

RAFAEL SANCHEZ NAVARRO

***Estudio de las necesidades hí-  
dricas de humedales españo-  
les: condicionantes legales y  
posibilidades metodológicas***

TESIS DOCTORAL

codirigida por la Doctora Maria José Viñals y el Doctor An-  
tonio Camacho

*Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría*



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA

**POBLE NOU DEL DELTA**

***Diciembre 2015***



*A Gemma, Pau, Nil y Teo*

*con vosotros todo es posible*

## AGRADECIMIENTOS

*Me gustaría agradecer a muchas personas la colaboración y apoyo prestados, sin las cuales habría sido imposible la realización de esta tesis. Habrá muchas otras a las que no mencione pero que también han aportado. Mi sincera gratitud hacia todas ellas.*

*Sin duda en primer lugar debo agradecer la gran tarea de mis directores de tesis María José Viñals y Antoni Camacho. Sin vuestro esfuerzo, paciencia y dedicación este trabajo no habría pasado de vagas ideas y de ilusiones lejanas.*

*También quisiera mostrar mi agradecimiento a los revisores de esta tesis. Diego, Albert y Bart, muchas gracias!*

*Asimismo, me gustaría manifestar mi gratitud a expertos y profesionales que a lo largo de estos años me han facilitado grandes conocimientos y experiencias. Guido, Carlos, Rafa, Bárbara, Nacho, Víctor, Narcís, Mario, Eugenio, Sergio, Alaín,..... Gracias por vuestra generosidad.*

*No me olvido tampoco de dar las gracias a todos esos muchos amigos que desde siempre me han acompañado “al campo” a cualquier hora del día y en cualquier condición. Discutiendo, paseando, en silencio,.... Aquellos viejos tiempos del CLAN con Manolo Munuera, Jesús González, “el Pescas”, “el Peñas”,..., esos fueron los verdaderos inicios de esta tesis. Todos y todo lo que he hecho con vosotros me ha servido para conocer mejor y amar más a nuestros apasionantes humedales y sus grandes tesoros escondidos.*

*Agradecer el apoyo incondicional y permanente de mis padres. Siempre habéis estado a mi lado aún cuando era difícil entender en aquellas jóvenes edades que la bicicleta y los prismáticos con los que tantas veces me fui al “pantano” sembrarían mi futuro de felicidad.*

*No puedo dejar pasar la oportunidad de agradecer tres razones profundas que llenan mi vida de color. Pau, Nil y Teo, de noche y de día siempre habéis sido una luz brillante para mí.*

*Y qué decir de ti, mi inagotable fuente de inspiración durante todos estos años. Gemma, sin duda ha sido gracias a ti que este sueño se ha hecho realidad.*



## RESUMEN

Pese a su reconocido valor económico, social, cultural y ambiental, los lagos y humedales europeos están sometidos a fuertes presiones que amenazan su conservación. Teniendo en cuenta que las extracciones de agua figura entre sus afecciones más comunes, garantizar un régimen de inundación adecuado se considera un factor clave para mantener su rica biodiversidad y los servicios ambientales asociados. El objetivo de esta tesis es el desarrollo de una metodología para conocer las necesidades hídricas de estos ecosistemas, sobre la base de sólidos fundamentos científicos y en cumplimiento de las exigencias legales.

En la tesis se realiza en primer lugar una síntesis del marco jurídico de protección de los humedales, tanto a nivel español como comunitario. El análisis legal se ha orientado a responder preguntas relevantes que han girado en torno al concepto de humedal, terminología legal, niveles de protección, etc. Este análisis se ha complementado con una revisión y síntesis de los fundamentos científicos y técnicos que explican el papel del régimen de inundación en la composición y distribución de las especies, así como las interacciones entre ellas, los procesos naturales que intervienen y el medio abiótico. También se ha realizado una revisión de los métodos de cálculo de las necesidades hídricas de lagos y humedales, tanto en España como a nivel internacional. Estos tres aspectos (legal, científico y técnico) han servido de base para diseñar la metodología para el cálculo de las necesidades hídricas de lagos y humedales formulada en esta tesis.

El desarrollo teórico de esta metodología de cálculo se complementa con la aplicación a 5 humedales emblemáticos españoles. Estos casos de estudio permiten en primer lugar valorar la aplicabilidad de la metodología en tipos de humedales muy diferentes, incluyendo un lago de alta montaña, humedales endorreicos interiores y humedales ligados a sistemas fluviales. En función de la información disponible, se llevan a cabo análisis biológicos para validar las propuestas de necesidades hídricas basadas en el régimen de inundación con sus objetivos ambientales, fundamentalmente con el buen estado ecológico y el estado de conservación favorable de hábitats y especies seleccionadas.

Finalmente, con los resultados obtenidos se discute el enfoque y diseño de la metodología propuesta en la tesis en el contexto de los principios científicos de la gestión ecosistémica y otras metodologías empleadas al efecto. Los casos de estudio han permitido valorar su aplicabilidad y las particularidades de cada uno de ellos. También se han valorado los beneficios que se podrían obtener con la aplicación de la metodología en el ámbito nacional, europeo e internacional, incluyendo su contribución general para un uso más sostenible del agua.

**Palabras clave:** régimen de inundación, objetivos ambientales, métodos de cálculo, necesidades hídricas, conservación de humedales.

## RESUM

Malgrat el seu reconegut valor econòmic, social, cultural i ambiental, els llacs i zones humides d'Europa estan sotmesos a fortes pressions que amenacen la seva conservació. Tenint en compte que les extraccions d'aigua figura entre les afeccions més comuns, garantir un règim d'inundació adequat es considera un factor clau per mantenir la seva rica biodiversitat i els serveis ambientals associats. L'objectiu d'aquesta tesi és el desenvolupament d'una metodologia per conèixer les necessitats hídriques d'aquests ecosistemes, sobre la base de sòlids fonaments científics i en compliment de les exigències legals.

A la tesi es realitza en primer lloc una síntesi del marc jurídic de protecció de les zones humides, tant a nivell espanyol com comunitari. L'anàlisi legal s'ha orientat a respondre preguntes rellevants que han girat al voltant del concepte de zona humida, terminologia legal, nivells de protecció, etc. Aquesta anàlisi s'ha complementat amb una revisió i síntesi dels fonaments científics i tècnics que expliquen el paper del règim d'inundació en la composició i distribució de les espècies, així com les interaccions entre elles, els processos naturals que intervenen i el medi abiòtic. També s'ha realitzat una revisió dels mètodes de càlcul de les necessitats hídriques de llacs i zones humides, tant a Espanya com a nivell internacional. Aquests tres aspectes (legal, científic i tècnic) han servit de base per dissenyar la metodologia per al càlcul de les necessitats hídriques de llacs i aiguamolls formulada en aquesta tesi.

El desenvolupament teòric d'aquesta metodologia de càlcul es complementa amb l'aplicació a cinc aiguamolls emblemàtics espanyols. Aquests casos d'estudi permeten en primer lloc valorar l'aplicabilitat de la metodologia en tipus d'ecosistemes molt diferents, incloent un llac d'alta muntanya, zones humides endorreiques interiors i aiguamolls lligats a sistemes fluvials. En funció de la informació disponible es duen a terme anàlisis biològiques per validar les propostes de necessitats hídriques basades en el règim d'inundació amb els seus respectius objectius ambientals, fonamentalment amb el bon estat ecològic i l'estat de conservació favorable d'hàbitats i espècies seleccionades.

Finalment, amb els resultats obtinguts es discuteix l'enfocament i disseny de la metodologia proposada en la tesi en el context dels principis científics de la gestió ecosistèmica i altres metodologies emprades a l'efecte. Els casos d'estudi han permès valorar la seva aplicabilitat i les particularitats de cada un d'ells. També s'han valorat els beneficis que es podrien obtenir amb l'aplicació de la metodologia en l'àmbit nacional, europeu i internacional, incloent la seva contribució general per a un ús més sostenible de l'aigua.

**Paraules clau:** règim d'inundació, objectius ambientals, mètodes de càlcul, necessitats hídriques, conservació d'aiguamolls.

## SUMMARY

Despite their recognized economic, social, cultural and environmental value, European lakes and wetlands are under severe pressures that threaten its conservation. Given that water withdrawals are among their most common pressures, the fact of ensure an adequate flood regime is considered a key factor in maintaining its rich biodiversity and associated ecosystem services. The objective of this thesis is to develop a methodology to meet the water needs of these ecosystems, based on sound scientist foundations and in compliance with legal requirements.

This thesis first performs a synthesis of the legal framework for the protection of wetlands, both Spanish and EU level. The legal analysis was oriented to answer relevant questions around the concept of wetland, legal terminology, protection levels, etc. This analysis has been complemented with a review and synthesis of scientific and technical fundamentals that explain the role of the flood regime in the composition and distribution of species and the interactions between them, the natural processes involved and the abiotic environment. There has also been a review of the calculation methods of the water needs of lakes and wetlands, both in Spain and internationally. These three aspects (legal, scientific and technical) have served as a basis for designing the methodology for calculating the water needs of lakes and wetlands made in this thesis.

The theoretical development of this calculation method is complemented with the application in five emblematic Spanish wetlands. These case studies allow assess the applicability of the methodology in very different types of wetlands, including a high mountain lake, endorheic inland wetlands and wetlands linked to river systems. Based on the available information, you carried out biological tests to validate the proposed water needs based on the flood regime with their environmental objectives, primarily for the good ecological status and favorable conservation status of selected habitats and species.

Finally, the results from the methodology proposed in the thesis are discussed in the context of the scientific principles of ecosystem management and other methodologies used for that purpose. The case studies have allowed analyzing their applicability and the particularities of each one. You have also evaluated the benefits that could be obtained by applying the methodology at the national, European and international level, including its overall contribution to a more sustainable use of water.

**Keywords:** flooding regime, environmental objectives, calculation methods, water needs, conservation of wetlands.





---

**INDICE**

<b>Introducción .....</b>	<b>1</b>
<b>Problema, justificación y objetivos .....</b>	<b>8</b>
2.1. Identificación del problema .....	8
2.1.1. Contexto del problema .....	8
2.1.2. Definición del problema.....	10
2.2. Hipótesis de partida .....	11
2.3. Justificación.....	13
2.4. Objetivos .....	15
<b>Metodología y material.....</b>	<b>17</b>
3.1. Planteamiento metodológico .....	17
3.2. Material. ....	20
3.2.1. Material para el diseño de la metodología de cálculo .....	21
3.2.2. Material para aplicación a los casos de estudio.....	22
<b>Contexto legal de las necesidades hídricas de los humedales .....</b>	<b>28</b>
4.1. Introducción al análisis legal .....	28
4.1.1. Marco legal general de protección de los humedales.....	28
4.1.2. Contenidos del análisis legal: preguntas objeto de investigación .....	31
4.2. Análisis legal en torno a las necesidades hídricas de los humedales.....	32
4.2.1. Conceptos previos .....	32
4.2.2. Consideración de los humedales como objeto de conservación.....	37
4.2.3. Objetivos ambientales y necesidades hídricas de los humedales .....	48
4.2.4. Obligatoriedad de definir las necesidades hídricas de los humedales..	55
4.2.5. Estudios e implantación de las necesidades hídricas en humedales.....	59
<b>Fundamentos técnicos y científicos.....</b>	<b>61</b>
5.1. Concepto y delimitación del ecosistema humedal.....	61
5.1.1. Lagos, lagunas, charcas y humedales en general .....	61
5.1.2. Definición y delimitación del ecosistema humedal.....	63

5.2.	El agua en los humedales.....	65
5.2.1.	El agua como componente ecológico de lagos y humedales.....	65
5.2.2.	Hidrología como factor clave del funcionamiento de humedales .....	69
5.2.3.	El dinamismo ecosistémico de lagos y humedales .....	72
5.2.4.	Hidrología y gradientes ambientales: la zonación vegetal .....	75
5.3.	Conceptos básicos de hidrología en humedales.....	80
5.3.1.	Tres variables clave de la hidrología de humedales .....	80
5.3.2.	Balace hídrico.....	83
5.3.3.	Tres ejemplos de hidroperiodos característicos de humedales .....	85
5.3.4.	Hidrología en los hábitats de interés comunitario .....	90
5.3.5.	El régimen hidrológico en los hábitats de interés comunitario.....	93
<b>Análisis de las metodologías existentes .....</b>		<b>103</b>
6.1.	Introducción a las necesidades de agua de los ecosistemas.....	103
6.2.	Determinación de las necesidades de agua en ecosistemas acuáticos .....	105
6.2.1.	Tipos de aproximaciones.....	105
6.2.2.	Síntesis de las principales características de los métodos .....	110
6.3.	Métodos para cálculo de caudales ecológicos en ríos.....	111
6.3.1.	Inventario internacional de métodos de cálculo .....	111
6.3.2.	Panorama de utilización de métodos de ríos a nivel internacional.....	112
6.4.	Métodos para el cálculo de necesidades hídricas en lagos y humedales ....	115
6.4.1.	Breve síntesis de la utilización de métodos en países seleccionados .	116
6.4.2.	Utilización de métodos en España.....	121
<b>Propuesta de metodología de cálculo de necesidades hídricas .....</b>		<b>128</b>
7.1.	Síntesis de condicionamientos legales y fundamentos científicos.....	128
7.2.	Estructura de la metodología de cálculo .....	131
7.3.	Metodología basada en el régimen de inundación natural.....	133
7.3.1.	Conceptualización del problema .....	133
7.3.2.	Componentes y aspectos a considerar del régimen de inundación.....	133
7.3.3.	Caracterización de los componentes .....	135

---

7.4.	Metodología de ajuste a partir de criterios bio-ecológicos .....	142
7.4.1.	Régimen de inundación y el buen estado ecológico .....	143
7.4.2.	Régimen de inundación y estado de conservación favorable.....	145
7.4.3.	Identificación de requerimientos adicionales.....	155
7.5.	Integración de ambas metodologías: protocolo de aplicación.....	157
<b>Casos de estudio</b>	<b>.....</b>	<b>163</b>
8.1.	Selección de casos de estudio.....	163
8.2.	Descripción de los casos de estudio. ....	164
8.2.1.	Laguna de Gallocanta.....	164
8.2.2.	Laguna de Fuentedepiedra .....	190
8.2.3.	Tablas de Daimiel .....	227
8.2.4.	Lago de San Mauricio.....	245
8.2.5.	Marisma de Doñana .....	258
8.3.	Resultados de los casos de estudio .....	279
8.3.1.	Metodología basada en el régimen de inundación natural .....	279
8.3.2.	Resultados de los análisis biológicos .....	292
8.3.3.	Análisis de resultados.....	329
8.3.4.	Propuesta final del método basado en el régimen de inundación.....	342
<b>Discusión</b>	<b>.....</b>	<b>343</b>
9.1.	La metodología y su enfoque ecosistémico.....	343
9.2.	Diseño de la metodología.....	345
9.2.1.	Estructura de la metodología.....	346
9.2.2.	Componentes de la metodología.....	348
9.2.3.	Criterios de la metodología.....	351
9.2.4.	El producto de la metodología .....	353
9.3.	La metodología en relación a los objetivos ambientales .....	355
9.4.	Aplicabilidad y transferibilidad de la metodología .....	357
9.4.1.	Aplicación de la metodología en los casos de estudio .....	357
9.4.2.	Aplicación de la metodología en ecosistemas peculiares.....	359

*Índice*

---

9.4.3.	Aplicación de la metodología en situaciones particulares.....	361
9.4.4.	Aplicación progresiva de la metodología.....	362
9.5.	Acerca de los costos y beneficios de aplicación de la metodología.....	363
	<b>Conclusiones .....</b>	<b>367</b>
	<b>Referencias bibliográficas.....</b>	<b>370</b>
11.1.	Referencias bibliográficas .....	370

# Capítulo 1

## Introducción

Los lagos y humedales<sup>1</sup> son considerados en todo el mundo como ecosistemas acuáticos de una gran riqueza y diversidad. Desde 1971, los países firmantes del Convenio Internacional sobre la Conservación de Humedales o de Ramsar<sup>2</sup>, han destacado de los humedales su gran valor económico, cultural, científico y recreativo, cumpliendo además funciones ecológicas fundamentales como reguladores de los regímenes hidrológicos y como hábitat de una fauna y flora características.

España es un país con una gran variedad y riqueza de lagos y humedales. Las características climáticas, geológicas, fisiográficas, hidrológicas y paisajísticas de la península Ibérica determinan que disponga de la mayor diversidad de sistemas acuáticos continentales de Europa (Alvarez et al, 2005; OSE, 2010). En general, se trata de humedales de pequeño tamaño, a menudo dependen de las aguas subterráneas y experimentan intensas fluctuaciones hídricas relacionadas con el balance hídrico local que afecta a su funcio-

---

<sup>1</sup> Tal como se discute en el capítulo 5 de esta tesis, más allá de sus particularidades estructurales y funcionales, en esta tesis los ecosistemas acuáticos leníticos se consideran conjuntamente como lagos y humedales, pudiéndose de manera genérica hacer referencia a los mismos bajo el término "humedales" *sensu lato*.

<sup>2</sup> Convenio sobre los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas, firmado en la ciudad iraní de Ramsar en 1971 y con entrada en vigor en 1975

namiento ecológico. Estos humedales están en su mayoría en cuencas endorreicas, a menudo temporales, que albergan floras y faunas de elevada singularidad y gran valor de conservación (OAPN, 1999; Alvarez et al, 2005).

Esta visión de los humedales como enclaves paradigmáticos de gran valor contrasta con lo acontecido en su pasado reciente. Durante muchos años en España estos ecosistemas han sido considerados zonas insalubres e improductivas, con gran potencialidad para cultivos o el desarrollo urbanístico y turístico (OAPN, 1999). A la rápida desaparición del 60% de los humedales españoles se unió la degradación del estado de conservación de buena parte de los restantes, de tal forma que en la década de los años '90 sólo el 54% de los humedales y lagos españoles inventariados fueron calificados bajo la categoría de "conservados" (OAPN, 1999). A pesar de la entrada en vigor de un gran cuerpo de legislación ambiental, la situación de los humedales aún hoy día es preocupante. En una evaluación de los 25 humedales más importantes de España, sólo 7 de ellos fueron considerados como en un estado favorable, encontrándose entre los humedales peor conservados algunos tan relevantes como las Tablas de Daimiel, la Laguna de Gallocanta, Albufera de Valencia, el Hondo, el Mar Menor y el Embalse de Orellana (SEO/BirdLife, 2012).

Dentro de la pérdida de múltiples servicios ambientales, la degradación de los humedales tiene graves consecuencias en la conservación de su rica biodiversidad. La evaluación paneuropea realizada en el contexto de la Directiva Aves<sup>3</sup> (DA) y la Directiva Hábitats<sup>4</sup> (DH) ha puesto de manifiesto que Europa está lejos de alcanzar los objetivos ambientales comprometidos para los hábitats y especies ligados a los humedales (EEA, 2015). Según el informe de síntesis de la Agencia Europea de Medio Ambiente, sólo el 54% de las poblaciones de especies de aves ligadas a humedales se encuentran en un estado seguro, con un 32% de las especies mostrando tendencias regresivas (EEA, 2015). La mayoría de las evaluaciones sobre el estado de conservación de especies de interés comunitario diferentes de las aves se encuentran en un estado desfavorable, con un 28% de las especies presentando una tendencia a la regresión en su estado de conservación. Las evaluaciones de los hábitats de interés comunitario característicos de los humedales fueron significativamente menos favorables en comparación a las especies. Sólo un 13% fueron evaluados como en estado de conservación favorable y más de la mitad (51%) evaluados como desfavorable-malo. Otras evaluaciones fuera de la Unión Europea (UE) han llegado a conclusiones similares sobre la diversidad biológica dependientes del agua en Europa (Cuttelod et al., 2011; Freyhof y Brooks, 2011).

---

<sup>3</sup> Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres.

<sup>4</sup> Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres

En los Estados existe una gran responsabilidad en la conservación de la biodiversidad y los humedales. Además de los convenios y acuerdos internacionales de los que es signataria, España debe cumplir con la obligación de alcanzar los objetivos de conservación que marcan las directivas europeas a las que anteriormente se hacía referencia. Mientras la Directiva Hábitats tiene como finalidad el mantenimiento o el restablecimiento de un estado de conservación favorable de los hábitats naturales y de las especies silvestres de la fauna y de la flora de interés comunitario, la Directiva Aves obliga a preservar, mantener o restablecer una diversidad y una superficie suficiente de hábitats para todas las especies de aves. Por su parte, el objeto de la Directiva Marco del Agua<sup>5</sup> (DMA) es establecer un marco para la protección de las aguas que prevenga todo deterioro adicional y proteja y mejore el estado de los ecosistemas acuáticos.

La mejor manera de prevenir mayores pérdidas y degradación de los lagos y humedales es eliminar los factores de perturbación o las presiones sobre sus características ecológicas (Gadner et al. 2012). Según el diagnóstico que figura en el Plan estratégico de humedales (OAPN, 1999), la alteración del régimen hidrológico se encuentra entre las cuatro principales causas de la alteración y degradación de los humedales españoles, con una décima parte de los sitios que habían sufrido algún tipo de regulación hídrica y el 9% de los casos donde el acuífero vinculado al humedal se encontraba sobreexplotado. Otras evaluaciones que han revisado los principales impulsores directos del cambio en los humedales también llegan a resultados parecidos (Borja et al, 2011, OSE, 2010).

En sus informes oficiales sobre los sitios de la Red Natura 2000, los Estados Miembros han evaluado las presiones y amenazas que afectan a los hábitats y especies de interés comunitario (EEA, 2015). Según estas evaluaciones, la modificación de las condiciones naturales es la presión más frecuente sobre las poblaciones de aves de los humedales (31%), incluyendo entre los factores más relevantes los cambios del funcionamiento hidrológico, desviación del agua a gran escala y la desecación de humedales. Para los hábitats y las otras especies de interés comunitario distintas a las aves, la modificación de las condiciones naturales sigue siendo la presión y amenaza más frecuente.

Las evidencias anteriores desvelan que los humedales, sus hábitats y especies están fuertemente presionados por el uso del agua a nivel europeo, hasta tal punto que su conservación o recuperación requiere de un régimen hidrológico que permita mantener su estructura y funcionalidad. Así ha sido reconocido por todos los Estados Miembros de la Unión Europea en sus informes, donde la restauración o mejora del régimen hidrológico ha sido considerada en el segundo lugar dentro de las medidas de conservación de los hábitats de interés comunitario ligados a humedales, y en el tercer lugar en el caso de las especies de interés comunitario, incluyendo las aves (EEA, 2015).

---

<sup>5</sup> Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.



Gracias a las posibilidades legales que otorga el derecho comunitario e interno, los Estados Miembros disponen de herramientas y fundamentos legales para garantizar un régimen hidrológico adecuado para los ecosistemas o, lo que es igual, para garantizar sus necesidades de agua (EEA, 2010; EEA, 2012). Así por ejemplo, la DMA incluye entre sus “medidas básicas” aquellas necesarias para garantizar que las condiciones hidromorfológicas de las masas de agua estén en consonancia con el logro del estado ecológico o del buen potencial ecológico. La Directiva Hábitats especifica que los Estados miembros fijarán las medidas de conservación necesarias que respondan a las exigencias ecológicas de los hábitats y especies de interés comunitario. Por su parte, la Directiva Aves dispone que se deberán adoptar todas las medidas necesarias para preservar, mantener o restablecer una diversidad y una superficie suficiente de hábitats para todas las especies de aves que viven normalmente en estado salvaje en el territorio europeo de los Estados miembros en los que es aplicable el Tratado.

En clave española, la Instrucción de Planificación Hidrológica<sup>6</sup> (IPH) especifica que la caracterización de los requerimientos hídricos ambientales de las masas de agua clasificadas en la categoría de lagos o zonas de transición de tipo lagunar tiene como objetivo fundamental contribuir a alcanzar su buen estado o potencial ecológico a través del mantenimiento a largo plazo de la funcionalidad y estructura de dichos ecosistemas. Además, en el caso de las especies y hábitats protegidas tabto a nivel de directivas como por normativa estatal, el objetivo del régimen de caudales ecológicos será salvaguardar y mantener la funcionalidad ecológica de dichas especies (áreas de reproducción, cría, alimentación y descanso) y hábitats según los requerimientos y directrices recogidos en las respectivas normativas.

Por su parte, el Reglamento de Planificación Hidrológica<sup>7</sup> (RPH) especifica que será en los planes hidrológicos donde se determinará el régimen de caudales ecológicos en los ríos y aguas de transición definidos en la demarcación, incluyendo también las necesidades de agua de los lagos y de las zonas húmedas. La revisión de los planes hidrológicos españoles pone de manifiesto que esta medida ha sido escasamente utilizada (Sánchez, 2015). De las 317 masas de agua clasificadas bajo la categoría de lago, sólo en 55 de ellas se dispone de sus requerimientos hídricos según aparece en la normativa de los planes. Teniendo en cuenta que deberían conocerse las necesidades hídricas de todos los humedales registrados como zonas protegidas, solamente el 2,4% tendrían disposiciones legales garantizando el agua que necesitan (Sánchez, 2015).

---

<sup>6</sup> ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.

<sup>7</sup> Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica.

Probablemente sean diversas las razones que explican en la práctica la infrautilización de esta medida tan necesaria y al mismo tiempo avalada legalmente. La respuesta encontrada en los planes hidrológicos gira en torno a la idea de que los requerimientos hídricos ambientales de las masas de agua tipo lago y de las zonas húmedas, no es posible establecerlos con el grado de conocimiento actual y no disponer de metodologías contrastadas (Sánchez, 2015). En este mismo sentido se expresa la Resolución XII.31 de Ramsar<sup>8</sup> cuando afirma en su anexo que los métodos científicos para determinar las necesidades de agua de los humedales son muy limitados teniendo en cuenta el amplio espectro de humedales Ramsar y grupos biológicos que necesitan el agua.

Tanto en el pasado como en el presente, el hecho de no saber el agua que necesitan los humedales ha tenido graves consecuencias para muchos de ellos, con una gran pérdida en cuanto a sus valores ecológicos, sociales, culturales y económicos. Esta situación podría agravarse de cara al futuro donde cada vez son mayores las evidencias de escenarios de incremento en el uso del agua y situaciones bajo los efectos del cambio climático (EEA, 2009). En el ámbito de la gestión, urge la necesidad de disponer de métodos contrastados del cálculo de las necesidades hídricas de los humedales, para que sean efectivas las provisiones legales en cuanto a su protección.

Considerada la importancia de mantener los regímenes hidrológicos de los humedales para asegurar su conservación, esta tesis aborda el estudio de los métodos de estimación de las necesidades hídricas desde la perspectiva de su aplicación legal; es decir, se trata de analizar cómo usar el conocimiento en torno a los humedales para garantizar el cumplimiento de la normativa existente. Para ello, la tesis ha sido estructurada en once capítulos, ordenados según una lógica que se ha desarrollado en función de los objetivos de la investigación.

El capítulo 1 de introducción enmarca el contexto en el que se desarrolla la tesis doctoral, ayudando a entender por qué se ha planteado el desarrollo de una metodología del cálculo de las necesidades hídricas de los humedales. En este capítulo introductorio se describe inicialmente la importancia de los humedales, su problemática y la necesidad de adoptar medidas adecuadas para su protección.

En el capítulo 2 se aborda la identificación del problema, las hipótesis de partida, la justificación de la tesis y los objetivos de la misma. Pese al gran valor de estos ecosistemas, tanto en el pasado como en el presente están sometidos a fuertes presiones que han llevado a muchos de ellos a su desaparición o degradación. Las extracciones de agua son una de las presiones más comunes en los humedales mediterráneos por lo que garantizar sus necesidades de agua se convierte en una pieza clave para su protección. Esta tesis parte de la hipótesis de que existe una obligación legal de protección de los humedales y

---

<sup>8</sup> Resolución de la COP12 de la Convención de Ramsar

suficiente conocimiento científico para definir cómo deben analizarse las necesidades de agua de los humedales. A partir de aquí se plantean los objetivos específicos de la tesis para desarrollar una metodología de cálculo que permita definir estas necesidades hídricas y contribuir de esta manera a su protección.

El capítulo 3 se refiere al planteamiento de la tesis a partir del cual conseguir los objetivos de investigación. Se ha tratado de evitar proponer un método excesivamente complejo y teórico para conocer las necesidades de agua de los humedales, optando por una aproximación flexible que pueda ser aplicada en el amplio espectro de situaciones que exige la normativa española y europea, sin sacrificar sus fundamentos científicos. En este contexto, existen aspectos legales que condicionan la aplicación de los métodos de cálculo, son necesarios fundamentos científicos robustos y estos métodos deben estar enmarcados en un contexto adecuado de disponibilidad de información para que puedan ser aplicados acorde a las necesidades reales. Además del diseño en sí de una metodología de cálculo, en la tesis se realiza la aplicación de esta metodología en 5 casos de estudio emblemáticos españoles (Marisma de Doñana, Tablas de Daimiel, laguna de Gallo-canta, laguna de Fuentedepiedra y lago de Sant Maurici).

En el capítulo 4 se realiza una síntesis del marco jurídico de protección de los humedales, tanto a nivel comunitario como las singularidades que presenta el marco español. Dentro del ámbito legal existen diversos aspectos de interés práctico para la determinación de las necesidades hídricas de los humedales, y, en consecuencia, posibles condicionantes sobre los métodos de cálculo. El análisis legal se ha orientado a responder preguntas relevantes que han girado en torno a conceptos previos y terminología, los humedales como objeto de conservación, finalidad y objetivos de adoptar las necesidades hídricas y los contenidos de los estudios de necesidades hídricas según el marco legal.

En el capítulo 5 se realiza una síntesis de los fundamentos científicos y técnicos que deben servir de base para el desarrollo del método de cálculo propuesto en la tesis. Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más dinámicos y complejos que existen en el planeta, en gran parte debido a una hidrología cambiante que presenta en nuestras latitudes una fuerte variabilidad anual e interanual, tanto en localización como en intensidad. Conocer las necesidades de agua de estos ecosistemas implica tener presentes los elementos del régimen de inundación que influyen en la composición y distribución de las especies, así como las interacciones entre ellas, los procesos naturales que intervienen y el medio abiótico.

El capítulo 6 específicamente constituye el estado del conocimiento en relación a los métodos de cálculo de las necesidades hídricas de los humedales. Se ha realizado una revisión de los métodos empleados en España y a nivel internacional, pudiendo comparar la línea de evolución de estos métodos. Por sus paralelismos e interés, se han recopilado también las tendencias actuales en los métodos de cálculo de caudales ecológicos para ríos, de lo cual se han obtenido ideas de gran valor para su aplicación a los humedales.

En su conjunto, el análisis de los métodos ha permitido tener una idea global de los métodos actuales, con sus ventajas e inconvenientes y una línea clara para desarrollar la metodología propuesta en la tesis.

En el capítulo 7 se realiza la propuesta de la metodología para el cálculo de las necesidades hídricas de lagos y humedales. La gestión hídrica de estos ecosistemas requiere caracterizar adecuadamente la magnitud, duración, frecuencia y momento de ocurrencia del régimen de inundación para poder cumplir con las funciones y objetivos asociados a los mismos. El diseño de esta metodología ha comprendido la definición de su estructura como método, los componentes y criterios numéricos que la conforman, así como el producto final que se obtiene de la misma.

En el capítulo 8 se presentan los resultados de aplicar la metodología a 5 humedales emblemáticos españoles, donde han sido identificados problemas de gestión del agua. Estos casos de estudio han permitido en primer lugar valorar la aplicabilidad de la metodología en tipos de humedales muy diferentes, incluyendo un lago de alta montaña, humedales endorreicos interiores y humedales ligados a sistemas fluviales. En función de la información disponible, se han llevado a cabo análisis biológicos para validar las propuestas de necesidades hídricas basadas en el régimen de inundación con sus respectivos objetivos ambientales, fundamentalmente con el buen estado ecológico y el estado de conservación favorable de hábitats y especies seleccionadas.

En el capítulo 9 se discute el enfoque y diseño de la metodología propuesta en la tesis en el contexto de los principios científicos de la gestión ecosistémica y otras metodologías empleadas al efecto. Los casos de estudio permiten valorar su aplicabilidad y las particularidades de cada uno de ellos. En este capítulo se discuten también los beneficios que se podrían obtener con la aplicación de la metodología, incluyendo su contribución general para un uso más sostenible del agua.

El capítulo 10 resume las conclusiones más relevantes del trabajo de investigación en relación a los fundamentos científicos de la metodología y su adecuación al marco legal español y europeo. Se remarca también la aplicabilidad de esta metodología de cálculo y los beneficios que se podrían obtener con su aplicación. Finalmente, el capítulo 11 presenta la Bibliografía distinguiéndose entre los diferentes tipos de publicaciones utilizadas.

# Capítulo 2

## Problema, justificación y objetivos

### 2.1. Identificación del problema

#### 2.1.1. Contexto del problema

Tal como se comentaba en el capítulo introductorio, es ampliamente reconocido que la conservación de los lagos humedales es un problema ambiental de grandes dimensiones que han llevado a una gran parte de ellos a su desaparición o degradación. La pérdida de biodiversidad y el deterioro del estado de conservación de sus comunidades biológicas es una de las consecuencias evidentes de estos cambios, razón por la cual en el ámbito europeo, los hábitats y especies de interés comunitario vinculadas a los humedales están lejos de alcanzar los niveles de protección establecidos en la política ambiental europea (EEA, 2015).

Las causas del problema ambiental son bien conocidas. Cuando se revisan las presiones y amenazas responsables de la degradación de lagos y humedales, la alteración hidrológica aparece como una de sus causas principales (Borja et al, 2011; OSE, 2010; OANP, 1999). Conscientes de esta situación, los informes oficiales de los Estados Miembros de la Unión Europea identifican la recuperación o mejora del régimen hidrológico de los humedales entre las principales medidas que deberían ser adoptadas para revertir esta situación (EEA, 2015).

Existen un marco legal europeo que dota a los Estados Miembros de las herramientas legales necesarias para abordar la problemática de la alteración de los regímenes hidrológicos y sus efectos sobre los ecosistemas (Sánchez & Schmidt, 2012). Se trata de garantizar unas cantidades de agua suficientes para que los ecosistemas mantengan una adecuada estructura y funcionamiento, concepto comúnmente conocido como caudales ecológicos (en el caso de los ríos) o requerimientos hídricos ambientales en el caso de los humedales (Sánchez & Schmidt, 2012).

En el caso español, el marco legal es muy explícito para dar solución al problema ambiental de la degradación de ecosistemas por la alteración del régimen hidrológico. El Reglamento de Planificación Hidrológica dispone que los respectivos planes hidrológicos de cuenca determinarán las necesidades de agua de los lagos y zonas húmedas de cada demarcación. Según este mismo Reglamento, los requerimientos hídricos se establecerán de modo que permitan mantener de forma sostenible la funcionalidad y estructura de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados, es decir, deberán garantizar su conservación en cuanto a las necesidades de agua se refiere. Además, la provisión de los caudales ecológicos ocupa una posición privilegiada respecto al resto de usos del agua ya que, según la Ley del Plan Hidrológico Nacional<sup>9</sup>, los caudales ambientales tienen la consideración de limitación previa a los flujos del sistema de explotación, que operará con carácter preferente a los usos contemplados en el sistema. Se puede decir, por tanto que la asignación de agua a los humedales para resolver el problema de la alteración de su régimen hidrológico y su degradación ambiental estaría legalmente bien identificado y orientado.

Aunque el problema legalmente pueda estar resuelto, la revisión de los planes hidrológicos de cuenca ha puesto de manifiesto que el número de humedales donde quedan establecidas sus necesidades hídricas es extraordinariamente reducido (Sánchez, 2015). Este bajo número de humedales con asignación de agua para fines ambientales contrasta con el elevado número de determinaciones de caudales ecológicos en el caso de los ríos, donde en muchas demarcaciones se han determinado para todas sus masas de agua (Sánchez, 2015).

El escaso éxito en el establecimiento de las necesidades hídricas de lagos y humedales debe buscarse en otro orden de razones diferentes a las estrictamente legales. Comenzando desde lo más básico, es obvio pensar que para asignar el agua a los humedales previamente es necesario conocer la forma de calcular estas necesidades. El Libro Blanco del Agua reconocía que los conocimientos en cuanto al requerimiento hídrico de los humedales no estaban aún suficientemente desarrollados, por lo cual era preciso establecer un sistema de investigación y control que permitiera la cuantificación rigurosa y distri-

---

<sup>9</sup> Ley 10/2001 de 5 de julio del Plan Hidrológico Nacional

bución estacional de los volúmenes necesarios (MMA, 2000). En su revisión de la gestión de los humedales en la política de aguas en España, Camacho (2008) alerta sobre los vagos avances realizados en la determinación de los requerimientos ecológicos de agua de los ecosistemas leníticos, apuntando la escasez de conocimiento científico en cuanto a metodologías para la evaluación de las necesidades hídricas de lagos y humedales. En este mismo sentido, se expresa la Resolución XII.12 de la Convención de Ramsar, donde explícitamente se hace referencia a la limitación de los métodos científicos para determinar las necesidades de agua de los humedales teniendo en cuenta el amplio espectro de tipos de humedales y sus grupos biológicos.

El escaso desarrollo de las metodologías para el cálculo de las necesidades hídricas se convierte así en un aspecto clave que puede haber sido el responsable de la baja aplicación de esta medida en los planes hidrológicos españoles.

### **2.1.2. Definición del problema**

Tal como se ha visto en el apartado precedente, a pesar de que existe la solución legal al problema ambiental originado por la falta de agua de lagos y humedales, la aplicación de esta medida en los planes hidrológicos ha sido minoritaria. La razón más plausible que explicaría esta situación se encuentra en la ausencia de una metodología ampliamente aceptada y aplicable en el contexto de los humedales (Sánchez, 2015). Como consecuencia, existe un gran número de lagos y humedales para los cuales ni se conocen sus necesidades de agua ni, en consecuencia, pueden ser establecidas en los planes hidrológicos para su conservación o recuperación.

Con esta tesis, se pretende solucionar este problema de origen metodológico; es decir, se trata de definir una metodología para estimar las necesidades hídricas de lagos y humedales que pueda ser aplicada en este variado tipo de ecosistemas españoles y que sea bien acogida por la comunidad científica y los gestores. En este sentido, al menos tres deberían ser los criterios orientadores para el desarrollo de esta metodología:

- a) Aplicabilidad en el contexto de los humedales españoles. La IPH especifica que se deberán calcular los requerimientos hídricos de lagos y zonas húmedas que aun no habiendo sido identificadas como masas de agua, se encuentran incluidas en el Registro de Zonas Protegidas. Cabe recordar que los humedales españoles se caracterizan por una gran abundancia de humedales interiores de pequeño tamaño, acompañadas por un pequeño número de extensos y complejos sistemas acuáticos costeros (OAPN, 1999; Alvarez et al, 2005). La escasez de información, el complejo funcionamiento hidrológico y las particularidades ecológicas de muchos de estos pequeños humedales pueden limitar la aplicación de métodos para el cálculo de las necesidades hídricas de los humedales. Las metodologías propuestas deben poder ser aplicadas en diferentes condiciones de información.

- b) Rigor científico. Los resultados obtenidos con la aplicación de la metodología tienen una gran relevancia, tanto en la conservación de los humedales propiamente dicha como en la gestión del agua y sus repercusiones en los usuarios (no hay que olvidar que las necesidades hídricas de los humedales pueden actuar con carácter preferente como una limitación en el uso del agua). El rigor científico en la metodología hace referencia a los fundamentos científicos sobre los que se asienta y el proceso metodológico sobre el cual sea diseñada y desarrollada. La credibilidad debe estar garantizada partiendo de que todos los datos de la investigación sean aceptables y creíbles. Los resultados de la investigación deben ser transferibles a otros contextos, mientras que la metodología propuesta así como las vías utilizadas para lograrla deben quedar expuestas de forma clara y precisa, garantizando su confirmabilidad.
- c) Adecuación al marco legal. En el marco legal español, la caracterización de los requerimientos hídricos ambientales de los lagos y humedales está ligada a los objetivos ambientales de los mismos. Esto quiere decir que se deberán determinar las necesidades hídricas de espacios que requieren diferente nivel de protección, incluyendo desde humedales muy modificados hasta espacios que gozan del mayor nivel de protección como los parques nacionales. Las necesidades hídricas deberán determinarse también en escalas espaciales y temporales diferentes, abarcando desde la planificación estratégica en la gestión de los recursos hídricos de una cuenca hasta las necesidades específicas de determinada especie objeto de conservación. El diseño y la flexibilidad de la metodología propuesta debe permitir responder a los principales condicionantes impuestos desde el marco legal.

## **2.2. Hipótesis de partida**

Esta tesis parte de las siguientes hipótesis:

- Existe un amplio abanico de metodologías que permiten el cálculo de las necesidades de agua de los ecosistemas acuáticos, incluso en situaciones de escasa información disponible (Acreman & Dunbar, 2004). Se han desarrollado una gran variedad de métodos para definir las necesidades de agua de los ecosistemas acuáticos que en función de la información requerida para su aplicación abarcan desde la consulta de tablas hasta el análisis funcional o la modelización del hábitat (Dunbar et al, 1998; King et al, 1999; Dyson, 2003). A partir del régimen de inundación de lagos y humedales se pueden hacer recomendaciones iniciales de sus necesidades hídricas sobre la base de buenas bases científicas y la mejor información disponible (Davis et al, 2001). Actualmente el modelo



semidistribuido SIMPA<sup>10</sup> y las cada vez más numerosas batimetrías aportan para datos necesarios para llevar conocer el régimen de inundación de lagos y humedales, incluida la escorrentía superficial y subterránea.

- Para ofrecer una respuesta adecuada al contexto ecológico, hidrológico y de gestión de los humedales españoles, es necesario trabajar con más de una aproximación para el estudio de las necesidades hídricas (Sánchez & Schmidt, 2012). Según Arthington y Zalucki (1998) diferentes métodos son y deben ser utilizados para diferentes fines dependiendo de los detalles del caso de estudio y el tipo de tema a tratar (planificación hidrológica, recuperación de especies amenazadas, etc.). Ningún método de cálculo de caudales ambientales se adapta a todos los contextos sociales, económicos, hidrológicos y ecológicos dentro de un país (Annear, 2003; Dyson et al., 2008; Beca, 2008; Hirji & Davis, 2009). Múltiples variables deben tenerse en cuenta para la aplicación de los diferentes métodos. Un enfoque basado en el riesgo es un criterio ampliamente utilizado para la aplicación de los métodos, lo que significa que en las decisiones de asignación de agua con mayores riesgos ambientales, sociales o económicos se aplicarán métodos más sofisticados (Acreman et al., 2005; Beca, 2008; MARM, 2009). Cabe señalar que las evaluaciones más detalladas de las necesidades de agua de los humedales pueden tomar varios años y un alto coste en recursos. Las evaluaciones de alta confianza, muy explicativas, fácilmente defendibles contrastan en términos generales, con las evaluaciones rápidas y sencillas, baratas y de menor confianza en las estimaciones (Arthington, 1998; Arthington et al., 1998)
- Entre las metodologías existentes se encuentran métodos que gozan de fundamentos científicos robustos y ampliamente aceptados (Carreño et al, 2008). La ciencia de la ecohidrología ha avanzado enormemente en la última década, donde diferentes principios y paradigmas predicen la respuesta ecológica de los organismos frente a la modificación de diferentes componentes del régimen hidrológico (Poff et al., 1997; Richter et al., 1997; Bunn y Arthington, 2002; Naiman et al., 1995; Nilsson et al, 2005; Lytle y Poff, 2004; Poff, L. & J. K. Zimmerman. 2010; Arthington, 2012). Los fundamentos de la ecohidrología están siendo integrados en los métodos de cálculo para determinar los volúmenes de agua necesarios para conservar la biodiversidad y los procesos ecológicos.

