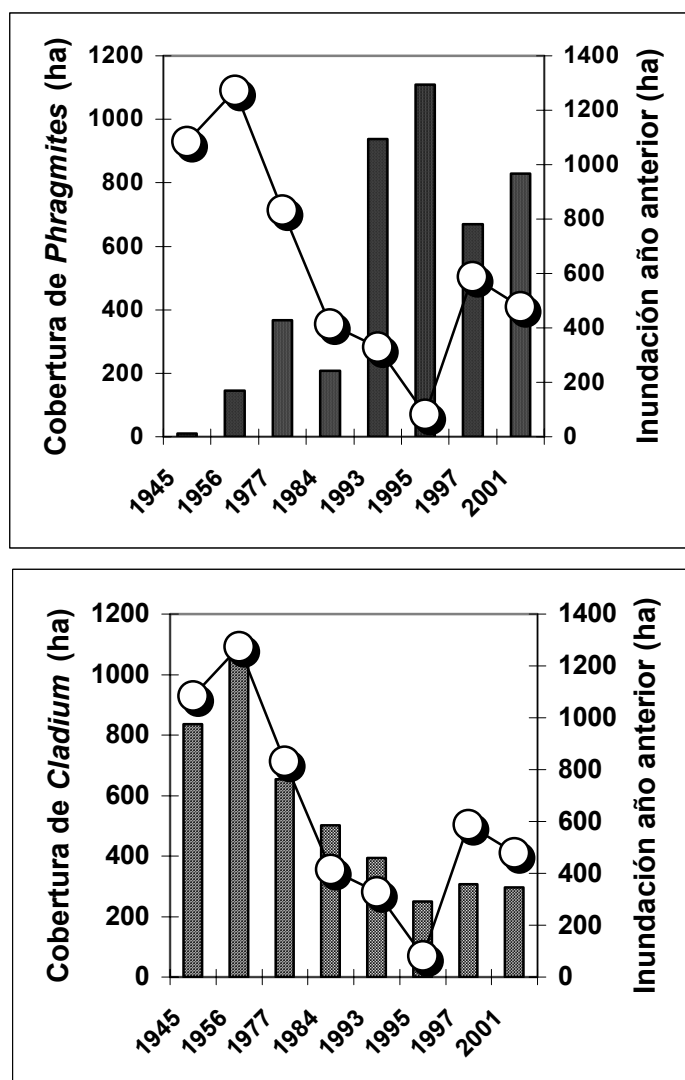


Fig. 3.3. Cobertura anual (barras verticales, escala izquierda) de las dos especies principales de la vegetación emergente en Las Tablas de Daimiel e inundación en el año precedente (círculos blancos, escala derecha) durante el periodo 1945-2002. Las coberturas representadas se basan en la fotografía aérea disponible para el periodo 1945-1997. Aunque no se muestre aquí, hay también una relación distinta entre la inundación del humedal en el año precedente y la cobertura de cada especie, que es directa en el caso de la masiega (*Cladium*) e inversa en el caso del carrizo (*Phragmites*). En condiciones de aridez creciente, resultantes del cambio climático, la expansión del carrizo se vería favorecida. Datos inéditos de Cirujano y Alvarez Cobelas.

En los ríos de las zonas más áridas (principalmente, en el sureste de la Península Ibérica), la dinámica ecológica será muy susceptible a los cambios en la variabilidad de los caudales, producto del cambio climático (Fisher *et al.* 1998), lo cual también puede afectar a ríos temporales enclavados en otras zonas de la Península.

3.3.6.3. Lagos y embalses

El cambio climático tendrá efectos importantes sobre la duración de la capa de hielo en los lagos alpinos, como sugiere la simulación de Thompson *et al.* (2005), la cual pone de manifiesto que hay unas cotas más sensibles que otras a los efectos de aquél y que no es

trivial el cambio de sensibilidad que puedan experimentar (Fig. 3.4).

En los lagos con estratificación estable (como las lagunas de Ruidera), la temperatura del epilimnion puede aumentar de 1-4 °C con el cambio climático; sin embargo, si la estratificación es mayor, el hipolimnion se enfriará varios grados. Parece claro que la estratificación será de mayor duración, con lo cual el consumo de oxígeno en las zonas profundas será mayor y la probabilidad de experimentar condiciones anóxicas aumentará. En los lagos alpinos (a partir de 1500 m.s.n.m.), si la duración de la cubierta de hielo y nieve se reduce, el descenso de oxígeno en las capas profundas y la liberación de fósforo desde el sedimento serán menores. Probablemente, la producción de primavera se verá reducida en favor de una mayor producción otoñal.

En los lagos en los cuales la producción tenga lugar en el epilimnion, el calentamiento aumentará la producción primaria si la estratificación es más prolongada. También disminuirá el oxígeno en las capas profundas por el aumento de aquella y por el incremento de la sedimentación, debido al aumento de la producción primaria, lo cual generará cambios sobre la fauna profunda (Schindler 1997).

La disminución del nivel del lago afectará a la zona litoral en aquéllos que pueden variar de nivel significativamente; dicha franja suele ser la más productiva y actúa como zona de transición entre el ecosistema terrestre y el acuático (Wetzel 1990). Durante los periodos de inestabilidad ecológica de la vegetación en la cuenca hidrográfica, la colmatación de los lagos de menor tamaño enclavados en áreas deforestadas podría acelerarse al reducirse el tampón litoral que limita la entrada de sedimentos de origen terrestre.

Los aumentos de la meteorización de las rocas, que son efecto de la simple cinética térmica o de incrementos en el metabolismo de las comunidades vegetales, debidos al aumento de la temperatura del aire, probablemente generen un incremento de la alcalinidad de los lagos.

Con el aumento térmico, los contaminantes orgánicos presentes en el agua pasan a la atmósfera con mayor rapidez y llegan antes a las altitudes mayores en las que puede haber lagos, con lo cual éstos se contaminarán con mayor facilidad por deposición atmosférica (Grimalt *et al.* 2001). La movilización de metales y metaloides (arsénico, plomo) desde la cuenca a los sistemas acuáticos de zonas frías aumentará (Camarero *et al.* 2004), debido a una mayor movilización de esas sustancias en los suelos y a su transporte atmosférico.

Los posibles efectos del calentamiento global sobre las redes tróficas de los lagos aún son motivo de debate (Jeppesen *et al.* 2003, Scheffer *et al.* 2003).

Finalmente, ignoramos qué factores condicionan la redistribución futura de las faunas lacustres porque, en la mayor parte de los casos, se desconoce la historia de su dispersión pasada.

En general, para los embalses podrían aplicarse las mismas aseveraciones que para los lagos, pero -teniendo en cuenta su mayor tasa de renovación del agua, su extrema dependencia de los usos a los cuales aquella se dedica y que suelen estar sometidos a mayor eutrofización (Alvarez Cobelas *et al.* 1992)- cualquier predicción resulta sumamente arriesgada (Toja, comunicación personal).

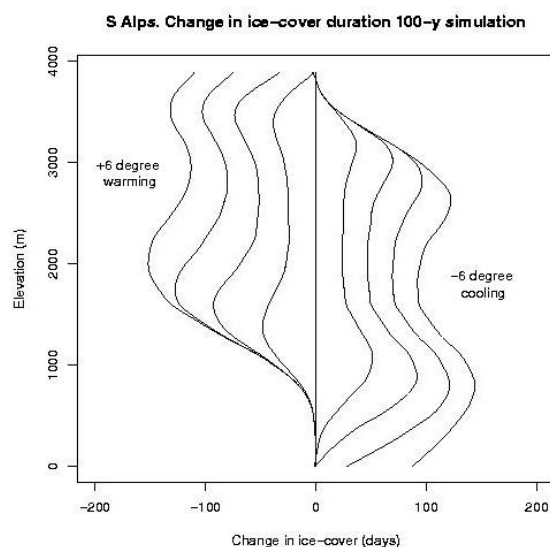


Fig. 3.4. Simulación de los cambios en la duración de la capa de hielo de los lagos existentes en el sur de los Alpes entre 0 y 4000 metros de altitud. Se han probado nueve escenarios distintos de cambio climático usando una simulación a cien años (ciclos de un año y medio más tiempo atmosférico). Fuente: Thompson et al. (2005).