---

<sup>10</sup> Esta primera evaluación de recursos hídricos en régimen natural (SIMPA) fue realizada por el CEDEX para la Dirección General del Agua, y formaba parte de la encomienda de gestión incluida en el "Acuerdo para encomienda de gestión por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Dirección General del Agua) al Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX)"

- Las metodologías más avanzadas pueden ser diseñadas para ajustarse a los requerimientos legales (DOF, 2012). Herramientas de cálculo como las aproximaciones hidrológicas o de simulación del hábitat han sido explícitamente recogidas en la normativa española para el cálculo de los caudales ecológicos (MARM, 2009). A partir de la identificación de hábitats y especies objeto de conservación y del conocimiento de sus requerimientos hidráulicos particulares, los modelos de simulación permiten diseñar escenarios de regímenes de inundación y hábitat potencial de los mismos, adecuando las propuestas finales a los niveles de conservación que se requieren (MARM, 2009). También existen mecanismos de ajuste matemático dentro de las metodologías hidrológicas que permiten considerar adecuadamente los niveles de conservación a las propuestas de necesidades hídricas, por ejemplo a través de la frecuencia de ocurrencia (Sánchez y Barrios, 2011; DOF, 2012).
- A pesar de que la mayoría de estos métodos han sido diseñados para ser aplicados en ríos, algunos de ellos pueden adecuarse para su aplicación en el caso de lagos y humedales (Arthington, 2012). En su revisión global de los métodos de cálculo de caudales ecológicos para ríos, Tharme (2003) comentó que la mayoría de los métodos disponibles estaban enfocados exclusivamente en ríos, pero con un gran potencial aún por explorar de adaptación para otros ecosistemas (como los humedales). Una gran parte de los principios científicos subyacentes a los métodos de cálculo de caudales ecológicos en ríos son comunes a los ecosistemas leníticos (Arthington, 2012). Las particularidades hidroecológicas de los humedales pueden ser tenidas en cuenta para adaptar los métodos de ríos a los humedales, por ejemplo el incremento de volumen de agua en un humedal se traduce en una gran extensión de los hábitats asociados al mismo, algo no tan destacado en el caso de ríos (Davis et al., 2001).
- La selección adecuada de los métodos y su adecuación para los ecosistemas leníticos permitirá disponer de herramientas de cálculo adecuadas para estimar las necesidades hídricas de lagos y humedales. Teniendo en cuenta todas las hipótesis anteriores, los métodos que resulten de esta tesis podrán ser aplicados en su conjunto en el contexto de los humedales españoles, gozarán de credibilidad científica y responderán a las exigencias del marco legal vigente.

### **2.3. Justificación**

Aunque resulte obvio, no se puede asignar el agua a los humedales si previamente no se conoce la forma de calcular estas necesidades. Los resultados de esta tesis pretenden dar respuesta a la demanda legal de garantizar el agua que necesitan los humedales, y con ello contribuir a su conservación y mejora. Tal como reconoce la Convención de Ramsar,

conocer las necesidades de agua de los humedales favorecerá la integración de los valores de la diversidad biológica en las estrategias y los procesos de planificación de desarrollo, ayudará a gestionar el agua de manera sostenible en las zonas destinadas a la agricultura, y mantendrán los impactos del uso de los recursos naturales dentro de límites ecológicos para garantizar la conservación de la biodiversidad;

En el caso español, la revisión de los planes hidrológicos, ha puesto en evidencia el bajo número de humedales que disponen de una asignación de agua por motivos ambientales (Sánchez, 2015). Los métodos propuestos en esta tesis permitirán calcular estos requerimientos hídricos beneficiando a un gran número de humedales. De este modo, tal como establece la IPH, se verán beneficiadas todas las zonas protegidas de la Red Natura 2000 y aquellos humedales incluidos en la Lista de Humedales de Importancia Internacional de la Convención de Ramsar. Además, se podrán ver beneficiadas todos aquellos otros humedales incluidos en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas de acuerdo con el Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo, en los que sea necesario garantizar unos aportes hídricos para cumplir con sus normas y objetivos como zona protegida. Los beneficiados últimos en el contexto español podría ser por tanto un conjunto que alcanzaría una elevada cifra<sup>11</sup>, más todos aquellos en los que la metodología podría ser aplicada en otros países y continentes.

No cabe duda que conocer los requerimientos hídricos de los humedales es una pieza clave para alcanzar sus objetivos de conservación y evitar su deterioro. Según el RPH, los caudales ecológicos representan las condiciones hidrológicas que permiten “*mantener de forma sostenible la funcionalidad y estructura de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados, contribuyendo a alcanzar el buen estado o potencial ecológico en ríos o aguas de transición*”. La DMA incluye dentro de las medidas básicas del plan “*medidas para garantizar en particular que las condiciones hidromorfológicas de las masas de agua estén en consonancia con el logro del estado ecológico necesario o del buen potencial ecológico de las masas de agua designadas como artificiales o muy modificadas*”. Esta misma Directiva también especifica que al poner en práctica los programas de medidas especificados en los planes hidrológicos de cuenca, los Estados miembros tendrán que aplicar las medidas necesarias para prevenir el deterioro del estado de todas las masas de agua superficial.

Conocer las necesidades hídricas de los humedales también es una pieza clave para alcanzar la sostenibilidad en el uso del agua y mejorar la gestión de los recursos hídricos. Tal como define la propia DMA, los “recursos disponibles de aguas subterráneas” son el valor medio interanual de la tasa de recarga total de la masa de agua subterránea, menos el flujo interanual medio requerido para conseguir los objetivos de calidad ecológica para

---

<sup>11</sup> Hasta octubre de 2010, el Inventario Nacional de Zonas Húmedas regulado por el Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo, incluye 320 humedales pertenecientes a las Comunidades Autónomas de Asturias, País Vasco, La Rioja, Madrid, Valencia y Andalucía.

el agua superficial asociada según las especificaciones del artículo 4, para evitar cualquier disminución significativa en el estado ecológico de tales aguas, y cualquier daño significativo a los ecosistemas terrestres asociados. Algo similar ocurre en el caso de las aguas superficiales cuando en la Ley del Plan Hidrológico Nacional se establece que sólo las disponibilidades obtenidas después de considerar los caudales ecológicos pueden, en su caso, ser objeto de asignación y reserva para los usos existentes y previsibles. Tal como se reconoce en el artículo 98 del TRLA relativo a las limitaciones medioambientales a las autorizaciones y concesiones, en las concesiones y autorizaciones que otorguen los Organismos de cuenca se adoptarán las medidas necesarias para hacer compatible el aprovechamiento con el respeto al medio ambiente y garantizar los caudales ecológicos o demandas ambientales previstas en la planificación hidrológica. Con todo ello, puede decirse que conocer las necesidades hídricas de los humedales permitirá determinar mejor los recursos disponibles y contribuirá a una mejor asignación del agua.

En el ámbito del conocimiento, esta tesis también contribuirá al desarrollo de los métodos de cálculo de las necesidades de agua de los ecosistemas a nivel europeo. El documento CIS 31 “*Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*” señala, entre sus próximos pasos, la necesidad de abordar el estudio de los caudales ecológicos en lagos, aguas de transición, humedales y en zonas protegidas bajo las Directivas Aves y Hábitats. Del mismo modo, esta tesis puede contribuir a la consecución de los objetivos de la Convención de Ramsar, contribuyendo con nuevos métodos científicos para determinar las necesidades de agua de los humedales teniendo en cuenta el amplio espectro de humedales Ramsar y grupos biológicos que necesitan el agua y así contribuir a la aplicación de la Resolución XII.12.

Finalmente, hay que señalar entre los beneficiarios de esta tesis a las personas, grupos, empresas o instituciones que se dedican tanto a la determinación de los caudales ecológicos y necesidades hídricas de los humedales como a la conservación de hábitats y especies vinculadas a los mismos.

## 2.4. Objetivos

El objetivo general de esta tesis es el desarrollo de herramientas para el cálculo de las necesidades hídricas de lagos humedales que puedan ser aplicadas en el contexto de los humedales españoles, gocen de credibilidad científica y respondan a las exigencias del marco legal vigente.

Los objetivos específicos que se persiguen son:

- Revisar la situación en la que se encuentra la evaluación de las necesidades hídricas de los humedales españoles y evaluar sus progresos en los años recientes.

- Evaluar las posibilidades de adecuación de los métodos de cálculo de caudales ecológicos de ríos a la determinación de las necesidades hídricas de los humedales.
- Explorar el alcance de las implicaciones legales en el cálculo de las necesidades hídricas de los humedales, particularmente en lo que se refiere al ámbito de aplicación, componentes a considerar, papel en la planificación hidrológica, etc.
- Desarrollar una metodología para el cálculo de necesidades hídricas de humedales basada en el régimen de inundación del humedal y los requerimientos hídricos de los elementos biológicos objeto de conservación.
- Conocer la disponibilidad e idoneidad de información para la formulación de propuestas de necesidades hídricas de lagos y humedales según la metodología anteriormente desarrollada.
- Aplicar la metodología propuesta al análisis de los casos de estudio seleccionados para evaluar los resultados obtenidos.

# Capítulo 3

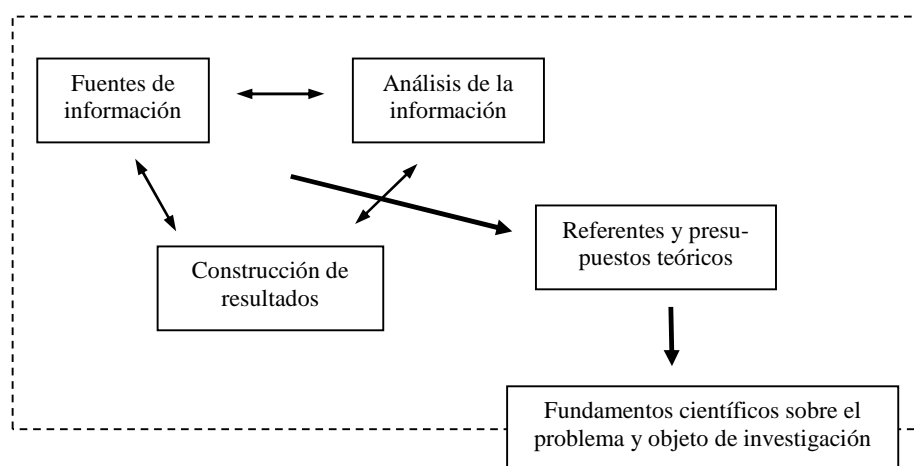
## Metodología y material

### 3.1. Planteamiento metodológico

El objetivo general de esta tesis es el desarrollo de una herramienta para el cálculo de las necesidades hídricas de lagos y humedales. No obstante, no se trata simplemente de proponer métodos teóricos de los que se obtengan determinados resultados sino más bien proponer una metodología que pueda ser aplicada en el amplio espectro de situaciones que exige la normativa y cuyos resultados contribuyan adecuadamente a la consecución de los objetivos ambientales de los humedales en cuanto a sus necesidades de agua se refiere. En este contexto, tal como se ha puesto de manifiesto en el capítulo 1, los condicionantes legales de aplicación de los métodos, sus fundamentos científicos y la disponibilidad de información son aspectos clave que deberán ser considerados a la hora de diseñar y proponer la metodología de cálculo objeto de esta tesis.

Efectivamente, un primer aspecto clave de la credibilidad de un método es su fundamentación científica. En multitud de ocasiones, los gestores sufren críticas por la falta de criterios y fundamentos científicos en las decisiones que afectan a la gestión de los sistemas naturales, incluidos los relativos a las necesidades de agua de los ecosistemas (Méndez, 2010; Carreño et al, 2008). Por el contrario, cualquier planificación asentada firmemente en el conocimiento científico genera una forma de pensar y actuar que propicia un clima de confianza y colaboración entre las partes interesadas. Según Izaguirre et al (2009), en el proceso lógico de la fundamentación científica, se debe realizar una aproximación a los referentes científicos para sustentar los presupuestos teóricos de la

investigación, la crítica científica propiamente dicha y los nexos entre los resultados de la indagación científica y los conocimientos formalizados que sobre el área a investigar ya existen y son aceptados por la comunidad científica (fig. 3.1). La ciencia de la ecohidrología es una nueva interdisciplina cuyos conceptos y principios ayudan a entender mejor la dinámica de los sistemas naturales y las claves para su conservación (Arthington, 2012; Arthington et al, 2006). Así por ejemplo, el paradigma del río natural, el rango natural de variabilidad o el régimen natural de perturbaciones son conceptos científicos bien asentados en la literatura científica que pueden ser utilizados para la selección de métodos de cálculo de necesidades hídricas de los humedales (Arthington, 2012).



Fuente: Izaguirre et al (2009)

Figura 3. 1. Fundamentación científica en el proceso de investigación

Otro elemento de gran relevancia para los métodos de cálculo es el marco legal. La Directiva Marco del Agua (DMA) introdujo en el año 2000 nuevos y ambiciosos objetivos para proteger y restaurar los ecosistemas acuáticos que sirven como base para garantizar el uso sostenible del agua a largo plazo para las personas, las empresas y la naturaleza. La Unión Europea (UE) cuenta con algunas de las normas medioambientales más estrictas del mundo, enfocando buena parte de su política ambiental en salvaguardar los recursos naturales y detener la desaparición de especies y hábitats amenazados. Natura 2000 es una red de 26.000 zonas naturales protegidas que abarcan casi el 20% del territorio de la UE donde deben coexistir actividades humanas sostenibles con especies y hábitats excepcionales y vulnerables (Comisión Europea, 2014). A pesar de que la UE ha aprobado más de 200 textos legislativos para proteger el medio ambiente desde la década de los años '70, por sí sola la legislación es insuficiente si no se aplica y se hace cumplir correctamente (Comisión Europea, 2014). La revisión de los aspectos legales

permite contextualizar el alcance y los condicionantes impuestos por la normativa a la hora de determinar las necesidades hídricas de lagos y humedales. Un claro ejemplo son los diferentes niveles de conservación a los que se encuentran sometidos, con situaciones que van desde máximos niveles de conservación que limitan en gran medida la modificación del régimen hidrológico (por ejemplo en las reservas naturales fluviales) hasta situaciones donde las necesidades de los ecosistemas deben ser compatibles con un uso intensivo de los recursos (masas muy modificadas en el contexto del artículo 4 de la Directiva Marco del Agua). La revisión de los aspectos legales también permite identificar principios orientadores de la gestión de los sistemas naturales (enfoque ecosistémico, gestión integrada de recursos hídricos, principio de precaución, etc.) que son útiles a la hora de seleccionar aquellos métodos de cálculo o criterios que sean apropiados para el cálculo de las necesidades hídricas.

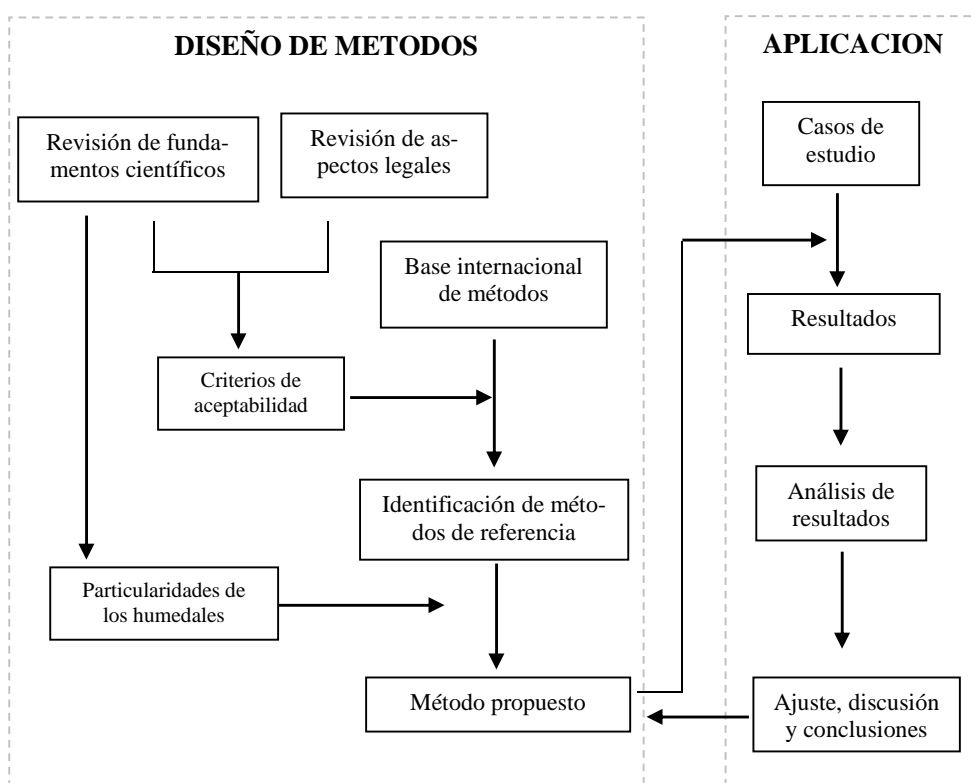
Una buena selección de métodos también implica realizar una prospección dentro y fuera de España, de tal forma que se disponga de una base de métodos suficientemente amplia y actualizada (Sánchez & Schmidt, 2012). A nivel internacional, han sido descritos más de 200 métodos de cálculo de caudales ecológicos en ríos (Tharme, 2003), todos ellos disponibles en la “Base de datos sobre metodologías de evaluación de caudales ambientales para los ecosistemas acuáticos”. Aunque su número será inferior, la proliferación excesiva de métodos en el caso de humedales puede incrementar el escepticismo y confusión entre gestores y practicantes en el cálculo de las necesidades hídricas. Un paso adelante consistiría en evaluar la idoneidad de los métodos a proponer; es decir, el desarrollo y aplicación de criterios de aceptabilidad de los métodos en función de su rigor y validez científica, así como de los propios condicionantes que marca la normativa del país.

Finalmente, desde el punto de vista de dónde y cuándo deben ser aplicados los métodos, no puede obviarse que el ámbito de aplicación de las necesidades hídricas en España ofrece grandes retos. La Instrucción de Planificación Hidrológica especifica que se deberán calcular los requerimientos hídricos de lagos y zonas húmedas que se encuentran incluidas en el Registro de zonas protegidas, incluyendo “las zonas húmedas incluidas en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas de acuerdo con el Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo, por el que se regula el Inventario nacional de zonas húmedas” (Artículo 24 del RPH). Según se describe en el Plan Estratégico para la conservación y el uso racional de los humedales (OAPN, 1999), los humedales y lagos peninsulares se caracterizan por una gran abundancia de masas de agua interiores de pequeño tamaño, incluyendo algunos ecosistemas únicos en el contexto de Europa occidental, como es el caso de las lagunas interiores salinas, hiperalcalinas, sodas, ramblas, etc. Es decir, habrá un gran número de humedales con disponibilidad de información escasa de los que será necesario dar una respuesta en cuanto a sus necesidades de agua. La complejidad y diversidad de situaciones donde deben aplicarse los métodos de estimación de las necesidades hídricas de los humedales impone que la aplicación de los mismos sea caso a caso. Hay que apuntar, no obstante, que aún falta un gran consenso entre científicos y gestores



para adoptar un método plenamente satisfactorio para todas las situaciones (Hirji & Davis, 2009).

El planteamiento metodológico de esta tesis trata pues de responder a estos aspectos clave que se pueden resumir en la fundamentación científica, condicionantes legales, oferta metodológica y aplicabilidad. Esto ha llevado a proponer un proceso lógico sobre el cual se ha desarrollado la tesis (fig. 3.2).



**Figura 3. 2. Proceso lógico para abordar la determinación de las necesidades hídricas de los humedales**

### **3.2. Material.**

Tal como se observa en el esquema metodológico anterior, en el desarrollo de la tesis se pueden apreciar dos partes bien diferenciadas: el diseño propiamente dicho de la metodología de cálculo (incluyendo la revisión legal, técnica y científica), y la aplicación de los métodos propuestos en los humedales seleccionados.

### **3.2.1. Material para el diseño de la metodología de cálculo**

En el contexto del diseño de la metodología para el cálculo de las necesidades hídricas de lagos y humedales, la información relacionada con los aspectos legales y científicos se obtuvo a partir del análisis documental. Una amplia revisión bibliográfica ha permitido conocer los antecedentes del tema de investigación y el estado actual del conocimiento, desarrollar el contexto conceptual en el cual se inserta el problema de investigación y obtener información sobre el método de investigación.

Las áreas de conocimiento consultadas fueron amplias para poseer una visión global del objeto de investigación y conocer la interdependencia entre los temas. En la revisión quedaron incluidas, entre otras, la revisión de bibliografía específica sobre métodos de cálculo, bibliografía sobre las relaciones entre hidrología y ecología de humedales, bibliografía sobre la interpretación de principios y objetivos normativos relacionados con los aspectos cuantitativos del agua y la bibliografía sobre requerimientos específicos de hábitats y especies en cuanto a sus necesidades de agua se refiere. Las palabras clave utilizadas para la búsqueda incluyeron términos comunes a los que se hace referencia con el tema de investigación, incluyendo vocablos como caudales ecológicos, caudales ambientales, necesidades hídricas, hidrología de humedales, alteración hidrológica, y sus respectivas traducciones al inglés.

Para el desarrollo de la investigación se han consultado bases de datos de revistas científicas electrónicas como Elsevier, Springer y Willey y bases de datos bibliográficas de resúmenes y citas de artículos de revistas científicas como Web of Science y Scopus. Las tesis doctorales también han sido un elemento fundamental en el desarrollo de la investigación. Las bases de datos consultadas con tesis doctorales incluyeron TESEO, DIALNET (tesis), TDR (Tesis Doctorales en Red), Tesis doctorales en el Archivo Institucional E-Prints UCM y la Biblioteca Virtual Miguel de Cervantes.

Para el análisis legal, se consultó la base de datos Eur-Lex, donde se realiza una actualización diaria que contiene la legislación y los documentos oficiales de las instituciones de la Unión Europea. Esta base de datos permitió la consulta del Diario Oficial de la Unión Europea, la legislación de la UE (tratados, directivas, reglamentos, decisiones, legislación consolidada, etc.), textos preparatorios (propuestas legislativas, informes, libros verdes y blancos, etc.), jurisprudencia de la UE (sentencias, autos, etc.), acuerdos internacionales y otros documentos públicos.

Para la interpretación de las directivas fueron de gran utilidad los documentos elaborados en el marco de la Estrategia Común de Aplicación (conocida como CIS por sus siglas en inglés). Desde el año 2001, esta estrategia de aplicación de la DMA ha sido apoyada en un esfuerzo de cooperación informal dirigido por los Directores del Agua de los Estados miembros y por la Comisión, que cuenta con la participación de todas las partes intere-

sadas relevantes. Además de haber elaborado documentos de orientación y un gran número de documentos de política general, la CIS es una importante plataforma para el intercambio de experiencias y mejores prácticas.

Finalmente, para el inventario de métodos se realizó la consulta en la base de datos internacional sobre metodologías de cálculo del International Water Management Institute (IWMI). Esta base de datos mundial de estudios de caudales ecológicos fue desarrollada por ese instituto en colaboración con The Nature Conservancy (TNC) y el programa hídrico del PNUMA-UNEP como parte de las actividades de la misión de la UNESCO en Ecohidrología. El objetivo que perseguía la creación de esta base de datos mundial en caudales ecológicos era servir como fuente de información para conocer cuánta agua estaba siendo asignada para los ecosistemas en diferentes partes del mundo y dónde estaban siendo realizadas estas asignaciones.

### **3.2.2. Material para aplicación a los casos de estudio**

#### **3.2.2.1 Requerimientos formales de información**

El apartado 3.4.4 de la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) especifica en relación a los requerimientos hídricos de lagos y zonas húmedas que “*en el proceso de determinación de los requerimientos hídricos de las masas de agua se deberán considerar como mínimo los siguientes elementos:*

- a)** *Variaciones estacionales e interanuales de la superficie encharcada y de la profundidad.*
- b)** *Variaciones estacionales e interanuales de la composición química del agua, en particular de su mineralización, tanto en lo referente a composición como a concentración.*
- c)** *Funcionamiento hidrológico y balance hídrico, identificando y cuantificando, cuando esto último sea posible, los aportes de agua que alimentan el sistema, en particular los de origen subterráneo, y las salidas o pérdidas.*
- d)** *Composición y estructura de las comunidades biológicas que albergan (hábitat y especies)”.*

Esta disposición de la IPH resalta el papel de información hidrológica en el estudio de las necesidades hídricas de los humedales, incluyendo tanto las aguas superficiales como las subterráneas. Una caracterización adecuada del régimen hidrológico de un humedal permite conocer la magnitud, duración, frecuencia y momentos de ocurrencia de aspectos relevantes en la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas como son los estiajes naturales, el patrón estacional del régimen de inundación o el régimen de pulsos propios de cada humedal. Otras utilidades del análisis hidrológico se derivan de la comparación de series históricas naturales con las series reales observadas (registros en las superficies de inundación, niveles de lámina de agua, etc.), lo cual permite evaluar los cambios hidrológicos observados en el humedal y sus posibles efectos en los cambios

ecológicos o biológicos. Complementariamente, los estudios de las aguas subterráneas permiten conocer el régimen de fluctuaciones de los niveles piezométricos del acuífero ligado al humedal, sus mecanismos de alimentación y la magnitud de los efectos de las actividades humanas, etc. Dentro del estudio físico de los humedales también se debe incluir el análisis batimétrico que permite conocer las curvas de llenado/vaciado del humedal a partir de las cuales se relacionan la cota de la lámina de agua, la superficie y el volumen.

Por otra parte, hay que señalar la vinculación que establece la IPH entre las necesidades hídricas y las comunidades biológicas (hábitats y especies). Efectivamente, en el mismo apartado 3.4.4 de la IPH se especifica que la caracterización de los requerimientos hídricos ambientales tiene como objetivo fundamental proporcionar las condiciones de hábitat adecuadas para satisfacer las necesidades de las diferentes comunidades biológicas propias de estos ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados. Los hábitats y especies ofrecen respuestas a la dinámica hidrológica, entre las cuales se incluye la distribución y abundancia de los diferentes organismos. En este sentido, la relación hidrología-ecología es un elemento clave para entender la dinámica de estos ecosistemas.

Finalmente, cabe señalar la importancia de realizar un análisis legal de los condicionantes particulares impuestos desde la normativa. Los objetivos ambientales generales de las masas de agua europeas (*sensu* Artículo 4 de la DMA) se complementan con los requerimientos específicos de las zonas protegidas, particularmente exigentes en el caso de algunas figuras de protección (como los parques nacionales) o la presencia de determinadas especies amenazadas. La revisión minuciosa del marco legal permite explicitar los objetivos de conservación para los que se debe formular coherentemente la propuesta de necesidades hídricas de lagos y humedales.

La Guía para el cálculo de los caudales ecológicos de los ríos, lagos y humedales españoles que desarrollaba la IPH (MARM, 2010), disponía del apartado 7.3 dedicado a la caracterización de lagos y zonas húmedas. Según esta guía, de cara a la determinación de sus necesidades hídricas de un humedal, los contenidos para su caracterización completa debían incluir la identificación del humedal, caracterización climática, caracterización hidrogeológica, caracterización hidromorfológica, funcionamiento hidrológico y balance hídrico, balance físico-químico, caracterización ecológica e identificación de las presiones.

A partir de esta Guía se ha elaborado la Tabla 3.1 donde se muestran los requerimientos de información que han sido utilizados en el contexto de esta tesis para la caracterización de cada humedal de los casos de estudio seleccionados con la finalidad de determinar sus necesidades de agua. Este mismo esquema de información se ha seguido para el desarrollo y tratamiento de los apartados dedicados a la descripción de los casos de estudio.

**Tabla 3. 1. Información requerida para el estudio de las necesidades hídricas de humedales**

ASPECTO	INFORMACION REQUERIDA
Estatus legal	Información relativa al estatus legal del humedal, así como de sus hábitats y especies. Se deberán indicar los objetivos de conservación específicos del humedal, así como los planes de gestión de diferente naturaleza que afecten al sitio. También se incluirán los condicionantes específicos de las especies amenazadas.
Información climática	Se obtendrán los datos de las variables fundamentales para realizar el balance hídrico posterior: precipitación, temperaturas medias, máximas y mínimas, evaporación y evapotranspiración potencial y real. Los datos obtenidos deberán ser de buena calidad y representativos de las condiciones climáticas del humedal y su cuenca vertiente. Para conocer los ciclos estacionales del humedal, la escala temporal deberá ser al menos mensual.
Topografía y batimetría	Las variables morfológicas de la cubeta tienen una influencia determinante en las características ecológicas del humedal. Se deberá contar con una batimetría del humedal, donde se describan las curvas de llenado/vaciado del humedal. En caso de no existir batimetría del humedal y que no ha sido posible realizarla <i>ex-profeso</i> , se deberá realizar una batimetría mediante el uso de modelos digitales del terreno (MDT) de la mejor resolución disponible.
Funcionamiento hidrológico y balance	Esta información deberá permitir identificar y cuantificar, cuando esto sea posible, los aportes de agua que alimentan el sistema, en particular los de origen subterráneo, y las salidas o pérdidas. En el caso de humedales con aportación subterránea significativa, esta información deberá permitir analizar el funcionamiento del acuífero asociado al humedal y los valores de los parámetros que definen el comportamiento hidrogeológico (transmisividad, coeficiente de almacenamiento, nivel piezométrico, volúmenes extraídos). En los casos que sea posible, la información será obtenida a partir de series históricas suficientemente representativas de condiciones inalteradas o con escasas alteraciones hidrológicas. Se deberá realizar un modelo conceptual sobre el funcionamiento del humedal, identificando todos sus componentes y sus variaciones estacionales e interanuales. Esto permitirá conocer el origen de las aguas del humedal (superficial, subterráneo o mixto), el carácter del humedal respecto a las mismas (influyente o efluente), así como los volúmenes de alimentación, recarga y circulación hídrica del sistema. Para conocer los ciclos estacionales del humedal, la escala temporal deberá ser al menos mensual.
Características físico-químicas	Cuando sea posible se deberá caracterizar la composición química del agua y sus variaciones estacionales e interanuales, en particular su mineralización, tanto en lo referente a composición como a concentración, así como las principales entradas y salidas de sustancias químicas y condiciones de los parámetros físicos. Un humedal con diferentes aportes de agua presenta una dinámica en su composición que depende de los diferentes aportes. Para evitar que se produzcan cambios en las condiciones físico-químicas del humedal y éste pierda sus características, además de los aportes es necesario conocer su composición. En su caso esto será de aplicación también para las masas de agua subterránea asociadas al funcionamiento del humedal.
Biología y ecología	En la medida de lo posible, se deberá caracterizar la composición y estructura de las comunidades biológicas que albergan los humedales (hábitats y especies), así como sus variaciones estacionales e interanuales, identificando aquellas especies que estén en peligro de extinción, estén protegidas o sean indicadoras. Los alcances y contenidos serán similares a los descritos anteriormente para un estudio holístico, incluyendo al menos el análisis de la vegetación, peces, y, en caso de ser relevante, un estudio para el grupo de las aves.
Presiones	Se deberán identificar las extracciones de agua del humedal y su evolución histórica, así como el uso directo que se realice de las mismas, al igual que los aportes artificiales de agua (tales como los retornos de riego), etc. También se deberán identificar otras presiones, tales como los cambios de usos del suelo, problemas de calidad del agua, etc.

### 3.2.2.2 Información utilizada en los casos de estudio

La información utilizada en los casos de estudio ha sido variada. En el caso del estatus legal de los humedales, esta información ha sido obtenida en cada caso a partir de su Ficha Informativa del Humedal Ramsar y del Formulario Oficial de la Red Natura 2000. Se ha consultado también el Plan de Ordenación de Recursos Naturales (PORN) y el Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) de dichos espacios, cuando estaba disponible. El Plan de Ordenación de los Recursos Naturales y el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural de Doñana, así como el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de Doñana, tienen la consideración de Plan de Gestión a los efectos de lo establecido en el artículo 6.1 del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. El Parque Nacional de Aigües Tortes y Lago de San Mauricio sólo dispone de PRUG aprobado en 2003. Las Tablas de Daimiel no disponen de PORN ni PRUG. Por su parte, el Decreto 70/2013, de 2 de julio, declara la Zona Especial de Conservación Laguna de Fuente de Piedra (ES0000033) y aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la Reserva Natural Laguna de Fuente de Piedra, no existiendo PRUG para la misma. Finalmente, el Decreto 42/2006, de 7 de febrero, del Gobierno de Aragón, aprueba definitivamente el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la Laguna de Gallocanta, sin tener constancia hasta el momento de la aprobación del PRUG.

En lo que se refiere al análisis de presiones, impactos y estado de conservación, el diagnóstico de los humedales ha sido elaborado a partir de la Ficha Informativa del Humedal Ramsar, el Formulario Oficial de la Red Natura 2000, la ficha de Caracterización Ambiental de los humedales en el ámbito de la comunidad autónoma andaluza y el Plan Hidrológico de las demarcaciones correspondientes. Los instrumentos de gestión de los espacios naturales (PORN y PRUG) también han sido utilizados para realizar el diagnóstico de los humedales objeto de estudio.

Por lo que se refiere a la información climática, la descripción general de la climatología de cada humedal se ha realizado a partir de la Ficha Informativa del Humedal Ramsar. Por su parte, las series de datos de precipitación y temperatura empleadas para la caracterización han sido obtenidas del modelo hidrológico SIMPA (CEDEX, 2010). Cuando existía información disponible de trabajos precedentes o redes de control, los datos de evapotranspiración del modelo SIMPA han sido ajustados mediante los valores de evaporación observados en los puntos de control próximos a los humedales.

La descripción del contexto geológico y geomorfológico de los humedales se ha realizado a partir de la información de trabajos del IGME (por ejemplo 1984, 1988 y 2009 en el caso de Fuentedepiedra), la Ficha Informativa de Humedal Ramsar y descripciones del contexto geológico regional (por ejemplo Villalobos, 2006). La descripción de las características topográficas se ha realizado a partir de la Ficha Informativa de Humedal Ramsar y las descripciones del IGME. En el caso de los elementos topográficos con

mayor significado para las comunidades biológicas, se ha seguido la zonificación y caracterización realizada en trabajos precedentes (García Viñas, 2005; Sánchez et al., 1989). Las curvas de llenado y vaciado de las lagunas (relación superficie-cota-volumen) se han realizado a partir de diferentes fuentes. En el caso de Doñana, se utilizó la curva de llenado calculada en el Proyecto Doñana 2005 a partir de un MDT de alta precisión (Cambroneró & De Pourq, 2006). Por su parte, los datos de la curva de las Tablas de Daimiel y de Gallocanta fueron obtenidas a partir de informes proporcionados por la oficina de planificación hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Guadiana y del Ebro respectivamente. Para el caso de Fuente de Piedra se empleó la curva de llenado obtenida mediante fotografías aéreas, los registros de niveles de agua y el Modelo Digital del Terreno (Junta de Andalucía, 2005). Para el Lago de San Mauricio se dispone de la curva de llenado/vaciado que figura en el informe "Asistencia técnica para el control del estado de los lagos de la cuenca del Ebro según la Directiva 2000/60/CE Campaña 2009".

La información hidrológica tiene su origen en el modelo SIMPA (Simulación Precipitación-Aportación). Se trata de un modelo hidrológico distribuido utilizado para la evaluación de los recursos hídricos en régimen natural. Fue desarrollado por el Centro de Estudios Hidrográficos del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) durante la elaboración del Libro Blanco del Agua en España y ha sido empleado por los Organismos de cuenca para la elaboración de sus respectivos planes hidrológicos. Los datos fueron proporcionados por la Dirección General del Agua dependiente del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA, 2010).

La descripción del funcionamiento hidrológico e hidrogeológico también se ha realizado a partir de la información de los trabajos del IGME (por ejemplo 1984, 1988 y 2009). El contexto hidrogeológico ha sido descrito a partir de los trabajos de los Organismos de cuenca en el marco de la elaboración de los planes hidrológicos, así como los planes de las respectivas comunidades autónomas (por ejemplo Junta de Andalucía 2005). La caracterización de las condiciones hidrológicas actuales se ha realizado a partir de los datos obtenidos en el seguimiento de niveles de lámina de agua de los humedales (caso de Doñana, Gallocanta, Daimiel y Fuente de Piedra, así como otros trabajos recopilatorios (p.ej. IGME 2009). Para el caso de Lago de San Mauricio, no se dispone de datos de nivel de lámina de agua.

En relación a la información biológica y ecológica, las fuentes han sido diversas. En el caso de la fauna, la identificación de las especies con valor de conservación de los humedales se ha revisado el Formulario Normalizado de Datos como espacios de la Red Natura 2000 y la Ficha Informativa de Humedal Ramsar. También han sido consultados diversos documentos técnicos empleados para la planificación y gestión de estos espacios, como los respectivos PORN y PRUG. Algunos aspectos particulares de las especies han sido consultados con trabajos monográficos. Así por ejemplo, los aspectos relacionados con la biología de reproducción de los flamencos en Fuente de Piedra han sido

tratados a partir del seguimiento de la especie en la laguna (Rendón et al., 2009) y diversos trabajos complementarios (Rendón, 1986 y 1987; Rendón y Jonson 1996). La relación entre variables hidráulicas de los humedales y la localización y composición de las comunidades vegetales han sido obtenidas de trabajos específicos como García Viñas et al. (2005) en el caso de Doñana.

En el caso de la flora y vegetación se han revisado diferentes estudios y documentos técnicos (Blanca et al., 2000; Ministerio de Medio Ambiente, 2001; Ficha Informativa Ramsar, etc.). Para la presencia de los hábitats de interés comunitario se ha consultado el Formulario Oficial de la Red Natura 2000. Para la interpretación y descripción de las comunidades vegetales de los humedales en relación a los hábitats tipificados de interés comunitario se ha utilizado el Manual de Interpretación de los Hábitats de Interés Comunitario (Comisión Europea, 2003), trabajos de catalogación y tipificación de comunidades vegetales (Ministerio de Medio Ambiente, 2001) y las bases ecológicas para gestión de humedales (Auct, 2009).



# Capítulo 4

## Contexto legal de las necesidades hídricas de los humedales

### 4.1. Introducción al análisis legal

#### *4.1.1. Marco legal general de protección de los humedales*

Existen multitud de tratados, convenciones y programas internacionales cuya finalidad incluye, entre otros objetivos, la conservación de los humedales. Por destacar sólo algunos de ellos, la Convención de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica persigue la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad, incluyendo en su marco de acción prioritario los ecosistemas acuáticos continentales. Otro ejemplo es el Programa Man and Biosphere (MaB) de la UNESCO, donde los humedales forman parte de su red de Reservas de la Biosfera con objeto de reconciliar la conservación de la biodiversidad y los recursos biológicos con su uso sostenible.

Sin menoscabo de la importancia de estos y otros instrumentos internacionales, sin duda en el ámbito de la conservación de los humedales es necesario resaltar la Convención de Ramsar. Se trata de la única convención internacional cuyos objetivos persiguen específicamente impedir su pérdida progresiva este tipo de ecosistemas, asegurar su conservación así como la biodiversidad que albergan, contribuyendo de esta forma al logro de un desarrollo sostenible en todo el planeta. Desde sus inicios esta convención supuso una revolución en relación a la concepción y percepción de las necesidades de conservación y protección de los humedales y sus recursos, motivando la aparición de las primeras normas de protección de la naturaleza en muchos países como es el caso de España (Bernués, 1997).

No cabe duda de que existe una corriente a escala global que promueve la conservación de los ecosistemas acuáticos (CE, 2014). No obstante, a pesar de los grandes avances realizados en la conservación de los humedales en base a los grandes acuerdos intergubernamentales, la aplicación del ordenamiento jurídico internacional en el plano ambiental ha demostrado ser problemática debido a su falta de obligatoriedad para los Estados Parte en la mayoría de los casos (Junta de Andalucía, 2004). Esta situación contrasta con el derecho de la Unión Europea, donde sus instituciones están facultadas para dictar normas obligatorias y controlar su cumplimiento; es decir, el derecho comunitario conforma un sistema de garantías jurídicas eficaz y completo (Lacalle, 2003).

Dentro ya del marco europeo, los sucesivos Programas de Acción Comunitaria en materia de Medio Ambiente configuraron una serie de instrumentos directa o indirectamente relacionados con la conservación de los humedales, especialmente a partir del Quinto. En este contexto, las directivas sobre la conservación de la biodiversidad han sido instrumentos normativos de gran trascendencia en la conservación de estos ecosistemas.

En este contexto, a fines de la década de los años '70 fue aprobada la Directiva Aves<sup>12</sup> (DA) cuyo objetivo general era y es la conservación de todas las especies de aves silvestres, incluyendo sus huevos, nidos y hábitats (artículo 1). La DA exige a los Estados Miembros la adopción de todas las medidas necesarias para lograr dicho objetivo (artículo 2) de tal forma que cuando un lugar constituya el hábitat de especies cuya supervivencia esté amenazada podrá ser declarado como Zona Especial Protección para las Aves (ZEPA) y estar sujeto a un estatus jurídico que evite cualquier deterioro o contaminación (artículo 4).

Por su parte, la Directiva Hábitats<sup>13</sup> (DH) promulgada a principios de la década de los años '90, tenía como objetivo contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y la flora y fauna silvestre (artículo 2). Para cumplir con esta finalidad se crea la Red Natura 2000 que aglutina las ZEPA mencionadas y los Lugares de Importancia Comunitaria (posteriores Zonas Especiales de Conservación), lugares que albergan tipos de hábitats naturales recogidos en el Anexo I y los hábitats de especies que figuran en el Anexo II. Al igual que en la Directiva Aves, se exige a los Estados miembros que adopten las medidas de conservación necesarias para alcanzar los objetivos propuestos.

En el año 2000, la Directiva Marco del Agua (DMA) entró en vigor estableciendo un nuevo contexto de conservación y restauración de los ecosistemas acuáticos sobre la base de su protección, el principio del uso racional y la obligación de establecer medidas de gestión que eviten los procesos de degradación de los ecosistemas. Por primera vez, una Directiva se articula alrededor de la conservación de los ecosistemas como entidades

---

<sup>12</sup> Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres.

<sup>13</sup> Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres

funcionales y no sólo en la gestión de algunos de sus componentes bióticos o abióticos como habían hecho las directivas precedentes. El fin último de esta Directiva es la consecución del Buen Estado Ecológico de los ecosistemas acuáticos europeos, incluyendo los humedales.

En el año 2001 la Comisión presentó una Comunicación al Consejo y al Parlamento Europeo<sup>14</sup> para el desarrollo de una Estrategia de Biodiversidad de la Unión Europea. En esta Comunicación se consideraba que los humedales tienen una importancia primordial para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica y que la política de aguas es altamente estratégica para su conservación. Por este motivo, se propuso dentro de las actuaciones relativas a la conservación de los recursos naturales y como objetivo prioritario “*Utilizar la Directiva Marco de Aguas como instrumento para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad...*”, así como “*Proteger los humedales de la Comunidad y restaurar el carácter ecológico de los humedales degradados*”.

Al igual que sucede a nivel comunitario, en el ámbito estatal se pueden diferenciar dos grandes corrientes para la conservación de los humedales dentro del marco jurídico: aquella que hace referencia a la temática relacionada con la política de aguas (ya sean continentales o costeras) y aquella otra que se refiere a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica, los espacios naturales y las especies de fauna y flora silvestres<sup>15</sup>.