3.4. ZONAS MÁS VULNERABLES

Probablemente y de acuerdo con los resultados presentados en los Capítulos El Clima en España: pasado, presente y escenarios de clima para el siglo XXI y Recursos hídricos serán las siguientes:

Ambientes endorreicos.

Muchos están enclavados en zonas donde disminuirá la precipitación promedio y la distribución estacional de ésta se verá muy alterada (La Mancha húmeda, por ejemplo), con lo cual están amenazados de desaparición.

Lagos y lagunas de alta montaña (1600-2100 metros) en las zonas de bosques caducifolios y en las del límite del bosque.

Ríos y arroyos de alta montaña (1800-2500 metros)

Albergan endemismos criófilos de insectos, cuya distribución ya es restringida. Es probable que la dimensión de sus hábitats se reduzca con el cambio climático hasta un tamaño crítico para su supervivencia.

Humedales costeros.

El litoral se reorganizará lentamente de modo natural si hay cambios en el nivel del mar. Sin embargo, dado que en nuestras costas hay multitud de obras civiles, quizá ocurran complicaciones adicionales de tipo administrativo que limiten dicha reorganización.

Ambientes dependientes de las aguas subterráneas

El descenso de los niveles piezométricos, verosímilmente debido a usos consuntivos y a la disminución de la recarga con el cambio climático, los afectará bastante.

Espacialmente y teniendo en cuenta las proyecciones de los modelos de clima (Apartado 1.3.6 del Capítulo El Clima en España: pasado, presente y escenarios de clima para el siglo XXI), parece probable que haya un aumento de la precipitación acumulada en el NW de la Península y disminuciones en la zona meridional y en la mediterránea en invierno, que es el momento del año de más trascendencia para la recarga hídrica de los ecosistemas acuáticos.

3.4.1. Casos concretos

La Tabla 3.1 refleja la información obtenida sobre la incidencia de los posibles efectos del cambio climático en algunos aspectos morfométricos y biogeoquímicos de determinados ambientes acuáticos continentales españoles, suministrada por los expertos que llevan trabajando mucho tiempo en dichos ecosistemas. La información es todavía muy preliminar y debe tomarse con muchas reservas, pues carecemos de estudios específicos sobre esos posibles cambios en ninguno de los ecosistemas considerados. En particular, falta información directa relacionada con el cambio climático para la mayoría de los ambientes incluidos en la lista española de humedales Ramsar. Se ofrece también un pequeño apartado dedicado a Doñana, el humedal de la Península Ibérica más conocido internacionalmente.

Tabla 3.1. Afecciones probables a los ecosistemas acuáticos continentales españoles más estudiados relacionadas con el cambio climático, basadas en la experiencia de los autores contribuyentes a este capítulo. Dichas afecciones se caracterizan como inexistentes (0), escasas (1), apreciables (2), importantes (3) o muy importantes (4). El asterisco indica que se trata de ambientes incluidos en el Convenio Internacional Ramsar para la Conservación de Humedales.

Nombre	Localización geográfica (punto central)	Cambios en la permanencia (temporal vs permanente)	Cambios en el tamaño	Cambios en los ciclos biogeoquímicos	Cambios en la biota
Parques Nacional y Natural de Doñana (Sevilla-Huelva) (*)	36° 34' N 6° 24' W	3	3	2	4
Parque Nacional Tablas de Daimiel (Ciudad Real) (*)	39° 08' N 3° 43' W	4	4	2	4
Albuferas de Adra (Almería) (*)	36° 45' N 2° 47' W	2	4	3	4
Lago principal de la Albufera de Valencia (Valencia) (*)	39° 20' N 0° 20' W	0	1	4	4

Lagunas dunares del Parque Natural de la Albufera de Valencia	39° 20' N 0° 20' W	4	3	3	2
Lagunas de Alcázar de San Juan (Yeguas y Camino de Villafranca) (Ciudad Real) (*)	39° 24' N 3° 15' W	3	2	2	4
Lagunas de Arcas (Cuenca)	39° 59' N 2° 7' W	3	3	1	2
Lago de Banyoles (Girona) (*)	42° 7' N 2° 45' E	0	0	2	2
Lagunas de Cañada del Hoyo (Cuenca)	39° 59' N 1° 52' W	2	2	3	2
Lagunas del Delta del Ebro (Tarragona) (*)	40° 39' N 2° 32' E	2	2	2	2
Laguna de Fuente de Piedra (Málaga) (*)	37° 06' N 4° 46' W	1	0	1	1
Laguna de El Hito (Cuenca) (*)	39° 52' N 2° 41' W	3	2	2	4
Laguna de Gallocanta (Zaragoza-Teruel) (*)	40° 50' N 2° 11' W	4	4	4	4
Laguna de Manjavacas (Cuenca) (*)	39° 25' N 2° 50' W	3	2	2	4
Laguna de la Nava (Palencia) (*)	42° 04' N 4° 44' W	3	2	2	4
Laguna del Prado (Ciudad Real) (*)	38° 55' N 3° 49' W	3	2	2	4
Lagunas de Puebla de Beleña (Guadalajara) (*)	40° 53' N 3° 15' W	3	2	2	4
Lago Redó (Lleida)	42° 38' N 0° 46' E	0	0	2	2

Lagunas de Ruidera (Ciudad Real/Albacete)	38° 56' N 2° 37' W	3	3	2	4
Lago de Sanabria (Zamora)	42° 07' N 6° 43' W	0	1	2	2
Lagunas de Sierra Nevada (Granada)	37° 05' N 3° 05' W	0	4	4	4
Laguna de la Vega o del Pueblo (Ciudad Real) (*)	39° 49' N 2° 56' W	3	2	2	4
Lagunas de Villafáfila (Zamora) (*)	41° 49' N 5° 36' W	0	0	0	1
Aiguamolls de l'Empordà (Girona)	42° 13' N 3° 6' E	1	1	0	0
Humedal de Salburúa (Alava) (*)	42° 51' N 2° 39' W	3	2	2	4
Platja d'Espolla (Girona)	42° 9' N 2° 46' E	0	0	1	1
Río Agüera (Vizcaya-Santander)	43° 18' N 3° 16' W	0	2	2	2
Río Chicamo (Murcia)	38° 12' N 1° 03' W	3	4	3	3
Riera de Fuirosos (Barcelona)	41° 42' N 2° 34' E	1	0	2	1
Desembocadura del río Guadalhorce (Málaga)	36° 40' N 4° 27' W	0	0	1	1
Surgencias en los ríos Asón y Saja (Santander)	43° 10' N 4° 17' W	0	1	1	1
Surgencias del Parc Natural de la Albufera de Valencia	39° 20' N 0° 20' W	0	0	3	2
Embalse de Aracena (Huelva)	37° 55' N 6° 28' W	0	0	4	4
Embalse de Arrocampo (Cáceres)	39° 49' N 5° 43' W	0	0	0	0

Pantano de El Hondo (Alicante) (*)	38° 10' N 0° 42' W	3	2	2	4
Embalse de La Minilla (Sevilla)	37° 43' N 6° 10' W	0	0	4	4
Embalse de Sau (Girona)	41° 58' N 2° 25' E	0	3	2	4
Embalse de Torrejón (Cáceres)	39° 47' N 5° 45' W	0	0	1	0
Colas del embalse de Ullibarri (Alava) (*)	42° 54' N 2° 32' W	3	2	2	4
Embalse de Valdecañas (Cáceres)	39° 49' N 5° 28' W	0	0	1	0

3.4.2. Doñana y el cambio climático

Sus ecosistemas acuáticos principales están compuestos por una marisma (de carácter temporal y salinidad variable, alimentada por agua de lluvia y por escorrentía superficial y que alcanza alrededor de las 40.000 ha de extensión), y por un complejo de lagunas costeras enclavadas sobre el manto eólico litoral (alimentadas por agua freática de baja mineralización y muy limpia que cubren unas 44.000 ha, incluyendo los Parques Nacional y Natural). Además entre la costa y el arroyo de la Rocina, persisten unas lagunas turbosas sobre arenas silíceas, prolongándose desde el Parque Natural de Doñana hasta la zona NW del Parque Nacional de Doñana. Constituyen el ambiente acuático más vulnerable de Doñana. El área ocupada por dichas turberas ombrotáficas ha experimentado una reducción considerable desde principios del siglo XVIII (Sousa 2004), aunque ha sido especialmente intensa desde finales del siglo XIX (Sousa y García Murillo 2002, 2003).

¿Los ambientes acuáticos de Doñana sufrirán cambios en su permanencia? Sí. En las lagunas costeras del manto eólico litoral onubense descenderán verosíblemente el volumen de los aportes superficiales y los niveles piezométricos; por lo tanto, es probable que haya una disminución de la superficie inundada, si bien esto -al depender de los cambios en la estacionalidad de las precipitaciones- no resulta demasiado predecible aún (Toja, comunicación personal). Los brezales higroturbosos donde domina *Erica ciliaris*, en la actualidad una valiosa "reliquia" (véase Allier *et al.* 1974, Rivas Martínez 1979, Rivas Martínez *et al.* 1980, Cobo *et al.* 2002) desaparecerán y serán sustituidos por brezales de *Erica scoparia*, de menor valor para la conservación. Esto afectará muy probablemente los ambientes turbosos del Abalario y del Parque Nacional de Doñana, que albergan una gran parte de la flora singular de Doñana (como plantas carnívoras y esfagnos; García Murillo *et al.* 1995, García Murillo 2000, 2003). En ellos se producirá -además- un incremento en la eutrofización. Respecto a la marisma, este cambio en las condiciones se traducirá en un incremento de las poblaciones de helófitos y pastizales, en detrimento de los macrófitos sumergidos, lo cual -a su vez- aumentará los procesos de colmatación y de disminución de superficies inundadas, procesos que se retroalimentan; en definitiva, se acelerará la velocidad de colmatación de la marisma.

¿Sufrirá cambios el tamaño de sus ecosistemas acuáticos? Como se ha dicho antes, habrá

cambios, pero dependerán del estadio sucesional de cada ambiente en cuestión. En general, la tendencia más plausible será hacia una simplificación de los hábitats naturales, y de la biodiversidad de la marisma y de las lagunas continentales.

¿El cambio climático afectará a sus ciclos biogeoquímicos? Probablemente sí. Serán especialmente evidentes en los medios higrófilos, caracterizados por la baja concentración de nutrientes y la acumulación de materia orgánica. La materia orgánica dejaría de acumularse y se incrementaría la concentración de nutrientes disueltos, dando paso a especies oportunistas. En la marisma, al desaparecer o disminuir de manera notable los macrófitos sumergidos, los ciclos biogeoquímicos tomarán otras rutas, ya que los distintos elementos circularán fundamentalmente por los helófitos y los pastizales (Espinosa *et al.* 2002).

¿Se verá afectada su biota por el cambio climático? Habrá disminución de la biodiversidad, al disminuir la heterogeneidad de hábitat. Asimismo, se incrementarán las posibilidades de que se instalen especies exóticas invasoras (como está ocurriendo con el helecho *Azolla*; García Murillo 2003).

¿Afectará a Doñana el ascenso del nivel marino? Sí. Buena parte de los terrenos de la marisma están prácticamente al nivel del mar y sólo separados de éste por pequeños diques dunares, de alturas inferiores a un metro. Es verosímil que, de continuar el ascenso del mar con las tasas previstas, una porción extensa de Doñana se vea ocupada por el mar en un siglo.

¿Sufrirá intrusión marina? En la actualidad, no existe (Lozano *et al.* 2002), pero no pueden descartarse cambios futuros si hay conflictos por el uso del agua freática en una zona de agricultura intensiva bajo plástico y extensas urbanizaciones turísticas litorales.

3.5. PRINCIPALES OPCIONES ADAPTATIVAS

Las adaptaciones deben llevarse a cabo tanto desde la oferta como desde la demanda de agua. En el primer caso, tratando de garantizar la cantidad de agua disponible para los ecosistemas acuáticos mediante políticas de ahorro. En el segundo, tratando de reorientar la demanda humana hacia usos de bajo consumo.

A escala regional o global, no se vislumbran adaptaciones humanas para mitigar o preservar efectos importantes (emisiones de gases, secuestro de carbono, etc.). A escala local, sí puede haberlas para controlar la inundación, mejorar la biodiversidad y reducir la contaminación (Arnell *et al.* 1996), tanto en lagos (Annadoter *et al.* 1999) como en humedales (Zedler 2000, Angeler *et al.* 2003). En cualquier caso, parece oportuno señalar aquí que en un régimen de caudales tan intervenido como el español, las asignaciones hídricas a los humedales debieran definirse con claridad en la planificación hidrológica de cuenca, como recomienda el Convenio Ramsar (ramsar.org/key_res_viii_01_s.doc).

Sabiendo de antemano que la adaptación de los ecosistemas acuáticos continentales al cambio climático es limitada (Poff *et al.* 2002), en nuestra opinión se deberían abordar las siguientes acciones:

3.5.1. Estimulación del ahorro de agua en la agricultura

Es urgente una política generalizada de ahorro de agua agrícola, para la cual existe ya la tecnología necesaria para aumentar la eficiencia del riego. Un Plan Nacional de Regadíos que tuviera en consideración el cambio climático debiera contemplar este aspecto. Además, la

gestión particular de los ambientes agrícolas podría incentivarse con medidas agroambientales en el entorno de los ecosistemas acuáticos.

3.5.2. Estimulación de la recarga de acuíferos

Íntimamente asociado a la medida anterior debe realizarse, intentando que la recarga supere a la descarga. La puesta en marcha de los Planes Especiales de Cuenca, dentro del Plan Hidrológico Nacional, debiera aprovecharse en este sentido. Un ejemplo de ello sería el desarrollo de un Plan Especial del Alto Guadiana que garantizara la recuperación hídrica y la sostenibilidad tanto de sus acuíferos como de los ambientes acuáticos dependientes de ellos.

3.5.3. Estimulación del reciclado de aguas residuales

Aún por desarrollar extensamente, muchos usos importantes del agua (riego agrícola, por ejemplo) no la requieren con limpieza extrema. Debe incidirse mucho más en este enfoque que hasta la fecha; podría contemplarse la creación de humedales artificiales.

3.5.4. Mejora de la calidad de las aguas superficiales

Hay que reducir las cargas de contaminantes, intentando -además- que aquellos ecosistemas que aún se conservan limpios no se vean afectados por contaminantes en el futuro. El Plan Nacional de Depuración y la transposición y aplicación de la Directiva-Marco Europea del Agua a la normativa española debieran facilitar esa mejora, si bien aún no se ha abordado en España el muy extendido problema de la contaminación difusa (Thornton *et al.* 1998).

3.5.5. Recuperación del espacio inundable en el Dominio Público Hidráulico

Muy constreñido por las actividades agrícolas y de urbanización, si el Dominio Público Hidráulico se restaurara en los casos en que se halla muy deteriorado, favorecería el desarrollo natural de los ambientes de ribera con las ventajas que ello conlleva para estimular el desarrollo de esa zona-tampón del efecto terrestre sobre los ambientes acuáticos continentales.

3.5.6. Revegetación (forestal o arbustiva) masiva en cuencas hidrográficas, favoreciendo la ocupación del espacio por las plantas autóctonas

Esta revegetación debe orientarse hacia la restauración natural del bosque de ribera en aquellos cauces fluviales donde haya sido eliminado o se halle muy deteriorado, conservando la vocación natural de cada territorio.