En el contexto de la legislación de aguas, la Ley Básica 29/1985 de Aguas marcó un primer antecedente en la normativa de protección de los humedales españoles. El desarrollo de esta legislación ha permitido disponer de una definición formal de humedal, la necesidad de su inventariación y delimitación, la elaboración de planes hidrológicos donde se incluyan medidas para su protección, la inclusión en el dominio público hidráulico de las aguas continentales (tanto superficiales como subterráneas), la protección de los cauces naturales, los lechos de lagos, lagunas y embalses y los acuíferos subterráneos, así como la restauración y creación de humedales.

Cuando las zonas húmedas poseen unos sobresalientes valores naturales merecedores de unas garantías más estrictas, la legislación de aguas remite la regulación de la protección a la legislación ambiental específica. La legislación más relevante relacionada con la conservación de la naturaleza que afectaba directamente a los humedales se articuló bajo el marco jurídico de la Ley 4/1989, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres (posteriormente derogada por la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad). Fue muy significativo en aquel momento el Artículo 9.3

---

<sup>14</sup> Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo - Plan de acción sobre biodiversidad para la conservación de los recursos naturales /\* COM/2001/0162 final \*/

<sup>15</sup> Aunque fuera de este marco existe otra normativa que puede suponer un instrumento importante dentro del campo de la protección jurídica de los humedales (como son la legislación del Suelo o la de Evaluación de Impacto Ambiental) en la tesis no se dedicará un desarrollo específico de sus contenidos.

donde se establecía que “*la planificación hidrológica deberá prever en cada cuenca hidrográfica las necesidades y requisitos para la conservación y restauración de los espacios naturales en ella existentes y, en particular, de las zonas húmedas*”. En relación a las previsiones para la defensa de los humedales destacan las figuras concretas de clasificación de los espacios protegidos, la ordenación del uso y gestión de los recursos en las áreas protegidas, la declaración de una zona húmeda como espacio natural protegido y su reclasificación urbanística, y la extensión de las medidas protectoras más allá de los terrenos clasificados de especial protección a las zonas periféricas de protección.

#### **4.1.2. Contenidos del análisis legal: preguntas objeto de investigación**

Dentro del ámbito legal existen diversos aspectos de interés práctico para la determinación de las necesidades hídricas de los humedales y, en consecuencia, posibles condicionantes sobre los métodos de cálculo. Por ejemplo, hay que considerar el tipo de ecosistemas en los que debe abordarse sus necesidades de agua, los objetivos ambientales que persiguen cumplir las propuestas de las necesidades hídricas o los contenidos mínimos de los estudios. En relación a la perspectiva legal que incluye este capítulo, las preguntas que han sido identificadas con un mayor interés práctico para el desarrollo de esta tesis son las siguientes:

- ¿Cuál es el concepto de humedal y de sus necesidades hídricas desde el ámbito legal?
- ¿Cuándo un humedal es objeto de conservación y requiere el estudio de sus necesidades hídricas?
- ¿En qué humedales es necesario determinar sus necesidades hídricas? ¿En todos?
- ¿Cuáles son los aspectos ambientales que deben considerar los estudios de las necesidades hídricas de los humedales?
- ¿Cuáles son los niveles de protección que deben otorgar las necesidades hídricas a los humedales?
- ¿Dónde deben quedar formalmente establecidas las necesidades hídricas de los humedales?
- ¿Existen criterios legales o referentes para definir las necesidades hídricas de los humedales?

Estas preguntas han llevado a plantear el análisis legal en torno a los siguientes aspectos: conceptos previos y terminología, los humedales como objeto de conservación, finalidad y objetivos que se persiguen alcanzar con la adopción de las necesidades hídricas y, contenidos de los estudios de necesidades hídricas.

## **4.2. Análisis legal en torno a las necesidades hídricas de los humedales**

### **4.2.1. Conceptos previos**

#### *4.2.1.1 Concepto de humedal*

La gran diversidad de hábitats acuáticos y sus peculiaridades en las diferentes partes del mundo ha dado lugar a un gran número de definiciones del concepto de humedal (Plan español de humedales). De forma genérica, las definiciones de humedal pueden agruparse en tres tipos. Según se describe en el Plan Andaluz de Humedales (Junta de Andalucía, 2004), las definiciones estratégicas o formales son utilizadas para desarrollar programas relacionados con una situación puntual o específica (p.e. protección de aves, etc.) y no tienen un contenido científico ni emplean criterios de identificación y delimitación. Por su parte, las definiciones científicas se basan en el conocimiento ecológico y el funcionamiento hidrológico de los humedales, con mayor o menor incidencia en alguno de estos aspectos, empleando criterios científicos para identificar y establecer los límites de cualquier tipo de humedal. Finalmente, están las definiciones legales que son aquellas que han sido incorporadas en la legislación de los países.

Según el LBAE, en España no existe una definición técnica de humedal unánimemente aceptada por los científicos y profesionales de los diversos campos relacionados con la ecología y la gestión de estos ecosistemas (MMA, 2000). No obstante, desde una perspectiva científica, González Bernáldez y Montes (1989) desarrollaron para España una definición científica con una base ecológica general adecuada a las características ecológicas de los humedales españoles. Según estos autores *“un humedal es una unidad funcional del paisaje que no siendo un río, ni un lago ni el medio marino, constituye en el espacio y en el tiempo una anomalía hídrica positiva respecto a un entorno más seco. El exceso de humedad debe ser lo suficientemente importante para afectar a los procesos físicos, químicos y biológicos del área en cuestión. Estas unidades territoriales se caracterizan básicamente por contener suelos hídricos y vegetación higrófila, además de poseer una fauna, microorganismos y unos usos humanos diferentes a la de los espacios adyacentes”*. Esta definición científica puede mostrar ciertas contradicciones con otras definiciones legales o formales. Por ejemplo, la definición de humedal utilizada en el Convenio de Ramsar es mucho más amplia con el objeto de ser un paraguas que ampare todo tipo de ecosistemas acuáticos epicontinentales e incluso las zonas costeras

A diferencia de otros países de la UE, en nuestro país también existe una definición legal de humedal. El Texto Refundido de la Ley de Aguas<sup>16</sup> (TRLA) establece en el Artículo 11 que las zonas pantanosas o encharcadizas, incluso las creadas artificialmente, tendrán

---

<sup>16</sup> Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.

la consideración de zonas húmedas. El Reglamento de Dominio Público Hidráulico<sup>17</sup> (RDPH) en su Art. 275 especifica que se consideran zonas húmedas:

- a) *Las marismas, turberas o aguas rasas, ya sean permanentes o temporales, estén integradas por aguas remansadas o corrientes y ya se trate de aguas dulces, salobres o salinas, naturales o artificiales.*
- b) *Las márgenes de dichas aguas y las tierras limítrofes en aquellos casos en que, previa la tramitación del expediente administrativo oportuno, fuera así declarado, por ser necesario para evitar daños graves a la fauna y a la flora.*

La Ley 22/1988 de Costas no establece una definición de humedal, sin embargo en su artículo 3.1 incluye como bienes del dominio público marítimo-terrestre estatal a los humedales costeros que estén influidos por la dinámica marina, abarcando marismas, albuferas, marjales, esteros y, en general, los terrenos bajos que se inundan como consecuencia del flujo y reflujo de las mareas, de las olas o de la filtración del agua de mar.

En el ámbito de la legislación ambiental, según el Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo, por el que se regula el Inventario nacional de zonas húmedas, se entienden por zonas húmedas aquellas que:

1. *Tienen naturaleza de humedal, entendiéndose por tal las unidades ecológicas funcionales que actúen como sistemas acuáticos o anfibios (al menos temporalmente), incluyendo las marismas, turberas o aguas rasas, ya sean permanentes o temporales, estén integradas por aguas remansadas o corrientes, y ya se trate de aguas dulces, salobres o salinas, naturales o artificiales. Las márgenes de dichas aguas y las tierras limítrofes en aquellos casos en que, previa la tramitación del expediente administrativo oportuno, fuera así declarado como tal, por ser necesario para evitar daños graves a la fauna, a la flora o a la propia dinámica del humedal, así como las áreas costeras situadas en la zona intermarcial.*
2. *Pueden ser clasificadas en alguno de los tipos considerados en el Inventario (basada en la tipología de humedales Ramsar).*

Es importante resaltar que la definición científica de humedal presenta ciertas diferencias con la definición del Real Decreto 435/2004 o la propia definición de Ramsar. En este sentido, en el contexto de la presente tesis no se incluyen como humedales los ríos ni las zonas marinas costeras, abarcando por el contrario lo que científicamente se conocen como “ecosistemas leníticos, es decir, los lagos y humedales, ecosistemas acuáticos epicontinentales de aguas retenidas, sean permanentes o temporales.

---

<sup>17</sup> Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los títulos preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.

En lo que respecta a las Directivas, la DMA no hace ninguna definición genérica de humedales, si bien en las definiciones del Art. 2 se define la categoría “lago” como una masa de agua continental superficial quieta y las “aguas de transición” como masas de agua superficial próximas a la desembocadura de los ríos que son parcialmente salinas como consecuencia de su proximidad a las aguas costeras, pero que reciben una notable influencia de flujos de agua dulce. En relación a estas definiciones conviene apuntar dos aspectos:

- a) La Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) admite la inclusión bajo la denominación de “zonas húmedas” en cualquiera de estas dos categorías de masas de agua (lagos o aguas de transición), siempre que se cumplan con los criterios reglamentarios.
- b) Las masas de agua se evalúan según su “estado ecológico”, entendiéndose éste como una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales. Es decir, conceptualmente las masas de agua se entienden y son tratadas como ecosistemas.

Por lo que respecta a la Directiva Aves y la Directiva Hábitats, en ellas no se realiza ninguna definición de humedales.

#### *4.2.1.2 Concepto y terminología de necesidades hídricas*

Históricamente el concepto de los caudales ecológicos o ambientales fue desarrollado como respuesta a la degradación de los ríos causada por un uso excesivo de agua. En este contexto se han venido definiendo los caudales ecológicos como la cantidad de agua que se deja en un ecosistema acuático para el propósito específico de gestión que se persiga en ese ecosistema (Brown y King, 2003; King et al, 2003; Arthington et al., 2006).

A pesar de que el concepto de los caudales ecológicos ha existido por más de 40 años, todavía no existe una única definición sobre los mismos (Moore, 2004). No obstante, en la Conferencia Internacional de Caudales Ecológicos celebrada en Australia en 2007 donde participaron más de 750 científicos, economistas, ingenieros, gestores de recursos y legisladores de más de 50 países fue consensuada una definición de caudales ecológicos (o medioambientales), entendiéndose como tales “*los flujos de agua, el momento de aplicación y la calidad del agua precisos para mantener los ecosistemas de agua dulce y estuarinos, así como los medios de subsistencia y bienestar de las personas que dependen de tales ecosistemas*”.

Existen otras muchas definiciones utilizadas en diferentes ámbitos. Por ejemplo Dyson, et al. (2003) en la guía de la UICN sobre caudales ambientales definen los caudales ecológicos como “*el régimen del agua en un río, humedal o zona costera para mantener los ecosistemas y sus beneficios*”. Arthington y Pusey (2003) definen el objetivo de caudales ambientales como “*mantener o restablecer parcialmente características importantes del régimen hidrológico natural (es decir, la cantidad, frecuencia, momento y duración de*

*los eventos de flujo, tasas de cambio y previsibilidad/variabilidad) necesaria para mantener o restaurar los componentes biofísicos y los procesos ecológicos de los ríos y aguas subterráneas, las llanuras de inundación y los ecosistemas aguas abajo que reciben las aguas*". Por su parte, Hirji y Davis (2009) definen los caudales ambientales como la "calidad, cantidad y distribución de agua necesaria para mantener los componentes, funciones, procesos y resiliencia de los ecosistemas acuáticos que proporcionan bienes y servicios a personas". En el IV Simposio Internacional de Ecohidráulica, se definieron como el agua que queda en un sistema para gestionar el estado de conservación del cauce, riberas, humedales, llanuras aluviales o estuario, mientras que el International Water Management Institute (2004) define los caudales ambientales como "la provisión de agua para ecosistemas dependientes de agua dulce con la finalidad de mantener su integridad, productividad, servicios y beneficios en los casos cuando estos ecosistemas están sujetos a una regulación del caudal y en competencia con múltiples usuarios del agua".

Según se describe en el Libro Blanco del Agua en España (MMA, 2000), los primeros antecedentes en España sobre los caudales mínimos ambientales se vincularon históricamente a la necesidad de preservación la pesca. No fue hasta la década de los '90 cuando la Administración no abordó la adopción de criterios para determinar limitaciones al caudal circulante en tramos regulados, donde el criterio habitualmente mantenido era condicionar la construcción de una gran presa a que, en su gestión, se mantuviera un caudal vertido desde la misma calculado para la supervivencia de los ecosistemas existentes aguas abajo de las presas (MMA, 2000). Una revisión de la aplicación de los caudales ecológicos en España desde los primeros planes hidrológicos españoles hasta el año 2007 puede encontrarse en Sánchez y Martínez (2009).

En líneas generales, el concepto de los caudales ecológicos en ríos ha precedido al propio de lagos y humedales en su definición, desarrollo y aplicación. No obstante, el Libro Blanco del Agua en España (LBAE) ya hacía referencia a que los requerimientos ambientales hídricos de un lago o embalse están determinados por su volumen, capacidad y calidad de sus aguas; es decir, "se deberá atender para su preservación ambiental a factores de mantenimiento de la calidad del agua, de ordenación de usos en sus cuencas vertientes y de unos niveles mínimos de los que no se debe bajar". En el caso de los requerimientos hídricos de humedales, el LBAE también explicaba que la gestión adecuada para su preservación deberá estar referida a las entradas de agua y al nivel del freático del acuífero donde se encuentren; en el caso de los deltas sólo hace alusión a que el aporte fluvial es el responsable en gran medida de la evolución de estas formaciones, tanto desde el punto de vista de aportes sedimentarios como del mantenimiento de las zonas húmedas asociadas a estos sistemas a través de la alimentación de los acuíferos.

Desde un punto de vista normativo, la Ley 11/2005 de modificación del Plan Hidrológico Nacional (PHN) define por primera vez los caudales ecológicos en el ámbito de los ecosistemas lóticos, entendiéndolo como tales "los que mantiene como mínimo la vida piscícola que de manera natural habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera". Por su parte, el Art. 18 del RPH avanza en el contenido de la definición y lo



amplía a las aguas de transición, indicando que el régimen de caudales ecológicos “*se establecerá de modo que permita mantener de forma sostenible la funcionalidad y estructura de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados, contribuyendo a alcanzar el buen estado o potencial ecológico en ríos o aguas de transición*”.

En la IPH es donde se habla específicamente de los requerimientos hídricos de lagos y humedales, indicando que estas tienen como objetivo fundamental “*contribuir a alcanzar su buen estado o potencial ecológico a través del mantenimiento a largo plazo de la funcionalidad y estructura de dichos ecosistemas, proporcionando las condiciones de hábitat adecuadas para satisfacer las necesidades de las diferentes comunidades biológicas propias de estos ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados, mediante la preservación de los procesos ecológicos necesarios para completar sus ciclos biológicos*”.

La DMA no define explícitamente ni los caudales ecológicos referidos a ríos ni las necesidades hídricas en el caso de lagos y humedales. No obstante, se puede interpretar un concepto genérico de las necesidades hídricas de lagos y humedales a partir de los condicionantes que debe cumplir su régimen hidrológico, tal como queda establecido en las definiciones del estado ecológico del Anexo V y los parámetros para evaluarlo. En el caso de los lagos, “*la cantidad y dinámica del caudal, el nivel, el tiempo de permanencia y la conexión resultante a aguas subterráneas deben ser coherentes con la consecución de los valores especificados para los indicadores de calidad biológicos del objetivo ambiental que se trate*”. Algo similar ocurre con las aguas de transición, donde “*el régimen de caudales de agua dulce debe proporcionar condiciones coherentes con los valores especificados de los indicadores de calidad biológicos*”.

En relación al concepto de las necesidades hídricas, tanto en el plano científico como en el plano legal, es importante resaltar un cambio en los últimos años con gran trascendencia para el estudio de las necesidades de agua de los ecosistemas. Se trata de la clara vinculación que actualmente existe entre las necesidades de agua de los ecosistemas y el estado de conservación último que se persigue, o lo que es igual, sus objetivos ambientales que se concretan en el llamado “estado de conservación favorable” en la Directiva Hábitats, y en el “buen estado ecológico” en la Directiva Marco del Agua. En el año 2000, el LBAE alude a que la dificultad principal para la estimación de los requerimientos hídricos ambientales se haya en la definición del límite hasta el que resulta aceptable modificar el régimen de caudales naturales sin poner en peligro la supervivencia y los niveles normales (naturales) de las poblaciones acuáticas. La Ley de modificación del Plan Hidrológico Nacional<sup>18</sup> define los caudales ambientales como aquellos que mantienen como mínimo la vida piscícola que, de manera natural, habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera. “*Poner en peligro las poblaciones acuáticas naturales*” o “*mantener la vida piscícola*” son expresiones genéricas o muy restringidas

---

<sup>18</sup> Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.

en relación a lo que actualmente se entiende por mantener la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos en un estado ecológico determinado *sensu* DMA. Este salto cualitativo se produjo en el RPH donde específicamente se menciona que los caudales ecológicos deben contribuir a alcanzar el buen estado o potencial ecológico, y además no se hace referencia explícita al río y sus riberas sino, de una forma más amplia, a cualquier tipo de ecosistema acuático contemplado en la DMA. Igual sucede en el caso de la IPH, donde se hace una referencia explícita al caso de los lagos y zonas húmedas indicando que el régimen de aportes hídricos deberá contribuir a conseguir los objetivos ambientales y que estos aportes no impidan el cumplimiento de las normas y objetivos específicos en caso de zonas protegidas.

Esta interpretación ha sido adoptada formalmente en el documento CIS 31 de caudales ecológicos (WFD CIS, 2015). En el contexto de esta Guía, el Grupo de Trabajo consideró los caudales ecológicos dentro de la DMA como “*un régimen hidrológico consistente con el logro de los objetivos medioambientales, refiriéndose específicamente al no deterioro de la situación existente, logro del buen estado ecológico y el cumplimiento de las normas y objetivos de las áreas protegidas*”.

En relación a la terminología empleada en torno al concepto de necesidades hídricas, el LBAE hace referencia a los “requerimientos ambientales hídricos” en el caso de lagos y “requerimientos hídricos” de humedales. La Ley del PHN hace referencia a los “requerimientos hídricos” necesarios que garanticen la conservación de los humedales. El Reglamento de Planificación Hidrológica (RPH) hace referencia a que el plan hidrológico determinará el régimen de caudales ecológicos en los ríos y aguas de transición definidos en la demarcación, incluyendo también las “necesidades de agua” de los lagos y de las zonas húmedas. Por su parte, la IPH en su apartado 3.4.4 se refiere a los requerimientos hídricos de lagos y zonas húmedas, mencionando expresamente el término “requerimientos hídricos ambientales”. En cualquier caso, parece ser que todos ellos hacen alusión al mismo concepto, que puede ser expresado mediante estos mismos sinónimos.

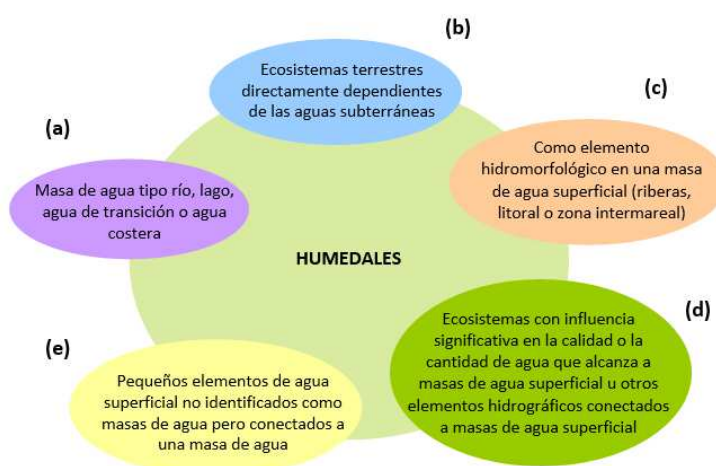
#### **4.2.2. Consideración de los humedales como objeto de conservación**

##### *4.2.2.1 Humedales como masas de agua en el contexto de la Directiva Marco del Agua*

La Directiva Marco del Agua cubre todas las aguas, incluyendo las aguas continentales (agua superficial y subterránea) y las aguas de transición y costeras hasta una milla de mar de la base territorial de un Estado miembro, independiente del tamaño y las características. Un objetivo clave de esta Directiva es prevenir todo deterioro adicional y proteger y mejorar el estado de los ecosistemas acuáticos con respecto a sus necesidades de agua. El éxito de la Directiva en la consecución de este propósito y los objetivos relacionados, se mide principalmente por el estado de las masas de agua, siendo estas las unidades que se utilizan para informar y evaluar el cumplimiento de objetivos ambientales de la Directiva (WFD CIS, 2005). El hecho de que un lago o humedal sea considerado como una masa de agua en el contexto de la DMA implica unas obligaciones para el

Estado Miembro, que en general se pueden resumir en: el análisis de presiones, evaluación de su estado ecológico, establecimiento de los objetivos ambientales y diseño de medidas alcanzar o mantener tales objetivos. Por tanto, los lagos y humedales designados como masa de agua en el contexto de la DMA son objeto de conservación.

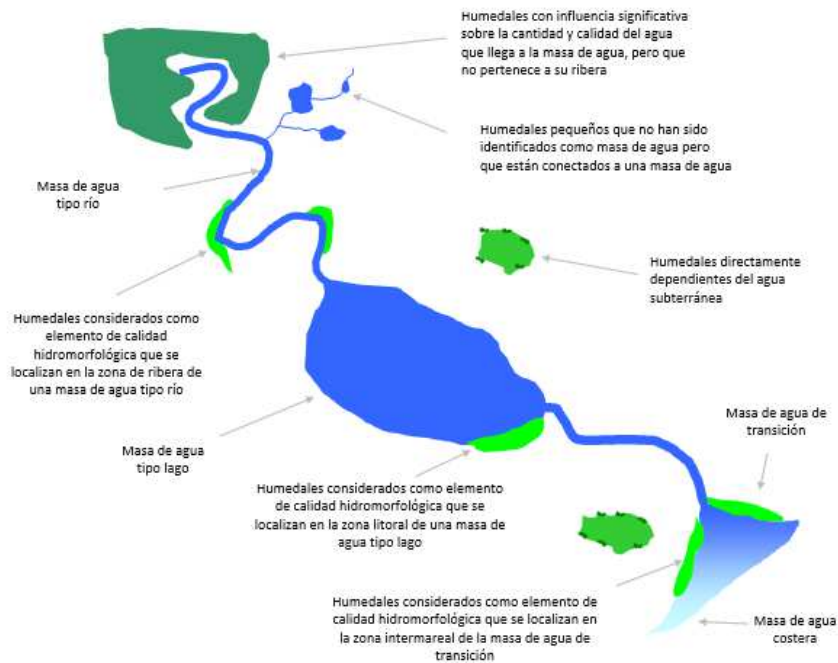
Los humedales *sensu stricto* no aparecen explícitamente como una categoría de masa de agua superficial de la Directiva, si bien pueden estar o formar parte de alguna de las categorías existentes (ríos, lagos, aguas de transición y aguas costeras) (WFD CIS, 2003c). Este documento guía ayuda a comprender como deben ser entendidos los humedales en el contexto de la Directiva. En este sentido, los humedales son objeto de conservación cuando están incluidos en alguna categoría, forman parte de alguna masa de agua o influyen significativamente sobre ellas (fig. 4.1).



Fuente: Sánchez et al., 2011

Figura 4. 1. Referencias de la DMA a los humedales.

La figura 4.2 representa esquemáticamente estas posibles situaciones de los humedales dentro de una cuenca en el contexto de la DMA.



Fuente: Sánchez et al., 2011

**Figura 4. 2. Situaciones de humedales en el contexto de masas de agua de la DMA.**

A los efectos de la planificación hidrológica y en relación a sus necesidades de agua, es importante que los humedales sean considerados bien como indicadores de calidad hidromorfológica de las aguas superficiales (humedales de ribera o intermareales), tratándose de ecosistemas que dependen directamente de masas de agua subterránea o bien humedales pequeños vinculados a masas de agua superficial. No obstante, desde el punto de vista de su protección directa resulta de gran interés que los lagos y humedales sean identificados como “masa de agua”, ya que esta es la unidad de gestión sobre la que recaen obligaciones específicas por parte de los Estados miembros como el análisis de presiones, riesgo de cumplimiento de objetivos, evaluación del estado, etc.

En relación a las categorías de masas de agua dentro de la DMA, según se define en el Art. 2, la categoría “lago” hace referencia a las “*masas de agua continental superficial quieta*”. Esta definición amplia de “lago” no excluye *a priori* al conjunto de ecosistemas leníticos epicontinentales (lagos y humedales) que pueden ser entendidos como una asociación de las masas de agua retenidas unificadas bajo la categoría “lagos” (Camacho, 2008). Así ha sido interpretada en la normativa española cuando en la IPH en su apartado 2.2.1.1.3 considera como masas de agua de esta categoría aquellos lagos y zonas húmedas que cumplen con los criterios para su designación. Complementariamente, y según

también indica la IPH, aquellos lagos o zonas húmedas próximos a la costa que, verificando los criterios anteriores, presenten una influencia marina tal que determine las características de las comunidades biológicas presentes, se integrarán en la categoría de aguas costeras o de transición como lagunas costeras o de transición, respectivamente.

Una vez entendido que los humedales están integrados en las categorías “lago” y “aguas de transición” en el desarrollo de la DMA en España, resulta relevante conocer cuáles son los criterios utilizados para ser obligatoriamente declarados como masas de agua. En el caso de la categoría “lagos”, el Anexo II de la Directiva establecía una extensión mínima de 50 ha para ser identificados como masas de agua. Cabe recordar que el conjunto de humedales españoles se caracteriza por existir un elevado número pero de escaso tamaño, con lo cual, la aplicación de este umbral en España dejaría fuera un gran número de pequeños lagos y humedales con gran importancia para la conservación de la biodiversidad.

A pesar de que la Directiva establece este valor umbral, también otorga a los Estados miembros la potestad de utilizar la información existente para identificar las masas de agua, incluyendo otros factores como su importancia ambiental, valores culturales, etc. Por esta razón, el gobierno de España amplió el criterio de inclusión, considerando como masa de agua aquellos lagos o humedales que cumpliesen alguna de las siguientes condiciones:

- Tener una extensión superior a las 50 ha, considerando la inundación máxima.
- Tener una extensión considerando el perímetro de máxima inundación superior a 8 ha y una profundidad máxima superior a 3 m.
- Estar incluidas en la lista de humedales de importancia internacional de la Convención de Ramsar.
- De manera justificada, presentar una especial relevancia ecológica.

Con todo ello, en los planes hidrológicos del periodo 2009-2015 el número de masas de agua de la categoría lago y aguas de transición para las demarcaciones españolas casi alcanza las 450 (tabla 4.1).

**Tabla 4. 1. Masas de agua categoría lago y aguas de transición en las demarcaciones españolas**

Demarcación	Masas por categoría	
	Lago	Aguas de transición
Cantábrico Oriental	3	14
Cantábrico Occidental	7	21
Galicia Costa	0	22
Miño-Sil	3	2
Duero	19	NA
Tajo	16	NA

Demarcación	Masas por categoría	
	Lago	Aguas de transición
Guadiana	59	4
Tinto, Odiel, Piedras	5	11
Guadalquivir	35	13
Guadalete-Barbate	8	10
Cuencas Mediterráneas Andaluzas	8	7
Segura	6	NA
Júcar	19	4
Ebro	102	1
Cuenca Fluvial de Catalunya	27	22
<b>TOTAL</b>	<b>317</b>	<b>131</b>

Fuente: Elaboración propia

#### 4.2.2.2 Humedales como espacios de la Red Natura 2000

El Artículo 3 de la DH da pie a la creación de una red ecológica europea coherente de zonas especiales de conservación, denominada Natura 2000. Según dicho artículo, la red compuesta por los lugares que alberguen tipos de hábitats naturales que figuran en el Anexo I y de hábitats de especies que figuran en el Anexo II, deberá garantizar el mantenimiento o, en su caso, el restablecimiento, en un “estado de conservación favorable” de los tipos de hábitats naturales y de los hábitats de las especies de que se trate en su área de distribución natural. Asimismo, la Red Natura 2000 incluirá las zonas de protección especiales designadas por los Estados miembros con arreglo a las disposiciones de la Directiva 79/409/CEE.

Las ZEPA se designan para procurar la conservación de las especies de aves silvestres que vienen listadas en el Anexo I de la Directiva de Aves silvestres y de las aves migratorias de llegada regular, aunque no figuren en dicho anexo. Los LIC-ZEC se designan para procurar la conservación de los hábitats naturales listados en el Anexo I de la Directiva Hábitats y los hábitats de las especies de la flora y la fauna que vienen listados en el Anexo II de la Directiva Hábitats. En este Anexo II, y respecto de la fauna, se recogen especies de vertebrados (mamíferos, reptiles, anfibios, peces) e invertebrados.

En el contexto de las necesidades hídricas de los humedales en espacios de la Red Natura 2000, en primer lugar es necesario identificar con cierto grado de precisión los espacios que dependen del agua. El artículo 6.2 de la Directiva Marco del Agua y sus Anexos VII.A.3 y IV.1 (v) indican que el registro de zonas protegidas comprenderá todas las zonas (y por tanto las masas de agua comprendidas o relacionadas con las mismas) designadas para la protección de hábitats o especies en las que el estado del agua constituya un factor importante de su protección. Por tanto, la determinación de la dependencia del agua de hábitats y especies bajo ambas Directivas es un paso imprescindible para garantizar que haya una relación coherente entre la protección de los hábitats y especies ligadas al medio acuático en estos espacios y, por otro lado, los objetivos y medidas de los planes hidrológicos de cuenca (Howell y González, 2010).

Para determinar el grado de dependencia del agua de hábitats y especies se han recomendado y desarrollado algunos trabajos específicos. Por ejemplo, Howell y González García (2010) identificaron todas las especies de la avifauna española dependientes del agua seleccionando sólo las aves con dependencia directa de los ecosistemas acuáticos (o los hábitats asociados) para completar correctamente sus ciclos vitales en sus comportamientos habituales de reproducción, migración, invernada, alimentación, refugio o descanso. En otros casos, se han recomendado criterios generales para evaluar la dependencia del agua de hábitats y especies (Tabla 4.2).

**Tabla 4. 2. Criterios de dependencia del agua de hábitats y especies de interés comunitario**

<b>Especies (Directiva Hábitat y Aves)</b>	<b>Hábitats (Directiva Hábitats)</b>
Especies acuáticas que viven directamente en aguas superficiales definidas en el Artículo 2 de la DMA (p.e. cuchara común o <i>Anas clypeata</i> , mejillón de río o <i>Margaritifera margaritifera</i> , etc.)	Hábitats que constan de aguas superficiales o son completamente aguas superficiales (p.e. estuarios, lagunas costeras, etc.).
Especies con al menos un momento de su ciclo vital con dependencia de las aguas superficiales (p.e. grulla común o <i>Grus grus</i> , el caballito del diablo o <i>Coenagrion mercuriale</i> , etc.)	Hábitats con dependencia de procesos cíclicos de inundación por aguas superficiales o de mantenimiento de niveles freáticos de aguas subterráneas (p.e. bosques en galería de ríos con caudal intermitente, etc.).
Especies que aunque no sean acuáticas, dependen de hábitats que dependen del agua (integradas en los puntos 2b y 2c de esta tabla). (p.e. escribano palustre o <i>Emberiza schoeniclus</i> , avión zapador o <i>Riparia riparia</i> , etc.)	Hábitats no acuáticos, los cuales dependen de la influencia de aguas superficiales (p.e. dunas móviles embrionarias, etc.)

Fuente: Howell y González, 2010

Una vez quede definida su dependencia del agua, los humedales pueden ser objeto de conservación (y por tanto sujetos a normas de protección) en diferentes situaciones recogidas en las Directivas. Una primera situación es aquella en la que el humedal en su conjunto representa un tipo de hábitat del Anexo I de la Directiva Hábitat (por ejemplo una laguna temporal mediterránea que representa el HIC 3170). Esta Directiva incluye una catalogación de hábitats específicos de especial interés de conservación, en su gran mayoría representados por unidades de vegetación (asociaciones, alianzas, órdenes y clases) según un enfoque fitosociológico (Baraza et al., 1999), agrupadas en tipos de hábitats. En cambio, hay algunos tipos de hábitats que responden a unidades ecosistémicas bien definidas, como es el caso de algunos de los hábitats costeros y los tipos del grupo 31 de agua dulce (p.e. estuarios, lagunas costeras, estanques temporales mediterráneos, etc.). En este sentido, es relevante entender que los taxones vegetales incluidos en la definición del tipo de hábitat responden a las características bióticas y abióticas de los ecosistemas de los que forman parte (Auct. Pl. 2009).

Otra situación donde el humedal es objeto de conservación es aquella en la que existen hábitats de interés comunitario del Anexo I de la Directiva Hábitat formando parte individual del humedal. Una parte de los tipos de hábitats de interés comunitario está constituida por comunidades vegetales que, en su caso, fueron consideradas como elementos apropiados para la valoración y priorización de áreas de interés natural (Baraza et al.,

1999). En términos generales, se consideran hábitats de interés comunitario los amenazados de desaparición de su área de distribución natural, los que tienen un área de distribución natural reducida a causa de su regresión o debido a su área intrínsecamente restringida y los que constituyen ejemplos representativos de características de una o varias de las regiones biogeográficas (Baraza et al., 1999). Algunos de estos hábitats pueden formar parte de los humedales sin estar referidos en su conjunto a un tipo de hábitat comunitario. Así por ejemplo, los tipos de hábitat 1310 Vegetación halonitrófila anual sobre suelos salinos poco arenosos, 1410 Pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*) y 1420 Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (*Sarcocorneta fruticosi*) en las zonas interiores generalmente están representados por lagunas temporales de tipo salino, mientras que en las zonas costeras se encuentran generalmente en el entorno de humedales de tipo mareal, como los esteros u otros.

Finalmente, se pueden dar otras situaciones en las que el humedal o parte de él es un enclave que representa un hábitat para una especie de interés comunitario, bien del Anexo II de la Directiva Hábitats o bien en el Anexo I de la Directiva de Aves silvestres y de las aves migratorias de llegada regular. Dentro de las especies dependientes del agua, se deberán considerar también las especies de animales y plantas de interés comunitario del Anexo IV de la Directiva Hábitats que requieren una protección estricta incluso fuera de la Red Natura 2000, prestando atención a la conservación de los lugares de reproducción o de las zonas de descanso a las que hace referencia explícita el Artículo 12 de dicha Directiva. En todos estos casos, se deberá determinar si el hecho de garantizar las necesidades hídricas del humedal supone una medida que responde a las exigencias ecológicas de las especies presentes en los lugares.

Cabe recordar finalmente que la IPH establece en su apartado 4.7 que, en el caso de los espacios de la Red Natura 2000, “*se indicarán las masas de agua, tanto superficial como subterránea, vinculadas con la zona protegida. Asimismo, se recogerán los hábitats y especies a partir de los cuales se ha realizado la norma de protección, así como los requerimientos hídricos estimados de acuerdo con el apartado 3.4*”.

#### *4.2.2.3 Humedales como espacios bajo otro régimen de protección especial*

Las singulares características de los humedales pueden en algunos casos estar sujetas a algún tipo especial de protección más allá de las situaciones analizadas en los apartados precedentes. Por ejemplo, de manera general, el Art. 43.2 del TRLA dispone que “*Podrán ser declaradas de protección especial determinadas zonas, cuencas o tramos de cuencas, acuíferos o masas de agua por sus características naturales o interés ecológico, de acuerdo con la legislación ambiental y de protección de la naturaleza. Los planes hidrológicos recogerán la clasificación de dichas zonas y las condiciones específicas para su protección*”. Cabe recordar también que, a nivel regional, las Comunidades Autónomas disponen de competencias sobre medio ambiente, en uso de las cuales muchas de ellas han regulado su conservación y protección a través de normativas sobre espacios naturales protegidos. Esta protección a la que hace referencia el TRLA puede conllevar



la necesidad de determinar los requerimientos hídricos de los humedales con la finalidad de mantener sus características naturales o interés ecológico.

En el ámbito de la legislación de aguas, es interesante recordar que el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH), en relación a las zonas húmedas, establece en su Artículo 279 que está sujeto a previa autorización o concesión administrativa el aprovechamiento de los recursos existentes en la zona o dependientes de ella. Además, en el apartado 4 de dicho artículo se especifica que la Administración controlará particularmente los vertidos y el peligro de disminución de aportación de agua en la zona. En ambos casos se adoptarán las medidas necesarias en orden a preservar la cantidad y calidad de las aguas que afluyen a la zona, todo ello sin perjuicio de las prohibiciones y medidas generales establecidas en la Ley de Aguas.

En lo que respecta a la legislación ambiental, la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad establece un régimen de protección específico de espacios protegidos, hábitats y especies que puede condicionar la determinación y aplicación de las necesidades hídricas de los humedales. Una disposición relevante de esta Ley se encuentra en el Artículo 9, donde se hace referencia al Inventario Español de Zonas Húmedas (IEZH) con la finalidad, entre otras, de indicar las medidas de protección que deben recoger los Planes Hidrológicos de Demarcación de la Ley de Aguas. Esta situación queda reforzada por el Reglamento de Planificación Hidrológica (RPH) donde especifica en su Artículo 24 que en el Registro de Zonas Protegidas también se deberán considerar “*las zonas húmedas incluidas en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas de acuerdo con el Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo, por el que se regula el Inventario nacional de zonas húmedas*”.

Cabe recordar que el Inventario Español de Zonas Húmedas se configura como un instrumento al servicio de la conservación de los humedales, que recoge información sobre el número, extensión y estado de conservación de aquellas zonas húmedas que están situadas en territorio nacional, tal como señala el Real Decreto 435/2004 por el que se regula dicho Inventario, y que desarrolla el Art. 9.3 de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

En el IEZH deben inscribirse los espacios que reúnan las características establecidas en el Anexo I del Real Decreto 435/2004, por el que se regula el Inventario Español de Zonas Húmedas: sitios con naturaleza de humedal, esto es, que se ajusten a la definición de humedal anteriormente expuesta, y/o que puedan ser clasificados en alguna de las tipologías de humedal consideradas (recordemos que la clasificación utilizada era similar a la de la Convención de Ramsar, muy amplia por tanto) y, en su caso, aquellos que tengan expresamente atribuida la condición de zona húmeda en virtud de una norma específica de protección. Existen también criterios de inclusión basados en la superficie mínima del humedal. No obstante, en el Decreto se deja la puerta abierta a otros casos, ya que según se expresa en el Anexo I, se podrá promover la inclusión en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas de otros humedales que, no cumpliendo las condiciones anteriores (bien por extensión bien por características), posean algún elemento natural

de relevancia que justifique su inclusión, o conformen “complejos de humedales” de interés. La caracterización de cada zona húmeda incluida en el IEZH se realiza mediante una ficha, cuyo modelo general se incluye en el Anexo II del Real Decreto 435/2004 y en la cual se dedica el capítulo 3 al régimen de protección, planes y medidas de conservación.

Una de las características importantes del IEZH es que las inclusiones en el mismo deben ser obligatoriamente demandadas por las Comunidades Autónomas (Real Decreto 435/2004, Art. 4), quienes deben igualmente proporcionar la información técnica necesaria para ello, lo que está ralentizando considerablemente el desarrollo de este componente del Inventario (MAGRAMA, 2014). A fecha de agosto de 2015, el IEZH tiene incluidos los humedales propuestos por la Comunidad de Madrid (23 sitios), Andalucía (117 sitios), La Rioja (49 sitios), Comunitat Valenciana (48 sitios), el País Vasco (30 sitios) y Principado de Asturias (53), esto es, un total de 320 humedales distribuidos en 6 comunidades autónomas (fig. 4.3).

La Ley de 2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, en el segundo capítulo del Título II, establece el régimen especial para la protección de los espacios naturales. Estos espacios pueden coincidir en el espacio con la Red Natura 2000, pero disponen de un régimen jurídico de protección específico que puede ser diferente al derivado de las normas comunitarias europeas.



Fuente: MAGRAMA, 2015

Figura 4. 3. Distribución de humedales incluidos en el Inventario Español de Zonas Húmedas

El Artículo 15 de la Ley relativo a la planificación de los recursos y espacios naturales a proteger, establece en su apartado 1 que los recursos naturales y, en especial, los espacios naturales a proteger (entre los que se encuentran los espacios de la Red Natura 2000), serán objeto de planificación con la finalidad de adecuar su gestión a los principios inspiradores señalados en el artículo 2 de esta Ley. Entre los principios que tienen una relación directa con las necesidades de agua de estos ecosistemas cabe destacar “*el mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales y de los sistemas vitales básicos*”, “*la conservación de la biodiversidad, la utilización ordenada de los recursos para garantizar el aprovechamiento sostenible del patrimonio natural y, en particular, de las especies y de los ecosistemas*”, “*la conservación y conservación de la variedad, singularidad y belleza de los ecosistemas naturales*” y “*la integración de los requerimientos de la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y la biodiversidad en las políticas sectoriales*”. Las necesidades hídricas de los humedales son una herramienta clave para la puesta en práctica efectiva de estos principios en los casos que corresponda.

El Artículo 28 de la Ley 42/2007 se refiere al contenido de las normas reguladoras de los espacios naturales protegidos, disponiendo que estas normas así como sus mecanismos de planificación de la gestión, determinarán los instrumentos jurídicos, financieros y materiales que se consideren precisos para cumplir eficazmente los fines perseguidos con su declaración. Hay algunas disposiciones específicas en relación a las categorías de espacios naturales protegidos que establece esta Ley que pueden afectar a los criterios para definir las necesidades hídricas de los humedales. Así por ejemplo, en relación a los Parques, la Ley determina en su Artículo 30 (3) que se podrá limitar el aprovechamiento de los recursos naturales, prohibiéndose en todo caso los incompatibles con las finalidades que hayan justificado su creación. Por su parte, la Ley establece que en las Reservas Naturales estará limitada la explotación de recursos, salvo en aquellos casos en que esta explotación sea compatible con la conservación de los valores que se pretenden proteger. En los Monumentos Naturales, con carácter general, estará prohibida la explotación de recursos mientras que en los Paisajes Naturales se procurará el mantenimiento de las prácticas de carácter tradicional que contribuyan a la preservación de sus valores y recursos naturales.

El Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición (CEHPD) tiene una función análoga al Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEAA) y, por tanto, se crea con un doble objetivo. Primero, proporcionar un amparo legal explícito a los hábitats terrestres, acuáticos continentales y marinos en peligro de desaparición, cuya conservación o, en su caso, restauración exija medidas específicas de protección y conservación. Segundo, impulsar medidas tendentes a eliminar el riesgo de desaparición, ya sean las definidas en el ámbito autonómico o mediante las Estrategias y Planes de conservación y restauración.

El CEHPD se regula con el Artículo 24 de la Ley de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, donde se incluirán los hábitats en peligro de desaparición, cuya conservación o, en su caso, restauración exija medidas específicas de protección y conservación, por

tener su área de distribución muy reducida y en disminución, haber sido destruidos en la mayor parte de su área de distribución natural, haber sufrido un drástico deterioro de su composición, estructura o funciones ecológicas en la mayor parte de su área de distribución natural o encontrarse en alto riesgo de transformación irreversible a corto o medio plazo en una parte significativa de su área de distribución. Los efectos de inclusión en el Catálogo quedan regulados en el Artículo 25, implicando en su caso que una superficie adecuada será incluida en algún instrumento de gestión o figura de protección de espacios naturales, nueva o ya existente y que las Comunidades autónomas definirán y tomarán las medidas necesarias para frenar la recesión y eliminar el riesgo de desaparición de estos hábitats en los instrumentos de planificación y de otro tipo adecuados a estos fines.

El Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición no se ha instrumentado en el año 2012 tal y como disponía la Ley del Patrimonio Natural y la Biodiversidad en su Artículo 9, aunque se incluye en el desarrollo reglamentario del Inventario Español del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

En relación a la conservación de hábitats y especies, el Artículo 52 de la Ley 42/2007 establece que las Comunidades Autónomas adoptarán las medidas necesarias para garantizar la conservación de la biodiversidad que vive en estado silvestre, atendiendo preferentemente a la conservación de sus hábitats y estableciendo regímenes específicos de protección para aquellas especies silvestres cuya situación así lo requiera, incluyéndolas en alguna de las categorías mencionadas en los artículos 53 y 55 de esta Ley.

El Artículo 56 de la Ley de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad especifica que la inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas que las Comunidades Autónomas elaborarán y aprobarán los planes de recuperación y conservación para las especies amenazadas. En el caso de un taxón o población en la categoría de “en peligro de extinción”, el plan de recuperación incluirá las medidas más adecuadas para el cumplimiento de los objetivos buscados y, en su caso, la designación de áreas críticas donde se fijarán medidas de conservación e instrumentos de gestión, específicos para estas áreas o integrados en otros planes, que eviten las afecciones negativas para las especies que hayan motivado la designación de esas áreas. Por su parte, la inclusión de un taxón o población en la categoría de “vulnerable” también conllevará la adopción de un plan de conservación que incluya las medidas más adecuadas para el cumplimiento de los objetivos buscados.

Es interesante recordar que en la determinación de los caudales ecológicos (*sensu lato*), el objetivo será salvaguardar y mantener la funcionalidad ecológica de las especies (áreas de reproducción, cría, alimentación y descanso) y hábitats según los requerimientos y directrices recogidos por normativa nacional/autonómica (Catálogos de Especies Amenazadas, etc.). En este sentido, cuando un régimen hidrológico determinado sea necesario para recuperar una especie amenazada, será obligatorio determinar sus necesidades de agua correspondientes e incorporarlas en los instrumentos de planificación correspondientes.

### **4.2.3. Objetivos ambientales y necesidades hídricas de los humedales**

#### *4.2.3.1 Objetivos ambientales en el contexto de la DMA*

El Artículo 4 de la DMA establece los objetivos medioambientales que se deben alcanzar para todas las aguas de la Unión Europea. En el caso de las aguas superficiales, los Estados miembros habrán de aplicar las medidas necesarias para prevenir el deterioro del estado de todas las masas de agua superficial. También habrán de proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua superficial con objeto de alcanzar un buen estado y buen potencial ecológico en las mismas. En el caso de las aguas subterráneas, los Estados miembros habrán de proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua subterránea y garantizarán un equilibrio entre la extracción y la alimentación de dichas aguas con objeto de alcanzar un buen estado de las aguas subterráneas. Particularmente, en el caso de las zonas protegidas, los Estados miembros habrán de lograr el cumplimiento de todas las normas y objetivos a más tardar quince años después de la entrada en vigor de la presente Directiva, a menos que se especifique otra cosa en el acto legislativo comunitario en virtud del cual haya sido establecida cada una de las zonas protegidas.

Además de estos objetivos generales, también se deberán considerar adecuadamente las exenciones a las que hace referencia la propia Directiva. Por ejemplo, un escenario de exención se refiere a las masas de agua afectadas por la actividad humana. Según el Artículo 4 (5) de la DMA, *“los Estados miembros podrán tratar de lograr objetivos medioambientales menos rigurosos que los exigidos con arreglo al apartado 1 respecto de masas de agua determinadas cuando estén tan afectadas por la actividad humana, con arreglo al apartado 1 del Artículo 5, o su condición natural sea tal que alcanzar dichos objetivos sea inviable o tenga un coste desproporcionado”*. Tampoco se considerará que los Estados miembros han infringido la Directiva cuando *“el hecho de no lograr un buen estado de las aguas subterráneas, un buen estado ecológico o, en su caso, un buen potencial ecológico, o de no evitar el deterioro del estado de una masa de agua superficial o subterránea se deba a nuevas modificaciones de las características físicas de una masa de agua superficial o a alteraciones del nivel de las masas de agua subterránea y se cumplan determinadas condiciones”*.

Tal como se ha visto con anterioridad, en nuestro marco legal el concepto de necesidades hídricas se ha vinculado a los objetivos ambientales de la masa de agua correspondiente. Esta consideración queda explícitamente recogida en la IPH cuando apunta en su apartado 3.4.4 que en la determinación de los requerimientos hídricos de los lagos y zonas húmedas se tendrá en cuenta que este régimen de aportes hídricos deberá contribuir a conseguir los objetivos ambientales.

En el caso del Buen Estado Ecológico, la Directiva establece en su Anexo V cuáles son las condiciones hidrológicas que se deben cumplir en la masa de agua. Para las masas de agua de la categoría “lago”, la Directiva señala el régimen hidrológico dentro de los Indicadores de calidad hidromorfológicos, debiendo considerar los volúmenes e hidro-

dinámica del lago, tiempo de permanencia y la conexión con aguas subterráneas. La Directiva aporta más detalles en relación a las condiciones que debe cumplir el régimen hidrológico, debiendo proporcionar en el caso del Buen Estado “*condiciones coherentes con la consecución de los valores especificados para los indicadores de calidad biológicos*”. Cabe recordar que, según la definición normativa establecida en la Directiva, en el caso del Buen Estado “*los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa muestran valores bajos de distorsión causada por la actividad humana, pero sólo se desvían ligeramente de los valores normalmente asociados con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas*”.

Las implicaciones de estos condicionantes para el cálculo de las necesidades hídricas de los lagos y humedales no son menores. La Tabla 1.2.2 del Anexo V de la Directiva define los indicadores de calidad biológicos que se deben emplear para la evaluación del estado ecológico y el nivel de protección que se requiere para cada clase de estado. Tal como se desprende de las especificaciones para el Buen Estado, los volúmenes e hidrodinámica del lago, tiempo de permanencia y la conexión con aguas subterráneas deben ser tales que:

- Existen cambios leves en la composición y abundancia de los taxones planctónicos en comparación con las comunidades específicas del tipo. Dichos cambios no indican ningún crecimiento acelerado de algas que ocasione perturbaciones indeseables en el equilibrio de los organismos presentes en la masa de agua o en la calidad fisicoquímica del agua o del sedimento. Se puede producir un ligero incremento de la frecuencia e intensidad de las floraciones planctónicas específicas del tipo.
- Existen cambios leves en la composición y abundancia de los taxones de macrófitos y de organismos fitobentónicos en comparación con las comunidades específicas del tipo. Dichos cambios no indican ningún crecimiento acelerado de organismos fitobentónicos o de formas superiores de vida vegetal que ocasione perturbaciones indeseables en el equilibrio de los organismos presentes en la masa de agua o en la calidad fisicoquímica del agua o del sedimento. La comunidad fitobentónica no se encuentra afectada negativamente por aglomerados o capas de bacterias presentes debido a actividades antropogénicas.
- Existen leves cambios en la composición y abundancia de los taxones de invertebrados en comparación con las comunidades específicas del tipo. El cociente entre taxones sensibles a las perturbaciones y taxones insensibles muestra signos leves de alteración en comparación con los valores específicos del tipo. El grado de diversidad de taxones de invertebrados muestra signos leves de alteración en comparación con los grados específicos del tipo.
- Existen leves cambios en la composición y abundancia de las especies en comparación con las comunidades específicas del tipo atribuibles a la incidencia antropogénica en los indicadores de calidad fisicoquímicas e hidromorfológicas.

Las estructuras de edad de las comunidades ictiológicas muestran signos de perturbaciones atribuibles a la incidencia antropogénica en los indicadores de calidad físicoquímicos o hidromorfológicos, y, en algunos casos, son indicativas de que una especie concreta no logra reproducirse o desarrollarse, hasta el punto de que algunos grupos de edad pueden estar ausentes.

Otro caso concreto son las masas de agua cuyo objetivo ambiental es mantener el Muy Buen Estado. En este caso, tal como queda definido en el Anexo V de la Directiva, los volúmenes e hidrodinámica del lago, tiempo de permanencia y la conexión con aguas subterráneas reflejan total o casi totalmente las condiciones inalteradas. Derivada de esta propia definición normativa, las necesidades hídricas de un humedal cuyo objetivo ambiental sea el Muy Buen Estado deben ser prácticamente las condiciones hidrológicas naturales. Falta tan sólo interpretar técnicamente qué es lo que quiere decir la Directiva cuando se refiere a “casi totalmente las condiciones inalteradas”.

La IPH aporta criterios adicionales a la hora de considerar los valores de los Indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos consistentes con el Muy Buen Estado. En el caso de la categoría “lagos”, utiliza como indicadores hidrológicos el “requerimiento hídrico ambiental” y la “fluctuación de nivel”. En el primer caso, en la IPH se considera que una masa de agua no alcanza muy buen estado por su régimen hidrológico cuando se incumplen los requerimientos hídricos ambientales establecidos de acuerdo al apartado 3.4.4 de la propia IPH. Para el caso de la fluctuación de nivel, establece que “*en ausencia de estudios específicos para los diferentes tipos, se considerará que una masa de agua no alcanza muy buen estado cuando la fluctuación del nivel muestre una desviación mayor de un 20% con respecto a los límites de su rango de variación natural*”.

Tras una lectura detenida de estas dos condiciones que marca la IPH, se observa que podrían ser contradictorias con la definición normativa de la DMA. La Directiva es taxativa cuando indica que el régimen hidrológico debe responder a unas condiciones totalmente o casi totalmente inalteradas, mientras que la IPH usa como referencia hidrológica los requerimientos hídricos ambientales del humedal. Basta recordar que, tal como quedan definidos en la propia IPH en su apartado 3.4.4, “*la determinación de los requerimientos hídricos ambientales tiene como objetivo fundamental contribuir a alcanzar el Buen Estado*”, lo cual en términos de Directiva es un nivel de protección inferior al correspondiente al Muy Buen Estado.

Hay que señalar también que la DMA en su Artículo 4 (5) recoge que algunas masas de agua puedan estar sujetas a un objetivo ambiental menos riguroso. Las situaciones previstas en la Directiva incluyen las masas de agua determinadas cuando estén tan afectadas por la actividad humana o su condición natural sea tal que alcanzar dichos objetivos sea inviable o tenga un coste desproporcionado. Además, se debe cumplir una serie de condiciones tales como la ausencia de alternativas al uso del agua y garantizar el mejor estado ecológico y estado químico posibles teniendo en cuenta las repercusiones que no hayan podido evitarse razonablemente debido a la naturaleza de la actividad humana.

En los casos donde se aplica esta exención por una alteración del régimen de aportaciones al humedal, la exención debe justificarse en relación con las medidas que serían necesarias para lograr un régimen de aportes al humedal consistente con los objetivos ambientales establecidos por defecto (p.e. el Buen Estado). Si la exención quedara justificada en los términos que establece la Directiva, entonces sería necesario definir un régimen de aportes alternativo que permita obtener el máximo estado ecológico posible del humedal. No obstante, es importante señalar que según la IPH en su apartado 6.1.4, los objetivos correspondientes a la legislación específica de las zonas protegidas no deben ser objeto de prórrogas u objetivos menos rigurosos que los marcados por la norma que ampara su protección, y en consecuencia no sería admisible que no se alcanzara el “estado de conservación favorable” de los ecosistemas dependientes del agua incluidos en la Red Natura 2000 como consecuencia de carencias relacionadas con el agua.

Otra situación que contempla la Directiva se refiere a las masas de agua que han sufrido cambios substanciales en su naturaleza física y son designadas como masas de agua muy modificadas. Según las definiciones del Artículo 2 (9) de la DMA, una “masa de agua muy modificada” es una masa de agua superficial que, como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, ha experimentado un cambio sustancial en su naturaleza, designada como tal por el Estado miembro con arreglo a lo dispuesto en el Anexo II. Para estas masas de agua, el objetivo es lograr el Buen Potencial Ecológico.

Muchas alteraciones a las características hidrológicas de los lagos y humedales, tales como extracciones y regulación, no se asocian con cambios morfológicos y por lo tanto puede ser una situación reversible a corto o medio plazo. En este supuesto, tales alteraciones no constituirían cambios sustanciales en el carácter de la masa de agua, no debiendo aplicarse la designación como masa de agua muy modificada (WFD CIS, 2003a). Sin embargo, es posible que, en algunas circunstancias, las alteraciones hidrológicas puedan dar lugar a cambios morfológicos significativos que se mantengan a largo plazo o permanentes. En este caso específico se justificaría la designación como masa de agua muy modificada (WFD CIS, 2003a).

A diferencia de lo que sucede en el caso de las masas de agua naturales, las condiciones hidrológicas consistentes con el Buen Potencial Ecológico de las masas de agua muy modificadas deben ser ajustadas a unas comunidades biológicas de referencia que son diferentes según cada caso concreto. En este sentido, la determinación de las necesidades hídricas de los humedales en estas masas muy modificadas implica seguir una serie de pasos de acuerdo a los procedimientos y criterios que marca la propia Directiva (WFD CIS, 2003a). En primer lugar, debería determinarse el régimen hidrológico consistente con el “Óptimo Potencial Ecológico”. Según la definición normativa del Anexo V de la Directiva, el régimen hidrológico deberá ser coherente con el hecho de que las únicas incidencias producidas en la masa de agua sean las causadas por las características artificiales o muy modificadas de ésta una vez que se han tomado todas las medidas de atenuación viables para permitir la mejor aproximación a la continuidad ecológica, en



particular con respecto a la migración de la fauna y a la existencia de zonas de reproducción y lugares de incubación adecuados. En segundo lugar, una vez conocido este óptimo potencial hidrológico se definirán, a partir del mismo, los valores de los indicadores biológicos pertinentes. Finalmente, las necesidades hídricas del humedal deberán proporcionar unas condiciones coherentes con la consecución de los valores especificados para los indicadores de calidad biológicos para el Buen Potencial, es decir, se observan como mucho leves cambios en los valores de los indicadores de calidad biológicos pertinentes en comparación con los valores que presenta el Óptimo Potencial Ecológico.

Dentro de los objetivos ambientales que marca la Directiva, hay que destacar el caso de las aguas subterráneas. El Art. 4 (1) (b) (ii) establece que los Estados miembros habrán de proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua subterránea y garantizarán un equilibrio entre la extracción y la alimentación de dichas aguas con objeto de alcanzar un buen estado de las aguas subterráneas.

El apartado 2.1.2. del Anexo V de la Directiva define que una masa de agua subterránea alcanza el Buen Estado cuantitativo cuando el nivel piezométrico es tal que la tasa media anual de extracción a largo plazo no rebasa los recursos disponibles de aguas subterráneas. Según se especifica en el mismo Anexo, *“el nivel piezométrico no está sujeto a alteraciones antropogénicas que puedan tener como consecuencia no alcanzar los objetivos de calidad medioambiental especificados en el Artículo 4 para las aguas superficiales asociadas, cualquier empeoramiento del estado de tales aguas, cualquier perjuicio significativo a ecosistemas terrestres asociados que dependan directamente de la masa de agua subterránea, ni a alteraciones de la dirección del flujo temporales, o continuas en un área limitada, causadas por cambios en el nivel, pero no provoquen salinización u otras intrusiones, y no indiquen una tendencia continua y clara de la dirección del flujo inducida antropogénicamente que pueda dar lugar a tales intrusiones”*.

La importancia de las aguas subterráneas en la determinación de los requerimientos hídricos ambientales ha sido explícitamente recogida en la IPH cuando en su apartado 3.4.4. reconoce que para la determinación de los requerimientos hídricos de los lagos y zonas húmedas dependientes de las aguas subterráneas, se deberá mantener un régimen de necesidades hídricas relacionado con los niveles piezométricos, de tal forma que las alteraciones debidas a la actividad humana no tengan como consecuencia impedir alcanzar los objetivos medioambientales especificados para las aguas superficiales asociadas o cualquier perjuicio significativo a los ecosistemas terrestres asociados que dependan directamente de la masa de agua subterránea.

#### *4.2.3.2 Objetivos ambientales de las zonas protegidas. El caso de humedales de la Red Natura 2000*

El Artículo 6 de la DMA establece que los Estados miembros velarán por que se establezca uno o más registros de todas las zonas incluidas en cada demarcación hidrográfica que hayan sido declaradas objeto de una protección especial en virtud de una norma comunitaria específica relativa a la protección de sus aguas superficiales o subterráneas

o a la conservación de los hábitats y las especies que dependen directamente del agua. El Artículo 4 (1) (c), por su parte, dispone que los Estados miembros habrán de lograr el cumplimiento de todas las normas y objetivos de las zonas protegidas, entre las que se incluyen específicamente en el Anexo IV las zonas designadas para la protección de hábitats o especies cuando el mantenimiento o la mejora del estado de las aguas constituya un factor importante de su protección, incluidos los sitios de la Red Natura 2000 pertinentes designados en el marco de la Directiva 92/43/CEE y la Directiva 79/409/CEE. En relación a las necesidades hídricas de los humedales, también es interesante señalar lo que dispone el Apartado 2 del Art. 4 de la Directiva, especificando que cuando más de uno de los objetivos establecidos en el apartado 1 se refieran a una determinada masa de agua, se aplicará el más riguroso.

La IPH recoge el régimen de protección especial de las zonas protegidas en lo que se refiere a los caudales ecológicos. Así, en el apartado 3.4.1.1. relativo a los objetivos específica que *“en la medida en que las zonas protegidas de la Red Natura 2000 y de la Lista de Humedales de Importancia Internacional de la Convención de Ramsar puedan verse afectadas de forma apreciable por los regímenes de caudales ecológicos, estos serán los apropiados para mantener o restablecer un estado de conservación favorable de los hábitats o especies, respondiendo a sus exigencias ecológicas y manteniendo a largo plazo las funciones ecológicas de las que dependen”*.

Este régimen de protección de los espacios de la Red Natura 2000 trasciende a las especies con interés de conservación. Así, la IPH especifica que *“en el caso de las especies protegidas por normativa europea (Anexo I de la Directiva Aves y Anexos II y IV de la Directiva Hábitats) y por normativa nacional/autonómica (Catálogos de Especies Amenazadas, etc.), así como en el caso de los hábitats igualmente protegidos por normativa europea (Anexo I de la Directiva Aves) y nacional/autonómica (Inventario Nacional de Hábitat, etc.), el objetivo del régimen de caudales ecológicos será salvaguardar y mantener la funcionalidad ecológica de dichas especies (áreas de reproducción, cría, alimentación y descanso) y hábitats según los requerimientos y directrices recogidos en las respectivas normativas”*.

Esta consideración general realizada en la IPH, en su apartado de objetivos de los caudales ecológicos, también se extiende a los requerimientos hídricos de lagos y zonas húmedas cuando en el apartado 3.4.4 para su determinación se tendrá en cuenta que si están registrados como zonas protegidas, el régimen de aportes hídricos será tal que no impida el cumplimiento de las normas y objetivos en virtud del cual haya sido establecida la zona protegida.

Por su parte, el Artículo 1 de la Directiva Hábitats define el estado de conservación de hábitats y especies y los parámetros que se deben emplear para evaluarlo. Según esta Directiva, el “estado de conservación de un hábitat” es el conjunto de las influencias que actúan sobre el hábitat natural de que se trate y sobre las especies típicas asentadas en el mismo y que pueden afectar a largo plazo a su distribución natural, su estructura y funciones, así como a la supervivencia de sus especies típicas en el territorio a que se refiere

el Art. 2. En el caso de las especies, el “estado de conservación de una especie” es el conjunto de influencias que actúen sobre la especie y puedan afectar a largo plazo a la distribución e importancia de sus poblaciones en el territorio a que se refiere el Artículo 2.

En relación a los criterios que definen el estado de conservación, la Directiva establece en su Artículo 1 que un hábitat natural presenta un “estado de conservación favorable” cuando:

- su área de distribución natural y las superficies comprendidas dentro de dicha área sean estables o se amplíen, y
- la estructura y las funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en un futuro previsible, y
- el estado de conservación de sus especies típicas sea favorable con arreglo a la letra i);

El “estado de conservación” de una especie se considerará «favorable» cuando:

- los datos sobre la dinámica de las poblaciones de la especie en cuestión indiquen que la misma sigue y puede seguir constituyendo a largo plazo un elemento vital de los hábitats naturales a los que pertenece, y
- el área de distribución natural de la especie no se esté reduciendo ni amenace con reducirse en un futuro previsible, y
- exista y probablemente siga existiendo un hábitat de extensión suficiente para mantener sus poblaciones a largo plazo;

Finalmente, para las especies que corresponda listadas del Anexo IV de la Directiva Aves, así como las especies pertinentes incluidas en los Catálogos de Especies Amenazadas, la propuesta de necesidades hídricas deberá mantener unas condiciones adecuadas para salvaguardar la continua funcionalidad ecológica de sus áreas de cría y descanso que contribuya eficazmente al sistema de estricta protección de las mismas.

#### *4.2.3.3 Objetivos ambientales en otros ámbitos de protección especial*

La IPH dispone en su apartado 3.4.1.1 que en el caso de hábitats y especies protegidas por normativa nacional/autonómica, el objetivo del régimen de caudales ecológicos será salvaguardar y mantener la funcionalidad ecológica de dichas especies (áreas de reproducción, cría, alimentación y descanso) y hábitat según los requerimientos y directrices recogidos en las respectivas normativas.

Además, hay que añadir los condicionantes específicos de la legislación ambiental que van más allá de hábitats y especies como es el caso de los espacios naturales protegidos. Por ejemplo, los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) como instrumentos de planificación de la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad

tienen como objetivos, entre otros, prever y promover la aplicación de medidas de conservación y restauración de los recursos naturales y los componentes de la biodiversidad, y señalar los regímenes de protección que procedan para los diferentes espacios, ecosistemas y recursos naturales presentes en su ámbito territorial de aplicación, al objeto de mantener, mejorar o restaurar los ecosistemas, su funcionalidad y conectividad.

Por su parte, la Ley de Parques Nacionales<sup>19</sup>, en su Art. 5, establece que la declaración de un parque nacional tiene por objeto “*conservar la integridad de sus valores naturales y sus paisajes y, supeditado a ello (...) el desarrollo sostenible de las poblaciones implicadas, en coherencia con el mantenimiento de los valores culturales, del patrimonio inmaterial y de las actividades y usos tradicionales consustanciales al espacio*”. En el Artículo 7 (4) de esta misma Ley, se especifica que los planes hidrológicos de cuenca y las administraciones competentes en materia hidráulica asegurarán los recursos hídricos adecuados en cantidad y calidad para el mantenimiento de los valores y el logro de los objetivos de los parques nacionales.

#### **4.2.4. Obligatoriedad de definir las necesidades hídricas de los humedales**

Tal como se ha visto en el apartado precedente, tanto las aguas de la Unión Europea como los espacios de la Red Natura 2000 que dependen del agua, están sujetos a la consecución de unos objetivos ambientales que marcan las Directivas europeas. El artículo 288 del Tratado de Funcionamiento de la UE enuncia que la Directiva es obligatoria, por lo que estos objetivos son de obligado cumplimiento aunque se deja libertad a los Estados con respecto a los medios para alcanzarlos.

Partiendo de estas premisas, se deduce que en aquellos humedales en los que la modificación del régimen hidrológico (bien sea por sus aportes superficiales o subterráneos) pueda poner en riesgo la consecución de los objetivos ambientales, la definición y adopción de las necesidades hídricas deberá ser una medida obligatoria.

##### **4.2.4.1 Adopción obligatoria de los requerimientos hídricos ambientales en la DMA**

El Artículo 5 de la DMA señala la obligatoriedad de realizar para cada demarcación un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y de las aguas subterráneas. Según el Anexo II, los Estados miembros recogerán y conservarán la información sobre el tipo y la magnitud de las presiones antropogénicas significativas a las que puedan verse expuestas las masas de aguas superficiales de cada demarcación hidrográfica, en especial la estimación y determinación de la extracción significativa de agua para usos urbanos, industriales, agrarios y de otro tipo, así como la estimación y determinación de la incidencia de la regulación significativa del flujo del agua, incluidos el trasvase y el desvío del agua, en las características globales del flujo y en los equilibrios hídricos.

---

<sup>19</sup> Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de Parques Nacionales.

Según el mismo Anexo para el caso de las aguas subterráneas, los Estados miembros realizarán una caracterización adicional de las masas o grupos de masas de agua subterránea que presenten un riesgo con el objeto de evaluar con mayor exactitud la importancia de dicho riesgo y de determinar con mayor precisión las medidas que se deban adoptar de conformidad con el Artículo 11. Esta caracterización deberá incluir información pertinente sobre la incidencia de la actividad humana, incluyendo un inventario de los sistemas de superficie asociados, incluidos los ecosistemas terrestres y las masas de agua superficial, con los que esté conectada dinámicamente la masa de agua subterránea, así como los cálculos sobre direcciones y tasas de intercambio de flujos entre la masa de agua subterránea y los sistemas de superficie asociados.

La obligación de conocer las presiones que afectan a los humedales se complementa con la obligatoriedad de adoptar las medidas oportunas en aquellos casos en los que se ponga en riesgo la consecución de los objetivos ambientales. Efectivamente, el Artículo 11 de la DMA establece que los Estados miembros velarán para que se establezca en cada demarcación hidrográfica, o en parte de una demarcación hidrográfica internacional situada en su territorio, un programa de medidas, teniendo en cuenta los resultados de los análisis exigidos con arreglo al Artículo 5, con el fin de alcanzar los objetivos establecidos en el Artículo 4. Este mismo artículo, en su apartado 3 (i), especifica que “*para cualquier otro efecto adverso significativo sobre el estado del agua, a que se refieren el artículo 5 y el Anexo II, medidas para garantizar en particular que las condiciones hidromorfológicas de las masas de agua estén en consonancia con el logro del estado ecológico necesario o del buen potencial ecológico de las masas de agua designadas como artificiales o muy modificadas*”. Es importante señalar que esta medida según el mismo artículo se considera como una “medida básica”; es decir, como requisito mínimo que deberá cumplirse.

Es importante señalar que conocer las necesidades hídricas de los humedales puede ser una medida preventiva muy eficaz que contribuya a la mejor protección de las aguas de la Unión Europea; por ejemplo, para cumplir con el objetivo ambiental de la Directiva de evitar el deterioro de las mismas. En este caso, la medida no afectaría sólo a las masas de agua sujetas a presiones por extracción o regulación en las condiciones actuales, sino también de aquellas otras que aun sin estarlo pudieran verse en esta situación en un futuro cercano. La asignación de recursos en los planes hidrológicos y las concesiones en el uso del agua son dos ejemplos claros donde esta medida preventiva ha sido plenamente adoptada por la legislación española. En el primer caso, el Artículo 26.1 de la Ley del Plan Hidrológico Nacional<sup>20</sup> establece que a los efectos de la evaluación de disponibilidades hídricas, “*los caudales ambientales que se fijen en los Planes Hidrológicos de cuenca, de acuerdo con la Ley de Aguas, tendrán la consideración de una limitación previa a los flujos del sistema de explotación, que operará con carácter preferente a los usos contemplados en el sistema. (...) Las disponibilidades obtenidas en estas condiciones*

---

<sup>20</sup> Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.

*son las que pueden, en su caso, ser objeto de asignación y reserva para los usos existentes y previsibles*". En el segundo caso, tal como se reconoce en el Artículo 98 del TRLA relativo a las limitaciones medioambientales, en las concesiones y autorizaciones que otorguen los Organismos de cuenca, se adoptarán las medidas necesarias para hacer compatible el aprovechamiento con el respeto del medio ambiente y garantizar los caudales ecológicos o demandas ambientales previstas en la planificación hidrológica.

En el caso de las aguas subterráneas, la obligatoriedad de prevenir el deterioro adicional de las masas de agua y conocer las necesidades hídricas de los humedales son dos conceptos íntimamente ligados en la DMA. Una forma de prevenir el deterioro de los ecosistemas dependientes de las aguas subterráneas es precisamente limitar el uso de estas aguas subterráneas en cuanto a las extracciones se refiere. En este mismo sentido se expresa el Artículo 2 de esta Directiva cuando define que los "recursos disponibles de aguas subterránea" son el "*valor medio interanual de la tasa de recarga total de la masa de agua subterránea, menos el flujo interanual medio requerido para conseguir los objetivos de calidad ecológica para el agua superficial asociada según las especificaciones del Art. 4, para evitar cualquier disminución significativa en el estado ecológico de tales aguas, y cualquier daño significativo a los ecosistemas terrestres asociados*".

La IPH recoge esta obligación a la hora de evaluar el estado cuantitativo cuando en su apartado 5.2.4.1 especifica que el recurso disponible se obtendrá como diferencia entre los recursos renovables (recarga por la infiltración de la lluvia, recarga por retorno de regadío, pérdidas en el cauce y transferencias desde otras masas de agua subterránea) y los flujos medioambientales requeridos para cumplir con el régimen de caudales ecológicos y para prevenir los efectos negativos causados por la intrusión marina.

#### *4.2.4.2 Adopción obligatoria de los requerimientos hídricos ambientales en la Directiva Hábitats y la Directiva Aves*

Tal como se ha visto en apartados precedentes, el Artículo 2 de la Directiva de Hábitats especifica que las medidas que se adopten en el contexto de la misma tendrán como finalidad el mantenimiento o el restablecimiento, en un estado de conservación favorable, de los hábitats naturales y de las especies silvestres de la fauna y de la flora de interés comunitario. Por su parte, el Artículo 6 (1) establece que en las zonas especiales de conservación, los Estados miembros fijarán las medidas de conservación necesarias que respondan a las exigencias ecológicas de los tipos de hábitats naturales del Anexo I y de las especies del Anexo II presentes en los lugares.

El apartado 2 del Artículo 6 dispone que los Estados miembros "*adoptarán las medidas apropiadas para evitar, en las zonas especiales de conservación, el deterioro de los hábitats naturales y de los hábitats de especies, así como las alteraciones que repercutan en las especies que hayan motivado la designación de las zonas, en la medida en que dichas alteraciones puedan tener un efecto apreciable en lo que respecta a los objetivos de la presente Directiva*".

El Anexo IV de la DMA establece la obligación de considerar en los planes hidrológicos aquellos espacios de la Red Natura 2000 en los que el mantenimiento o la mejora del estado de las aguas constituyan un factor importante de su protección. El hecho de conocer sus exigencias ecológicas (Artículo 6. 1.) como de evitar alteraciones que repercutan en las especies que motivaron su designación (Artículo 6. 2.) hace necesario conocer las necesidades de agua de los hábitats y especies presentes en los lugares. Por el propio criterio de dependencia del agua se deriva la obligatoriedad de conocer sus necesidades hídricas, condicionadas además a cumplir con el estado de conservación favorable de los hábitats y especies presentes en los lugares.

Cabe recordar también que por el Artículo 12 se instaura un régimen de protección de las especies a partir del cual los Estados miembros tomarán las medidas necesarias para instaurar un sistema de protección rigurosa de las especies animales que figuran en la letra a) del Anexo IV, en sus áreas de distribución natural, prohibiendo, entre otros aspectos, el deterioro o destrucción de los lugares de reproducción o de las zonas de descanso.

En relación a la Directiva Aves, el Artículo 2 establece que los Estados miembros tomarán todas las medidas necesarias para mantener o adaptar las poblaciones de todas las especies de aves contempladas en el Artículo 1 en un nivel que corresponda en particular a las exigencias ecológicas, científicas y culturales, habida cuenta de las exigencias económicas y recreativas.

En el Artículo 3 de la misma Directiva se apuntan algunas especificaciones en relación a las medidas. Así, en su apartado 1 queda establecido que se tomarán todas las medidas necesarias para preservar, mantener o restablecer una diversidad y una superficie suficiente de hábitats de todas las especies de aves que viven normalmente en estado salvaje en el territorio europeo de los Estados miembros en los que es aplicable el Tratado. En el apartado 2, se especifica que la preservación, el mantenimiento y el restablecimiento de los biotopos y de los hábitats impondrán el mantenimiento y ordenación de acuerdo con los imperativos ecológicos de los hábitats que se encuentren en el interior y en el exterior de las zonas de protección.

De nuevo, el Artículo 4 hace referencia a que las especies mencionadas en el Anexo I serán objeto de medidas de conservación especiales en cuanto a su hábitat, con el fin de asegurar su supervivencia y su reproducción en su área de distribución y medidas semejantes con respecto a las especies migratorias no contempladas en el Anexo I cuya llegada sea regular. Es importante remarcar que la propia Directiva, en este artículo, hace una mención expresa a la particular importancia de proteger las zonas húmedas y muy especialmente a las de importancia internacional incluidas en el Convenio de Ramsar.

#### *4.2.4.3 La necesidad de establecer los requerimientos hídricos ambientales de los humedales en otros ámbitos de protección especial*

En algunos casos, los humedales están sujetos a un régimen de protección especial que va más allá de la protección general que otorga la DMA o los espacios Red Natura 2000.

En el caso de los espacios naturales protegidos, regulados por la Ley de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) deberán prever y promover la aplicación de medidas de conservación y restauración de los recursos naturales al objeto de mantener, mejorar o restaurar los ecosistemas, su funcionalidad y conectividad. En un espacio natural protegido dependiente del agua será preciso determinar sus necesidades de agua, especialmente en el caso de que exista un determinado uso del agua que pudiera poner en riesgo la consecución de sus objetivos ambientales.

El Artículo 43.2 del TRLA dispone que “*podrán ser declaradas de protección especial determinadas zonas, cuencas o tramos de cuencas, acuíferos o masas de agua por sus características naturales o interés ecológico, de acuerdo con la legislación ambiental y de protección de la naturaleza. Los planes hidrológicos recogerán la clasificación de dichas zonas y las condiciones específicas para su protección*”. El Artículo 18 de la Ley de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad confirma la supremacía de la planificación ambiental, al establecer que cuando los instrumentos de ordenación territorial, urbanística, de recursos naturales y, en general, física, existentes resulten contradictorios con los Planes de Ordenación de Recursos Naturales deberán adaptarse a éstos.

#### ***4.2.5. Estudios e implantación de las necesidades hídricas en humedales***

Desde el punto de vista jurídico, el establecimiento de requerimientos ambientales sobre el dominio público hidráulico, es una función que debe entenderse atribuida a la planificación hidrológica de las cuencas (MMA, 2000). En primera instancia, es el Plan Hidrológico el instrumento normativo regulador de la materia, sin perjuicio de a quien corresponda la iniciativa o análisis técnico para su determinación concreta. Tras la aprobación de los Planes, sus determinaciones son las vigentes, y si se detectan errores, omisiones, o insuficiencias de valoración, el procedimiento requerido es el de la revisión y perfeccionamiento del correspondiente Plan Hidrológico, lo que debe constituir una labor permanente del Organismo de cuenca (MMA, 2000).

La sentencia del Tribunal Constitucional de 21 de mayo de 1998 declaró contrarios al orden constitucional de distribución de competencias varios artículos de la Ley 6/1992 de 18 de diciembre, de protección de los ecosistemas acuáticos y de regulación de la pesca en Castilla y León, estableciendo en sus fundamentos jurídicos que la determinación del régimen de caudales es una facultad que materialmente ha de ser considerada como de ordenación y concesión de recursos y aprovechamientos hidráulicos y, por tanto, en las cuencas intercomunitarias, la competencia es exclusiva del Estado, por lo que con arreglo a lo dispuesto en la Ley de Aguas, únicamente a través del Organismo de cuenca pueden establecerse los caudales mínimos y máximos circulantes. Insiste el Tribunal en la mutua colaboración que debe existir entre los Organismos de cuenca y las Comunidades Autónomas cuyo territorio forma parte total o parcialmente de su cuenca hidrográfica, pudiendo el legislador autonómico establecer fórmulas que permitan esa colaboración.



En relación a la determinación de las necesidades hídricas de los humedales, la Ley 10/2001 del Plan Hidrológico Nacional en su Artículo 31 relativo a los humedales dispone que el Ministerio de Medio Ambiente, en coordinación con las Comunidades Autónomas, establecerá un sistema de investigación y control para determinar los requerimientos hídricos necesarios que garanticen la conservación de los humedales existentes que estén inventariados en las cuencas intercomunitarias.

Por su parte, la IPH en su apartado 3.4.4 da una relación de cuáles deben ser los elementos que se deben considerar como mínimo en el proceso de determinación de los requerimientos hídricos de los lagos y humedales. Estos son:

- a) Variaciones estacionales e interanuales de la superficie encharcada y de la profundidad.
- b) Variaciones estacionales e interanuales de la composición química del agua, en particular de su mineralización, tanto en lo referente a composición como a concentración.
- c) Funcionamiento hidrológico y balance hídrico, identificando y cuantificando, cuando esto último sea posible, los aportes de agua que alimentan el sistema, en particular los de origen subterráneo, y las salidas o pérdidas.
- d) Composición y estructura de las comunidades biológicas que albergan (hábitat y especies).

En aquellos humedales que no hayan sido identificados como masas de agua y estén incluidos en el Registro de zonas protegidas de los planes hidrológicos (p. e. los humedales incluidos en el IEZH), la IPH también especifica que las necesidades hídricas se determinarán siguiendo, en la medida de lo posible y, de acuerdo a la información disponible, el procedimiento indicado para las masas de agua clasificadas como lagos.

En relación al ámbito espacial que debe abordar un estudio de necesidades hídricas es relevante considerar lo que dispone la IPH para las zonas protegidas. Así, el apartado 3.4.1.1 establece que la determinación e implantación del régimen de caudales en las zonas protegidas no se referirá exclusivamente a la propia extensión de la zona protegida, sino también a los elementos del sistema hidrográfico que, pese a estar fuera de ella, puedan tener un impacto apreciable sobre dicha zona.

En relación a los elementos sobre los que se formula la propuesta de necesidades hídricas, la IPH especifica que la caracterización de los requerimientos hídricos se realizará a partir de las variables físicas que reflejen más adecuadamente las características estructurales y funcionales de cada lago, como niveles piezométricos o flujos mareales. También añade que los criterios numéricos a partir de los cuales se formulen las propuestas de régimen hídrico, como percentiles, periodos de retorno de eventos, presencia o ausencia de taxones o éxito reproductivo, tendrán como referencia las condiciones naturales y permitirán alcanzar condiciones coherentes con la consecución de las funciones y objetivos ambientales perseguidos.

# Capítulo 5

# Fundamentos técnicos y científicos

## 5.1. Concepto y delimitación del ecosistema humedal

### 5.1.1. Lagos, lagunas, charcas y humedales en general

Los ecosistemas acuáticos continentales suelen diferenciarse entre sistemas de aguas corrientes (lóticos) y sistemas de aguas remansadas (leníticos), pudiéndose separar estos últimos entre lagos y humedales (Casado y Montes, 1995).

Desde una perspectiva ecológica, un factor de discriminación relevante en los ecosistemas leníticos es la profundidad. Los lagos constituyen un claro ejemplo de organización ecológica alrededor de un eje vertical determinado por la gravedad y un gradiente de luz (Junta de Andalucía, 2004). De esta forma, en nuestras latitudes y durante los periodos de estratificación, en los lagos suficientemente profundos se puede diferenciar entre el epilimnion y el metalimnion como compartimentos autotróficos donde la producción primaria excede el consumo heterotrófico (zona trofogénica) y el hipolimnion, donde predominan los procesos heterotróficos sobre los autotróficos ante la insuficiencia de luz para realizar la fotosíntesis. En lagos profundos la luz no llega al fondo, por lo que las comunidades de macrófitos sumergidos en los lagos se sitúan generalmente en su zona litoral. En ellos la dinámica ecológica viene marcada en gran medida por su régimen térmico que define los periodos y duración de las fases de estratificación y mezcla.

Por su parte, los humedales son ecosistemas de aguas someras muy reactivos frente a pequeñas fluctuaciones de variables que condicionan su régimen hidrológico (lluvias,

flujos subterráneos, etc.). En general poseen un carácter cambiante determinado por las marcadas oscilaciones estacionales e interanuales de los niveles de sus aguas, llegando muchos de ellos a secarse completamente durante el periodo estival (Junta de Andalucía, 2004). En los humedales, se establece una estrecha relación entre los procesos ecológicos que tienen lugar en los sedimentos de sus cubetas y los que se desarrollan en sus columnas de agua, encontrándose entre los ecosistemas más productivos del planeta al no ser la luz un factor limitante en la mayoría de los casos (Casado y Montes, 1995). En general, las comunidades de productores primarios se organizan en bandas según un gradiente orilla-centro, que depende a su vez del mosaico que compone el micromodelado del fondo de las cubetas.

Las lagunas, por su parte, se sitúan ecológicamente entre los lagos y humedales, existiendo además otros sistemas denominados criptohumedales que no llegan a tener habitualmente lámina de agua superficial, pero en los que al menos el nivel freático está lo suficientemente próximo a la superficie del terreno como para condicionar la aparición de unos suelos y una vegetación diferenciados de los ecosistemas terrestres y/o acuáticos eventualmente adyacentes (González Bernáldez y Montes, 1989).

A partir de esta concepción ecológica, la distinción entre lago, laguna, humedal y criptohumedal todos ellos leníticos de una u otra manera, viene determinada fundamentalmente por la profundidad como factor ecológico clave a partir del cual se organiza el ecosistema. En la Península Ibérica, para la posibilidad de estratificación térmica de los lagos se emplea una horquilla entre los 8 y 10 m de profundidad, la cual, dependiendo de la altitud, orientación, relieve y forma de la cubeta, define en nuestro país la frontera entre los sistemas lacustres y palustres (Casado y Montes, 1995). Dado que se ha fijado una profundidad máxima de 2 m como límite donde puede establecerse la vegetación acuática emergente (Schulthorpe, 1967), se ha propuesto un rango de profundidad menor de 1 a 2 m para caracterizar a los humedales en los cuales se pueden desarrollar las formaciones palustres de helófitos. Una vez definidos ecológicamente los extremos del gradiente de profundidad, las lagunas, como segmento intermedio, se dibujan en un rango de profundidades entre 2 y 8 metros. Finalmente, en esta escala resultarían los criptohumedales que no presentan habitualmente lámina de agua superficial (Tabla 5.1).

Desde un punto de vista espacial, los humedales representan una transición entre los ambientes terrestres y los acuáticos, considerándose sistemas fronterizos que en ocasiones aparecen en el borde de los lagos y las riberas de los ríos. En otras ocasiones, pueden constituir entidades discretas en el territorio y representar unidades más húmedas en un entorno seco como es el caso de las zonas pantanosas, lagunas, charcas o simplemente manchas de vegetación hidrófila.

Más allá de sus particularidades estructurales y funcionales, en esta tesis los ecosistemas acuáticos leníticos se consideran conjuntamente como lagos y humedales, y de manera genérica se podrá hacer referencia a los mismos bajo el término "humedales".