3.5.7. Uso de los trasvases para aportar unas cantidades mínimas que permitan la supervivencia de los ecosistemas acuáticos continentales (caudales ecológicos, niveles de inundación mínimos, etc.)

Esta medida sólo debe aplicarse a zonas de especial interés para la conservación de la Naturaleza (por ejemplo, ambientes del Convenio Ramsar, hábitats incluidos en la Red Natura 2000, etc.) y únicamente en casos excepcionales, pero siempre teniendo en cuenta las necesidades hídricas de los ambientes acuáticos en la planificación hidrológica nacional

3.5.8. Estimulación de la conservación de los espacios naturales y de la conexión ambiental entre ellos en el marco de un Programa de Restauración a nivel nacional

Se debe prestar especial atención a la conexión hídrica entre ecosistemas dentro de la misma cuenca hidrográfica como medio para promover la dispersión de especies amenazadas

3.5.9. Favorecimiento de la acreción en humedales costeros

La acreción debe aumentar a un ritmo superior al del ascenso del nivel marino, debiendo favorecerse -en el caso de los deltas- el transporte sedimentario por los ríos. Un caso claro de interacción antrópica con los efectos del cambio climático es el del delta del río Ebro. Durante los pasados 50 años, la construcción de embalses en los tramos medio y bajo del río ha disminuido el aporte de sedimentos al delta, el cual ha reducido su tamaño (Ibáñez *et al.* 1996); las previsiones de aumento de los niveles marinos en determinadas zonas españolas (Apartado 3.2.3) no harán sino reforzar esa tendencia en un futuro próximo.

3.6. REPERCUSIONES SOBRE OTROS SECTORES O ÁREAS

3.6.1. Conservación ambiental

La no mitigación de los efectos del cambio climático hará que muchos ecosistemas desaparezcan y que haya que invertir más dinero en conservar los que más apreciamos. Como mínimo, parece imperiosa una labor de vigilancia que permita garantizar que no hay desaparición de refugios y fragmentación de hábitats, a fin de evitar perjuicios para la persistencia de determinadas especies. En algunos casos, pueden hacer falta políticas activas de generación de nuevos emplazamientos de hábitats.

3.6.2. Turístico

Puede llegar a ser importante, con problemas de adaptación al cambio más intensos en las empresas hosteleras y turísticas que en los turistas propiamente dichos (Wall 1998). En el caso de Las Tablas de Daimiel, por ejemplo, se reciben unos 200.000 visitantes anuales; en los años 1994-1995, momento cumbre de la sequía de esa década, el número de visitantes disminuyó a menos de 10.000. Efectos de este tipo son esperables en otros humedales muy visitados, como los del delta del Ebro, Doñana y los Aiguamolls de l'Empordà.

Algunos efectos de carácter puntual también pueden resultar especialmente perjudiciales para ciertos ecosistemas acuáticos. Por ejemplo, la romería del Rocío, que suele reunir a un millón de personas todos los años, puede acabar afectando a la alimentación hídrica de Doñana si los recursos hídricos de los que se abastecen dichos visitantes disminuyen, lo cual es verosímil en un contexto de cambio climático (García Murillo y Sousa, comunicación personal).

3.6.3. Protección civil (prevención de inundaciones)

Al estar ya canalizados la mayoría de los cauces fluviales de la Península Ibérica, la reducción natural de los efectos de las avenidas, probablemente más frecuentes con el cambio climático, se verá disminuida. También son esperables efectos sinérgicos: con el aumento de las inundaciones, las disfunciones (cambios biogeoquímicos, afecciones a la flora y la fauna, etc.) de la red fluvial serán más patentes.

3.6.4. Abastecimiento de aguas

Importante en el caso de embalses de abastecimiento y de acuíferos destinados al abastecimiento (alrededor de un tercio de la población se abastece con agua de pozo en España; Custodio *et al.* 1998). Un agua embalsada con mayor número de "blooms" de algas - los cuales se verán favorecidos por el cambio climático (véase el Apartado 3.3.7)- tendrá un coste de potabilización superior.

3.6.5. Pesca continental

Como ya hemos visto, el hábitat de los Salmónidos se reducirá. No está claro qué ocurrirá con los Ciprínidos autóctonos (barbos, boga). Pueden verse sustituidos por especies más termófilas y, en general, introducidas ("black-bass", siluro, etc.).

3.7. PRINCIPALES INCERTIDUMBRES Y DESCONOCIMIENTOS

3.7.1. Carencia de series de datos fiables a largo plazo para el estudio de los efectos del cambio climático

Además de las tendencias, conviene identificar las escalas de variabilidad, tanto a corto como a medio y largo plazo, teniendo en cuenta la estrecha dependencia de los cambios en los ecosistemas acuáticos respecto de los que tienen lugar en los ambientes terrestres de las cuencas hidrográficas. Se echan en falta la observación y el seguimiento a largo plazo de los procesos naturales asociados a los ecosistemas acuáticos continentales. Las series existentes de datos a largo plazo no se han diseñado para ello; en el caso de los registros de calidad del agua, por ejemplo, atienden más bien a los efectos de la contaminación por aguas residuales urbanas. Sería conveniente elegir una serie de ambientes para su seguimiento a largo plazo, con vistas a comprobar los efectos del cambio climático, descartando aquellos lugares sujetos a contaminación y a regulación de caudales. La falta de coincidencia entre las estaciones de aforo de caudales y las de toma de muestras para calidad de aguas en muchas de nuestras redes de vigilancia constituye una limitación en la evaluación de la relación entre la cantidad y la calidad, cuando se quiera llegar a un cierto detalle relacionado con el cambio climático.

3.7.2. Información aún escasa sobre el estado ecológico y la biología de las especies más importantes

Muchos ambientes valiosos apenas se conocen científicamente, salvo desde el ámbito de la avifauna. Como muestra la Tabla 3.1, la mayoría de los humedales Ramsar españoles aún no se ha estudiado desde el punto de vista de la ecología acuática; sólo tenemos datos, y en ocasiones muy preliminares, sobre 17 de los 49 ecosistemas nacionales incluidos en dicha lista.

Los muestreos biológicos no están estandarizados. Sin embargo, para la puesta en marcha de la Directiva-Marco Europea del Agua en España se están haciendo intentos de cubrir esta laguna, estableciendo metodologías de estudio biológico, niveles de referencia de los ambientes acuáticos y revisiones periódicas en relación con los posibles cambios (entre ellos, el climático) que modifiquen dichas condiciones de referencia.

3.7.3. Desconocimiento sobre los procesos de histéresis

Todos los ecosistemas y, en particular, los acuáticos que aquí nos conciernen no presentan nunca la misma respuesta a una misma perturbación. Hay siempre un cierto grado de histéresis

en su comportamiento que es difícil de valorar, aunque probablemente sea mayor cuanto más grande sea el sistema y más cerrados sean los intercambios de materiales y especies. En ese sentido, los sistemas lacustres y los humedales pueden presentar un componente mayor de histéresis (Comín *et al.* 1992). Hay muy pocos estudios en ese sentido y como ejemplo vale la pena constatar que en lagos alpinos la dinámica productiva y las poblaciones de Chironómidos parecen seguir un ajuste con el clima a escalas de varias decenas de años (Catalán *et al.* 2002). Por lo tanto, es probable que los efectos incipientes del cambio climático que ya se está produciendo, se muestren de forma mucho más clara en la próxima década.

3.7.4. Desconocimiento de los efectos de los cambios abruptos o graduales de las comunidades vegetales terrestres y de la geología de las cuencas sobre los ecosistemas acuáticos

Al ser las cuencas tan influyentes sobre nuestros ecosistemas acuáticos, como ya hemos apuntado (Apartado 3.2), los efectos del cambio climático sobre las mismas producirán efectos sobre los ambientes acuáticos. Nada sabemos aún a ciencia cierta sobre la dirección y la magnitud de dichos efectos de cuenca.

3.8. DETECCIÓN DEL CAMBIO

Se relacionan estrechamente con el apartado anterior.

3.8.1. Estudios a largo plazo de observación y seguimiento del cambio

Además de las tendencias, conviene identificar las escalas de variabilidad, tanto a corto como a medio y largo plazo, teniendo en cuenta la estrecha dependencia de los cambios en los ecosistemas acuáticos respecto de los que tienen lugar en los ambientes terrestres de las cuencas hidrográficas.

3.8.2. Uso de modelos de ecosistemas acuáticos continentales

En nuestro caso y dada la dependencia ya citada de las cuencas, la utilidad de los modelos dependerá de la fiabilidad de los elaborados para el ambiente terrestre de las cuencas. Cuanto mejores sean los modelos de cuenca, mejores serán los de ambientes acuáticos.

Tampoco existen modelos empíricos de distribución de las especies en los ambientes acuáticos continentales que la expliquen en función de un número limitado de variables ambientales, entre las cuales podrían contarse las asociadas al cambio climático (temperatura del agua, caudal, hidroperiodo, etc.).

3.9. IMPLICACIONES PARA LAS POLÍTICAS

3.9.1. Política Científica

El Ministerio de Educación y Ciencia debería incentivar la investigación de los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas acuáticos continentales y de la mitigación de los efectos mediante la restauración ecológica. La mayoría de los proyectos aprobados hasta ahora sólo contemplan cambios en el pasado. Apenas se han aprobado proyectos de prospectiva ni de detección de los efectos del cambio climático en la actualidad. Los ministerios de Fomento y Agricultura también deberían implicarse.

3.9.2. Política de Pesca continental

Se verán implicadas las Comunidades Autónomas (consejerías de Agricultura y Pesca o de Medio Ambiente). Dado el previsible cambio en las faunas (Apartado 3.3.5), deberá haber necesariamente adaptaciones administrativas y de gestión de las poblaciones piscícolas.

3.9.3. Política Ambiental

Competencia del Ministerio del Medio Ambiente y de las Comunidades Autónomas (Consejerías de Medio Ambiente y Obras Públicas), deberá pronunciarse sobre la conservación de los espacios naturales protegidos, bastantes de los cuales incluyen ecosistemas acuáticos continentales. Dicha política deberá realizarse a nivel de cuenca hidrográfica, incluyendo las aguas subterráneas, o carecerá de efectividad.

3.9.4. Política de Turismo regional y local

A ejecutar por las CCAA (Consejerías de Turismo) y los Ayuntamientos (Concejalías de Turismo), enclavados en el entorno de espacios naturales protegidos.

3.10. PRINCIPALES NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN

3.10.1. Estudios a largo plazo sobre los efectos ambientales del cambio climático en ecosistemas acuáticos continentales españoles en zonas sensibles al mismo

Puesta en marcha de una serie de estudios a largo plazo en ecosistemas-tipo, situados en cuencas no contaminadas y no reguladas, tales como los lagos pirenaicos (Redó), lago de Sanabria, lagunas de Sierra Nevada, ambientes fluviales del Alto Duero y del Alto Tajo, lagunas sobre rañas del norte de Palencia, humedales Ramsar, etc.

3.10.2. Estudio de la calidad de las aguas en relación con el cambio climático

Inexistente hasta la fecha.

3.10.3. Diseño de un sistema de indicadores biológicos de los impactos del cambio climático

En conexión con los grupos de trabajo que están trasponiendo y aplicando la Directiva-Marco Europea del Agua para España, debería elaborarse uno de algas, macrófitos y macroinvertebrados acuáticos.

3.10.4. Implementación de los modelos existentes para detectar efectos del cambio climático sobre los ecosistemas acuáticos continentales españoles

Inexistentes hasta la fecha.

3.10.5. Finalización urgente de la elaboración de las floras y faunas ligadas a medios acuáticos, especialmente de plantas no vasculares e invertebrados, junto con la descripción de su distribución en la Península Ibérica, Baleares y Canarias

Muchas no se han emprendido, pero son fundamentales para saber lo que hay en la actualidad y lo que puede desaparecer y aparecer por efectos del cambio climático.

3.10.6. Estudio sobre la dispersión y la ecología de plantas y animales invasores (*Azolla caroliniana*, *Eurocheir sinensis*, *Dreissena polymorpha*, *Micropterus salmoides*, *Esox lucius*, etc.) en relación con el cambio climático

Es de prever que aumente la invasión de determinadas especies procedentes de otras zonas del globo. Poco se sabe todavía sobre la ecología implicada en las invasiones de especies acuáticas en la Península Ibérica, aparte de su simple detección.

3.10.7. Estudio de impactos y adaptaciones al cambio climático a nivel genético, ecofisiológico, poblacional y ecológico

Imprescindible, dado el desconocimiento existente sobre el tema.

3.10.8. Estudios de los cambios en la biodiversidad de macrófitos y vertebrados a nivel local asociados al cambio climático

A realizar en los lugares Ramsar, se trata de evaluaciones relativamente sencillas, pero que deben llevarse a cabo periódicamente durante décadas con objeto de evaluar qué cambios han experimentado en la biodiversidad y cómo pueden afectar esos cambios al funcionamiento de los ecosistemas.

3.10.9. Simulaciones *in situ* de los posibles cambios en ecosistemas determinados (pequeños lagos, humedales y cuencas), alterando las condiciones ambientales de manera análoga a los cambios previstos

Estas simulaciones servirían para apreciar de manera realista los cambios en los ecosistemas antes de que se produjeran y generarían informaciones muy valiosas para poner en marcha medidas adaptativas.

3.10.10. Estudio e inventario de comunidades biológicas georeferenciadas a escala regional

A realizar fundamentalmente en las comunidades vegetales, este estudio se haría con vistas a establecer su estado ambiental actual con objeto de poder identificar las futuras transformaciones en las mismas debidas al cambio climático.

3.10.11. Estudio de los efectos de las medidas de mitigación

Imprescindibles para evaluar su eficacia y cambiarlas si no se demostraran como tales.

3.11. BIBLIOGRAFÍA

- Allen J.R., Huntley B. y Watts W.A. 1996. The vegetation and climate of northwest Iberia over the last 14000 yr. *Journal of Quaternary Science* 11: 125-147.
- Allier C., González Bernáldez F. y Ramírez Díaz L. 1974. Mapa Ecológico de la Reserva Biológica de Doñana y memoria a E. 1:10.000. División del Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Sevilla. 132 pgs.
- Alonso M. 1998. Las lagunas de la España peninsular. *Limnetica* 15: 1-176.
- Alvarez Cobelas M., Muñoz P., Rubio A. y Prat N. 1992. Current state of eutrophication in Spanish inland waters. *European Water Pollution Control* 2(5): 27-32