**Tabla 5. 1. Características diferenciales de las clasificaciones científicas de lagos, lagunas, humedales y criptohumedales**

Tipo limnológico	Profundidad	Características diferenciales
LAGO	>8-10 m	Organización alrededor de un eje luz-gravedad. El efecto de la luz organiza el sistema en un compartimento heterotrófico. Presenta una compartimentación vertical en tres capas (estratificación térmica). Presenta un dinamismo moderado por mantener niveles de agua más o menos constantes. El planctón en el compartimento autotrófico y el bentos, en el heterotrófico, son los tipos biológicos más característicos. Su dinamismo se relaciona con la formación y desmantelamiento (mezcla) de la estratificación térmica. Orillas relativamente fáciles de delimitar. Presentan una baja relación superficie/volumen de agua. Son los ecosistemas acuáticos continentales más independizados del medio terrestre. La luz no llega al fondo por lo que no tiene la cubeta cubierta por macrófitos, excepto la zona litoral. Poca oscilación diaria de parámetros metabólicos. Productividad media-baja.
LAGUNA	2-8 m	Organización alrededor de un eje orilla-profundidad. Todo el sistema tiende hacia la heterotrofia. Puede presentar estratificaciones temporales no estables. Presentan grandes fluctuaciones en sus niveles de agua. El planctón puede llegar a ser importante como tipo biológico. Presentan una relación volumen de la columna de agua/superficie de la cubeta. Poseen una importante dependencia de los ecosistemas terrestres de su cuenca. La luz suele llegar hasta el fondo, por lo que puede tener la cubeta cubierta de micrófitos. Productividad media-alta.
HUMEDAL	<1-2 m	Organización según el micromodelado de la cubeta. Es el ecosistema autotrófico por excelencia. No presenta una estratificación vertical. La luz llega al fondo, por lo que presenta una cubeta cubierta por macrófitos. Presentan una elevada relación superficie/volumen del agua. Constituyen los ecosistemas de aguas remansadas más regionales, altamente dependientes de sus cuencas. Orillas muy difíciles de delimitar. El bentos, y no el plancton, es el tipo biológico característico. Son el paradigma de los ecosistemas de niveles fluctuantes. Su estabilidad se relaciona con su acoplamiento a las fluctuaciones anuales e interanuales. Grandes oscilaciones diarias de parámetros metabólicos. Productividad muy alta.
CRIPTOHUMEDAL	- m	Espacios caracterizados por la presencia de vegetación freatofítica, como bosques de galería, carrizales, juncales, prados húmedos, etc., sin presencia de lámina de agua, pero con nivel freático muy próximo a la superficie.

Fuente: Modificado mpor el autor a partir de Junta de Andalucía, 2004

### 5.1.2. Definición y delimitación del ecosistema humedal

La delimitación de un humedal (*sensu lato*) es un aspecto relevante de cara a su gestión (Junta de Andalucía, 2004). Desde el punto de vista legal, el régimen jurídico que prevé

la legislación será aplicable según la delimitación que en su caso se establezca. Desde esta perspectiva, se puede considerar la delimitación como un elemento de protección, de manera que independientemente de la variabilidad hidrológica que presente (sequías o inundaciones), su régimen jurídico permanecerá estable dentro del perímetro marcado, sirviendo así de garantía y dotando de seguridad jurídica tanto a los usuarios como a tales espacios (Calvo, 1995).

Desde el punto de vista ecológico, la morfología y la morfometría de las cubetas condicionan fuertemente el conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en su interior, y en ellas se acumulan la mayor parte de los sedimentos orgánicos. Por otro lado la capacidad de respuesta del ecosistema a las perturbaciones de origen natural o humano está íntimamente relacionado con la conservación del banco de información biológica, el cual se relaciona con el reservorio de semillas, polen, esporas, huevos duros, macrófitos, zoobentos, fitoplancton y microorganismos que mantienen sus sedimentos. Un banco de información viable permite que un humedal vuelva con mayor o menor rapidez a su cuadro ecológico de referencia, después de que cese una determinada perturbación.

De acuerdo a la definición científica de humedal, los humedales se caracterizan por la presencia de todos o alguno de los siguientes atributos: vegetación hidrófila (al menos periódicamente), suelos hidromorfos y substrato saturado de agua o cubierto por aguas, al menos una parte del tiempo durante la estación más productiva del año. Los humedales pueden presentar combinaciones de estos tres elementos básicos o sólo alguno de ellos, razón por la cual, en la delimitación de humedales, es importante considerar los tres criterios. Así, podemos encontrar un humedal con suelos hídricos y sin vegetación hidrófila, como en el caso de las lagunas hipersalinas o las llanuras de marea; con suelos hídricos y vegetación hidrófila, como los pantanos, marismas y estuarios; sin suelos hídricos y con vegetación hidrófila, como es el caso de los humedales en lechos fluviales de grava; o sin suelos hídricos y sin vegetación hidrófila.

La expresión de estos elementos clave en el terreno es lo que permite llevar a cabo la delimitación de los humedales; es decir, estándares o patrones que sirven para juzgar si un determinado cuadro ecológico forma parte de un ecosistema humedal. En la delimitación de los humedales es importante conocer las características hidrológicas del terreno, ya que dan lugar a las condiciones anaeróbicas que permiten el desarrollo de vegetación hidrófila y las condiciones reductoras que permiten para la formación de suelos hidromorfos. A pesar de que el agua es una componente esencial del ecosistema humedal, se trata de un aspecto difícil de evaluar en la delimitación de humedales por su marcada variabilidad espacio-temporal. La utilización de criterios hidrológicos para la delimitación de humedales requiere disponer de series temporales de observaciones con cobertura multianual para poder caracterizar de forma cuantitativamente significativa la mayoría de los factores hidrológicos, evitando, por ejemplo, sesgos en los resultados debidos al manejo mayoritario de datos de años secos o húmedos.

La vegetación es otro de los elementos clave empleados para la delimitación de los humedales. La vegetación hidrófila es aquella capaz de crecer en presencia de agua, o en un substrato que, al menos periódicamente, es deficiente en oxígeno como resultado de un contenido excesivo de agua y los procesos concurrentes (Cowardin *et al.*, 1979). Para delimitar el humedal, se determina la abundancia de las diferentes especies a lo largo de una línea trazada desde el cuerpo de agua hacia las zonas de tierra “seca”. Los límites del humedal se establecen cuando se presenta un descenso en la abundancia de las especies hidrófilas de tal manera que ya no se cumpla con un criterio previamente establecido. En la bibliografía relacionada al tema, se consideran como humedales las zonas donde el 50% o más de las especies vegetales dominantes en todos los estratos, son hidrófilas (Lyon, 2001). El término “especies vegetales dominantes” se refiere a la abundancia relativa de las plantas presentes en la zona, la cual generalmente es medida por la extensión espacial (porcentaje de cobertura) que ocupan. Para determinar la presencia en un humedal, se identifican las especies dominantes en los diferentes estratos de la comunidad vegetal y su abundancia relativa, y se determina cuáles de estas especies corresponden a vegetación hidrófila.

Los suelos hídricos (o hidromorfos) son otro elemento de diagnóstico empleado para la delimitación de los humedales. Los sitios con suelos hídricos pueden ser áreas con suelos pobremente drenados y que presentan con frecuencia un nivel freático superficial por periodos significativos de tiempo, o bien áreas con suelos que sufren inundaciones o escurrimientos frecuentes y por largos periodos de tiempo. Estos suelos están formados en condiciones de saturación o inundación durante períodos suficientemente largos como para desarrollar condiciones anaeróbicas en la parte superior, y por tanto permitir el desarrollo de vegetación hidrofítica. Siguiendo el esquema de clasificación de suelos americano Soil Taxonomy se diferencian dos grandes categorías de suelos hídricos: orgánicos (Histosols) y minerales. La duración de la saturación necesaria para producir condiciones anaeróbicas varía entre humedales y depende, en parte del tipo de suelo. Como regla general, las condiciones anaeróbicas se pueden desarrollar rápidamente en un plazo de 7 a 21 días con temperaturas del suelo por arriba de 4 °C. Los orgánicos se desarrollan en condiciones de saturación casi continua, mientras que los minerales son aquellos que desarrollan condiciones reductoras que les confieren un color y textura determinados que permiten su identificación en el campo.

## **5.2. El agua en los humedales**

### ***5.2.1. El agua como componente ecológico de lagos y humedales***

El agua es un elemento clave de los lagos y humedales. Esto es así debido a la influencia tan significativa que ejerce sobre las características ecológicas de estos ecosistemas en sus propiedades físicas, su composición química y las comunidades biológicas que lo habitan.

En particular, todas las especies de lagos y humedales tienen unos requisitos particulares de agua. La cantidad y el momento cuando se produce es uno de los factores que determinan si determinadas especies pueden habitar en un momento dado en un humedal. Además, el agua en el medio es variable en términos de sus propiedades físicas (como la transparencia y el oxígeno disponible) o químicas (características salinas, ácidas y tóxicas), determinando la presencia y abundancia de las especies.

Con todo ello se puede decir que los efectos biológicos, químicos y físicos del agua crean en un humedal ambientes únicos, condicionando la disponibilidad de agua, luz, oxígeno o los nutrientes, entre otros. A continuación se muestran algunos ejemplos de la relevancia del agua como componente ecológico de lagos y humedales.

#### La disponibilidad de agua

Una de las características más relevantes del régimen hídrico de los lagos y humedales es su efecto en relación a la composición, la riqueza y abundancia de las especies que habitan en un humedal. Esto se debe a que las especies tienen sus propios requerimientos de agua que determinan si pueden sobrevivir y prosperar en un régimen hídrico determinado. Si el régimen hídrico da lugar a condiciones que van más allá de su tolerancia, el organismo debe trasladarse a un nuevo hábitat de manera temporal, estacional o permanente para sobrevivir, o generar propágulos que le permitan regenerar sus poblaciones en épocas de mayor bonanza.

Las necesidades de agua de las especies explican, por ejemplo, por qué los peces no son tan frecuentes en los humedales mediterráneos ya que necesitan una columna de agua durante todo el año para su supervivencia. Además, los humedales endorreicos no están conectados a otros cursos fluviales, impidiendo la migración de los peces cuando estos humedales se secan.

Tal como se describía en el capítulo introductorio, una buena parte de los humedales españoles no son permanentes. En respuesta a esta fugacidad de agua, los organismos presentan numerosas adaptaciones para sobrevivir o evitar la sequía, lo que en parte explica la singularidad de la flora y fauna de los humedales. Los ciclos de "auge y caída" son una parte natural de la dinámica poblacional de muchas especies de estos humedales. Cuando se inundan estos humedales, el agua se filtra a través del suelo y empapa los huevos, semillas y esporas que comienzan a desarrollarse. La llegada del agua aporta nutrientes que, junto con la luz y el agua, proporcionan los recursos para la germinación y el crecimiento de algas y plantas, las cuales aportan el suministro nutritivo a los consumidores. Las plantas emergentes, plantas acuáticas sumergidas y flotantes crecen y proporcionan hábitats y alimento para otros organismos. Si el agua se retira por evaporación, la concentración de las sales puede dar lugar a aumentos en la salinidad. Los volúmenes pequeños de agua pueden conllevar un aumento en la temperatura. Estos tipos de señales activan las plantas, algas, bacterias y animales para prepararse para otro pe-

riodo seco. Aquellos que no pueden tolerar las condiciones secas desarrollan otras estrategias como excavar, o morir dejando primero un banco de semillas o huevos para su recuperación cuando las condiciones sean de nuevo adecuadas.

Los ciclos vitales y las formas de los organismos de los humedales también pueden explicarse, en parte, por su régimen hídrico, adaptándose los individuos a las condiciones específicas de humectación y secado. Por ejemplo, el ciclo vital de una planta sumergida en un humedal permanente es probable que sea muy diferente a la de una planta sumergida en un humedal que sólo retiene el agua durante unos pocos meses al año. En el caso del humedal permanente, la planta puede poner su energía en las hojas y tallos que crecen haciéndose cada vez más grande. La planta del humedal estacional tiene estrategias para sobrevivir en los períodos secos, se reproduce rápidamente antes del secado dejando las semillas que crecerán cuando haya agua en el humedal.

De esta forma, el régimen de agua influye en la composición de los organismos que se encuentran en un humedal en particular, y si se producen cambios significativos en el régimen hídrico, es probable que siga un cambio en la composición de especies de la comunidad.

#### La disponibilidad de oxígeno

Una de las diferencias fundamentales entre los ambientes húmedos y secos es la disponibilidad de oxígeno. El oxígeno, esencial para las formas de vida aerobias, está disponible en concentraciones bajas en el agua. A pesar de ello, una serie de especies están adaptadas a condiciones de oxígeno reducido y son capaces de prosperar en condiciones inundadas o saturadas de agua. Las columnas de agua de los humedales permanentes tienden a tener niveles de oxígeno relativamente bajos, particularmente en los lagos profundos y aquellos en los que en la columna de agua se desarrollan capas con propiedades físicas y químicas distintas (estratificación). Por el contrario, los humedales temporales están secos una parte del tiempo, teniendo sólo de forma intermitente una columna de agua que puede estar presente por períodos de meses a años. La profundidad del humedal y la duración de la inundación o la saturación de agua condicionan la cantidad de oxígeno disponible, lo que a su vez afecta a las especies.

Los niveles de oxígeno afectan la composición, riqueza y abundancia de la vida en los humedales, mientras que estos mismos niveles de oxígeno vienen también afectados por el régimen hídrico.

Otra función crítica de la disponibilidad de oxígeno es cómo condiciona de manera significativa las características químicas del entorno. En particular, se influye en la disponibilidad de nutrientes, pH, y la toxicidad. Por ejemplo, la disponibilidad de oxígeno influye en la disponibilidad de nutrientes como nitrógeno, fósforo, hierro y azufre (a través de pH y potencial redox). A largo plazo, el hábitat y las características químicas de los humedales temporales varían mucho más que en el caso de los permanentes.



### La disponibilidad de luz y salinidad

La disponibilidad de luz en la columna de agua cambia rápidamente, afectando a los organismos que habitan en la columna de agua y en el bentos. Los lagos son un claro ejemplo de organización ecológica en el eje vertical como repuesta a un gradiente de luz. En los lagos profundos permanentes, las plantas se limitan generalmente a los márgenes mientras que las algas y cianobacterias que pueden permanecer suspendidas o conservar la flotabilidad en la columna de agua pueden habitar un área mucho mayor del lago.

Dependiendo de su origen (agua de lluvia, escorrentía superficial o descarga subterránea), el agua que llega a los humedales presenta diferentes cantidades y tipos de sales. Las especies de los humedales se adaptan a los rangos y tipos de sales particulares de su entorno. Las especies de los humedales se adaptan fisiológicamente a intervalos particulares o concentraciones de salinidad. La salinidad también afecta a la claridad del agua, concentración de oxígeno disuelto, pH y otros equilibrios químicos en las aguas de los humedales. El régimen hídrico de los humedales puede tener una influencia significativa en la concentración de sales de manera que en los humedales temporales la salinidad aumenta debido al incremento de la concentración de sales en relación al volumen decreciente.

Diversas condiciones químicas y biológicas surgen cuando los humedales predominantemente salinos reciben la afluencia de agua dulce en determinados puntos (por ejemplo descargas subterráneas) que pueden crear hábitats complejos dentro de un humedal. Del mismo modo un mosaico de humedales salinos y de agua dulce proporciona una compleja gama de hábitats para la fauna.

### La disponibilidad de nutrientes

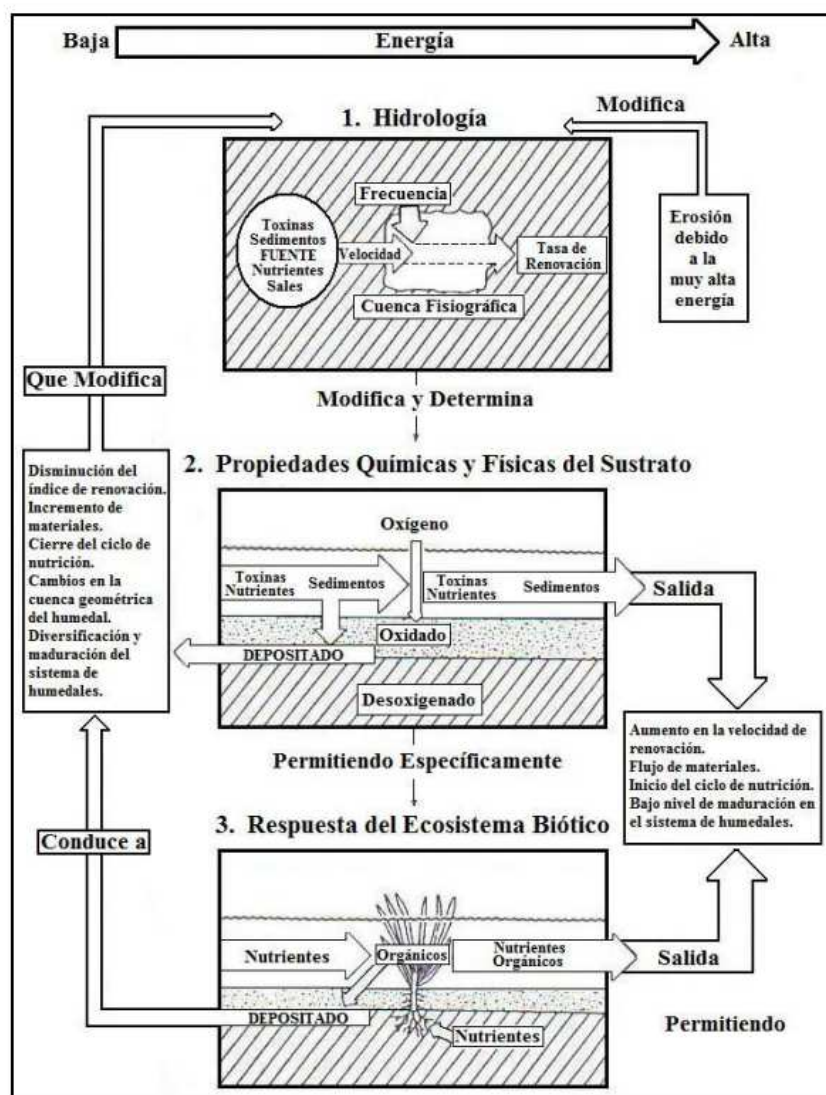
En los lagos y humedales el nitrógeno y fósforo son por lo general los nutrientes limitantes para la producción primaria. El tipo y la cantidad de nutrientes disponibles en un humedal determina en gran medida los organismos que habitan y la abundancia de las especies. Los nutrientes son llevados a los humedales a través de la lluvia, así como los flujos de aguas superficiales y subterráneas. La exportación de los nutrientes de los humedales también está controlada en gran parte por el caudal de salida cuando se trata de humedales exorreicos. Los volúmenes de agua y las características de estas aguas afectan las concentraciones de nutrientes.

El régimen hídrico también tiene un efecto muy significativo sobre las transformaciones de nutrientes en diferentes formas químicas dentro de un humedal. La disponibilidad de nutrientes para las plantas y otros productores primarios depende de su forma química. La importancia del régimen hídrico en este sentido se relaciona con las condiciones asociadas, tales como el potencial redox, la disponibilidad de oxígeno y el hábitat de las bacterias que se encargan de mediar las transformaciones de nutrientes en los humedales.

### **5.2.2. Hidrología como factor clave del funcionamiento de humedales**

Desde el punto de vista ecológico, un humedal es considerado como una unidad funcional que procesa e intercambia energía y materiales, que se autoorganiza en el tiempo, y que está compuesto por elementos vivos y no vivos, ligados por una trama de relaciones biofísicas de interdependencia. Además, como ecosistemas, se caracterizan por su capacidad para mantener su estructura, funcionamiento y dinámica, así como su capacidad para absorber el estrés generado por las perturbaciones de origen natural y/o humano (Montes *et al.*, 1998; Westra *et al.*, 2000).

El papel de la hidrología como elemento clave de la ecología de los humedales puede ser descrito como una serie de complicadas relaciones causa-efecto entre los componentes bióticos y abióticos del sistema (Mitsch & Gosselink, 2000; Keddy, 2002; Batzer y Shartz, 2006). Un modelo conceptual sobre los efectos generales de la hidrología en el humedal se muestra en la figura 5.1.



Fuente: Elaboración propia en base a Mitch y Gosselink (2000).

Figura 5. 1. Efectos directos e indirectos de la hidrología de los humedales.

En general, la hidrología es la responsable de los procesos de erosión, transporte y sedimentación en las cuencas hidrográficas, procesos mediante los cuales se acumulan en los humedales elementos tan relevantes como el nitrógeno o el fósforo. La hidrología de un

humedal también modifica directamente las condiciones físico-químicas, particularmente la disponibilidad de oxígeno y procesos biogeoquímicos que determinarán los nutrientes disponibles, el pH y la toxicidad del medio. Al igual que determina importantes entradas de elementos al sistema, a veces la hidrología también es responsable de producir un lavado en los humedales abiertos, lo cual conlleva la remoción de material biótico y abiótico como carbono orgánico disuelto, excesiva salinidad, toxinas, sedimentos y detritus.

En un ambiente cambiante y, debido prioritariamente a la actividad de las comunidades microbianas, se producen los procesos más importantes que permiten controlar la disponibilidad de nutrientes y, por tanto, la producción primaria. Los humedales pueden actuar como fuente, como sumidero o como transformadores de nutrientes, según sea su tipo ecológico y el balance hidrológico. En la mayoría de ellos, el procesamiento de la materia orgánica es un asunto determinante para comprender su funcionamiento y su papel regional, ya que la vía detrítica constituye la ruta fundamental para conectar la producción primaria con el reciclado de nutrientes y con la entrada de material alóctono desde su cuenca.

Estas complejas relaciones y condiciones impuestas por los flujos de importación y exportación de agua, nutrientes y otros materiales determinan la presencia de las comunidades de fauna y flora en el humedal bajo unas condiciones ambientales fisiológicamente muy restrictivas debido a la falta de oxígeno en los suelos saturados de agua, las fluctuaciones con la alternancia de periodos de anegamiento y de sequía, y la salinidad de las aguas de muchos de ellos.

La biota como las plantas emergentes, está adaptada a las condiciones anóxicas de los sedimentos. Los microorganismos capaces de metabolizar en condiciones anóxicas dominarán los sedimentos reducidos, mientras que los microorganismos aeróbicos sobrevivirán en una capa delgada de sedimentos oxidados y en la columna de agua si existe disponibilidad de oxígeno.

Si la anoxia provocada por la inundación del terreno es un condicionante para la presencia de muchas especies, la sequía también activa mecanismos adaptativos y condiciona la presencia de las mismas. En el caso de las plantas acuáticas, éstas no pueden vivir sin el soporte que les proporciona el propio medio acuático. Por esta razón, en los humedales que sufren desecaciones periódicas, las plantas producen esporas y semillas que quedan acumuladas en el sedimento o son trasladadas a través de vectores de dispersión, como pueden ser el viento o las aves, a otros humedales próximos hasta que, de nuevo, las aguas inundan la cubeta y puedan germinar. Estas semillas y esporas son capaces de resistir largos periodos de inactividad, lo cual tiene una enorme importancia cuando se trata de restaurar humedales que han sido drenados o alterados.

Cuando las condiciones hidrológicas del humedal cambian, aunque sea ligeramente, las comunidades biológicas pueden responder con cambios masivos en la composición y

riqueza de especies y en la productividad del ecosistema. Si los patrones hidrológicos se repiten año tras año, las comunidades biológicas pueden permanecer invariables durante largos periodos de tiempo, mientras que, en regímenes fluctuantes, el sistema se encuentra en un permanente dinamismo. En los humedales estacionales tan característicos de la región mediterránea, se producen cambios temporales que afectan a la estructura de las comunidades, sustituyéndose unas por otras rápidamente en función de la permanencia del agua. Esta sustitución de especies puede durar sólo unos meses dependiendo del hidropereodo que tenga el humedal por lo que estos sistemas abiertos son especialmente ricos en biodiversidad y en ellos observamos hábitats acuáticos y terrestres que reflejan una complejidad y una interacción dinámica de fuerzas abióticas y bióticas.

Los factores que afectan a los cambios pueden ser predecibles como la sequía, o la migración de individuos o bien provocados por perturbaciones antrópicas que alteran la dinámica de los mismos como el drenado o la colmatación. De la misma manera los cambios se producen a muy diferente escala, desde pequeñas charcas temporales de unos pocos metros cuadrados de superficie hasta los humedales de mayor tamaño.

Finalmente, los organismos vivos también intervienen en la alteración de procesos hidrológicos y químicos del humedal. Los microorganismos catalizan virtualmente los cambios químicos en el suelo del humedal y, por tanto, facilitan la disponibilidad de nutrientes para las plantas e incluso regulan la producción de fitotoxinas como son los sulfuros. Por otro lado, las plantas originan cambios físicos en el ambiente en procesos como puede ser la lenta formación de turberas; así, actúan como trampas de sedimento, retienen nutrientes, crean microclimas y zonas de refugio frente a los depredadores, frenan las corrientes de agua y movilizan el agua hacia la atmósfera mediante la transpiración. A su vez, determinados herbívoros pueden ocasionar desajustes en la vegetación e incidir indirectamente sobre los factores mencionados.

### **5.2.3. *El dinamismo ecosistémico de lagos y humedales***

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más dinámicos y cambiantes que existen en el planeta, en gran parte debido a una hidrología cambiante que presenta en nuestras latitudes una fuerte variabilidad anual e interanual tanto en localización como en intensidad. Como respuesta a esta variabilidad hidrológica, las comunidades biológicas poseen adaptaciones muy singulares para poder ajustarse a la amplitud y variabilidad de estas fluctuaciones y eventos hidrológicos. Por ejemplo, en el caso de las inundaciones, algunas especies vegetales poseen adaptaciones morfológicas y fisiológicas que les permiten realizar la fotosíntesis en condiciones de inmersión prolongada (Neiff, 1978; Tundisi, 1994). Otras especies viven con el suelo cubierto por agua durante nueve meses sin alteraciones importantes en el crecimiento, en inundaciones que duran más de un año (Neiff *et al.*, 1985).

Es importante remarcar, no obstante, que en estos ciclos hidrológicos de lagos y humedales las fases de aguas bajas son tan importantes como las inundaciones (Neiff *et al.*,

1994). Durante la fase seca, las plantas sufren estrés que produce el cese del crecimiento y la abscisión de las hojas. Los vertebrados ven limitada, en extensión y en calidad, la oferta de hábitat durante la fase seca. En este período, las masas de agua remanentes que pueden quedar aisladas soportan una densidad de animales mucho mayor, son más vulnerables a sus predadores y pueden ocurrir desequilibrios por sobrecarga poblacional. En el caso especial de las aves, Beltzer y Neiff (1992) encontraron que existe un fuerte condicionamiento de la complejidad biótica al régimen pulsátil. Las sequías extraordinarias resultan igualmente condicionantes. La mayoría de las poblaciones de peces no pueden sobrevivir, o sufren importantes pérdidas durante las sequías prolongadas (Merron *et al.*, 1993).

El Concepto del Pulso de Crecida (Junk *et al.*, 1989) describe los cambios estacionales de los niveles de agua, las relaciones con la dinámica funcional y el mantenimiento de la diversidad de especies. Esta dinámica de expansión/retracción característica de las crecidas es fundamental para funciones tales como la producción, descomposición y consumo de la materia orgánica, mientras que la fluctuación del nivel del agua conduce los procesos de sucesión ecológica. Aunque esta idea surgió del estudio de los ecosistemas de grandes ríos, hay un creciente reconocimiento que los pulsos de inundación son también importantes en saladares (Niering, 1994; Turner y Lewis, 1997; Zedler y Callaway, 1999) y manglares (McKee y Faulkner, 1999), constatándose en numerosos trabajos que los humedales aislados tienen menor riqueza de especies que humedales naturales ocasionalmente interconectados en grandes inundaciones (van der Valk, 1999).

Amat (1984) y Amat y Ferrer (1988) pusieron de manifiesto la necesidad de conservar la variabilidad estacional e interanual de los humedales para la conservación de las aves acuáticas del ámbito mediterráneo. De este modo, deben preservarse una serie de hábitats cambiantes o alternativos que les permitan mantener sus poblaciones en ciclos hidrológicos muy diferentes. Así, un humedal que durante años ha permanecido seco, o no ha tenido las condiciones ecológicas necesarias para ser el hábitat de una población o comunidad de aves acuáticas, puede ser, en un determinado, ciclo hidrológico indispensable para la conservación de esa misma población, por no concurrir las condiciones necesarias en el resto de humedales que explotaban habitualmente.

En humedales complejos, las condiciones bióticas y abióticas se distribuyen en manchas y es el resultado de la interacción entre ellas lo que determina, en último término, el modelo de su funcionamiento y estructura. En este sentido, reconocer la existencia de subsistemas que interactúan entre sí es fundamental para entender el funcionamiento de ríos y arroyos. Dichos subsistemas, conexiónados hidrológicamente, mantienen un flujo de materia y energía que variará en el espacio, en el tiempo, y con las características particulares de cada ecosistema. El Concepto de la Dinámica de Parches (Townsend *et al.*, 1989) identifica una alta diversidad de especies con una alta heterogeneidad espacial y cierta variabilidad temporal, mientras que el Mosaico Cambiante de los Hábitats desarrollado por Standford *et al.* (2005) describe como la estructura de este mosaico en los

ecosistemas acuáticos cambia a través del tiempo asociado a los cambios en el régimen hidrológico. Los organismos han evolucionado en estas condiciones cambiantes del hábitat que, a pesar de sus constantes cambios, se dan en general en magnitudes y formas similares.

Además de las fluctuaciones estacionales que suceden anualmente, la dinámica de lagos y humedales viene determinada en gran medida por el régimen de perturbaciones a los que se encuentran sometidos, siendo las sequías y las inundaciones extremas las perturbaciones naturales más importantes para los humedales españoles. A diferencia de las fluctuaciones, las perturbaciones naturales son eventos que ocurren de manera relativamente discreta en el tiempo y modifican el estado, el ambiente físico o la estructura de un ecosistema, comunidad o población, reiniciando procesos de regeneración y sucesión (Pickett y White, 1985). Durante largo tiempo, el efecto de las perturbaciones en la dinámica de los ecosistemas ha sido entendido de forma negativa basándose en la noción del equilibrio ecológico fuertemente arraigada en el pensamiento conservacionista. Sin embargo, numerosos trabajos han puesto de manifiesto que los ecosistemas naturales son dinámicos, se modifican continuamente, presentan cambios complejos, pueden estar en diferentes estados cercanos o no a la estabilidad, y las perturbaciones naturales tienen un papel importante en su funcionamiento (Sousa 1984; Pickett y White 1985). La diversidad biológica es resultado de procesos evolutivos en los que las perturbaciones actúan como fuerzas selectivas y como parte de los procesos ecológicos que mantienen, e incluso generan, patrones de variación espacial y temporal en la diversidad de ecosistemas, especies y poblaciones (Sousa 1984; Pickett y White 1985).

El Régimen de Perturbaciones Natural es un concepto que describe el patrón de las perturbaciones que configuran un ecosistema en una escala de tiempo. Un régimen de perturbación natural se distingue de un evento individual porque se circunscribe en un patrón espacial en el que se producen las perturbaciones, existe una frecuencia e intensidad de perturbaciones y dan como resultado un patrón ecológico determinado en el espacio y tiempo. El concepto de régimen de perturbación natural incluye la distribución, frecuencia, período de recurrencia, previsibilidad, extensión, magnitud e intensidad de las perturbaciones en un ecosistema. El Régimen de Perturbaciones Naturales (White y Pickett, 1985) como criterio de gestión es un concepto que defiende que el patrón y la dinámica de perturbaciones naturales moldean a largo plazo la estructura y composición de las comunidades de un ecosistema. La hipótesis de las perturbaciones intermedias enunciada por Connell en 1978 sostiene que, en ecosistemas maduros, la presencia de perturbaciones de frecuencias intermedias permite mantener niveles de riqueza de especies y de biodiversidad mayores a los que habría en ausencia de dichas perturbaciones. En ausencia de perturbaciones, solo sería posible encontrar especies especialistas, en tanto que perturbaciones pequeñas no tendrían efecto alguno sobre la biodiversidad y perturbaciones grandes causarían una disminución de la misma debido a la drástica des-

trucción del hábitat. Roxburgh *et al.* (2004) demostraron que las perturbaciones intermedias articulan diferentes mecanismos que pueden permitir la coexistencia de muchas especies, más de las que existirían en ausencia de estas perturbaciones. Estos mecanismos pueden ser fenómenos como dispersión, recolonización y competencia, que pueden resultar en un incremento de la diversidad. Ward y Stanford (1983) analizaron el papel de las perturbaciones para alcanzar la sostenibilidad ecológica, asumiendo que ésta se encuentra en gran medida gobernada por la frecuencia, intensidad y predictibilidad de tales perturbaciones.

#### **5.2.4. Hidrología y gradientes ambientales: la zonación vegetal**

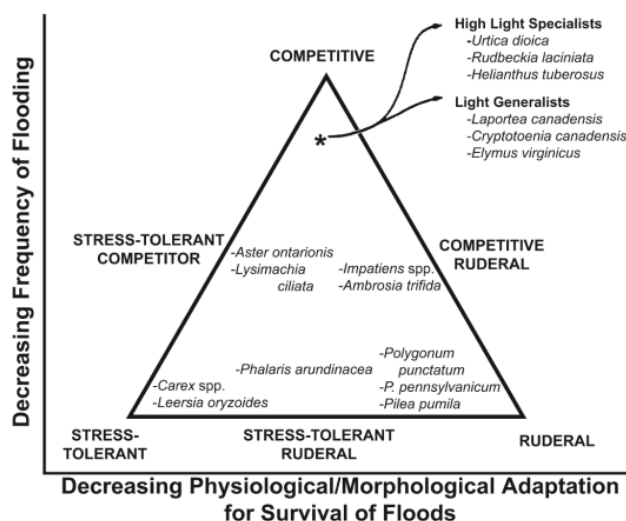
Los factores que influyen en la composición y distribución de las especies en los humedales son variados y complejos. Algunos autores consideran que los patrones de zonación de la vegetación se deben fundamentalmente a factores abióticos como por ejemplo la profundidad y fluctuación estacional de la lámina de agua, la textura del suelo, etc. (Spence, 1982); mientras que otros los asocian a factores bióticos como por ejemplo la Competencia (Keddy, 1985; Wisheu y Keddy, 1991). No obstante, la distribución de las especies vegetales en la mayoría de los humedales parece ser que viene determinada por una combinación de factores tanto alogénicos como autogénicos (Grace y Wetzek, 1981; Menges y Waller 1983; Wisheu y Keddy 1991).

El patrón de zonación en los humedales se desarrolla y sostiene debido a diferencias en las características de las especies, que incluyen diversas adaptaciones fisiológicas y estructurales de las plantas para tolerar el estrés causado por la anoxia, salinidad y fluctuaciones en la profundidad de la lámina de agua, lo que les permite establecerse, sobrevivir y colonizar el gradiente de profundidad (Mitsch y Gosselink, 2000). A pesar de que no hay modelos que describan completamente el desarrollo de las comunidades vegetales en los humedales, hay algunos conceptos que pueden ayudar a entender los procesos y respuestas asociadas a la distribución de las especies.

Todas las plantas comparten requerimientos comunes por unos recursos básicos como la luz, agua y minerales nutrientes. Además, la mayoría de las plantas crecerán más rápido y serán más fecundas donde exista una mayor disponibilidad de estos recursos básicos. Grime (1979) propuso que la competencia, el estrés y la perturbación son los factores más relevantes a la hora de estructurarse las comunidades herbáceas terrestres. Este autor agrupó las plantas en tres grupos funcionales según las adaptaciones fisiológicas de las especies y las estrategias competitivas de las plantas frente al estrés y la perturbación. Así, observó que el estrés comprende fenómenos que restringen la producción fotosintética (por ejemplo la disponibilidad limitada de agua) y la perturbación comprende fenómenos atribuibles a la destrucción de biomasa vegetal. El modelo C-S-R (fig. 5.2) se basa en el concepto de que las plantas han desarrollado estrategias que les permiten explotar condiciones de baja tensión y baja perturbación (plantas competidoras "C"), alta



tensión y baja perturbación (plantas tolerantes al estrés “S”) y baja tensión y alta perturbación (plantas ruderales “R”). Menges y Waller (1983) identificaron las especies ruderales como plantas anuales que debido a su ciclo vital y capacidad reproductiva son capaces de sobrevivir en las situaciones de perturbación y estrés generada por la inundación. Las especies tolerantes al estrés se identifican como las plantas perennes que han desarrollado adaptaciones fisiológicas y morfológicas para hacer frente al estrés y la perturbación de las inundaciones. Por su parte, las especies competidoras son especies que tienen adaptaciones limitadas a la perturbación y el estrés (en este caso inundaciones y sequías) y que, por lo general, se establecen en elevaciones más altas donde la frecuencia de inundaciones es baja. Estas especies pueden incluso considerarse como totalmente terrestres con tolerancia limitada a los suelos inundados. Basado en las características del ciclo vital de una especie, es posible predecir donde se localizará a lo largo de un gradiente de estrés y perturbación, así como predecir qué tipo de especies ocurrirán más frecuentemente en ciertos hábitats.

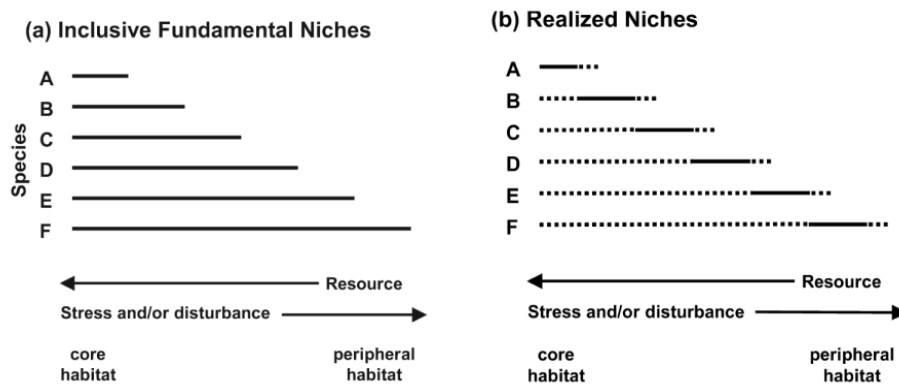


Fuente: Menges & Waller (1983)

Figura 5. 2. Triángulo C-S-R (competitivas-tolerantes al estrés-ruderales) desarrollado por Grime y adaptado para mostrar la relación de la frecuencia de inundación y grado de adaptaciones físicas en un humedal.

El hecho de que las plantas compartan unos pocos recursos básicos comunes para su desarrollo lleva al concepto de nichos solapados o inclusivos; es decir, espacios a lo largo de un gradiente donde muchas especies serían capaces de existir. En cambio, las especies

presentan diferentes capacidades a la hora de competir por los recursos que les permiten ser competitivamente mejores. Wisheu y Keddy (1991) apuntaron que existe un balance entre la capacidad de las especies para interferir competitivamente con sus vecinos y la capacidad para tolerar las condiciones de estrés, dando como resultado una distribución de las especies a lo largo de un gradiente de recursos y estrés (fig. 5.3). En este modelo, las especies que son peores competidoras serán excluidas por una o más especies dominantes pero sobrevivirán en áreas menos adecuadas a lo largo del gradiente según su capacidad para tolerar estrés o perturbaciones. En la parte final periférica del gradiente, donde el estrés y las perturbaciones son mayores, las especies pueden ser excluidas por competencia con las especies adyacentes subordinadas que mejor soportan las condiciones adversas, o simplemente porque no toleran el factor de estrés o perturbación abiótica.

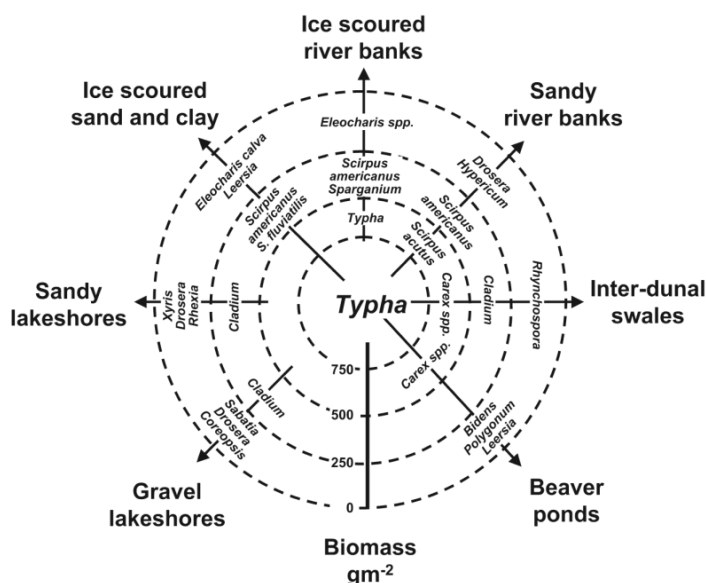


Fuente: Wisheu & Keddy (1983)

**Figura 5. 3. Distribución de especies a lo largo de un gradiente (a) donde tienen nichos inclusivos y (b) donde hay jerarquías competitivas. Las líneas sólidas indican áreas a lo largo de los gradientes de estrés y fertilidad donde las especies se solapan, y las líneas punteadas indican la región donde la especie es excluida.**

Wisheu y Keddy expandieron el modelo de balance proponiendo que existen múltiples gradientes en los humedales (fig. 5.4). La parte final más favorable de cada gradiente puede acoger diferentes comunidades vegetales y se les denomina hábitats centrales. La parte final más desfavorable de los gradientes también acoge a diferentes especies con adaptaciones particulares a las condiciones adversas de cada sitio, dando lugar a un patrón de organización centrífuga. El hábitat central probablemente tendrá baja perturbación y alta fertilidad, y estará dominado por especies de grandes hojas. Más allá de este hábitat central, diferentes factores limitantes como la disponibilidad de nutrientes o niveles de perturbación crearán ejes de radiación a lo largo de los cuales los diferentes grupos de especies están arraigadas. Los gradientes de anoxia en el suelo asociados a la duración y profundidad de la inundación es otro ejemplo de condiciones que estructuran

la distribución de las comunidades vegetales en los humedales (Bertness y Ellison, 1987; Bertness 1991; Pennings y Bertness 2001).