- Alvarez Cobelas M., Cirujano S. y Sánchez Carrillo S. 2001. Hydrological and botanical man-made changes in the Spanish wetland of Las Tablas de Daimiel. *Biological Conservation* 97: 89-97.
- Angeler D.G., Chow-Fraser P., Hanson M.A., Sánchez Carrillo S. y Zimmer K.D. 2003. Biomaniipulation: a useful tool for freshwater wetland mitigation? *Freshwater Biology* 48: 2203-2213.
- Annadoter H., Cronberg G., Aagren R., Lundstedt B., Nilson P.A. y Ströbeck S. 1999. Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 395/396: 77-85.
- Arnell N. *et al.* 1996. Hydrology and freshwater ecology. En: Houghton J.T., Meira Filho L.G., Callander B.A., Harris N., Kattenberg A. y Maskell K. (eds.). *Climate Change 1995*. Cambridge University Press. Cambridge. Pgs. 325-363.
- Avila A., Neal C. y Terradas J. 1996. Climate change implications for streamflow and stream water chemistry in a Mediterranean catchment. *Journal of Hydrology* 177: 99-116.
- Ayala-Carcedo F.J. y Iglesias A. 2000. Impactos del posible Cambio Climático sobre los recursos hídricos, el diseño y la planificación hidrológica en la España Peninsular. *El Campo* 137: 201-222.
- Barriendos M. 1997. Climatic variations in the Iberian Peninsula during the late Maunder Minimum (1675-1717): an analysis of data from rogation ceremonies. *The Holocene* 7: 105-111.
- Battarbee R.W., Grytnes J.A., Thompson R., Appleby P.G., Catalán J., Korhola A., Birks H.J.B. y Lami A. 2002. Climate variability and ecosystem dynamics at remote alpine and arctic lakes: the last 200 years. *Journal of Paleolimnology* 28: 161-179.
- Bazzaz F.A. 1990. The response of natural ecosystems to the rising global CO₂ levels. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 167-196.
- Beguiría S., López Moreno J.I., Lorente A., Seeger M. y González Ruiz J.M. 2003. Assessing the effect of climate oscillations and land-use changes on streamflow in the central Spanish Pyrenees. *Ambio* 32: 283-286.
- Benavente J. y Rodríguez M. 1997. Análisis cuantitativo de los flujos subterráneos en las lagunas de Campillos (Málaga). *Limnetica* 13:15-24.
- Benke A.C. 1993. Concepts and patterns of invertebrate production in running waters. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie* 25: 15-38.
- Bernal S., Butturini A., Nin E., Sabater F. y Sabater S. 2003. Leaf litter dynamics and N₂O emission in a Mediterranean riparian forest: implications for soil nitrogen dynamics. *Journal of Environmental Quality* 32: 191-197.
- Bradley R.S. 1999. *Paleoclimatology: Reconstructing climates of the Quaternary*. 2nd ed. Harcourt/Academic Press. New York.
- Burjachs F., Giralt S., Roca J.R., Seret G. y Julia R., 1997. Palinología Holocénica y desertización en el Mediterráneo Occidental. En: Ibáñez J.J., Valero Garcés B.L. y Machado C. (eds.). *El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo*. Geoforma Ediciones, Logroño. Pgs. 379-394.
- de Bustamante I., Dorado M., Rojas B., Temiño J., Segura M., García-Hidalgo J., Pérez del Campo P., Valdeolmillos A., Sicilia F., Fernández Reina I. y López Blanco M.J. 1995. Análisis del impacto ambiental de la explotación de los depósitos de turba asociados al río Guadiana en la Llanura Manchega e interés de su conservación. Informe Final. Proyecto para la Fundación Ramón Areces. Madrid.
- Butturini A. y Sabater F. 1998. Ammonium and phosphate retention in a Mediterranean stream. Hydrological versus temperature control. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1938-1945.
- Cacho I., Grimalt J.O., Pelejero C., Canals M., Sierro F.J., Flores J.A. y Shackleton N. 1999. Dansgaard-Oeschger and Heinrich event imprints in Alboran Sea paleotemperatures. *Paleoceanography* 14: 698-705.
- Camarero L., Guilizzoni P., Muri G., Psenner R., Rose N., Stuchlik E. y Vidinova Y. 2004. Pan-European survey of heavy metals in alpine/arctic lake sediments: a record of diffuse atmospheric pollution at a continental scale. *The Science of the Total Environment*

- (enviado).
- Carmona J.A., Doadrio I., Márquez A.L., Real R. y Vargas J.M. 1999. Distribution patterns of indigenous fishes in the Tagus River basin, Spain. *Environmental Biology of Fishes* 54: 371-387.
- Carpenter S.R., Fisher S.G., Grimm N.B. y Kitchell J.F. 1992. Global change and freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 119-139.
- de Castro F. y Muñoz Reinoso J.C. 1997. Model of long-term water-table dynamics at Doñana National Park. *Water Research* 31: 2586-2596.
- Catalán J., Pla S., Rieradevall M., Felip M., Ventura M., Buchaca T., Camarero L., Brancelj A., Appleby P.G., Lami A., Grytnes J.A., Agustí-Panareda A. y Thompson R. 2002. Lake Redó ecosystem response to an increasing warming in the Pyrennees during the twentieth century. *Journal of Paleolimnology* 28: 129-145.
- Cheddadi R., Yu G., Guiot J., Harrison S.P. y Prentice I.C. 1997. The Climate of Europe 6000 years ago. *Climate Dynamics* 13:1-19.
- CEDEX 1997. Estudio sobre el impacto potencial del cambio climático en los recursos hídricos y las demandas de riego en determinadas regiones de España. Informe técnico para el Ministerio de Medio Ambiente de España. Madrid.
- Church J.A., Gregory J.M., Huybrechts P., Kuhn M., Lambeck K., Nhuan M.T., Qin D. y Woodworth P.L. 2001. Changes in sea level. En: *Climate Change 2001*. Cambridge University Press. Cambridge. Pgs. 639-694.
- Clair T.A. y Ehrman J.M. 1996. Variations in discharge and dissolved organic carbon and nitrogen export from terrestrial basins with changes in climate: a neural network approach. *Limnology and Oceanography* 41: 921-927.
- Cobo M.D., Sánchez Gullón E. y García Murillo P. 2002. Flora y vegetación. En: *Parque Nacional de Doñana*. Canseco Editores. Talavera de la Reina. Pgs. 108-174.
- Cohen A. 2003. *Paleolimnology. The History and Evolution of Lake Systems*. Oxford University Press. Oxford.
- Comín F.A. y Alonso M. 1988. Spanish salt lakes: their chemistry and biota. *Hydrobiologia* 158: 237-246.
- Comín F.A., Rodó X. y Comín P. 1992. Lake Gallocanta (Aragón, NE Spain): a paradigm of fluctuations at different scales of time. *Limnetica* 8: 79-96.
- Custodio E., Llamas M.R. y Villarroja F. 1998. The role of Spanish Committee of the International Association of Hydrogeologists in the management and protection of Spain's groundwater resources. *Hydrogeology Journal* 6: 15-23.
- Dirección General de Obras Hidráulicas 1988. *Inventario de presas españolas, 1986*. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid.
- Dorado M., Valdeolmillos A., Ruiz B., Gil M.J. y de Bustamante I. 2002. Climatic changes since the Late-glacial/Holocene transition in La Mancha Plain (South-central Iberian Peninsula, Spain) and their incidence on Las Tablas de Daimiel marshlands. *Quaternary International* 93/94: 73-84.
- Eaton J.G. y Scheller R.M. 1996. Effects of climate warming on fish thermal habitat in streams of the United States. *Limnology and Oceanography* 41: 1109-1115.
- Espinar J.L., García L.V., García Murillo P. y Toja J. 2002. Submerged macrophyte zonation in a Mediterranean salt marsh: a facilitation effect from estabilised helophytes?. *Journal of Vegetation Science* 13: 1-15.
- Fernández Delgado C. y Herrera M. 1994. Population structure, growth and reproduction of *Tropidophoxinellus alburnoides* (Steindachter, 1866) in an intermittent stream of the Guadalquivir River basin (southern Spain). *Archiv für Hydrobiologie* 130: 359-369.
- Fetter C.W. 2001. *Applied Hydrogeology*. Prentice-Hall. New York.
- Fisher S.G., Grimm N.B., Martí E., Holmes R.M. y Jones jr, J.B. 1998. Material spiraling in stream corridors: a telescoping ecosystem model. *Ecosystems* 1: 19-34
- Freeman C., Evans C.D., Monteith D.T., Reynolds B. y Fenner N. 2001. Export of organic carbon from peat soils. *Nature* 412: 785.
- Friedland K.D., Reddin D.G. y Castonguay M. 2003. Ocean thermal conditions in the post-smolt