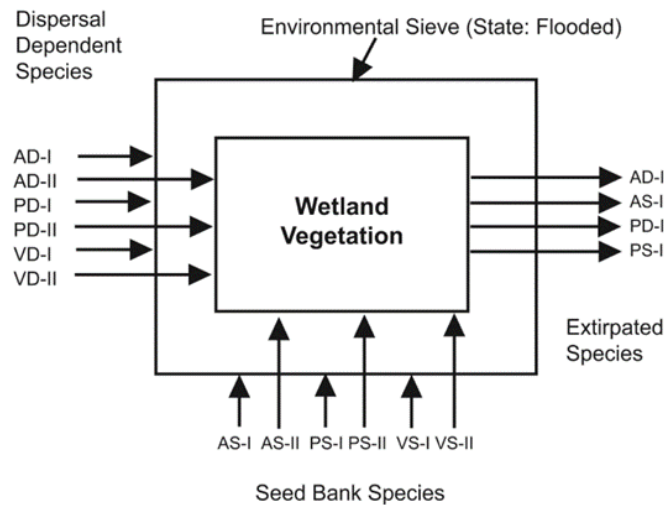


Fuente: Wisheu & Keddy (1992)

**Figura 5. 4. Modelo de organización centrífuga para humedales del este de Norte América. El hábitat central es dominado por especies de grandes hojas y los hábitats periféricos que están sometidos a estrés están ocupados por diferentes especies y comunidades.**

Uno de los mayores controles en la composición de cualquier comunidad vegetal es la capacidad de que cada especie se establezca y pueda persistir bajo diferentes condiciones ambientales. El “nicho de regeneración” (Grubb 1977) se enfoca en la longevidad de las semillas y los requerimientos para la germinación y establecimiento de las semillas como aspecto crítico para el éxito de permanencia de las comunidades vegetales en el humedal. Esta situación es ilustrada en el modelo de filtro ambiental propuesto por Van der Valk (1981) para predecir las comunidades vegetales bajo condiciones de inundación y sequía. Según este autor, la presencia y la abundancia de cada especie dependen del ciclo de vida y su adaptación al lugar específico donde se ubican. Los cambios cuantitativos en la vegetación año tras año son producidos por fenómenos diferentes. En la vegetación dominada por especies perennes y, particularmente por perennes leñosas, existe un incremento anual en la biomasa de las poblaciones que con el tiempo son acompañadas por cambios más o menos irreversibles en la fisonomía o en la estructura física de la vegetación (proceso denominado maduración). Un segundo tipo de cambio cuantitativo en la

vegetación es el resultado de diferencias en la abundancia de especies de un área de un año en relación al otro causado por variaciones en las condiciones meteorológicas e hidrológicas. Los cambios asociados a factores climáticos no extremos, generalmente, son reversibles y, normalmente, representan un cambio en la estructura sin cambios en la composición florística (proceso denominado fluctuación). La sucesión, maduración y fluctuación, solos o en combinación son los responsables de todos los cambios en la vegetación, pudiendo ocurrir al mismo tiempo dos o tres de estos fenómenos. El modelo de "filtro medioambiental» aplicado por van der Valk (1981) reconoce 12 grupos funcionales y clasifica las especies sobre la base de vida útil, longevidad de la semilla y los requisitos de establecimiento de semillas (fig.5.5). Van der Valk aplicó su modelo a un humedal teórico para predecir las especies potenciales en las transiciones entre reducción y condiciones de inundación. El filtro ambiental (estado hidrológico del humedal) determina los tipos de especies que están presentes mientras que, cambiando los filtros, se favorecerán ciertos tipos mientras se perjudicarán otros. Las especies anuales son infrecuentes en humedales que están inundadas durante varios años. Las especies procedentes de la dispersión de semillas son eliminadas una vez que las condiciones hidrológicas son inadecuadas para su establecimiento, pero en cambio podrán persistir las especies que proceden del banco de semillas.



Fuente: van der Valk (1981)

**Figura 5. 5. Modelo de filtro medio ambiental de sucesión vegetal en humedales. El medio alterna entre dos estados: desecado y llenado (como se muestra). Como resultado, sólo aquellas especies con las características vitales adecuadas pueden establecerse, mientras otras desaparecen. Cuando el humedal se vacía, otro conjunto de especies pueden establecerse y el conjunto de especies que habían predominado en las condiciones de inundación desaparecerá.**

### **5.3. Conceptos básicos de hidrología en humedales**

#### ***5.3.1. Tres variables clave de la hidrología de humedales***

Cuando se hace referencia a los humedales, la ciencia de la hidrología se ocupa de analizar el almacenamiento y movimiento del agua dentro y fuera de un humedal y cómo éste afecta a las comunidades biológicas y los suelos en los que crecen. Desde el punto de vista ecológico, hay tres variables que son útiles para entender y caracterizar el papel de la hidrología en los humedales: el nivel de la lámina de agua, el régimen de inundación o hidropериodo y el tiempo de residencia (Mitsch & Gosselink, 2000; U. S. EPA, 2008).

La primera variable de interés en el análisis hidrológico de un humedal es la elevación de los niveles de agua en relación a la superficie del terreno. Las aguas libres de vegetación por lo general se producen en las zonas de profundidad superior a los 2 m. Los lagos se encuentran en la mayoría de los casos desprovistos de vegetación en su parte central debido a la elevada profundidad que los caracteriza. Cuando existe vegetación en las aguas profundas normalmente no se encuentra arraigada a la cubeta sino flotando en la superficie del agua. Con profundidades inferiores a los 2 m suele aparecer una zona de vegetación emergente con presencia importante de helófitos. El nivel de lámina de agua es, por tanto, un factor ecológico relevante que sirve como indicador de las zonas de vegetación que pueden ocurrir en un lago o humedal.

Un segundo aspecto relevante de la hidrología es la variabilidad temporal de los niveles de agua. El momento, la duración, y la distribución de los niveles de agua de los humedales determinan la duración y frecuencia de las perturbaciones a los que están sometidos, algo conocido comúnmente como régimen de inundación del humedal o hidropериodo. El régimen de inundación de los humedales viene determinado por la diferencia neta entre las entradas y salidas del agua de la atmósfera, de las aguas subterráneas y de las aguas superficiales. En algunos sistemas, tales como los humedales temporales, sus niveles fluctúan dramáticamente durante cortos períodos de tiempo mientras que, en otros sistemas con mayores aportes de aguas subterráneas las fluctuaciones de niveles, son más atenuadas o muestran apenas variabilidad en su régimen de inundación a largo plazo.

Un tercer descriptor de la hidrología de los humedales está relacionado con el movimiento del agua a través del humedal, concepto conocido como tiempo de residencia o tasa de renovación. El tiempo de residencia es la relación entre el volumen de agua que le llega a un humedal y el volumen almacenado en el mismo. Los tiempos de residencia cortos se producen cuando el volumen de agua que pasa a través del humedal es grande en comparación con los volúmenes que almacena. Algunos lagos y humedales intercambian agua rápidamente permaneciendo el agua en los mismos durante un corto período

de tiempo, mientras que en otros casos el agua puede viajar muy lentamente en su interior llegando a presentar ciclos supraanuales.

#### 5.3.1.1 Niveles de lámina de agua

Tal como se ha mencionado anteriormente, la deficiencia de oxígeno en los suelos de los humedales es una característica ecológica relevante en la estructuración y funcionamiento de los mismos. La baja solubilidad del oxígeno en el agua y su tasa de difusión lenta a través de la misma propicia que las condiciones anaerobias se desarrollen con facilidad en suelos saturados. La escasez de oxígeno en los suelos de los humedales afecta al desarrollo de la vegetación mediante la creación de condiciones adversas para la supervivencia y el crecimiento de la raíz. Sin embargo, a pesar de estas bajas concentraciones de oxígeno, los humedales se encuentran entre los ecosistemas biológicamente más productivos del mundo acogiendo un conjunto diverso de especies vegetales que tienen adaptaciones fisiológicas especiales para sobrevivir y prosperar en estas condiciones ambientales extremas. En este contexto, los niveles de agua en los humedales pueden servir como un indicador del oxígeno disponible. Los sistemas con volúmenes de agua elevados generalmente presentan mayores niveles de agua y concentraciones de oxígeno disuelto del suelo más bajas, mientras que en el caso contrario, los sistemas más secos tienen niveles de agua más bajos y mayor concentración de oxígeno disuelto. En otros casos, los niveles de agua del humedal pueden no ser indicativos del nivel de saturación de agua del suelo, ya que la zona saturada puede extenderse por encima de la capa freática debido al ascenso capilar (Black, 1996). El ascenso del agua por capilaridad se puede extender hasta varios metros por encima del nivel freático en materiales de grano fino, dejando el suelo completamente saturado, incluso cuando los niveles de agua están por debajo de la superficie.

La representación gráfica temporal de los niveles de lámina de agua se conoce como hidrograma, donde se muestran estos niveles en función del tiempo. Los eventos intensos de precipitación provocan un incremento y posterior descenso en los niveles de lagos y humedales. La parte ascendente del hidrograma corresponde al periodo de incremento de los niveles de agua después del evento de precipitación y las escorrentías generadas. La parte descendente del hidrograma corresponde al período de vaciado tras la precipitación hasta alcanzar de nuevo los niveles de base de agua del humedal o bien verse interrumpido por un nuevo evento lluvioso. Los tiempos de ascenso son cortos en áreas urbanas con grandes superficies impermeables y canales que han sido modificados para aumentar las velocidades de flujo. Por el contrario, los tiempos son más largos en las zonas boscosas con pocas superficies impermeables y cursos de agua con obstáculos naturales que ralentizan el paso del agua. Otro término usado en la hidrología de humedales es el tiempo de concentración entendido como el tiempo necesario para que el caudal viaje desde el punto más lejano de la cuenca hasta el humedal.

### *5.3.1.2 Hidroperiodo*

La variabilidad temporal de los niveles de agua en los humedales resulta de los cambios dinámicos en las entradas y salidas de agua y los cambios temporales asociados con el control hidráulico dentro del humedal. Los cambios temporales en el nivel de lámina del agua son determinantes para muchas especies de flora y fauna acuática. El éxito reproductivo de estas especies puede verse afectado negativamente cuando las fluctuaciones en los niveles no se sincronizan adecuadamente con sus etapas de desarrollo. El régimen de inundación es un rasgo distintivo de la variabilidad hidrológica que describe la variación de los niveles de agua en el tiempo y en el espacio (Acosta y Perry 2001; King *et al.*, 2004).

El régimen de inundación es un término más reciente que se utiliza para ampliar el concepto tradicional de hidroperíodo (es decir, la frecuencia y la duración de tiempo que el humedal está saturado), mediante la incorporación de información adicional sobre la extensión y momentos en los que el humedal se encuentra inundado o no. La extensión de la fase seca es importante, especialmente para los humedales grandes y complejos que contienen una notable variedad de características hidrológicas.

Para caracterizar los cambios temporales en los niveles de agua de los humedales se pueden utilizar varios enfoques. La forma más fácil de capturar los valores típicos y el rango de posible variabilidad hidrológica es a través de los hidrogramas. Las fluctuaciones interanuales, estacionales y los eventos diarios del nivel de agua son muy visuales utilizando este enfoque. Los datos que sirven para construir los hidrogramas pueden ser utilizados para caracterizar estadísticamente el comportamiento hidrológico del humedal. Cada punto del humedal ofrece un hidrograma particular que indica cuánto tiempo dura la inundación en el mismo. En las elevaciones más bajas la duración de la inundación es mayor que en las elevaciones más altas. Este enfoque es útil para caracterizar la variabilidad del nivel de agua mediante la generación de una relación duración-nivel (curva de frecuencias acumuladas) que cuantifica la duración en el tiempo que se sobrepasa un nivel de agua especificado. Este enfoque también debe considerar el carácter estacional de inundaciones dividiendo los datos en periodos de tiempo específicos (Mitsch y Gosselink, 2000). Si bien la curva de frecuencias acumuladas caracteriza con éxito la duración de tiempo que el sistema se encuentra inundado, en cambio no logra caracterizar la frecuencia con la que este fenómeno ocurre. Un enfoque alternativo es cuantificar la frecuencia en el tiempo con la que el humedal supera una serie de niveles especificados.

### *5.3.1.3 Tiempo de residencia*

El tiempo de residencia o la tasa de renovación se utilizan para evaluar el tiempo necesario para que una entrada de agua pase por el humedal. El tiempo de residencia 't' para

un sistema con un volumen constante y el caudal de entrada no es más que la relación entre el volumen de agua dentro del humedal,  $V$ , y el caudal conjunto entrante,  $Q$ , o sea,  $t' = V / Q$ . El tiempo de residencia no es apropiado cuando el agua que entra en el humedal presenta una gran heterogeneidad espacial con múltiples entradas e intercambios en diferentes puntos dentro del humedal. Cuando se dan estas condiciones, el tiempo de residencia sólo proporciona una estimación de los tiempos medios de residencia frente al tiempo real de residencia que varía con el tiempo y el espacio. El agua en las zonas de intercambio del humedal puede tener tiempos de residencia más cortos que el agua en partes aisladas. Los tiempos de residencia para los sistemas dinámicos son más difíciles de calcular que aquellos con un flujo constante. En estos casos, el tiempo de residencia se incrementa durante los períodos en los que las salidas exceden las entradas y viceversa.

### 5.3.2. Balance hídrico

Los niveles de agua, el régimen de inundación y los tiempos de residencia de lagos y humedales vienen determinados por las entradas y salidas de agua. El balance hídrico se refiere a la cuantificación de los procesos y mecanismos de aporte, almacenamiento y extracción de agua del humedal. Se trata de una información fundamental para calcular balances de nutrientes y de solutos y flujos de energía, así como para prever los posibles efectos de cambios naturales o inducidos sobre las entradas y salidas de agua del humedal.

El origen de las entradas de agua al humedal es un factor ecológico relevante. Según se trate de aportes de agua superficiales (escorrentía superficial, precipitación directa sobre la cubeta, etc.) o subterráneos, las características químicas del mismo y su hidrodinámica serán diferentes. En los humedales epigénicos, el aporte principal de agua es superficial, procedente de la precipitación directa o de la escorrentía superficial (ríos, arroyos, arroyada concentrada, arroyada difusa), presentando por lo general un nivel de fluctuación elevado. En los humedales hipogénicos, el aporte principal es agua subterránea que puede proceder, bien de acuíferos libres locales (de pequeñas dimensiones) o regionales (de grandes dimensiones), o bien de acuíferos confinados o semiconfinados. El tipo de acuífero subyacente al ecosistema lenítico condiciona la magnitud de los flujos de agua que lo alimentan y esto, a su vez, condiciona la variabilidad temporal tanto de los volúmenes aportados como de la mineralización del agua. Entre ambos tipos se encuentran los humedales mixtos que presentan situaciones intermedias en las que es difícil discernir si el flujo principal corresponde a aportes superficiales o subterráneos.

En el balance hídrico también es relevante la forma en que se producen las salidas de agua del sistema. Algunos humedales presentan un drenaje abierto donde la pérdida de agua se produce fundamentalmente a través de flujos en fase líquida. Estas pérdidas pueden producirse por encima de la superficie topográfica (ríos, arroyos) o por debajo de la



misma (recarga del acuífero, manantiales). Por su parte, los humedales con drenaje cerrado pierden su agua en fase de vapor, bien directamente por medio de la evaporación o a través de la intervención de la vegetación en el proceso (evapotranspiración).

Los balances se expresan como ecuaciones de balance de masa de agua en las que los diferentes elementos son los distintos componentes del flujo (o distintos tipos de flujo). Todos los componentes deben ser cantidades totales de agua, medidas o calculadas durante un periodo de tiempo fijo, usualmente varios años, y para un volumen dado definido como representativo del humedal. Ambos dominios (tiempo y volumen) deben establecerse en cada caso en función de los objetivos del cálculo y del uso previsto de los resultados. Una versión simplificada de balance de agua de un humedal, en el que los valores se refieren al periodo considerado o bien pueden expresarse como tasas anuales (dividiendo por el tiempo de observación en años) es la siguiente (Mitsch & Gosselink, 2000; U.S. EPA, 2009; Alonso, 2009):

$$E_{Sup} + E_{Mt} + E_{Sub} = S_{Sup} + S_{ET} + S_{Sub} + \Delta S \quad \text{Ecuación 5.1}$$

Donde:

$E_{Sup}$  representa la entrada total de agua superficial (aportes de la cuenca vertiente, incluyendo la escorrentía canalizada y la dispersa);

$E_{Mt}$  es el aporte meteorológico total, formado por la lluvia neta directa más la nieve (si es el caso) dentro de los límites físicos del humedal (la parte interceptada por la vegetación debe ser cuantificada y adicionada);

$E_{Sub}$  es la aportación total al humedal procedente de la descarga de agua subterránea;

$S_{Sup}$  es la salida total de agua en forma de flujos superficiales;

$S_{Sub}$  es la salida subterránea de agua;

$S_{ET}$  es la evapotranspiración y

$\Delta S$  es la variación del almacenamiento de agua en el humedal durante el periodo para el cual se realiza el balance, que puede ser positiva o negativa.

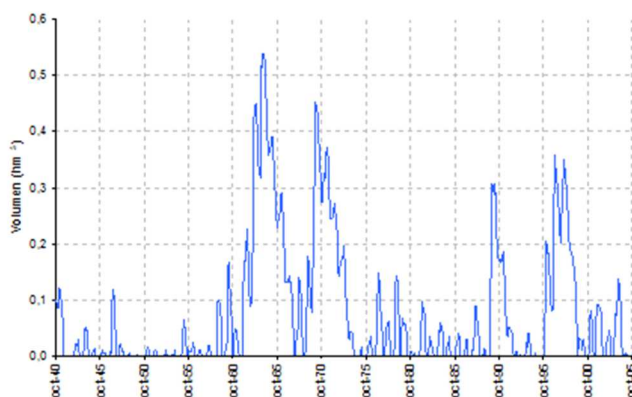
En balances más detallados, puede ser necesario cuantificar otros componentes localmente relevantes tales como los flujos ocasionados por cuerpos de agua subterránea colgados (flujos laterales habitualmente de pequeña entidad, generados en la zona no saturada regional y que son originados por heterogeneidades verticales de la permeabilidad).

En muchos humedales, el valor de los términos del balance de agua puede ser estimado aproximadamente usando métodos sencillos a partir de los datos ya disponibles, una vez se ha establecido un modelo conceptual de funcionamiento del humedal (Alonso, 2009). Sin embargo, una estimación más precisa requiere instrumentación de campo y mediciones detalladas de varias variables durante un cierto periodo de tiempo (en general no inferior a dos o tres años).

### **5.3.3. Tres ejemplos de hidroperiodos característicos de humedales**

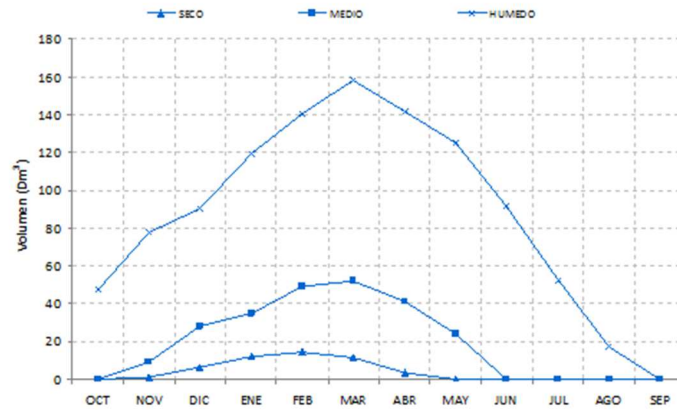
Tal como se mencionaba anteriormente, el término hidroperíodo describe las características hidrológicas de un lago o humedal en términos de su inundación y la duración (permanente, estacional o intermitente). Los siguientes ejemplos proporcionan una idea de diferentes tipos de hidroperíodos y de su variabilidad a largo plazo.

La Laguna Salada forma parte del complejo lagunar de Campillos en la provincia de Málaga. En esta región la red hidrográfica está escasamente desarrollada y constituida por cauces poco ramificados de pequeña longitud, donde la mayor parte de estos cauces desembocan en las lagunas o se pierden en simas o sumideros. Las variaciones interanuales de la laguna, aunque mal conocidas para la primera mitad de siglo XX, muestran ciclos húmedos y secos (fig. 5.6). Hasta la década de los sesenta, la laguna está marcada por una elevada estacionalidad, con unos ciclos anuales donde se producía la desecación de la misma. A partir de aquí comenzaría un periodo hiperhúmedo que duraría cerca de unos 20 años, en el cual la laguna alcanzaría los volúmenes más elevados y sólo se secaría un par de años a fines de los sesenta. Desde 1974 hasta 1995 se trataría de un nuevo ciclo seco con sequías estivales muy acusadas, salvo en el trienio 1989-92. El último ciclo húmedo se extendería desde 1996 hasta 1999, periodo en el cual los volúmenes alcanzados no alcanzarían los valores de la década de los 60 y setenta. Desde 1999 hasta 2006 la laguna presentaría las desecaciones anuales características de los ciclos medios y secos.



**Figura 5. 6. Hidrograma de la Laguna Salada en el complejo lagunar de Campillos**

La Laguna Salada experimenta grandes oscilaciones en el volumen de sus aguas en función de la distribución de las precipitaciones que recoge, las cuales presentan fuertes variaciones, tanto anuales como estacionales. Las fluctuaciones estacionales se caracterizan por un máximo a principios de primavera y un mínimo a finales de verano. En la figura 5.7 se muestran los volúmenes de la laguna que representan los hidroperiodos para años con características secas, medias y húmedas. Para esta caracterización se han empleado los percentiles 25, 50 y 75 sobre la serie de volúmenes mensuales de la laguna en régimen natural. En un ciclo anual típico, las precipitaciones de finales de otoño comienzan a inundar la laguna. La cota de inundación aumenta progresivamente a lo largo del invierno e inicio de primavera, coincidiendo con abundantes precipitaciones y escasa evaporación debida a las suaves temperaturas. A partir de este momento la laguna se va secando progresivamente, reduciendo su superficie. Al ser una cubeta endorreica, las pérdidas de agua se producen en exclusiva por evaporación. La laguna ocupa su menor extensión en el ciclo anual a finales del verano, coincidiendo con las menores precipitaciones y máximas temperaturas.



**Figura 5. 7. Hidroperiodos característicos de la Laguna Salada en el complejo lagunar de Camillos**

Otro ejemplo de hidroperiodo diferente se encuentra en las albuferas de Adra en Almería (fig. 5.8). Estos humedales reciben la descarga del acuífero del Delta procedentes mayormente de la infiltración de las aguas del río Adra. La Albufera Honda completaría sus aportaciones con las descargas esporádicas de las ramblas de su cuenca vertiente (Rambla de las Estanqueras, Rambla de las Adelfas y Rambla del Malo). En ocasiones, los aportes producen un rápido llenado de la laguna y desborda hacia la albufera Nueva.



**Figura 5. 8. Hidrograma de la albufera Honda en las Albuferas de Adra**

En relación a su régimen hidrológico, la albufera Honda experimenta leves oscilaciones en el volumen de sus aguas en función de la distribución de las precipitaciones que recoge y las descargas del acuífero. En episodios muy concretos se producen descargas de las ramblas que incrementan notablemente sus volúmenes. No obstante, la reducida capacidad de la cubeta y sus correspondientes vertidos a la albufera Nueva y al mar limitan

su inercia hidrológica a partir de los ciclos húmedos. Las fluctuaciones estacionales se caracterizan por un máximo a principios de primavera y un mínimo a finales de verano. En la siguiente figura se muestran los volúmenes de la albufera Honda que representan los hidroperiodos para años con características secas, medias y húmedas. Para esta caracterización se han empleado los percentiles 25, 50 y 75 sobre la serie de volúmenes mensuales de la laguna en régimen natural (fig. 5.9).

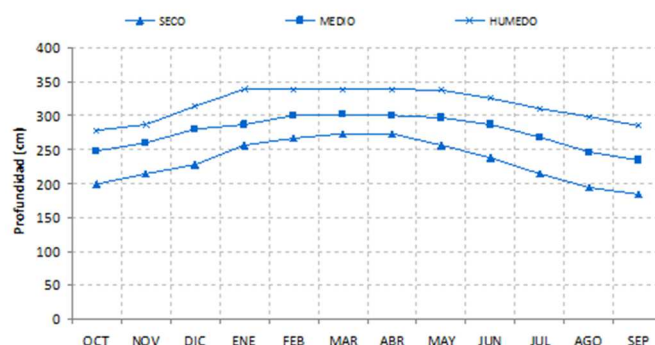
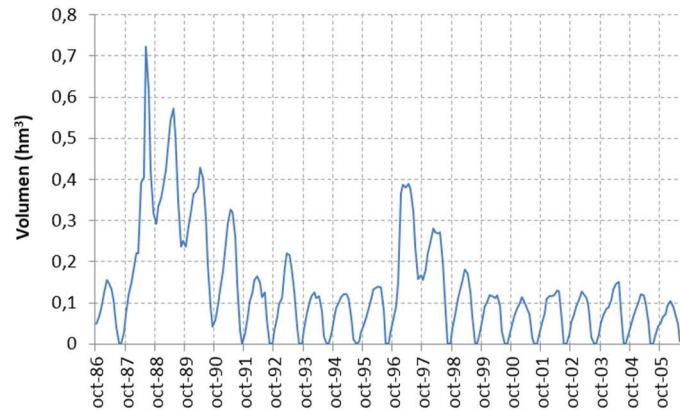


Figura 5. 9. Hidroperiodos característicos de la albufera Honda en las Albuferas de Adra

Otro ejemplo de hidrograma característico sería la Hoya Grande de Corral Rubio, clasificado dentro del grupo de humedales denominados “encharcamientos de lámina aflorante” y representante de humedales endorreicos más o menos estacionales (fig. 5.10). A este tipo pertenece la mayoría de las zonas encharcadizas no-fluyentes, en la forma de charcas o pequeñas lagunas, más o menos salobres, donde aflora el nivel de agua subterránea en su tránsito bajo la superficie del terreno.

En un ciclo anual típico, las precipitaciones de finales de otoño comienzan a inundar la laguna. La cota de inundación aumenta progresivamente a lo largo del invierno e inicio de primavera, coincidiendo con abundantes precipitaciones y escasa evaporación debida a las suaves temperaturas. A partir de este momento la laguna se va secando progresivamente, reduciendo su superficie. Al ser una cubeta endorreica, las pérdidas de agua se producen en exclusiva por evaporación. La laguna ocupa su menor extensión en el ciclo anual a finales del verano, estación en la que habitualmente se seca, coincidiendo con las menores precipitaciones y máximas temperaturas.



**Figura 5. 10. Hidrograma de la Hoya Grande de Corral Rubio**

La Hoya Grande de Corral Rubio experimenta enormes oscilaciones en el volumen de sus aguas en función de la distribución de las precipitaciones que recoge, las cuales presentan fuertes variaciones, tanto anuales como estacionales. Las variaciones interanuales muestran dos ciclos hiperhúmedos bien delimitados que van desde 1987 a 1994 (con un máximo en 1989), y de 1996 a 1999 (con un máximo en 1997). Las fluctuaciones estacionales se caracterizan por un máximo a principios de primavera y un mínimo a finales de verano. En la siguiente figura se muestran los volúmenes de la laguna que representan los hidroperiodos para años con características secas, medias y húmedas. Para esta caracterización se han empleado los percentiles 25, 50 y 75 sobre la serie de volúmenes mensuales de la laguna en régimen natural (fig. 5.11).

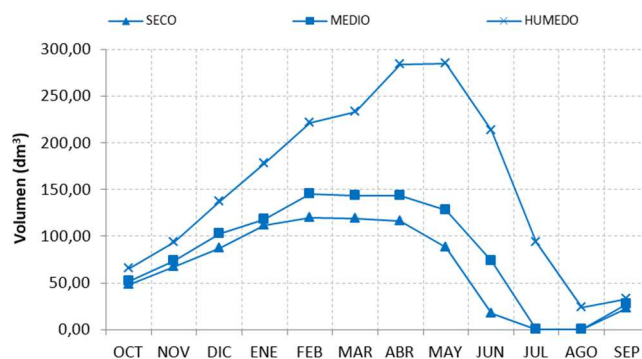


Figura 5. 11. Hidroperiodos característicos de la Hoya Grande de Corral Rubio

### 5.3.4. Hidrología en los hábitats de interés comunitario

#### 5.3.4.1 La Directiva Hábitats y los hábitats de interés comunitario

La publicación y progresiva implantación de la Directiva europea 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres ha supuesto la necesidad de reorientar la política de conservación europea y de los estados miembros, con el fin de dar una adecuada respuesta a los planteamientos y exigencias que impone este nuevo marco jurídico. Esta Directiva, conocida comúnmente como “Directiva Hábitats”, fue traspuesta parcialmente al ordenamiento jurídico español a través del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres y, de un modo más completo, a través de la ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. El objetivo de esta directiva es garantizar la biodiversidad en el territorio europeo, mediante la adopción de medidas para la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Para ello, crea una red ecológica europea coherente denominada “Natura 2000”. Esta red engloba tanto las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA)<sup>21</sup>, designadas sobre la base de la presencia de determinadas aves silvestres, como las Zonas de Especial Conservación (ZEC) habilitadas a partir de la propuesta de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) de cada Estado miembro por albergar algunos tipos de hábitats naturales y hábitats de especies de flora y fauna (no aves) de interés comunitario. La finalidad en estas zonas especiales es el mantenimiento o el restablecimiento,

<sup>21</sup> Directiva AVES. Completar nombre

en un estado de conservación favorable, de los hábitats naturales y de las especies silvestres de la fauna y de la flora de interés comunitario, teniendo en cuenta las exigencias económicas, sociales y culturales, así como las particularidades regionales y locales.

El Real Decreto 1997/1995 define los “hábitats naturales” como “zonas terrestres o acuáticas diferenciadas por sus características geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales”. Establece que los “hábitats naturales de interés comunitario” son aquellos que cumplen alguno de los tres requisitos relativos a su interés biogeográfico o conservacionista: primero, se encuentran amenazados de desaparición en su área de distribución natural; segundo, presentan un área de distribución natural reducida a causa de su regresión o debido a su área intrínsecamente restringida; y tercero, constituyen ejemplos representativos de características típicas de una o de varias de las cinco regiones biogeográficas presentes en nuestro país: alpina, atlántica, continental, macaronésica y mediterránea. Entre éstos, se diferencian los “prioritarios”, definidos como aquellos hábitats naturales amenazados de desaparición y cuya conservación supone una especial responsabilidad, dada la importancia de la proporción de su área de distribución natural en el territorio europeo.

#### 5.3.4.2 De las comunidades vegetales a los hábitats, sistemas de hábitats y ecosistemas

En la preparación de la Directiva Hábitats, se acordó que las comunidades vegetales eran un elemento ambiental apropiado para la valoración y priorización de áreas de interés natural. Sin embargo, en vez de utilizar la denominación de comunidad vegetal se empleó la terminología de “hábitat” en el sentido de que la comunidad vegetal es una buena “bioindicadora” de las condiciones ecológicas del medio (Baraza et al, 1999).

Desde un punto de vista espacial y funcional, hay que tener en cuenta que las diferentes comunidades vegetales no se distribuyen al azar en el territorio sino que aparecen en el espacio en función del óptimo ecológico de cada una de ellas. Algunos factores ecológicos varían de forma más o menos gradual en relación a la morfología del terreno, creando gradientes ambientales donde los tipos de vegetación posibles se distribuyen de forma ordenada. Cuando las comunidades vegetales (hábitats en el sentido de la Directiva) aparecen agrupados en función de sus afinidades ecológicas, se habla de “Sistemas de hábitats” (Baraza et al, 1999).

Los saladares son un claro ejemplo de sistemas de hábitats caracterizados por los gradientes ecológicos que resultan de las condiciones de inundación y salinidad. Por ejemplo, en los saladares del sureste español existe una zonación de las comunidades vegetales desde las áreas con más prolongado periodo de inundación hasta las más secas pero aún afectadas por la salinidad. Estas comunidades están marcadas fisionómicamente por el carrizo (*Phragmites australis*), juncales (*Juncus maritimus*, *Juncus subulatus*), plantas de tallos carnosos (crasicaules) como los almarjos (*Sarcocornia perennis* subsp. *alpini*, *Sarcocornia fruticosa*, *Arthrocnemum macrostachyum*) y con hojas carnosas (crasifo-



lias, como *Halocnemum strobilaceum* o *Suaeda vera* subsp. *vera*). Ya en zonas con inundaciones esporádicas, aparecen las siemprevivas (diversas especies del género *Limonium*) y finalmente los albardinales (pastizales de *Lygeum spartum* con siemprevivas). En términos de los tipos de hábitats de la Directiva, estas comunidades vegetales se corresponden de manera general con los hábitats 1310, 1410, 1420 y 1510 de la Red Natura 2000 y se organizan en torno a los humedales en función del grado de inundación y salinidad.

A pesar de que el enfoque fitosociológico ha sido utilizado para describir la mayor parte de los tipos de hábitat terrestres de la Directiva Hábitats, en el caso de los ecosistemas acuáticos resulta conveniente asociar el tipo de hábitat de la Directiva al ecosistema lenítico en el cual se enmarcan. Este planteamiento defiende que es más relevante atender a los factores ecológicos que marcan la estructura y funcionamiento del ecosistema que a las comunidades vegetales asociadas al mismo que, de por sí, pueden ser variables. De esta manera, para los tipos de hábitat de aguas retenidas continentales no costeras (denominado Grupo 31), Camacho et al. (2009) han considerado los tipos de ecosistemas leníticos que se muestran en la tabla 5.2.

**Tabla 5. 2. Tipos de ecosistemas leníticos españoles**

Tipo 1. Lagunas y humedales fluviales (en curso medio-bajo: 1.1. Llanuras de inundación ó 1.2. Meandros abandonados; 1.3. De represamiento en curso alto).
Tipo 2. Sistemas de alta montaña (morfogénesis glaciár o periglaciár: 2.1. Glaciár ó 2.2. Glacio-karst).
Tipo 3. Lagos y lagunas profundos kársticos (exokársticos) calcáreos.
Tipo 4. Lagos y lagunas profundos kársticos (exokársticos) sobre yesos (corresponde al tipo de hábitat de interés comunitario 3190 Lagos kársticos sobre yesos).
Tipo 5. Lagunas someras salinas (origen kárstico inducido, karst no funcional, u otros orígenes).
Tipo 6. Lagunas y humedales someros no salinos (origen kárstico inducido) de aguas alcalinas (6.1. Permanentes ó 6.2. Temporales).
Tipo 7. Lagunas y humedales someros no salinos (origen morfoestructural) de aguas ácidas y/o de baja alcalinidad (7.1. Permanentes ó 7.2. Temporales).
Tipo 8. Lagunas volcánicas.

Fuente: Camacho et al., 2009

Por otra parte, los objetivos y procedimientos de la Directiva 2000/60/CE Marco del Agua (DMA) también son aplicables a los ecosistemas acuáticos de aguas retenidas, bien de forma directa cuando se trate de masas de agua o bien como zonas protegidas en el marco de la Directiva 92/43/CEE. En el contexto de la DMA se ha llevado a cabo en España la tipología de las masas de agua de la categoría “lago” definiendo un total de 30 tipos diferentes. Teniendo en cuenta las características estructurales y funcionales de los ecosistemas leníticos se han establecido correspondencias entre los tipos de ecosistemas

del Grupo 31 (Directiva Hábitats) y la tipología de masas de agua de la categoría lago de la DMA, de tal forma que las consideraciones realizadas en esta tesis para los ecosistemas del Grupo 31 pueden ser útiles también para los ecotipos de la DMA (Camacho et al, 2009).

### **5.3.5. El régimen hidrológico en los hábitats de interés comunitario**

#### **5.3.5.1 Hidrología en los tipos de hábitats constituidos por sistemas de hábitats ligados a saladares**

Bajo esta denominación se han reunido todos aquellos hábitats ligados a los saladares. En las zonas de interior, los saladares aparecen en cubetas endorreicas como consecuencia de la acumulación de sales procedentes de acuíferos de descarga o en determinados enclaves como consecuencia de la acumulación de sales procedentes del lavado de materiales como yesos o margas salinas de origen triásico. En zonas costeras, estos saladares aparecen también en zonas bajas llanas del ámbito supramareal.

En general, en los saladares se puede observar una zonación de la vegetación desde las zonas con inundación permanente hasta las zonas más secas, contribuyendo también las condiciones de salinidad en la distribución de las especies. Los principales tipos de hábitats ligados a los saladares y que responden, de manera general, al patrón de inundación y las condiciones de salinidad son los hábitats 1310 (Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas o arenosas), 1410 (Pastizales salinos mediterráneos con *Juncetalia maritimi*), 1420 (Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos con *Sarcocornetea fruticosi*) y 1510\* (Estepas salinas mediterráneas con *Limonietalia*).

El tipo de hábitat 1310 lo constituyen las formaciones pioneras estacionales que colonizan suelos salinos húmedos en los espacios abiertos de marismas o saladares costeros, o que ocupan el espacio temporalmente inundado de los bordes de charcas y lagunazos temporales, de agua salada o salobre tanto en la costa como en saladares de interior. La mayoría de las especies características del tipo de hábitat 1310 pueden establecerse y completar su ciclo en áreas con elevada salinidad, pero casi ninguna de ellas tolera períodos de inundación prolongados. Las condiciones adecuadas de humedad y salinidad determinan el éxito reproductivo y el aporte de semillas al suelo de las diferentes especies. De esta forma, se genera un banco de semillas en la cubeta que se comporta como una reserva potencial de todas las especies presentes en el área, actuando como “ventanas de germinación” (condiciones óptimas de salinidad y humedad) que permitirán el establecimiento de unas u otras especies, dependiendo, principalmente, de sus requerimientos de salinidad y humedad edáfica (Noe y Zedler, 2000; Noe y Zedler, 2001; Noe, 2002).

Respondiendo a la zonación anteriormente comentada, aparecen las formaciones herbáceas perennes propias de substratos húmedos más o menos salinos. Los pastizales del

tipo de hábitat 1410 están constituidos por especies de plantas herbáceas, anuales y perennes, de fisonomía variable, que pueden ocupar gran variedad de sustratos con amplios rangos de salinidades y regímenes de inundación y humedad edáfica. La variabilidad en la tolerancia de las especies características al régimen de inundación es muy amplia, desde comunidades dominadas por *Juncus maritimus* o *Juncus acutus* que sólo requieren ciertos niveles de humedad edáfica parte del año, hasta otras que requieren períodos de inundación prolongados, como *Scirpus litoralis* (*Schoenoplectus litoralis*), pasando por situaciones intermedias de inundación, como en las comunidades dominadas por *Juncus subulatus*, *Scirpus maritimus* y *Eleocharis palustris*. Estas diferencias tan amplias en el período de inundación que engloba este tipo de hábitat hacen que las especies acompañantes sean muy variadas, desde comunidades de macrófitos acuáticos sumergidos (Espinar *et al.*, 2002; Espinar, 2006) hasta pastizales muy diversos ricos en leguminosas (García *et al.*, 1993; Marañón, 1998).

El tipo de hábitat 1420 son formaciones que ocupan bordes de lagunas y charcas endorreicas en el interior, recibiendo inundación en invierno pero con fuerte desecación estival. En marismas y bahías reciben ligeramente la influencia de la pleamar o viven fuera de ella, viviendo sobre suelos húmedos o muy húmedos y marcadamente salinos. Se trata de formaciones de quenopodiáceas leñosas perennes de suelos salinos litorales o interiores que pueden estar acompañadas de pastizales anuales de gramíneas y leguminosas con una diversidad de especies variable, dependiendo de la salinidad y el período de inundación. La presencia de las especies perennes tiene una gran importancia estructural en este tipo de hábitat al crear condiciones favorables de elevación, deposición de materia orgánica, acumulación de nutrientes y precipitación de sales que facilitan el establecimiento de un gran número de especies anuales. El conjunto de especies anuales presenta una dinámica controlada por los efectos de las variaciones anuales de humedad y salinidad que condicionan la germinación de las especies presentes en el banco de semillas, el cual puede ser muy abundante en este tipo de hábitat.

Finalmente, el tipo de hábitat 1510\* está constituido por formaciones ricas en plantas perennes que suelen presentarse sobre suelos temporalmente húmedos (no inundados) por agua salina (procedente del arrastre superficial de sales en disolución: cloruros, sulfatos o, a veces, carbonatos), expuestos a una desecación estival extrema, que llega a provocar la formación de eflorescencias salinas. Aparecen con frecuencia asociadas a complejos salinos de cuencas endorreicas, donde ocupan las partes más secas del gradiente de humedad edáfica. Estas comunidades también pueden aparecer en la banda más seca de marismas y saladares costeros. El grado de humedad del suelo (y en su caso encharcamiento) y la salinidad del mismo son los responsables de la estructuración de este tipo de comunidades. Ambos factores generan gradientes más o menos intensos a los que responden las diferentes especies generando una zonación que desde los suelos zonales, ocupados por vegetación climatófila serial, pasaría a una fase o banda de albardinal sobre suelos húmedos (pero no encharcados) muy salinos y llegaría a una zona con

encharcamiento temporal menos salina que la anterior, en la que predominarían las comunidades dominadas por quenopodiáceas. Estudios más recientes resaltan también la necesidad de considerar el aspecto temporal en los gradientes, ya que la estacionalidad en los períodos de sequía y humedad afectan de forma notable al contenido en sales del suelo (Álvarez Rogel, 1997; Álvarez Rogel *et al.*, 2001). Este tipo de hábitat es muy sensible a la disminución de los niveles freáticos, una de las causas que determinan la sustitución de las comunidades halófilas (Rey Benayas, 1991). Por ejemplo, la sobreexplotación del acuífero del río Guadalentín ha originado, en gran parte del área de estudio, la sustitución de las comunidades de quenopodiáceas (*Sarcocornia*, *Arthrocnemum*, *Halocnemum*) por otras características de estepas salinas más secas, como *Frankenia corymbosa* y *Limonium caesium* (Caballero *et al.*, 1996).

Un caso particular son las lagunas costeras (tipo de hábitat 1150\*). Se trata de medios acuáticos desde dulces o parcialmente salobres hasta hipersalinos aislados o parcialmente comunicados con el mar. La vegetación varía con la salinidad, la profundidad y la permanencia de las aguas. En el entorno lagunar, crecen formaciones ligadas a la humedad del suelo, como matorrales de quenopodiáceas crasas de los géneros *Arthrocnemum*, *Sarcocornia* o *Suaeda* (hábitat 1420) en mosaico con pioneras halófilas como *Salicornia europea* y otras anuales (hábitat 1310), o bien juncuales menos halófilos (hábitat 1410) o incluso masegares (hábitat 7210\*), espadañales y carrizales en aguas prácticamente dulces. Se trata de sistemas muy dinámicos cuyo funcionamiento ecológico está fuertemente influido por el balance entre los aportes de agua continentales y los aportes de naturaleza marina, lo cual condiciona el grado de salinidad de sus aguas y la entrada de nutrientes al sistema. La variación estacional que presentan estos ecosistemas está ligada a las diferentes estaciones del año, determinando variaciones en salinidad, renovación de agua y superficie inundada. En la zona mediterránea, las entradas de aguas continentales son más importantes en otoño, en invierno y en primavera, cuando ocurren las máximas precipitaciones, y la evaporación es máxima en verano. Teniendo en cuenta estos factores, la tasa de renovación y superficie inundada serían máximas en invierno y mínimas en verano, llegando en zonas someras a secarse en el estío.

#### 5.3.5.2 Hidrología en lagos y humedales del Grupo 31 aguas retenidas

Desde el punto de vista hidrológico, el modo de alimentación y vaciado, el hidroperíodo y la tasa de renovación constituyen elementos clave que determinan la existencia, estructura y funcionamiento de un ecosistema lenítico (lago, laguna o humedal). Las diferentes combinaciones posibles de estos factores dan lugar a una notable heterogeneidad hidrológica de los lagos y humedales españoles, sintetizados en los tipos de hábitat de interés comunitario codificados como 3110, 3140, 3150, 3160 y 3170\*.

El tipo de hábitat 3110 se trata de masas de agua relativamente someras, o bien de la zona litoral de algunas masas profundas situadas, en general, en cuencas de litología silíceas o, en su defecto, en zonas de montaña, lo que confiere una muy baja concentración

de sales al agua. Las especies de plantas características de este hábitat serían las siguientes: *Isoetes lacustre*, *Isoetes echinosporum*, *Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna*, *Deschampsia setacea*, *Subularia aquatica*, *Juncus bulbosus*, *Pilularia globulifera*, \**Luronium natans* y *Potamogeton polygonifolius*. Las comunidades de hidrófitos requieren unas condiciones permanentes de la inundación. No obstante, algunas de sus plantas características son anfibas y presentan resistencia a la pérdida de la lámina de agua siempre que se mantenga una cierta humedad edáfica, por lo que este tipo de hábitat puede persistir en los sistemas temporales si existe una evaporación moderada y ciertos aportes en los meses estivales.

El hábitat 3140 se caracteriza por estar asociado a ecosistemas leníticos con aguas más o menos ricas en bicarbonatos (aunque éstos no tienen necesariamente que ser el anión principal), por lo general, de calcio y magnesio, y por presentar comunidades asociadas dominadas por carófitos (macroalgas). Deben presentar un estado oligotrófico o, a lo sumo, mesotrófico para que el crecimiento del fitoplancton, con su efecto de sombreado, no impida el desarrollo de los carófitos, taxocenosis vegetal característica de este hábitat. Los carófitos constituyen formaciones pioneras que, salvo restricciones ambientales, normalmente van siendo acompañadas o substituidas por otros macrófitos. En España, la distribución de este tipo de hábitat viene marcada normalmente por la presencia abundante de bicarbonatos en las aguas, lo que le asocia principalmente a zonas de litología calcárea, dominantes en la mitad oriental de la Península y en las Baleares y, especialmente, a aquéllas en las que los fenómenos de karstificación son muy activos. Las especies que resisten una mayor salinidad son características, junto con determinadas plantas vasculares (principalmente especies de *Chara* y *Lamprothamnium* y la clase sintaxonómica *Ruppiaetea*) de las lagunas saladas interiores localizadas en diversas cuencas endorreicas ibéricas, tales como la zona manchega o las saladas aragonesas, entre otras. En el otro extremo, están las especies de los géneros *Nitella* y *Nitellopsis*, características de aguas con mineralización relativamente baja pero donde el bicarbonato es el anión principal que se encuentran en algunos ibones pirenaicos.

En el tipo de hábitat 3150 se hace referencia a la meso/eutrofia, las fitocenosis características y una única referencia al hidropериodo (generalmente permanente y en algún caso temporal). Por su parte, el tipo de hábitat 3160 se caracteriza por la riqueza de sus aguas en sustancias húmicas, restos recalcitrantes de materia orgánica de origen vegetal rica en compuestos fenólicos que confieren una coloración pardo-amarillenta al agua, además de por presentar generalmente un pH ácido como consecuencia de la acumulación de dichas sustancias. En España, generalmente, se trata de sistemas relativamente someros y pequeños, más bien lagunas y/o humedales y no lagos profundos, asociados a zonas pantanosas o a depresiones en suelos ricos en materia orgánica. El hidropериodo es temporal y ocasionalmente permanente, presentando una profundidad somera.

El tipo de hábitat prioritario 3170\* engloba un conjunto de sistemas someros, rara vez de más de medio metro en su inundación máxima, temporales, de aguas oligotróficas y

mineralización generalmente baja o moderada que, en la Península y Baleares, se encuentran principalmente en zonas de clima mediterráneo. Su alimentación es principalmente epigea, procedente de lluvias y, dependiendo de ello, de la impermeabilización y de la topografía, su ciclo de inundación puede resultar muy irregular interanualmente. Estos factores, junto con la profundidad, determinan el hidropériodo, desde charcas efímeras de unas decenas de centímetros hasta pequeñas lagunas con una profundidad máxima superior al metro, en ocasiones, con hidropériodo mayor de un año. La temporalidad del agua determina la composición de las biocenosis acuáticas que presentan mecanismos para sobrevivir a la sequía, siendo especies faunísticas características los grandes branquiópodos (anostráceos, notostráceos y conostráceos) así como diatómidos monocíclicos con rápido desarrollo de las poblaciones tras la fase de inundación. La conservación de toda la superficie inundable, incluso en períodos de recurrencia largos, permite mantener las poblaciones animales y vegetales del sistema, ya que existen semillas y huevos durables u otros propágulos de especies típicas de aguas temporales, y es en ella donde, fundamentalmente, se asientan las comunidades más temporales. Generalmente, son varias las orlas de macrófitos que se desarrollan con varias especies, con variaciones espaciales y temporales. Ninguna especie piscícola del ámbito mediterráneo europeo soporta la desecación, por lo que su presencia ocasional en estas lagunas es debida a introducciones humanas y, por tanto, artificiales. No necesariamente en un ciclo anual aparecen todas las especies presentes en el banco de huevos del sedimento sino que depende de la duración del hidropériodo, de la profundidad de la zona inundada y del momento de la inundación (entre otros factores por la temperatura), por esta razón la preservación del banco latente de formas de resistencia del sedimento y del hidropériodo naturales es fundamental para mantener la biodiversidad.

Finalmente, el tipo de hábitat 3190 engloba pequeños lagos y lagunas generalmente permanentes desarrollados en zonas de surgencias de aguas en áreas con karstificación activa sobre materiales ricos en yesos. Estas masas de agua se caracterizan por presentar unas fluctuaciones grandes de nivel (de hasta 2,5 m) determinadas por el nivel del acuífero subyacente y la cantidad de precipitación. Su profundidad no sobrepasa habitualmente los 7 m (esto no es así en España), aunque la estratificación de sus aguas está bien desarrollada (de primavera a principios de otoño).

### 5.3.5.3 Hidrología en los pastizales húmedos

Los pastizales húmedos son un tipo de formaciones que ocupan suelos con humedad casi permanente en los que el nivel del agua del subsuelo es fluctuante a lo largo del año. En la época veraniega puede producirse un descenso notable de la capa de agua, pero no tanto como para ser inaccesible al sistema radicular de los juncos y otras herbáceas. En España, se pueden encontrar los tipos de hábitat 6410 (Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcillo-lumínicos con *Molinion caeruleae*) y 6420 (Prados mediterráneos de hierbas altas del *Molinio-Holoschoenion*).

El tipo de hábitat 6410 se caracteriza por presentar formaciones herbáceas dominadas por gramíneas, especialmente *Molinia caerulea*, y juncos en terrenos llanos, sobre suelos húmedos gran parte del año, con nivel freático casi superficial aunque fluctuante en cortos períodos del año, muchas veces próximos a nacederos de aguas carbonatadas. El nivel freático fluctuante a lo largo del año se mantiene muy alto temporal o permanentemente y suele dar lugar a la aparición de características gléicas y a que los suelos puedan encuadrarse en la categoría de los gleysoles (San Miguel, 2001). En las zonas situadas a menor altitud y ya en la parte meridional de su área de distribución, estas comunidades pueden solaparse con los juncuales de carácter mediterráneo (alianza Deschampsion media y alianza Molinio-Holoschoenion). En ambas situaciones de contacto, existen comunidades de difícil adscripción sintaxonómica pero con un conjunto de especies higrófilas comunes (*Ranunculus repens*, *Trifolium repens*, *Briza media*, *Potentilla erecta*, *Carex flacca*, *Carex echinata*, *Carex panacea*, *Equisetum arvense*, etc.). En la España seca, la importancia de este tipo de hábitat radica en que, junto a otros humedales, constituye un medio reducido en su extensión y distribución y al que están asociados flora y fauna singular de estos ambientes y abundantes especies de distribución eurosiberiana que escasean en gran parte de la Península Ibérica. Valga como ejemplo, *Carterocephalus palaemon*, mariposa de distribución fundamentalmente norte y centroeuropea, muy rara en España, cuyas larvas se alimentan exclusivamente de *Molinia caerulea*.

El tipo de hábitat 6420 está constituido por comunidades mediterráneas de juncos (fundamentalmente *Scirpus* y *Juncus*) y grandes hierbas, ambos de carácter higrófilo (agua dulce o con escasa salinidad) que prosperan sobre suelos de muy distinta naturaleza (arenosos o no, eutróficos u oligotróficos) pero siempre con freatismo de carácter estacional. El descenso del nivel freático durante el verano provoca el agostamiento de las herbáceas de sistemas radicales más superficiales, pero no el de los juncos, algunas hierbas altas y, sobre todo, los arbustos (generalmente zarzas y otras rosáceas) de la comunidad. Son, por consiguiente, comunidades azonales, que dependen de un freatismo de agua dulce o de escasa salinidad, pero siempre estacional: son temporhigrófilas. Entre las especies animales, el topillo de Cabrera (*Microtus cabreræ*), incluido en el anexo II de la Directiva de Hábitats, es un endemismo ibérico típico de estos ambientes.

#### *5.3.5.4 Hidrología en las turberas ácidas*

Las turberas son humedales formados por la acumulación de turba que es fruto de la descomposición de su vegetación. La acumulación de turba y, por tanto, la formación de los tipos de hábitat de turbera, puede haber ocurrido por dos vías principales: la terrestización y la paludificación. La terrestización es resultado de la colmatación progresiva de un medio acuático (lago, laguna, valle fluvial, etc.) que ocupa una forma deprimida del relieve, por medio de la invasión de la vegetación avanzando desde los márgenes (habitualmente ciperáceas y juncáceas) cuyos restos se van acumulando en el fondo de la cuenca. La paludificación es la acumulación de turba sobre una superficie mineral, plana o ligeramente convexa, pero sin una concavidad bien definida (y sin una

lámina de agua permanente o estacional de cierta profundidad). El tipo de alimentación hídrica condiciona decisivamente tanto las propiedades de la turba como de las aguas superficiales (charcos) y aguas almacenadas en los poros de la turbera. La turba ombrotrófica tiene un contenido mucho menor en materia mineral, una densidad más baja, y es más ácida que la turba minerogénica. Debido a su menor contenido en materia mineral, las turbas ombrotróficas tienen concentraciones mucho menores que aquellos elementos químicos más abundantes en los minerales de las áreas fuente del polvo atmosférico (titanio, zirconio, itrio, rubidio, estroncio, etc.). Las formas del terreno controlan la redistribución del agua (escorrentía superficial, aguas subterráneas) y dictan, en gran medida, los emplazamientos en los que se producen condiciones hidromorfas tendentes a la anoxia. Asimismo, el contacto de las aguas de escorrentía y subterráneas con los materiales de la litosfera (suelos y materiales geológicos) influye en su composición (aspecto clave, como ya se ha mencionado, en el caso de las turberas minerotróficas). Esta, a su vez, lo hace sobre las tasas de mineralización.

Los tipos de turberas ácidas reconocidas en la Península Ibérica son el 7110 (Turberas altas activas, 7130 (Turberas de cobertura), 7140 (Mires de transición) y 7150 (Depresiones sobre sustratos turbosos del Rynchosporion).

Las turberas altas activas (hábitat 7110) son turberas ácidas, ombrotróficas, pobres en nutrientes minerales, alimentadas por agua de lluvia, con un nivel de agua, en general, más elevado que el de la capa freática del entorno, con vegetación perenne dominada por vistosos montículos de esfagnos que permiten el crecimiento de la turbera (*Erico-Sphagnetalia magellanici*, *Scheuchzerietalia palustris p.*, *Utricularietalia intermedio-minoris p.*, *Caricetalia fuscae p.*). En el tipo de hábitat 7110, la zona central es más dependiente de los aspectos ligados al control atmosférico (pluviometría, evaporación, temperatura, naturaleza físico-química del agua de lluvia), mientras que la sección perimetral muestra una mayor dependencia de aspectos ligados a la litosfera (materiales geológicos de la cuenca, tipos de suelos, escorrentía superficial, naturaleza físico-química de las aguas de escorrentía y subterráneas).

El hábitat 7130 está constituido por turberas ácidas sin abombamientos (turberas bajas) propias de regiones muy lluviosas (hiperoceánicas), que se desarrollan en topografías llanas o zonas de suave pendiente, siempre en condiciones de escaso drenaje superficial, sin conexión directa con el agua del subsuelo. En comarcas muy lluviosas, especialmente en clima fresco o frío, las formaciones de *Sphagnum* ocupan amplias extensiones, independientemente de que se mantenga un nivel hídrico de manera permanente. En nuestro territorio, la instalación de turberas sin que exista conexión con el nivel hídrico que las alimenta o que, al menos, las mantenga, sólo se da en las comarcas más lluviosas del país y a cierta altitud.

El hábitat 7140 incluye las turberas desarrolladas en bordes de lagos y otras superficies acuáticas o encharcadas formadoras de un sustrato inestable u oscilante (“tremedales”)



que puede ser incluso flotante. Los lagos de la zona templada fría, sobre todo aquéllos más someros, tienden a sufrir un proceso de sucesión en el que las formaciones de turba colonizan los márgenes, tendiendo a la colmatación progresiva. En estos casos, se suele establecer un gradiente perpendicular a la orilla en el que las zonas más interiores están ocupadas por un tipo de turbera de sustrato muy inestable, semifluido, que se alimenta directamente del agua del lago, mientras que, hacia el exterior, la turbera tiende a estabilizarse e incluso a producir abombamiento, transformándose en una turbera alta (7110 Turbera elevadas activas (\*)).

Finalmente, el tipo de hábitat 7150 lo constituyen comunidades vegetales pioneras colonizadoras de sustratos ácidos turbosos desnudos resultantes de la erosión artificial o natural de las turberas de *Sphagnum*. En los complejos de turberas ácidas (altas, de cobertor, de transición, etc.), es frecuente la presencia de superficies de turba desnuda, sea por causas naturales o por la intervención humana. La erosión más o menos local de la capa de briófitos tiene lugar por efectos climáticos (hielo, escorrentía de la lluvia), pero también por actividades humanas (infraestructuras, ganado, extracción de turba, etc.) o de la fauna silvestre.

#### *5.3.5.5 Hidrología en las áreas pantanosas calcáreas*

En España, se han identificado 4 tipos de turberas calcáreas. Las turberas de *Cladium mariscum* (hábitat 7210) aparecen en los márgenes de aguas fluyentes o estancadas, sobre suelos calcáreos higroturbosos, casi siempre en mosaico con otras plantas de borde de tablas de agua. Inmersos en diversos ambientes, los manantiales petrificantes (hábitat 7220) aparecen en fuentes, manantiales y paredes rezumantes con aguas cargadas de carbonatos que producen precipitados calcáreos (toba), colonizadas por una vegetación rica en musgos. En medios fríos y humedad constante de las zonas de montaña, aparecen las turberas bajas alcalinas (hábitat 7230), generalmente dependientes de flujos de agua subterránea, propias de sustratos y aguas calcáreas, de oligo a mesotróficas, con vegetación de ciperáceas y musgos. Finalmente, las formaciones pioneras alpinas del *Carficion bicoloris-atrofuscae* del hábitat 7240 son comunidades vegetales que colonizan sustratos poco evolucionados y con tendencia turbosa, presentes a elevada altitud en algunas montañas alpinas peninsulares de sustratos básicos.

Las comunidades de *Cladium mariscus* que caracterizan el hábitat 7210\* tapizan las zonas de aguas someras (con una profundidad en general inferior a 80 cm) o áreas encharcadas con bajas oscilaciones del nivel freático. Se trata de un tipo de hábitat fuertemente dependiente de una alimentación hídrica regular, con nivel freático aflorante o subaflorante y fluctuaciones débiles, de tal forma que la regularidad en el suministro de agua, por precipitación y escorrentía superficial y subterránea, constituye un factor determinante para su formación y persistencia. En zonas costeras (albuferas, deltas, marismas, marjales), la formación y persistencia de este tipo de hábitat está fuertemente condicionada por el balance entre los aportes continentales y marinos. Un exceso de salinidad

favorece el retroceso de la masiega y la implantación de otras plantas más adaptadas a medios salinos, como los carrizos. Los masegares y su vegetación asociada pueden ser refugio de algunas especies de elevado interés biogeográfico, como es el caso de la malvácea *Kosteletzky pentacarpus* (incluida en el anexo II de la Directiva de Hábitats), de distribución asiática y rara en el Mediterráneo, que alcanza las albuferas y deltas del levante ibérico en el límite occidental de su área.

El hábitat 7220 lo constituyen formaciones tobáceas generadas por comunidades briofíticas en aguas carbonatadas. Su presencia y desarrollo se relaciona con acuíferos carbonatados y se presentan en diferentes medios sedimentarios, ya sean lacustres, palustres, kársticos o fluviales. Este tipo de hábitat se asocia esencialmente a manantiales con caudales continuos o discontinuos, incluso flujos rezumantes, localizados en el dominio de las vertientes de los acuíferos kársticos. La surgencia de aguas, más o menos saturadas en carbonatos, alimenta un conjunto de formaciones esencialmente compuestas por musgos adaptados a los saltos del agua. Sobre ellos, y por procesos diversos de índole fisicoquímica y bioquímica (que suelen actuar de modo complejo y combinado), se forma un precipitado de carbonato cálcico, habitualmente denominado toba o travertino. También se asocia a cursos fluviales y ámbitos lacustres en los que también se desarrollan briofitos y circulan aguas cercanas a la sobresaturación en carbonatos. Algunos ejemplos son los sistemas fluvio-lacustres donde se desarrollan cascadas en las barreras tobáceas que represan las aguas de los vasos lacustres. También se desarrollan en cauces fluviales, colonizando todo tipo de irregularidad natural (microrrupturas o rupturas del perfil longitudinal) o artificial (antiguos azudes de molinos, batanes, destinados al riego, etc.) localizada en el lecho.

El tipo de hábitat 7230 incluye predominantemente turberas bajas alcalinas, formadas o en proceso de formación (fases flotantes) mediante terrestización y, por tanto, de naturaleza minerogénica, que se encuentran a menor elevación que el terreno circundante, recibiendo aportes de aguas de escorrentía superficial o aguas subterráneas cuyo nivel freático es una continuidad del de las formaciones geológicas que las confinan. Alberga la vegetación de áreas pantanosas neutro-alcalinas que se desarrolla, en la mayor parte de los casos, sobre substratos permanentemente encharcados y, generalmente, aunque no necesariamente, turbosos. Las comunidades herbáceas e higrófilas que lo habitan dependen del aporte de aguas alcalinas, carbonatadas, procedentes normalmente de áreas calcáreas. Con frecuencia, se desarrollan bajo la influencia de escorrentías o afloramientos de aguas carbonatadas y en los márgenes de arroyos con aguas de esta naturaleza. Debido a esta dependencia, su extensión espacial suele ser muy limitada. Se trata de un tipo de hábitat muy dependiente de la naturaleza de los aportes hídricos, tanto en términos cualitativos como cuantitativos, que alberga un conjunto de comunidades caracterizadas por su riqueza en especies hidrófilas y calcícolas de flora relictas, generalmente en localidades aisladas, para cuyo desarrollo y persistencia es necesaria la disponibilidad de aguas débilmente ácidas a alcalinas que inundan la superficie del medio. Estas condiciones de

encharcamiento, en especial en ambientes frescos o fríos de montaña, ralentizan la descomposición de la materia orgánica por falta de oxígeno y de actividad microbiana, favoreciendo la formación de turba. En estos tipos de hábitat, fuertemente dependientes de una alimentación hídrica regular, con aguas débilmente ácidas a alcalinas, generalmente carbonatadas, con nivel freático aflorante o subaflorante y fluctuaciones débiles, la regularidad en el suministro de agua, fundamentalmente por escorrentía superficial y subterránea, constituye un factor determinante para su formación y persistencia.

Finalmente, el hábitat 7240 es un tipo de hábitat raro, muy especializado y limitado en extensión, relicto de épocas más frías que aparece en márgenes de morrenas, en orillas de fuentes, de arroyos o de torrentes glaciares y en otros medios húmedos de aguas frías, en lugares con poca pendiente o en laderas de mayor pendiente asociados a surgencias de agua, en zonas de alta montaña (niveles alpino y perialpino). Se desarrollan sobre zonas húmedas sometidas a procesos periódicos de rejuvenecimiento que favorecen la instalación y persistencia de comunidades con carácter pionero más o menos marcado. Estos procesos son fundamentalmente: la deposición de sedimentos aluviales, el coluvionamiento o, con menos frecuencia, la soliflucción o la crioturbação. Por ello, el grado de evolución del suelo y de la vegetación está directamente relacionado con la periodicidad de estos procesos. Las diferentes ubicaciones topográficas determinan las características hidrológicas y la naturaleza de los procesos de rejuvenecimiento que permiten la preservación de estas comunidades influyen sobre el grado de humedad del substrato y sus variaciones estacionales y, en consecuencia, determinan las posibilidades de evolución del suelo. Las comunidades típicas de este tipo de hábitat crecen sobre suelos poco desarrollados, orgánicos o minerales, con un grado de hidromorfía variado, desde débilmente húmedos a permanentemente encharcados, pero siempre húmedos y lavados por las aguas. Las bajas temperaturas y la humedad permanente, a veces favorecida por la existencia de niveles congelados en el subsuelo que en ocasiones persisten a lo largo del año (permafrost), dificultan la mineralización de la materia orgánica, que tiende a acumularse, y, por tanto, frenan el desarrollo de los suelos. El hábitat 7240\* es fuertemente dependiente de un suministro suficientemente prolongado de aguas frías procedentes de la fusión de la nieve, por lo que las condiciones climáticas tienen una particular importancia para su formación y persistencia. El aporte de agua y las condiciones climáticas también afectan a los necesarios procesos de rejuvenecimiento (crioturbação, soliflucción, erosión, aportes aluviales) que impiden su evolución hacia comunidades vegetales más maduras.

# Capítulo 6

## Análisis de las metodologías existentes

### 6.1. Introducción a las necesidades de agua de los ecosistemas.

Las primeras consideraciones ambientales de necesidades de agua de los ecosistemas aplicadas con carácter general a un país datan de la década de los años '40. En Estados Unidos, el U.S. Fish and Wildlife Service planteó en aquel momento este concepto con el fin de prevenir la degradación de los ríos por el uso excesivo del agua; en España, la Ley de Pesca de 1942 limitaba los valores mínimos de los caudales circulantes en los pasos para peces (MMA, 2000). Desde la década de los años '50 a los '80, las investigaciones se centraron principalmente en desarrollar algunos estudios cuantitativos y procedimientos para calcular el caudal ecológico, comenzando con mucho mayor detalle las investigaciones relacionadas con la respuesta biológica de algunas especies al cambio de caudal. El reconocimiento de la necesidad de una cantidad mínima de agua para permanecer en un río en beneficio de determinadas especies (fundamentalmente peces) dio origen a términos como caudales mínimos (Postel y Richter, 2003).

Un primer cambio conceptual ocurrió en la década de los años '80, lo que permitió superar el planteamiento de estudios basados en una especie y la incorporación de múltiples aspectos biológicos en las evaluaciones de caudales ecológicos (Hirji y Panella 2003). Esta expansión acompañó al creciente reconocimiento de las importantes funciones ambientales asociadas a todo el régimen hidrológico natural en la estructura y funciona-

miento del ecosistema (p. e. caudales mínimos, crecidas, estacionalidad, etc.). Así, régimen de caudales ambientales, reserva ecológica, la asignación de agua del medio ambiente, la demanda del medio ambiente o el caudal de compensación eran términos utilizados en las distintas regiones y por diferentes grupos para definir el agua destinada a satisfacer las necesidades ambientales de los ecosistemas acuáticos (Arthington, 1998).

El enfoque holístico en la evaluación de caudales ambientales de la década de los '90 no se limitó sólo a los procesos dentro del cauce, sino que abarcaba todos los componentes del ecosistema acuático incluyendo las llanuras de inundación, los acuíferos subterráneos y los ecosistemas aguas abajo como humedales y estuarios. Este enfoque también consideró todas las facetas del régimen hidrológico (cantidad, frecuencia, duración, el tiempo y las tasas de cambio), la naturaleza dinámica de los ríos y los aspectos de calidad del agua (Moore, 2004).

A inicios el siglo XXI, el concepto de los caudales ambientales volvió a ampliarse. Los aspectos sociales y las implicaciones económicas relacionadas con los caudales ambientales pusieron de relieve la relación entre el agua de los ecosistemas y los medios de subsistencia de las personas (Arthington y Pusey, 2003; Brown y Joubert, 2003). La dimensión humana estaba siendo cada vez más considerada como parte del enfoque integral de la evaluación de caudales ambientales. Los métodos holísticos de la evaluación de caudales ambientales comenzaron a trabajar sobre escenarios de diferentes regímenes hidrológicos y la respuesta ecológica en los ecosistemas fluviales, los costos y beneficios económicos, la protección de rasgos culturales importantes y usos recreativos (King & Louw, 1998; King & Brown, 2004; King, et al, 2008).

Hoy podemos decir que el concepto sigue evolucionando y se está desplazando desde el punto de vista tradicional de cantidades mínimas de agua hacia una interpretación más integral y holística. Como este campo de la investigación continúa evolucionando y se extendió a nuevas áreas, se espera que aparezcan nuevas interpretaciones mientras se vayan incorporando nuevos aspectos dentro del mismo concepto (Moore, 2004).

Desde el punto de vista de los otros ecosistemas acuáticos diferentes a los ríos, hasta el año 2000 puede decirse que, a nivel internacional, los estudios y técnicas para conocer sus requerimientos hídricos de lagos y humedales tuvieron un desarrollo menor. En España, con la excepción de las demarcaciones del Guadiana, Júcar y Segura, ningún otro de los Planes Hidrológicos del año 1998 consideraba unas necesidades hídricas específicas para las zonas húmedas o espacios naturales y, en consecuencia, tampoco se asignan cantidades específicas para atender estos requerimientos (MMA, 2000).

A partir del año 2000, comienzan a surgir aproximaciones en diferentes partes del mundo para conocer los niveles y volúmenes adecuados para la conservación ambiental de lagos y humedales, principalmente basadas en el balance hídrico, tasa de renovación, aproximación funcional, niveles mínimos de lámina de agua, estadísticas de nivel de agua en

condiciones naturales, análisis morfológico del lago y requisitos mínimos de alguna especie determinada (Arthington, 2012). A pesar de estos avances, aún no existe un gran consenso internacional sobre los criterios y métodos para definir las necesidades de agua de lagos y humedales. Esta situación ha sido explícitamente recogida en la Resolución XII.12 donde en su Anexo se especifica que los métodos científicos para determinar las necesidades de agua de los humedales son muy limitados teniendo en cuenta el amplio espectro de humedales Ramsar y grupos biológicos que necesitan el agua.

## **6.2. Determinación de las necesidades de agua en ecosistemas acuáticos**

### **6.2.1. Tipos de aproximaciones**

La evaluación de las necesidades hídricas de los ecosistemas requiere determinar el régimen de aportes superficiales y subterráneos necesario para que puedan alcanzar los objetivos ambientales a los que están sujetos. Las herramientas y técnicas desarrolladas en el campo de la ecohidrología para determinar la cantidad de agua que necesitan estos ecosistemas son los denominados "métodos de cálculo".

Los métodos de cálculo de las necesidades hídricas de lagos y humedales se centran en muchos casos en los niveles de lámina de agua y sus fluctuaciones a lo largo del año. Este régimen de niveles está determinado por la diferencia a lo largo del tiempo entre sus entradas y salidas de agua (incluyendo la precipitación, la evaporación y la relación con las aguas subterráneas). Cualquier variación en los componentes del balance hídrico se reflejará en los niveles del lago o humedal, por lo que el régimen de entrada-salida de agua es fundamental para el establecimiento de los requerimientos hídricos de estos ecosistemas.

Aunque las técnicas para evaluar las necesidades de agua de los ecosistemas pueden ser categorizadas de diferentes maneras, es ampliamente reconocida la clasificación realizada en el caso de los ríos que diferencia cuatro grupos básicos de metodologías según la variable empleada para definir los requerimientos hídricos (King et al., 1999; Tharme, 1996; Tharme, 2003; King et al., 2008; entre otros): métodos hidrológicos, métodos hidráulicos, métodos de simulación de hábitat y metodologías holísticas. El carácter general de esta categorización permite que también pueda ser utilizada en el caso de lagos y humedales. Cada una de estas aproximaciones se describe brevemente a continuación.

#### **6.2.1.1 Aproximaciones basadas en criterios hidrológicos**

Estos métodos se fundamentan en que el régimen hidrológico natural (régimen de inundación en el caso de lagos y humedales) es una variable clave en la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Resh et al., 1988; Lytle & Poff, 2004; Bunn & Arthington, 2002). Las series hidrológicas recogen la variabilidad del ecosistema para

una variable clave de su organización, como es el agua. Con estos métodos, las propuestas de caudales ecológicos o necesidades hídricas se realizan a partir de los componentes y aspectos del régimen hidrológico que ejercen un papel más determinante en la dinámica ecosistémica, reflejando el régimen hidrológico natural en mayor o menor medida según el nivel de conservación deseado (Arthington, 1998; Davies y Jackson, 2006).

En el caso de los ríos, existen numerosos métodos hidrológicos que se fundamentan en el régimen hidrológico natural para formular propuestas de caudales ecológicos (Gippel, 2001). Algunos autores (Acreman, 2001; Dyson, 2003; Brown y King, 2003; Acreman y Dunbar, 2004) han remarcado que existen reglas de decisión hidrológicas para establecer los caudales ecológicos que no recogen aspectos fundamentales de la dinámica de los ecosistemas tales como la variabilidad hidrológica estacional e interanual, o bien no realizan las propuestas en la escala temporal adecuada para la gestión de los ecosistemas. Por el contrario, existen otros métodos que se basan en la caracterización del "régimen de perturbaciones naturales" y el "rango natural de variabilidad" (RVN) que suelen poseer el mayor respaldo científico (Sánchez y Martínez, 2007; Carreño et al, 2008; Sánchez y Barrios, 2011). Para lagos y humedales, también se han desarrollado aproximaciones que se fundamentan en el régimen natural de inundación (Sánchez *et al*, 2011; Sánchez y Viñals, 2012).

Entre las ventajas de las aproximaciones hidrológicas se encuentran su capacidad de análisis y la resolución temporal (se pueden caracterizar todos los componentes del régimen hidrológico a las escalas temporales requeridas). También es destacable que se trata de una aproximación analítica que se utiliza en el resto de aproximaciones como variable de referencia, es decir, la propuesta siempre se ha de referir a las condiciones hidrológicas de referencia para contextualizar adecuadamente los resultados. Algunos autores destacan que estas aproximaciones hidrológicas son adecuadas cuando se trata de realizar una primera aproximación de las necesidades de agua de los ecosistemas o cuando es necesario realizar evaluaciones rápidas (Acreman y Dunbar, 2001; Dyson, 2003; King et al, 2008).

Entre las limitaciones de aplicación de los métodos hidrológicos se encuentra a veces la escasa disponibilidad de información hidrológica; ya que es necesario disponer de series de 30 años preferiblemente y que respondan a las condiciones hidrológicas naturales, si bien estas limitaciones están siendo superadas con el desarrollo de los modelos de simulación hidrológica. Entre otras limitaciones también es importante señalar que las propuestas basadas exclusivamente en información hidrológica carecen normalmente de la justificación biológica y ecológica a escala local (King et al, 2008).

#### *6.2.1.2 Aproximaciones basadas en criterios hidráulicos*

Las aproximaciones hidráulicas buscan definir la relación entre un parámetro hidrológico (caudal o volumen) y la cantidad de hábitat físico que proporciona. En el caso de los ríos,

los parámetros hidráulicos que habitualmente son utilizados como indicadores del hábitat son la velocidad, profundidad, perímetro mojado y superficie mojada (Jowett, 1989). Para lagos y humedales, los parámetros más habituales son la superficie de inundación y la profundidad. A la hora de formular las propuestas de necesidades de agua de los ecosistemas, en estos métodos se suelen utilizar dos criterios. En un primer caso, se analiza la relación entre la variable hidrológica e hidráulica (p. e. volumen/superficie) y los cambios entre ellas al producir un incremento o decremento. En ocasiones aparece un punto de inflexión en la curva que refleja esta relación que suele ser considerado como umbral para determinar los requerimientos hídricos (Stalnaker & Amette 1976; Reiser et al, 1989). En el otro caso, se suele emplear un valor mínimo de hábitat (p. e. profundidad o perímetro mojado), considerando que debe reservarse un porcentaje de los valores habituales del sitio particular de que se trate.

Entre las ventajas apuntadas por diferentes autores (Stalnaker & Amette 1976; Reiser et al, 1989; King et al, 2008) se destaca que las metodologías hidráulicas pueden ser consideradas un avance sobre las aproximaciones puramente hidrológicas, ya que incorporan de manera indirecta información ecológica a partir del hábitat físico de la biota. Permiten una evaluación razonablemente rápida y sencilla de los aportes necesarios para proveer de una cantidad mínima de hábitat a determinados componentes o aspectos biológicos de los ecosistemas, como puede ser la vegetación acuática, la producción de invertebrados o el desove y paso de peces. Son también lo suficientemente flexibles para ser aplicados a muchas especies acuáticas y actividades, además de tener unos costos de aplicación entre bajos y moderados (King et al, 2008). Entre las ventajas también figura que pueden ser utilizados como métodos de reconocimiento a nivel regional o de cuenca, en todos los tamaños y tipos de ecosistemas (Sánchez y Schmidt, 2012).

Entre las limitaciones que presentan estas aproximaciones hidráulicas se encuentra la suposición reduccionista de que una sola variable hidráulica o un grupo de variables pueden representar adecuadamente las necesidades de agua de una especie objetivo o de un ecosistema (Arthington, 1998). La selección del lugar donde se coloca la sección para analizar la relación entre las variables hidráulicas y el caudal suele ser crítica para los resultados obtenidos. A menudo, tampoco es considerada la relación explícita con el régimen hidrológico en las evaluaciones, y los resultados rara vez son variables en el tiempo. Por último, este enfoque aborda los componentes acuáticos del ecosistema, pero no los componentes fuera del canal o la cubeta como la vegetación de ribera (Arthington, 1998).

### *6.2.1.3 Aproximaciones ecohidráulicas basadas en criterios biológicos*

El hábitat de una especie es entendido como “la descripción de un lugar, en una escala de espacio y tiempo determinada, en el que un organismo vive o puede vivir”. Para describir un hábitat, se suele recurrir a características geográficas, climáticas y biológicas



que son importantes en la distribución de los organismos. A pesar de que resulta prácticamente imposible definir todas las variables, el hábitat de una especie podría representarse adecuadamente mediante la selección de algunas de estas variables. No cabe duda de que en el caso de las especies acuáticas toman especialmente relevancia las variables físicas relacionadas con el agua (profundidad, duración de inundación, momento de la inundación, etc.).

Los modelos hidrobiológicos (denominados también métodos de simulación de hábitat) analizan las respuestas de determinadas especies frente a las condiciones hidrológicas (Bovee et al, 1998; CRCA, 2005). Estos modelos se basan en que las especies presentan un rango de preferencias de las condiciones del hábitat o, lo que es lo mismo, tiene unas determinadas tolerancias ante ciertos parámetros del hábitat (Beca, 2008). Los límites de estas preferencias pueden ser determinados para cada una de las especies a través de un estudio detallado de las mismas. Finalmente, a partir de las características topográficas de los humedales se puede determinar la cantidad de hábitat potencial para esas especies en función del régimen de inundación.

El modelo de simulación del hábitat consta de dos componentes principales. El modelo físico predice la profundidad, velocidad, perímetro mojado a partir de un régimen de caudales dado. Por su parte, el modelo del hábitat indica la superficie potencial que ocuparían las especies o comunidades en función de dicho régimen de caudales (Bovee et al, 1998).

Para aplicar los métodos hidrobiológicos se deben identificar las especies o grupos biológicos cuyo interés y valor indicativo sea lo suficientemente relevante como para formular la propuesta de necesidades de agua del humedal a partir de los mismos. En la utilización de estos taxones hay que destacar que la experiencia nacional e internacional se encuentra más desarrollada en el uso de especies piscícolas.

Entre las ventajas de estos métodos hay que destacar su poder predictivo, lo que les confiere un enorme potencial a la hora de formular diferentes escenarios de necesidades de agua para un humedal. Además, estos métodos se pueden utilizar en combinación con otros modelos para predecir las consecuencias biológicas de un determinado escenario de gestión y sus implicaciones en términos de otros usuarios del agua o en términos económicos (Gore et al. 1990; Tharme, 1996). Por este motivo, los métodos hidrobiológicos están especialmente indicados en aquellos casos donde existan conflictos graves por el uso del agua. El estudio detallado de las especies o grupos biológicos, particularmente en aquellos casos en los que se trate de taxones raros o amenazados, permite disponer de la mejor información para la conservación de los mismos cuando estén sometidos a presiones por el uso del agua. También es destacable su papel a la hora de justificar las propuestas de necesidades de agua mediante la simulación de los criterios biológicos empleados para la designación de los humedales de importancia internacional.

Entre las limitaciones de los métodos hidrobiológicos se encuentra el elevado coste en tiempo y recursos para desarrollar los estudios biológicos e hidráulicos que requieren (King et al, 2008). En muchos casos, las propuestas formuladas con métodos hidrobiológicos se han basado en una sola especie, sin abordar los procesos complejos que rigen a los humedales, ni la rica diversidad de otras especies. De hecho, en los ecosistemas con una elevada biodiversidad es difícil encontrar una especie que represente al conjunto del ecosistema.

#### *6.2.1.4 Aproximaciones basadas en una aproximación holística*

A diferencia de los enfoques de conservación basados solamente en especies, las aproximaciones holísticas parten del ecosistema como un todo, pretendiendo conocer la respuesta del conjunto a partir del análisis de diferentes componentes o procesos esenciales del ecosistema, incluidas también las especies (Tharme 1996; Dunbar et al. 1998; Arthington 1998).

Estas aproximaciones holísticas no responden a ningún método en particular sino a un enfoque o visión, en el que diferentes ámbitos de conocimiento (incluyendo la hidrología, hidráulica, geomorfología, ecología, botánica, ictiología, entomología, calidad de las aguas, etc.) se organizan en un marco de trabajo para adoptar de forma comprensiva y explícita propuestas de necesidades de agua orientadas al cumplimiento de los objetivos ambientales del ecosistema y su conservación a largo plazo (Arthington, 1998).

Esto quiere decir que los métodos hidrológicos e hidrobiológicos descritos en las secciones anteriores no se excluyen en la aproximación holística, sino que estos métodos forman parte de un marco conceptual y de trabajo más extenso que abarca a todo el ecosistema en diferentes escalas espaciales y temporales.

Sin duda, la ventaja más destacada de estas aproximaciones radica en el hecho de abordar los ecosistemas como un todo, enfocándose en la conservación del conjunto a medio y largo plazo (Tharme, 1996; Arthington, 1998; King et al, 2008). Entre otras ventajas destaca también la participación de expertos en las diferentes áreas de conocimiento, incluyendo en muchos casos expertos locales, lo cual otorga a estos métodos una buena credibilidad científica. Por este motivo también son aproximaciones útiles en situaciones de conflicto con otros usuarios del agua. En situaciones de escasez de datos también pueden ser útiles al contar con el conocimiento de los expertos.

Entre los inconvenientes de las aproximaciones holísticas destacan su elevado coste en relación a los métodos hidrológicos (King et al, 2008). También ha sido criticado en algunos casos el uso excesivo del conocimiento experto en situaciones donde no se disponía de información específica de las características locales.

### 6.2.2. Síntesis de las principales características de los métodos

Una vez conocidos las principales aproximaciones para el cálculo de las necesidades de agua de los ecosistemas, a continuación se presenta la tabla 6.1 que resume las principales ventajas e inconvenientes de cada una de estas aproximaciones.

**Tabla 6. 1. Principales características de los métodos de cálculo**

	HIDROLOGICOS	HIDRÁULICOS	ECOHIDRÁULICOS	HOLÍSTICOS
<b>Requerimientos de información</b>	Baja. Datos hidrológicos en régimen natural de larga duración. Datos diarios preferentemente. Síntesis de principios ecohidrológicos	Media. Datos hidrológicos. Información topográfica de la cubeta	Muy alta. Datos meteorológicos/hidrológicos. Información topográfica de la cubeta detallada. Información del sustrato de la cubeta. Curvas de preferencia de especies	Alta. Por definición abarca disciplinas como la hidrología, hidrogeología, geomorfología, vegetación, peces, insectos acuáticos, calidad del agua, etc.
<b>Tiempos de aplicación</b>	Rápidos (1-6 meses). Depende de la disponibilidad y calidad de la información hidrológica.	Intermedio (3-6 meses). Depende del grado de detalle y de la variabilidad hidráulica de la cubeta	Anual o mayor (6-12 meses). La realización de curvas de preferencia para los diferentes estadios de una especie conlleva más de un año.	Anual o mayor (12-18 meses). Se deben realizar muestreos al menos en dos estaciones (secas y lluvias).
<b>Requerimientos de juicios expertos e inferencias</b>	Alta en la selección del método. Medio/bajo en la aplicación de los métodos	Bajo. Se trata de muestreos hidráulicos más o menos estandarizados	Media a alta, en función de la información disponible y esfuerzo de muestreo	Muy alta. Se basa en gran medida en juicio de expertos dentro de cada disciplina.
<b>Grado de interdisciplinariedad</b>	Media a alta en la selección del método y criterios, ya que la variabilidad admitida debería ser discutida al menos con ecólogos y geomorfólogos. Baja en la aplicación.	Bajo. Solamente se busca la relación entre variables hidráulicas y el caudal.	Media. Se requiere expertos en modelización hidráulica y biólogos especialistas en las especies objetivo.	Muy alta. Por definición participan todas aquellas disciplinas que intervienen en la dinámica de los ecosistemas. Además, requiere disciplinas sociales si se aborda el derecho fundamental al agua.
<b>Relación con el funcionamiento ecológico y geomorfológico</b>	Alto. Se definen todos los componentes del régimen responsables de la dinámica del ecosistema.	Bajo. Fundamentalmente orientado a los caudales mínimos.	Media. La información es parcial ya que se enfoca en los requerimientos de hábitat de especies objetivo (normalmente peces o macroinvertebrados).	Muy alta. Las propuestas de caudales ecológicos se basan en conocer la relación de la estructura y funcionamiento del ecosistema con el régimen hidrológico.
<b>Relación con necesidades socio-económicas</b>	Media/alta. El valor de los indicadores puede fijarse por necesidades de uso del recurso y también ecológicas	Media. Se pueden usar variables hidráulicas críticas para los usos, como es la navegación.	Media/alta, en el caso de uso de especies de importancia económica	Muy alta
<b>Consideración de todos los componentes del régimen hidrológico</b>	Muy alto. Se consideran todos los componentes del régimen, así como su variabilidad interanual.	Medio. Se pueden modelar los diferentes componentes del régimen.	Alto, genera un valor único de caudal.	Alto, genera resultados para diferentes indicadores hidrológicos
<b>Grado de participación de actores</b>	Bajo	Bajo	Bajo	Alto a muy alto, en función del diseño de la metodología

Fuente: Rodríguez Gallego et al., 2012

### 6.3. Métodos para cálculo de caudales ecológicos en ríos

#### 6.3.1. Inventario internacional de métodos de cálculo

A lo largo de las últimas décadas, ha existido una gran proliferación de criterios y métodos alrededor del mundo que han sido sintetizados en diferentes trabajos de referencia (Arthington y Zalucki, 1998; Dunbar et al., 1998; Tharme, 2003; Annear et al., 2004). En el International Water Management Institute (IWMI, 2011) se encuentra disponible la “Base de datos sobre metodologías de evaluación de caudales ambientales para los ecosistemas acuáticos” recoge la mayoría de las propuestas utilizadas a nivel internacional (tabla 6.2).