- nursery of North American Atlantic salmon. ICES-Journal-of-Marine-Science. 60: 343-355.
- García Murillo P. 2000. *Utricularia exoleta* R. Br. En: Blanca G., Cabezudo B., Henández-Bermejo E., Herrera C.M., Muñoz J. y Valdés B. (eds.). Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía, Tomo II, Especies Vulnerables. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla. Pgs. 361-363.
- García Murillo P. 2003. Plantas acuáticas y carnívoras en Doñana. Doñana 2005, 4: 8-11.
- García Murillo P.; Sousa A. y Fuertes E. 1995. *Sphagnum inundatum* Russ., nuevo para Andalucía. Anales del Jardín Botánico de Madrid 53: 245.
- Gierlowski-Kordesch E. y Kelts K. 1994. Introduction. En: Gierlowski-Kordesch E. y Kelts K.R. (eds.). Global Geological Record of Lake Basins. Volume 1. Cambridge University Press, Cambridge: xvii-xxxiii.
- Giralt S. y Juliá R. 2004. Water level reconstruction in closed lakes based on the mineralogical composition of sediments. En: Valero Garcés B.L. (ed.). Limnogeology in Spain: a Tribute to Kerry R. Kelts. CSIC. Madrid. Pgs. 305-325.
- Giralt S., Burjachs F., Roca J.R. y Juliá R. 1999. Late Glacial to Early Holocene environmental adjustment in the Mediterranean semi-arid zone of the Salines playa-lake (Alicante, Spain). Journal of Paleolimnology 21: 449-460.
- Grimalt J.O., Fernández P., Berdie L., Vilanova R., Catalán J., Psenner R., Hofer R., Appleby P.G., Rosseland B.O., Lien L., Massabau J.C. y Battarbee R.W. 2001. Selectrive trapping of organochlorine compounds in mountain lakes of temperate areas. Environmental Science and Technology 35: 2690-2697.
- Gutiérrez Teira B. 2003. Variaciones de las comunidades y poblaciones de macroinvertebrados del tramo alto del río Manzanares a causa de la temperatura. Posibles efectos del cambio climático. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- Halac S., Felip M., Camarero L., Sommaruga-Wögrath S., Psenner R., Catalán J. y Sommaruga R. 1997. An in situ enclosure experiment to test the solar UVB impact on plankton in a high-altitude mountain lake. I. Lack of effect on phytoplankton species composition and growth. Journal of Plankton Research 19: 1671-1686.
- Harrison S., Prentice I.C. y Bartlein P. 1992. Influence of insolation and glaciation on atmospheric circulation in the North Atlantic sector: implications of general circulation model experiments for the Late Quaternary Climatology of Europe. Quaternary Science Reviews 11: 283-299.
- Ibañez C., Prat N. y Canicio A. 1996. Changes in the hydrology and sediment transport produced by large dams on the lower Ebro river and its estuary. Regulated Rivers 12: 51-62.
- INITEC 1991. Estudio de las zonas húmedas de la España peninsular. Inventario y tipificación. 8 vols. Dirección General de Obras Hidráulicas. MOPU. Madrid.
- Jenkins A., McCartney M. y Sefton C. 1993. Impacts of climate change on river quality in the United Kingdom. Report to Department of Environment. Institute of Hydrology. Wallingford. 39 pgs.
- Jeppesen E., Søndergaard M. y Jensen J.P. 2003. Climate warming and regime shifts in lake food webs - some comments. Limnology and Oceanography 48: 1346-1349.
- Jones P.D. y Thompson R. 2003. Instrumental records. En: Mackay A.W., Battarbee R.W., Birks H.J.B. y Oldfield F. (eds.). Global Change in the Holocene. Edward Arnold, London. Pgs. 140-158.
- Kelts K.R. y Talbot M. 1989. Lacustrine Carbonates as Geochemical Archives of Environmental Change and Biotic/Abiotic Interactions. En: Tilzer M.M. y Serruya C. (eds.). Large Lakes, Ecological Structure and Function. Springer Verlag, New York. Pgs. 288-315.
- Lake P.S., Palmer M.A., Biro P., Cole J.J., Covich A.P., Dahm C., Gibert J., Goedkoop W., Martens K. y Verhoeven J. 2000. Global change and the diversity of freshwater ecosystems: impacts and linkages between above-sediment and sediment biota. Bioscience 50: 1099-1107.
- Last W. y Smol J.P. (eds.). 2001. Tracking environmental change using lake sediments. 4 vols.

- Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Lissner J., Schierup H.H., Comín F.A. y Astorga V. 1999a. Effect of climate on the salt tolerance of two *Phragmites australis* populations. I. Growth, inorganic solutes, nitrogen relations and osmoregulation. *Aquatic Botany* 64: 317-333.
- Lissner J., Schierup H.H., Comín F.A. y Astorga V. 1999b. Effect of climate on the salt tolerance of two *Phragmites australis* populations. II. Diurnal CO₂ exchange and transpiration *Aquatic Botany* 64: 335-350.
- Livingstone D.M. 2003. Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate Central European lake. *Climatic Change* 57: 205-225.
- Lozano E., Coleto C., Manzano M. y Custodio E. 2002. Saline waters in the coastal area of the National Park of Doñana (SW of Spain) in absence of saline water intrusion. 17th Salt Water Intrusion Meeting: 239-249.
- Luque J.A. y Juliá R. 2002. Lake sediment response to land-use and climate change during the last 1000 years in the oligotrophic Lake Sanabria (northwest of Iberian Peninsula). *Sedimentary Geology* 148: 343-355.
- Martí E., Aumatell J., Godé L., Poch M. y Sabater F. 2004. Nutrient retention efficiency in streams receiving inputs from wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Quality* 33: 285-293.
- Mason I.M., Guzkowska M.A.J., Rapley C.G. y Street-Perrot F.A. 1994. The response of lake levels and areas to climatic change. *Climatic Change* 27: 161-197.
- McKee D., Atkinson D., Collings S.E., Eaton J.W., Gill B., Harvey I., Hatton K., Heyes T., Wilson D. y Moss B. 2003. Response of freshwater microcosm communities to nutrients, fish, and elevated temperature during winter and summer. *Limnology and Oceanography* 48: 707-722.
- MIMAM 1998. Libro Blanco del Agua. Madrid. 855 pgs.
- MIMAM 1999. Plan estratégico español para la Conservación y Uso racional de los Humedales. Madrid. 88 pgs.
- Montero E. 2000. Contribución al estudio de la geometría y los límites del acuífero del Campo de Montiel. Instituto de Estudios Albacetenses. Diputación Provincial de Albacete. Albacete.
- Montes C. (Director) 1993. Estudio de los valores ambientales existentes en las láminas de agua generadas por actividades extractivas en la Comunidad de Madrid. Informe para la Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. 4 vols. + apéndices. Universidad Autónoma de Madrid.
- Montes C. 1995. La explotación y la gestión de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales españoles: una perspectiva ecológica. En: Las aguas subterráneas en la Ley de Aguas Española: Un decenio de Experiencias. Univ. Murcia. Pgs. 305-327.
- Murdoch P.S., Baron J.S. y Miller T.L. 2000. Potential effects of climate change on surface-water quality in North America. *Journal of the American Water Research Association* 36: 347-366.
- Öquist M.G. *et al.* 1996. Non-tidal wetlands. En: Houghton J.T., Meira Filho L.G., Callander B.A., Harris N., Kattenberg A. y Maskell K. (eds.). *Climate Change 1995*. Cambridge University Press. Cambridge. Pgs. 215-239.
- Peñalba M.C., Arnold M., Guiot J., Duplessy J.C. y Beaulieu J.L. 1997. Termination of the Last Glaciation in the Iberian Peninsula inferred from the pollen sequence of Quintanar de la Sierra. *Quaternary Research* 48: 205-214.
- Pérez I., Obiol R. y Juliá R. 1994. Climatic change on the Iberian Peninsula recorded in a 30,000-yr pollen record from Lake Banyoles. *Quaternary Research* 41: 91-98.
- Poff N.L., Brinson M. M. y Day jr. J.W. 2002. Aquatic ecosystems and global climate change. Pew Center on Global Climate Change. Arlington, Virginia. <www.pewclimate.org/global-warming-in-depth/all-reports/aquatic-ecosystems>
- Pons A. y Reille M. 1988. The Holocene and upper Pleistocene pollen record from Padul (Granada, Spain). A new study. *Palaeogeography, Palaeogeography and Palaeoecology* 66: 243-263.

- Prat N. 1995. El agua en los ecosistemas. *El Campo* 132: 29-48.
- Prentice I.C., Harrison S., Jolly D. y Guiot J. 1998. The climate and biomes of Europe at 6000 yr BP: Comparison of model simulations and pollen-based reconstructions. *Quaternary Science Reviews* 17: 659-668.
- Rahel F.J., Keleher C.J. y Anderson J.L. 1996. Potential habitat loss and population fragmentation for cold water fish in the North Platte River drainage of the Rocky Mountains: response to climate warming. *Limnology and Oceanography* 41: 1116-1123.
- Reed J.M., 1998. Diatom preservation in the recent sediment record of Spanish saline lakes: implications for palaeoclimate study. *Journal of Paleolimnology* 19: 129-137.
- Reed J.M., Stevenson A.C. y Juggins S.J. 2001. A multi-proxy record of Holocene climate change in southwestern Spain: the Laguna de Medina, Cádiz. *The Holocene* 11: 705-717.
- Rivas Martínez S. 1979. Brezales y jarales de Europa occidental. *Lazaroa* 1: 5-127.
- Rivas Martínez S., Costa M., Castroviejo S. y Valdés Bermejo E. 1980. La vegetación de Doñana (Huelva, España). *Lazaroa* 2: 5-189.
- Rodó X., Baert E. y Comín F.A. 1997. Variations in seasonal rainfall in Southern Europe during the present century: relationships with the North Atlantic Oscillation and the El Niño-Southern Oscillation. *Climate Dynamics* 13: 275-284.
- Rodó X., Giral S., Burjachs F., Comín F.A., Tenorio R.G. y Juliá R. 2002. High-resolution saline sediments as enhanced tools for relating proxy paleolake records to recent climatic data series. *Sedimentary Geology* 148: 203-220.
- Roshier D.A., Whetton P.H., Allan R.J. y Robertson A.I. 2001. Distribution and persistence of temporary wetland habitats in arid Australia in relation to climate. *Austral Ecology* 26: 371-384.
- Sánchez Carrillo S. y Alvarez Cobelas M. 2001. Nutrient dynamics and eutrophication patterns in a semiarid wetland: the effects of fluctuating hydrology. *Water, Air and Soil Pollution* 131: 97-118.
- Sánchez Carrillo S., Alvarez Cobelas M., Benítez M. y Angeler D.G. 2001. A simple method for estimating water loss by transpiration in wetlands. *Hydrological Sciences Journal* 46: 537-552.
- Sánchez Carrillo S., Angeler D.G., Alvarez Cobelas M., Sánchez Andrés R. y Garatuza J. 2005. Evapotranspiration in semiarid wetlands: relationships between inundation and the macrophyte cover:open ratio. *Advances in Water Research* (en prensa).
- Sánchez Goñi M.F. y Hannon, G.E 1999. High-altitude vegetational pattern on the Iberian Mountain Chain (north-central Spain) during the Holocene. *The Holocene* 9: 39-57.
- Scheffer M., Straile D., van Nees E.H. y Hosper H. 2003. Climatic effects on regime shifts in lakes: a reply. *Limnology and Oceanography* 48: 1353-1356.
- Schindler D.W. 1997. Widespread effects of climate warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrological Processes* 11: 1043-1057.
- Schindler D.W. 2001. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 18-29.
- Sommaruga R., Sattler B., Oberleiter A., Wille A., Wögrath-Sommaruga S., Psenner R., Felip M., Pina S., Girones R. y Catalán J. 1999. An in situ enclosure experiment to test the solar UVB impact on plankton in a high-altitude mountain lake. II. Effects on the microbial food web. *Journal of Plankton Research* 21: 859-876.
- Sousa A. 2004. Evolución de la vegetación higrofitica y de los humedales continentales en el litoral onubense oriental. Tesis Doctoral. Univ. Sevilla. Sevilla.
- Sousa A. y García Murillo P. 2002. Méthodologie pour l'étude des effets du Petit Age Glaciaire dans le Parc Naturel de Doñana (Huelva, Espagne). Essai de reconstitution des formations palustres et du drainage superficiel. *Publications de l'Association Internationale de Climatologie* 14: 359-367.
- Sousa A. y García Murillo P. 2003. Changes in the wetlands of Andalusia (Doñana Natural Park, SW Spain) at the end of the Little Ice Age. *Climatic Change* 58: 193-217.
- Stromberg J.C., Tiller R. y Richter B. 1996. Effects of groundwater decline on riparian

- vegetation of semiarid regions: the San Pedro, Arizona. *Ecological Applications* 6: 113-131.
- Thompson R., Price D., Cameron N., Jones V., Bipler C., Rosén P., Hall R.I., Catalán J., García J., Weckstrom J. y Korhola A. 2005. Quantitative calibration of remote mountain lake sediments as climatic recorders of air temperature and ice-cover duration (enviado)
- Thornton J.A., Rast W., Holland M.M., Jolankai G. y Ryding S.O. 1998. Assessment and control of nonpoint source pollution of aquatic ecosystems. MAB vol. 23. UNESCO. Paris.
- Toth J. 1963. A theoretical analysis of ground water flow in small drainage basins. *Journal of Geophysical Research* 68: 4795-4812.
- Valero Garcés B.L. y Kelts K.R. 1997a. Desertificación y cambio global en la Península Ibérica durante el último ciclo glacial a partir de restos lacustres. En: Ibáñez J.J., Valero Garcés B.L. y Machado C. (eds.). *El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo*. Geoforma ediciones. Logroño. Pgs. 419-437.
- Valero Garcés B.L. y Kelts K.R. 1997b. Técnicas en limnogeología aplicadas al estudio del cambio climático y desertificación en la Península Ibérica. En: Ibáñez J.J., Valero Garcés B.L. y Machado C. (eds.). *El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo*. Geoforma ediciones. Logroño. Pgs. 395-4187.
- Valero Garcés B.L., Delgado Huertas A., Navas A., Machín J., González Sampériz P. y Kelts K. 2000a. Quaternary palaeohydrological evolution of a playa lake: Salada Mediana, central Ebro Basin, Spain. *Sedimentology* 47: 1135-1156.
- Valero Garcés B.L., González Sampériz P., Delgado Huertas A., Navas A., Machín J. y Kelts K. 2000b. Lateglacial and Late Holocene environmental and vegetational change in Salada Mediana, central Ebro Basin, Spain. *Quaternary International* 73/74: 29-46.
- Valero Garcés B.L., Navas A., Machín J., Stevenson T. y Davis B. 2000c. Responses of a saline lake ecosystem in a semiarid region to irrigation and climate variability. The history of Salada Chiprana, Central Ebro Basin, Spain. *Ambio* 29: 344-350.
- Valero Garcés B.L., Navas A., Mata P., Delgado Huertas A., Machín J., González Sampériz P., Schwalb A., Ariztegui D., Schnellmann M., Bao R. y González Barrios A. 2004. Sedimentary facies analyses in lacustrine cores: from initial core descriptions to detailed paleoenvironmental reconstructions. A case study from Zofar Lake (Cordoba province, Spain). En: Valero Garcés B.L. (ed.). *Limnogeology in Spain: a Tribute to Kerry R. Kelts*, CSIC. Madrid. Pgs. 385-414.
- Wall G. 1998. Implications of global climate change for tourism and recreation in wetland areas. *Climatic Change* 40: 371-389.
- Wetzel R.G. 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie* 24: 6-24.
- Williamson, C.E. y Zagarese H.E. (eds.) 1994. Impact of UV-B radiation on pelagic freshwater ecosystems. *Archiv für Hydrobiologie, Beihefte Ergebnisse der Limnologie* 43: 1-226.
- Wood W.W. y Sanford W.E. 1994. Recharge of the Ogallala: 60 years after C.V. Theis's analysis. *Proceedings of the Playa Basin Symposium*: 23-33. Texas Technical University, Lubock.
- Zedler J.B. 2000. Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 402-407.