**Tabla 6. 2. Métodos de caudales ecológicos usados a nivel internacional**

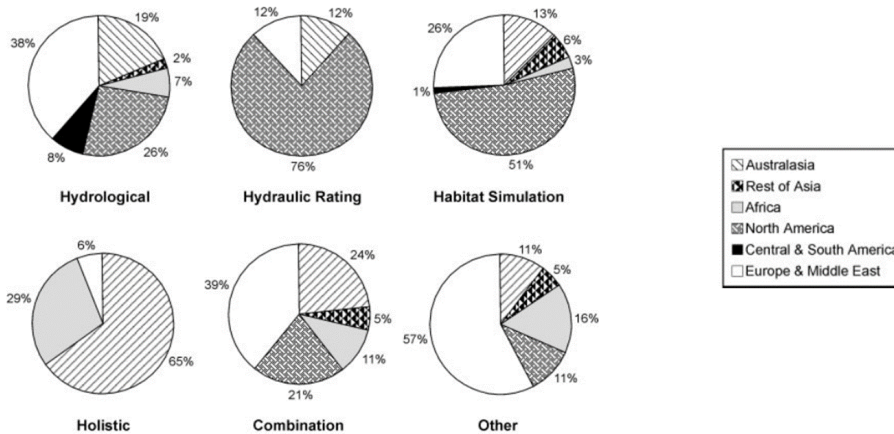
METODOS HIDROLOGICOS		
10% of MAF	FDC percentiles	Q90 (of regulated/unregulated flow)
10% of Q90	Flow indices from frequency analyses	Q95 based on mean monthly discharge
20% of Q90	Flow Translucency Approach	Q95 or a multiple thereof
25% of MAF	Hoppe and Finnell Method	Q96
30% of MAF	Low flow indices from FDC analysis	Q96
30% of Mean Monthly Flow	Mean Monthly Flow	Regionalisation of %AAFs from Tennant
30-75% of 1 in 5 year low flow	Median Monthly Flow	Regionalisation of Q95 values
33-46% MAF	Minimum Q of 50 litres s-1 or Q347 (with minimum depth=0.20m, for Q>50 litres s-1)	Robinson's 1969 Method
50% of 7Q10	MNQ	RQ Index of disturbance
5-20% of Q90	Modified Hoppe & Finnell Method	RVA (and/or IHA)
70% of 7Q10	Modified Tennant Method	Simple hydrological formulae
7Q10	MQ	Tennant Method
Average Base Flow Methodology	MQ	Tessman Modification of Tennant Method
Basic Flow Method	Northern Great Plains Resource Program (NGPRP) Method	Texas Method
BWE	NPF (approx. 10 x OCFR value per 100 km <sup>2</sup> )	Two-level Seasonal Modified Tennant Method
BWE	OCFR (0.1-0.3 cm per 100 km <sup>2</sup> )	Various FDC percentiles (incl./excl. ecological and/or geomorphological data)
Desktop Estimate	Orth & Leonard Regionalisation Method	Various percentages of pre-regulation MAR
Ecotype-based Modified Tennant Method	Q347	VHI
FDC Analysis (FDCA)	Q355	VHI (use of PAWN Hydrological Model/other Methods)
FDC percentiles	Q80 of unregulated mean daily flow regime	Washington Base Flow Methodology
METODOLOGIAS HIDRAULICAS		
Empirical Discharge-Water Surface Area (as habitat) Approach	Hydraulic Geometry-Discharge Relationships	Hydraulic-based methodologies

METODOS HIDROLOGICOS		
Hydraulic Geometry-Discharge Relationships	Hydraulic habitat simulation modelling (EFMs from Netherlands)	Wetted Perimeter Method
METODOLOGIAS DE SIMULACION DE HABITATS		
20% Food-producing WUA Approach	Fleckinger Approach	MTA
2-D/3-D hydrodynamic modelling	Food-producing Habitat Retention Approach	Newcombe's Methodology
Biotope-level modelling	FST-Hemisphere Benthos hydraulic modelling	PHABSIM
CASIMIR	HABIOSIM	Physical Habitat Analysis
Cubillo Method	Habitat Duration Analysis	Quantitative fish habitat modelling
ENSA Toulouse Method	Hydraulic habitat modelling	RHABSIM
EVHA	IFIM (and/or PHABSIM)	RHYHABSIM
Fish Habitat Analysis	Integrated GIS-based habitat simulation model	River 2D Model
Fish population modelling within an IFIM-type framework	Linked statistical hydraulic & multivariate habitat use models	RSS (incl. HABITAT Model)
Fish Rule Curve Method	Microhabitat simulation models large rivers	WSP Hydraulic Model (with PJ)
METODOLOGIAS HOLISTICAS		
BBM	EPAM	Holistic methodologies (DRIFT, BBM or similar)
Benchmarking Methodology	Flow Events Method	Snowy Inquiry Methodology
DRIFT	FLOWRESM	SPAM
Ecohydrological modelling	HAM	Various expert panel approaches
Environmental Flow Management Plan Method	Holistic Approach	WAMP Expert Panel Method

Fuente: Elaboración propia a partir de datos del IWMI (2011)

### ***6.3.2. Panorama de utilización de métodos de ríos a nivel internacional***

Tharme (2003) realizó una revisión de los métodos de cálculo de caudales ecológicos realizada en los países. Esta información de los métodos de cálculo aplicados en los países fue agregada por tipo y región, para identificar las tendencias en los tipos de metodología aplicadas de seis regiones del mundo predefinidas, como se muestra en la figura 6.1.



Fuente: Tharme, 2003

**Figura 6. 1. Tendencias en los tipos de método de cálculo de los caudales ecológicos aplicados en diferentes regiones del mundo**

Aunque todas las regiones emplean métodos hidrológicos, Europa (incluyendo aquí Próximo Oriente) y América del Norte emplearon estas metodologías en un porcentaje notablemente mayor que las restantes regiones, en el 38% y 26%, respectivamente (fig. 11). Por el contrario, estas aproximaciones se usan muy poco en el Pacífico asiático, fuera de Australia y Nueva Zelanda.

La aplicación de metodologías hidráulicas es muy limitada en muchas regiones, tal como queda evidenciada por la aplicación desproporcionadamente alta de esta aproximación en América del Norte más que en ninguna otra región (76%), con sólo dos regiones (Europa y Australasia) que han usado estas metodologías hasta la fecha.

Una vez más, con las metodologías de simulación de hábitat, América del norte está a la vanguardia, con más de la mitad las evaluaciones realizadas en los Estados Unidos. Las restantes cinco regiones han utilizado estas técnicas, aunque en niveles bajos de aplicación en África y América Latina.

La mayoría de la diversa gama de aproximaciones holísticas disponibles han sido utilizadas dentro de la región de Australasia, el 65% del total global, aunque únicamente en Australia. África la sigue en cuanto al uso de este tipo de metodología, principalmente como resultado de las metodologías empleadas en Sudáfrica. Europa (sólo Reino Unido) es la otra región que emplea este enfoque. La ausencia de aplicaciones de aproximaciones holísticas en América del Norte es notable y destaca, por el contrario, el énfasis de la aplicación de metodologías de simulación de hábitat donde éstas fueron originadas.

En la tabla 6.2, se presenta una base de datos completada por Rodríguez–Gallego et al. (2012) a partir de diversos métodos desarrollados en la región de Latinoamérica y el Caribe.

**Figura 6. 2. Métodos de caudales ecológicos aplicados en Latinoamérica según Rodríguez–Gallego et al. (2012)**

País	Método	Autor o fuente
Argentina	DRIFT	Porcel et al., 2005
Brasil	50% o 70% del 7Q10, 10% del Q90, 5-20% del Q90	Benetti et al., 2002
	IFIM	Tharme 2003
	MESA	Modificado de Richter et al., 2003 por Collischonn et al.
	Ecohidráulicos	Tharme 2003
Chile	10% del flujo medio mensual	Davis y Riestra 2002
	PHABSIM	Com pers. Tharme 2003
	Building Block Methodology	Com pers. Tharme 2003
	IFIM	Espinoza et al.
Colombia	Eco-hidráulicos	Díez Hernández y Ruíz Cobo, 2007
	Régimen Ambiental de Caudales	Díez Hernández, 2008
	Recopilación metodológica	MAVDT, 2008
Costa Rica	Holístico	Jiménez, 2005
	Q Min Aceptable (RANA)	Instituto Costarricense de Electricidad
	MESA (Richter et al., 2003)	Calvo Alvarado et al., 2008
Honduras	IHA. Conocimiento tradicional para suplir la falta de información	Esselman y Opperman, 2010 (TNC)
México	IFIM	
	PHABSIM	García Rodríguez et al., 1999. González Vilella y Banderas, 2007. Santacruz de León y Aguilar Robledo, 2009.
	Tennant	García-Rodríguez et al., 1999. Santacruz de León y Aguilar Robledo, 2009.
	Holístico	Barrios et al., 2007
Panamá	Hidrológicos	UNESCO, 2005
Uruguay	Índice de Alteración Hidrológica (OHA. Richter et al., 1997)	Fallache y Motta

Fuente: Rodríguez Gallego et al., 2012

La tabla 6.3 muestra la aplicación de las diversas aproximaciones metodológicas que están siendo llevando a cabo los Estados miembros de la Unión Europea para evaluar caudales ecológicos. Esta tabla ha sido desarrollada por los miembros del Grupo de Trabajo de Caudales Ecológicos y complementada con la información disponible en King et al. (2008) y Benítez Sanz y Schmidt (2012).

**Tabla 6. 3. Método de cálculo de caudales ecológicos aplicado en los Estados miembros de la UE (Leyenda: Sí (S), No (N)).**

País	Hidrológica	Hidráulica	Simulación del hábitat	Holística
AT	S	S	S	S
BE	S	N	S	N
BG	N	N	N	N
CY	S	N	N	N
CZ	S	N	S	N
DE	S	N	S	N
DK	S	N	N	N
EE				
EL	S	S	S	N
ES	S	N	S	S
FI	N	N	S	N
FR	S	S	S	N
HR	S	N	N	N
HU	S	S	N	N
IE	S	N	N	N
IT	S	S	S	N
LT	S	N	N	N
LU	S	N	N	N
LV	S	N	N	N
MT	N	N	N	N
NL	S	S	S	N
PL				
PT	S	N	S	N
RO	S	N	N	N
SE	S	S	S	N
SI	S	N	N	S
SK	S	N	N	S
UK	S	N	S	N
CH				
NO	S	N	N	S

Fuente: Benítez Sanz y Schmidt (2012)

#### 6.4. Métodos para el cálculo de necesidades hídricas en lagos y humedales

La evaluación de las necesidades hídricas de lagos y humedales requiere determinar el régimen de aportes superficiales y subterráneos necesario para que dichos ecosistemas puedan alcanzar los objetivos ambientales a los que están sujetos. Las herramientas y



técnicas desarrolladas en el campo de la ecohidrología para determinar la cantidad de agua que necesitan los ecosistemas son los denominados "métodos de cálculo" como ya se ha comentado.

En este apartado se han revisado los estudios de necesidades hídricas de países seleccionados donde el desarrollo metodológico puede aportar una buena referencia para la presente tesis, incluyendo también los trabajos más relevantes llevados a cabo en España. El objetivo es identificar los parámetros y criterios que se han considerado significativos para establecer las necesidades hídricas de lagos y humedales. La mayoría de los países todavía están en pleno proceso de desarrollo de procedimientos, habiéndose encontrado un desarrollo muy dispar entre los países.

#### ***6.4.1. Breve síntesis de la utilización de métodos en países seleccionados***

##### Australia

Davis et al. (2001) desarrollaron un marco para la determinación de las necesidades hídricas de los humedales de Australia con la finalidad de protegerlos contra el deterioro en sus características ecológicas. Este marco fue aplicado en ocho humedales de importancia internacional y nacional, incluyendo lagos, ciénagas y pantanos. En este marco se evalúan críticamente diferentes enfoques para la determinación de las necesidades de agua de los humedales, incorporando una combinación de estos enfoques. En su estudio, señalan la necesidad de proponer estrategias de manejo de los humedales suficientemente flexibles para incorporar la variabilidad temporal y espacial, característica importante de estos sistemas debido a las variaciones naturales del clima que resultan en regímenes hídricos muy variables a escala intra e interanual. Como consecuencia de ello, la determinación de las necesidades de agua de los humedales es probable que sea un proceso continuo y en gran medida requiera un manejo adaptativo, donde las acciones son monitoreadas y utilizadas para refinar sucesivamente la gestión.

Las aproximaciones se dividen en: enfoques basados en la hidrología (muy similares a los métodos utilizados para los ríos como por ejemplo el Método de Tennant, Análisis de la Curva de Duración de Caudales) que implican la descripción y restablecimiento del régimen hídrico que existía antes del desarrollo. El segundo enfoque se basa en la ecología, realizando la estimación de las necesidades de agua impulsado a partir de los requerimientos de especies, comunidades y procesos de los ecosistemas. Algunos métodos desarrollados para ríos también fueron evaluados, así como la modelización conceptual y ecológica.

El régimen hídrico deseado para el humedal se caracteriza en términos de cantidad (área inundada), profundidad (mínimo y máximo), estacionalidad (si la inundación es permanente, estacional o efímera), temporada de máxima inundación, tasa de ascenso y descenso, tamaño y la frecuencia de las inundaciones / períodos secos, duración de las inundaciones / períodos secos y la variabilidad.

Por último, la determinación de las necesidades hídricas de los humedales se puede derivar de las relaciones entre el volumen y el área inundada, o en cálculos del balance hídrico. Por ejemplo, los niveles bajos de agua debidos principalmente a las condiciones de sequía y la competencia por el agua por varios usuarios, se relacionó con la disminución significativa en la pesca de la trucha, la calidad del agua y de los valores ecológicos de los dos lagos.

### Finlandia

Teniendo en cuenta la abundancia de lagos que existe en Finlandia, no es sorprendente que estos ecosistemas se hayan estudiado bien en el pasado y se les haya otorgado una cierta prioridad en la aplicación de la DMA mayor que en la mayoría de los otros países de la UE.

La presión hidromorfológica más importante es la alteración del régimen de fluctuaciones del nivel del agua, teniendo en cuenta además que la mayoría de los cambios morfológicos se deben principalmente a los cambios hidrológicos. En Finlandia, se han establecido varios protocolos, métodos, modelos y herramientas, que incluyen:

- Investigaciones detalladas de sitios seleccionados, registrando la abundancia de especies y la zonificación.
- Evaluación del hábitat de macrófitos que implica la cartografía del 10 a 11% de la línea de la playa a partir de imágenes aéreas con infrarrojos.
- Modelo de hábitat para peces que utiliza la exposición y el gradiente de costas para estimar sus áreas adecuadas, pudiéndose ampliar a otras especies mediante la adición de nuevas curvas de preferencia de hábitat.
- El modelo de producción natural del lucio (*Esox lucius*) calcula el potencial de desove para esta especie, expresada en número de alevines por año para el lago, sobre la base de la zona de hábitat de desove adecuado (lechos de *Carex* y *Equisetum*).
- Herramienta de análisis de nivel de lámina de agua REGCEL. Este modelo incorpora, en gran medida, las relaciones derivadas empíricamente entre las fluctuaciones del nivel del agua y la biota. Se utilizan los valores de siete indicadores diferentes de fluctuación del nivel del agua, seleccionados por su relevancia para los macrófitos acuáticos, zoobentos litorales y reproducción de los peces. El procedimiento ha sido utilizado, por ejemplo, en el proceso de designación de masas de agua muy modificadas de la DMA (Hellsten et al., 2002).

También son relevantes los trabajos de Hellsten (1997) donde se esbozaron los procedimientos para el establecimiento de objetivos de nivel de agua para favorecer la biota en lagos regulados con finalidad hidroeléctrica. Estas recomendaciones se basaron en la relación que existía entre las condiciones acuáticas y las fluctuaciones del nivel de agua,

lo cual permitió determinar la proporción del litoral congelado en relación al total de la zona litoral. Otro procedimiento calculaba la biomasa de la fauna bentónica en relación a los datos sobre fluctuaciones del nivel del agua y la profundidad del disco de Secchi.

#### Nueva Zelanda

La Ley 1991 de Gestión de Recursos fue un hito en la legislación de Nueva Zelanda, ya que colocó el concepto de la gestión sostenible de los recursos naturales en el centro de la política gubernamental. La Ley reglamentó el extenso sector hidroeléctrico en Nueva Zelanda que, en la actualidad, supone alrededor del 80% de los lagos naturales del país. La gestión hidroeléctrica de los lagos produce cambios de nivel que pueden variar desde unos pocos centímetros a varios metros, cambiando en escalas de tiempo de días, semanas, meses o años en respuesta a los requerimientos de generación (Riis y Hawes, 2002). Teniendo en cuenta la gran variabilidad climática de Nueva Zelanda, se consideró más adecuado incentivar las buenas prácticas para la gestión de nivel del lago que aplicar "reglas inviolables".

Nueva Zelanda tiene una rica tradición en el monitoreo de los lagos, por lo que se pueden utilizar los registros históricos de nivel de agua para examinar la distribución de frecuencia, el alcance (media, máxima y mínima), estacionalidad y duración en los diferentes niveles de agua (James et al., 2002). Para algunos lagos, como el Lago Taupo, el registro se remonta a principios de 1900, y la alteración en el régimen resultante de la regulación ha sido evaluada por el balance de masas entre entradas y salidas.

El Instituto Nacional del Agua y la Investigación Atmosférica (NIWA) participa habitualmente en los casos donde se proponen nuevos regímenes de nivel de agua y los impactos potenciales sobre las plantas, invertebrados, los humedales y la pesca. Para abordar estas cuestiones, NIWA utiliza un enfoque ecosistémico, que se basa en una comprensión de la gama de la interacción química, física, y los factores biológicos en el juego, y la forma en que afectan a las comunidades residentes (NIWA, 2004).

Riis y Hawes (2002) llevaron a cabo un estudio sobre el papel de las fluctuaciones del nivel del agua en las comunidades vegetales del litoral de los lagos de Nueva Zelanda. Presentaron un plan para caracterizar las fluctuaciones del nivel del agua del lago de una manera ecológicamente relevante y que tuviera en cuenta consideraciones espaciales y temporales. Se identificaron tres grupos de estadísticas:

- El primer grupo incluye rangos de nivel de agua divididos en cuartiles, obtenido a partir de los registros de caudal diario durante un período de 10 años. El rango del cuartil (25-75%) fue seleccionado para describir las condiciones generales en el período previo al muestreo de la vegetación. Las medidas de los cuartiles por día, mes y año se denominaron rangos de nivel diarios, mensuales y anuales. Mientras que la importancia de los eventos extremos fue reconocida, los autores indicaron que la duración también era importante, por ejemplo, el tiempo de recuperación desde un evento importante y prolongado.

- El segundo grupo de estadísticas estaban relacionadas con la frecuencia y la duración media de los eventos cuando el nivel descendía por debajo de la mediana la cual proporciona una indicación de la magnitud potencial de los eventos de secación. La frecuencia se determinó como la media del número de eventos por año en el que el nivel del agua bajaba del nivel mediano. Las duraciones medias (días) de los períodos en que el nivel del agua estaba por debajo de la mediana se calcularon sobre la anterior período de 10 años.
- El tercer grupo de estadísticas están relacionadas con los niveles en la costa, donde la duración del período seco era de 10, 30, 60, 120 y 180 días.

La comprensión de cómo la variación del nivel del agua afecta a la estructuración y composición de las comunidades vegetales marginales se consideró esencial para evaluar su vulnerabilidad y aportar criterios para el control artificial del nivel del agua. La acción de las olas rompiendo en el litoral del lago puede ser un control importante sobre la magnitud y composición de las comunidades de macrófitos litorales. Kirk y Henriques (1986) sugirieron que la profundidad de la rotura de las olas se utiliza como base para el establecimiento de niveles mínimos de agua para minimizar la erosión de macrófitos litorales.

Riis y Hawes (2003) utilizaron un modelo de olas para evaluar la exposición de cada sitio al oleaje junto con los registros de la pendiente costa y composición del sustrato para el lago Wanaka. La riqueza de especies, cobertura y profundidad de la comunidad vegetal disminuyeron con el aumento de las perturbaciones en los sitios. Hawes et al. (2003) desarrollaron requerimientos de hábitat de los tipos de vegetación clave en los lagos de Nueva Zelanda, demostrando que la extensión y la diversidad de las especies que habitan en lugares poco profundos estaban relacionadas con una combinación de la magnitud de la fluctuación del nivel del agua y la exposición de las olas.

#### Sudáfrica

MacKay (1999) describe cómo a partir del marco normativo sudafricano es necesario determinar la cantidad de agua requerida para el mantenimiento ecológico de los lagos en Sudáfrica. Las recomendaciones nacen a partir de estudios especializados que culminan en un taller de expertos. La reserva de agua se cuantifica a través del establecimiento de los niveles de agua, en este caso para:

- Niveles de sequía. Niveles que deben alcanzarse sólo durante los períodos de sequía, y no se mantienen más allá de lo que ocurren de forma natural.
- Mantenimiento de los niveles de la temporada seca. Niveles que no deben prolongarse durante el invierno.

- Niveles máximos de gestión. Son los niveles que nunca deben ser superados por períodos largos. Reflejan los niveles de mantenimiento máximos que se experimentan en la época de mayores recursos.

### Reino Unido

En el contexto de la implementación de la Directiva Marco del Agua, el grupo de trabajo UKTAG (2003) ofrece una respuesta pragmática basada en opinión de experto para identificar los umbrales de variables físicas que puedan afectar el estado ecológico de los lagos. Sin embargo, se reconoce que los vínculos entre las características hidromorfológicas específicas y la biota asociada generalmente son poco conocidos (Rowan et al., 2003).

Existen varias orientaciones que se han desarrollado para los hábitats y las especies dependientes del agua en relación con los requisitos de la Directiva de Hábitats de la UE. Las características que son importantes para el mantenimiento de la red Natura 2000 están bien definidas en el Reino Unido para los hábitats fluviales, aunque algunos de ellos podrían ser considerados relevantes para los requerimientos de los hábitats del Anexo I y especies del Anexo II de aguas estancadas (Rowan et al., 2003).

Smithers y Durie (1998) utilizan modelos de simulación hidrológica para predecir reducción del volumen de agua en los lagos Windermere y Ullswater. Se utilizaron los modelos para explorar y definir las diferentes condiciones necesarias para proteger el medio ambiente, en particular la pesca en los ríos alimentados por los lagos. Sin embargo, se sugiere que este tipo de modelos se podría extender para considerar el impacto en otra biota, por ejemplo, las comunidades de plantas marginales del lago, y por lo tanto para mejorar la protección de los hábitats lacustres y fluviales.

En Escocia, Smith et al. (1987) encontraron que comunidades de macrófitas y zoobentos litorales se empobrecen en lagos y embalses donde se produjeron cambios regulares de nivel de agua, aunque su amplitud fuera bastante pequeña, así como en condiciones de grandes fluctuaciones anuales del nivel del agua. Llegaron a la conclusión de que las ricas comunidades litorales similares a las de los lagos naturales ocurrieron en lagos regulados que tenían un rango anual de nivel de agua de menos de 5 m y donde los cambios semanales en el nivel del agua no eran superiores a 0,5 m para 85 a 100% del tiempo. Las comunidades empobrecidas ocurrieron cuando uno o ambos de estos criterios no se cumplieron. Este trabajo fue utilizado como la base principal para el Método de Evaluación de Régimen Hidrológico Dundee (DHRAM) (Black et al., 2000), diseñado para Escocia solamente, y donde se relacionan las características específicas del régimen de fluctuación del nivel del agua con el riesgo de impacto sobre la calidad ecológica. Esta metodología, sin embargo, se utiliza con una base de información muy limitada, y su calibración en clases de estado ecológico sigue siendo provisional. Sin embargo, representa una buena aproximación a un procedimiento para la fijación de objetivos para las

fluctuaciones del nivel del agua que potencialmente pueden estar relacionados al menos al umbral Buen Estado Ecológico/Muy uen Estado.

El proyecto desarrollado por Sniffer en 2005, denominado WFD48, desarrolló los trabajos necesarios para revisar la regulación de los recursos hídricos en ríos, lagos y embalses del Reino Unido sobre la base de los conceptos y criterios de la DMA (Acreman et al, 2005). En el informe de la Etapa 3, se detallan los resultados del proyecto, donde fueron determinados los umbrales de alteración hidrológica coherentes con el estado ecológico para el Reino Unido y las masas de agua de la categoría lago.

En primer lugar, se desarrolló una tipología de lagos considerando la alteración del nivel de agua como el parámetro hidrológico clave para las comunidades acuáticas, mientras que el grado de sensibilidad era un aspecto que depende de muchas otras características físicas. La sensibilidad influía en el grado de tolerancia a los cambios en los niveles, oscilando entre un 10-20% de la desviación natural. En el proyecto también se incorporó la estacionalidad considerando las diferencias estacionales de sensibilidad para diferentes especies y grupos de organismos.

El trabajo permitió proporcionar las normas ambientales en términos de limitaciones máximas de cambios de nivel en los lagos, y sus implicaciones a nivel de extracciones o regulación caudales. Las restricciones al cambio de nivel en un lago oscilaron entre un 5% para algunos lagos de turba y 20% para algunos lagos salobres. El conjunto de umbrales para la clase de Estado Ecológico Bueno/Moderado se tomó como punto de partida para definir los valores de umbral para las otras clases de estado ecológico.

#### **6.4.2. Utilización de métodos en España**

##### *6.4.2.1 Consideración de las necesidades hídricas en los planes hidrológicos de 1998*

Los Planes Hidrológicos de Cuenca fueron elaborados y aprobados en el marco de la Ley 29/1985 de Aguas, norma donde no se definían los caudales ambientales ni se establecían claras referencias entre estos y los objetivos generales de la planificación hidrológica.

En aquellos momentos, ningún Plan de cuenca indicó unas necesidades hídricas específicas para las zonas húmedas o espacios naturales con la excepción de los Planes del Guadiana, del Júcar y del Segura (MMA, 2000). El Plan del Ebro sólo hacía mención al mantenimiento de un caudal mínimo en el espacio natural de la desembocadura del Ebro. Finalmente, tampoco se especificó ningún volumen mínimo a mantener en los embalses, excepto en el Plan del Guadiana, en el que todos los embalses de la cuenca debían mantener unos determinados volúmenes (MMA, 2000).

En la tabla 6.4, se muestran los volúmenes anuales destinados al mantenimiento de humedales, prevención de la intrusión salina en acuíferos costeros o mantenimiento de espacios naturales, tal y como fueron fijados para el primer horizonte de los Planes del Guadiana, Júcar, Segura y Ebro.

**Tabla 6. 4. Volúmenes hídricos destinados al mantenimiento de humedales en los planes de cuenca del Guadiana, Júcar, Segura y Ebro de 1998**

Plan	Sistema / Unidad de demanda	Corriente/descripción	Volumen (hm <sup>3</sup> /año)
Guadiana I	Tablas de Daimiel	Guadiana	20
Guadiana I	U. H. Mancha Oriental	Záncara/Reserva de las aportaciones hídricas naturales	60
Guadiana I	Lagunas de Ruidera	Guadiana/Reserva de las aportaciones hídricas naturales	30
Júcar	Cenia-Maestrazgo	Ríos del Sistema/Prev. intr. Marina	48
Júcar	Cenia-Maestrazgo	Ríos del Sistema/Mant. de humedales costeros	23
Júcar	Mijares-Plana Castellón	Ríos del Sistema/Prev. intr. Mar. y mant. humedales costeros	74
Júcar	Palancia-Los Valles	Ríos del Sistema/Prev. intr. Mar. y mant. humedales costeros	18
Júcar	Turia	Ríos del Sistema/Prev. int. Marina	15
Júcar	Júcar	Ríos del Sistema/Prev. intr. Marina	55
Júcar	Júcar	La Albufera/Mant. de humedal	100
Júcar	Serpis	Ríos del Sistema/Prev. intr. mar. en Plana de Gandía-Denia	21
Júcar	Marina Alta	Ríos Sistema/Prev. intr. Mar. U.H. Peñon-Mongo-Bernia-Bernisa	4
Júcar	Marina Alta	Marjal de Oliva-Pego/Mant. de humedal	26
Segura		Zonas húmedas diseminadas	50
Ebro	Desembocadura río Ebro	Ebro/Mant. de los espacios protegidos del Delta	3.150

Fuente: MMA, 2000

#### 6.4.2.2 Consideración de las necesidades hídricas en los planes hidrológicos del periodo 2009-2015

Los planes hidrológicos del periodo 2009-2015 son los primeros en incorporar los objetivos, conceptos y procedimientos establecidos en la DMA. Durante la fase de elaboración de estos planes se aprueba la IPH con la finalidad de adaptar los contenidos y alcances de la planificación hidrológica al nuevo escenario normativo, incluyendo un apartado específico sobre criterios y métodos para la determinación de las necesidades hídricas de los lagos y humedales.

A pesar de que la IPH incrementó el grado de detalle para llevar a cabo los estudios de las necesidades hídricas, en paralelo se fue elaborando la Guía para la Determinación del Régimen de Caudales Ecológicos que incorporaba un capítulo sobre lagos y humedales (MARM, 2010). El procedimiento planteado en la Guía para determinar las necesidades hídricas consistía en tres fases. La primera se refería a la caracterización del humedal incluyendo las características más relevantes en relación con la climatología, geología, vegetación y fauna, y los valores ecológicos más relevantes. En la segunda fase se desarrollaba un análisis del funcionamiento hidrológico e hidrogeológico del lago, determinando las entradas y salidas del sistema así como el régimen de inundación en condiciones naturales. Finalmente en la tercera fase se establecían las necesidades hídricas del

humedal, estableciendo una relación entre los objetivos ambientales y el mantenimiento de unas determinadas condiciones de superficie inundada y/o altura de la lámina de agua durante los períodos de tiempo que sea determinado a través de los indicadores biológicos.

En cuanto a las necesidades hídricas de los humedales se refiere, la revisión de la información disponible de los planes hidrológicos permite diferenciar varias situaciones que responden al seguimiento y grado de desarrollo de los estudios según la IPH y su Guía de acompañamiento (Sánchez, 2015).

En un primer grupo estarían las demarcaciones en las que no están disponibles los estudios de las necesidades hídricas de los humedales. En esta situación se encontrarían las Demarcaciones de Miño-Sil, Ebro, Duero, Guadalquivir, Cuencas Internas de Cataluña, Guadalete-Barbate, Tinto-Odiel-Piedras y Galicia Costa. En estos casos, no se ha podido consultar la metodología empleada para la estimación de las necesidades hídricas ni el grado de desarrollo de los estudios.

En un segundo grupo se encuentran las demarcaciones que han llevado a cabo los estudios de las necesidades hídricas de los humedales, pero aparentemente siguiendo un procedimiento diferente al establecido en la IPH y la Guía. En este caso estarían las demarcaciones del río Segura y las Islas Baleares.

La metodología aplicada en el caso de la demarcación del río Segura, contemplaba en primer lugar una tipología según la naturaleza funcional de cada grupo de zonas húmedas. Los tipos considerados incluían criptohumedales, lagunas o salinas costeras, salinas continentales, lagunas interiores y lagunas artificiales. Estas diferencias en los diferentes tipos de humedal se traducían en distintas variables adicionales a considerar a la hora de establecer sus necesidades hídricas, mientras que en otras la superficie del humedal y evapotranspiración de la vegetación eran variables que se empleaban en todos los casos. De forma general, la aproximación utilizada en el Plan asume la demanda ambiental de todos los humedales de la demarcación como las “pérdidas” por evaporación directa (en caso de que exista) desde las láminas de agua libre menos la precipitación efectiva, más las pérdidas que se producen por evapotranspiración potencial (superficies ocupadas por vegetación de tipo carrizo y saladar) menos la precipitación efectiva.

Para el caso de las Islas Baleares, en el Plan se especificaba cuál era la alimentación actual de los principales humedales procedentes de cada una de las masas de agua subterránea de su cuenca de alimentación y también la mínima exigida para garantizar su mantenimiento. Esta última se obtuvo de desagregar los requerimientos de agua de cada uno de los humedales y otros sistemas de aguas superficiales. En la metodología para el cálculo de las necesidades mínimas de los humedales se tomó el área de la zona húmeda y se estableció un mínimo de un hectómetro cúbico ( $1 \text{ hm}^3$ ) por cada kilómetro cuadrado ( $\text{km}^2$ ). Esta necesidad teórica se ajustó *a posteriori* en el balance en función de la dispo-



nibilidad de agua. Para aquellas zonas húmedas que se corresponden con salinas en explotación o abandonadas se consideró que las necesidades de agua continental eran nulas ya que su funcionamiento se basa en la captación de aguas de mar y su posterior concentración.

En un tercer grupo se encuentran las demarcaciones que disponen de estudios para la determinación de las necesidades hídricas de los humedales siguiendo los criterios de la IPH pero al mismo tiempo indefinidas; es decir, en los estudios no aparecen unos volúmenes o niveles que indiquen el régimen de inundación que debe perseguirse en el humedal para conseguir los objetivos ambientales. En este caso se encontrarían las demarcaciones del Tajo, Cantábrico Occidental y Cantábrico Oriental.

En estas demarcaciones, los estudios de las necesidades hídricas de los humedales tienen los mismos contenidos y métodos. A nivel metodológico, primeramente se realizó una caracterización del humedal abarcando todos los aspectos relevantes que define la IPH. En relación al funcionamiento hidrológico, se definió el balance medio anual y medio mensual del agua que circula por la laguna y su cuenca vertiente en condiciones naturales, con el objeto de conocer el comportamiento hídrico interanual y las variaciones estacionales. A partir de los datos bibliográficos existentes sobre la vegetación arraigada en la orla vegetal y en el propio humedal, se procedió a determinar en función de la profundidad radicular de las plantas cuál sería la cota mínima de embalsamiento que pudiera admitir la cubeta del humedal sin llegar a afectar a una determinada planta en su desarrollo vegetativo. Los volúmenes de agua necesarios para mantener esta cota mínima de llenado se han considerado como el mínimo de los caudales ecológicos requeridos para el “mantenimiento, de forma sostenible, de la funcionalidad y estructura de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados, contribuyendo a alcanzar el buen estado o potencial ecológico en el humedal”.

Finalmente, se encuentra un cuarto grupo en el que se han realizado los estudios para la determinación de las necesidades hídricas siguiendo los criterios de la IPH y ofrecen como resultados unas necesidades hídricas expresadas en volúmenes o niveles. En este caso se encuentran las demarcaciones del Guadiana, Cuencas Mediterráneas Andaluzas (CMA) y el Júcar (para el caso de la Albufera).

En el caso de la demarcación de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, la estimación de las necesidades hídricas de lagos y humedales, se realizó siguiendo los pasos marcados por la IPH, es decir, caracterización ambiental del humedal, modelización del comportamiento hidráulico, análisis de la relación del comportamiento ecológico con el funcionamiento hidrológico y la determinación de los aportes superficiales y/o subterráneos necesarios para mantener los valores de las variables hidráulicas durante episodios de mínimos y de crecidas, los valores máximos de las variables hidráulicas y el régimen estacional. Según la información disponible, las propuestas de requerimientos hídricos en la demarcación de CMA se formularon empleando diferentes aproximaciones que

fueron clasificadas a grandes rasgos en aproximaciones hidrológicas basadas en la caracterización de los hidroperiodos de referencia y el régimen de fluctuaciones del nivel de la lámina de agua, y aproximaciones hidrobiológicas analizando las respuestas de determinadas especies a los cambios en el régimen de inundación o los hidroperiodos.

Para el caso de la demarcación del Guadiana se propuso también una metodología similar a la de CMA para la caracterización y funcionamiento hidrológico. En el caso de la determinación de las necesidades hídricas se utilizaron dos aproximaciones complementarias. La primera consistió en una aproximación hidrológica que partía de los volúmenes mensuales acumulados en el humedal. La simulación para el periodo 1980-2006 permitió caracterizar estadísticamente tres hidroperiodos de referencia naturales en condiciones hidrológicas secas, medias y húmedas (se usaron los percentiles 25 y 75 como límites de clase). En cada uno de estos tipos de hidroperiodo se seleccionaron percentiles que definían las condiciones hidrológicas objetivo para cada una de estas condiciones. La segunda aproximación estaba basada en criterios biológicos. Esta metodología partía en primer lugar del establecimiento de comunidades biológicas objetivo en función de su valor de conservación, abundancia o de su mayor requerimiento de agua (que sería el criterio más restrictivo). Posteriormente se calculaba la superficie actual de las comunidades mediante trabajo de campo, análisis de ortofotos y consulta bibliográfica. Un tercer paso consistía en la determinación de las frecuencias de inundación adecuadas, indicando para cada tipo de hábitat o especie los meses de inundación o profundidades que requieren para su desarrollo. El cuarto paso consistía en la determinación de los volúmenes necesarios para el objetivo de conservación determinado. Para este último paso se seleccionaba la comunidad/hábitat objetivo y sus requerimientos teóricos de inundación. A partir de las series anuales de volúmenes de agua, se determinaba la superficie de referencia para el hábitat o especie dentro de cada tipo de hidroperiodo. Los valores promedio para cada hidroperiodo eran interpretados como la superficie potencial del indicador biológico que debía ser preservada, convirtiéndose así en la propuesta de necesidades hídricas.

En el caso de la Demarcación del Júcar, los estudios de las necesidades hídricas se realizaron siguiendo la metodología de la IPH para 4 humedales, si bien sólo en el caso de la Albufera se realizó una propuesta con volúmenes definidos. Para determinar las necesidades hídricas de la Albufera se partía de la estimación inicial de las necesidades hídricas del Parque Natural de L'Albufera en 100 hm<sup>3</sup>/año. Sin embargo, en los últimos años, a pesar de la situación de sequía, los aportes estimados de entrada al lago se situaron por encima de este valor, por lo que el objetivo a establecer en el Plan hidrológico de cuenca era superar al actual para asegurar de forma conservadora el mantenimiento de un adecuado balance hídrico. La monitorización de la cantidad y calidad del sistema con la implantación y seguimiento de una red de indicadores, así como el desarrollo de un modelo del sistema hídrico permitió conocer en detalle los términos del balance hídrico del lago a escala mensual. Se consideró que las aportaciones hídricas al humedal que no limitaban la consecución de los objetivos ambientales era el valor correspondiente

al percentil 95 de la serie de entradas anuales a la laguna en el periodo 1990/91 a 2009/10. Complementariamente, se consideró la conductividad del agua como otro parámetro relevante para la gestión del humedal, teniendo en cuenta además que la conductividad está ligada a los aportes hídricos suficientes en época de riego y los rebombes de agua superficial existentes. En relación a la conductividad, se adoptó como indicador del requerimiento, el valor medio de la conductividad eléctrica en los meses de cultivo del arroz (mayo-agosto).

#### *6.4.2.3 Otras referencias de necesidades hídricas de humedales*

En paralelo a los trabajos desarrollados en el contexto de los planes hidrológicos, ha habido otros trabajos en España sobre necesidades hídricas de humedales que conviene nombrar. Por ejemplo en la Marisma del Parque Nacional de Doñana, se llevó a cabo un estudio sobre sus necesidades hídricas (WWF, 2009). El estudio partía de una breve reseña de los métodos tradicionales de cálculo de las necesidades ambientales de agua. Sin embargo, los ecosistemas de Doñana son extraordinariamente complejos frente a unos métodos de cálculo demasiados rígidos y limitados, por lo que se adoptó el nuevo enfoque propuesto por Poff et al (2009) conocido como Ecological Limits of Hydrological Alteration (ELOHA). Este nuevo enfoque para la evaluación y gestión de los caudales ambientales permitió organizar el conocimiento en el marco de la toma de decisiones.

La formulación de la propuesta de las necesidades hídricas de la marisma a partir de este marco conceptual implicó el desarrollo de tres análisis fundamentales en cuanto a la hidrología, ecología y el marco legal. El análisis hidrológico permitió conocer el funcionamiento hidrológico de la marisma y de sus ríos de influencia en condiciones naturales y alteradas, incluyendo el análisis de los estiajes naturales, el patrón estacional de caudales de base y el régimen de crecidas de cada sistema, así como los balances del sistema acuífero Almonte-Marismas. El análisis hidroecológico partió de un modelo conceptual donde se explicitaba la relación entre los aportes a la marisma y los diferentes grupos biológicos, destacando la vegetación por su importancia intrínseca, por el papel que desempeña para los diferentes grupos faunísticos y por su capacidad indicadora de los cambios ambientales. Finalmente, el análisis legal permitió definir los condicionantes impuestos desde el marco legal que restringen en gran medida las posibles opciones de caudales ecológicos en el ámbito de Doñana, ya que los objetivos generales de conservación se complementan con los específicos como zona protegida (particularmente exigentes en el caso del Parque Nacional). Una vez completados estos análisis, se concluyó que las necesidades hídricas de la marisma de Doñana resultaban del conjunto de valores característicos de su régimen hidrológico natural, incluyendo a la propia marisma como a los ríos y arroyos en su área de influencia.

Los resultados de este trabajo formaron parte del libro “Manual para la determinación de las necesidades hídricas de los humedales. El contexto español” (Sánchez y Viñals, 2012). En este manual se realizaban algunas consideraciones legales sobre las necesida-

des hídricas de los humedales y se describían los componentes básicos que debía incorporar un estudio de necesidades hídricas. Además, se explicaban someramente algunos métodos y técnicas de análisis para la determinación de las necesidades hídricas y se presentaba la aplicación a tres casos de estudio (Doñana, Fuentedepiedra y L'Albufera de Valencia). Es interesante remarcar el enfoque adoptado en el caso de L'Albufera, donde se consideró la importancia que tienen los nutrientes en su dinámica ecológica y se llegó a la conclusión de que una aproximación basada en las características físico-químicas del agua (particularmente las concentraciones de fosfatos) era adecuada para determinar los volúmenes de agua necesarios para el humedal. Las razones para ello se encontraban en la importancia de las fases de "aguas claras" del lago y la recuperación del grupo de las carófitas. Las condiciones de hábitat adecuadas y la disponibilidad de recursos incrementaban la riqueza de la fauna vertebrada de peces, anfibios y reptiles y aves. De esta forma se contribuiría a la recuperación de especies características de L'Albufera.

# Capítulo 7

## Propuesta de metodología de cálculo de necesidades hídricas

### 7.1. Síntesis de condicionamientos legales y fundamentos científicos

De los aspectos legales, técnicos y científicos repasados en los capítulos anteriores, se pueden resumir los siguientes puntos clave:

- Una buena gestión de los espacios naturales y de los recursos hídricos implica conocer las necesidades de agua para diferentes tipos de ecosistemas, incluyendo los ríos, lagos y humedales. En el contexto de las obligaciones de protección ambiental comunitaria y los compromisos adoptados por España en convenios y acuerdos internacionales, la determinación de las necesidades de agua es una obligación en aquellos casos que se ponga en peligro la conservación de estos ecosistemas.
- En el estudio de las necesidades de agua de lagos y humedales se debe considerar la conexión que existe a través del ciclo del agua en los diferentes ecosistemas acuáticos que conforman la cuenca. Esta conectividad varía espacial y temporalmente, pero mantiene ciertos patrones que le otorgan sus características funcionales y estructurales particulares. En este contexto también es importante conocer el papel de las masas de agua subterráneas en el funcionamiento de los ecosistemas para evitar ocasionar daños sobre los ecosistemas dependientes.

- Los volúmenes de agua reservados para la conservación ambiental deberán ser diferentes según el estatus y objetivos específicos de conservación de los ecosistemas a los que se refieran. Así, los estudios de las necesidades hídricas deberán adecuarse los diferentes niveles de protección de las zonas protegidas, o a los ecosistemas naturales o bien a los fuertemente modificados por las actividades humanas. En cualquiera de estos casos, las necesidades de agua deberán contribuir a alcanzar (y no evitar) los objetivos ambientales propios de los ecosistemas correspondientes, que pasan en todo caso por poder mantener sus características naturales, incluyendo las comunidades biológicas y los procesos esenciales que configuran los ecosistemas. La finalidad última es alcanzar el objetivo ambiental de los ecosistemas acuáticos en cuestión asegurando régimen de inundación adecuado.
- Los ecosistemas acuáticos son heterogéneos y dinámicos, cambiando la composición de las especies y la densidad de las poblaciones. Las propuestas de necesidades hídricas deben reflejar explícitamente estos cambios relacionados con la dinámica intrínseca de los ecosistemas. El régimen de perturbaciones (ciclos húmedos y secos) y la variabilidad interanual son aspectos imprescindibles para la conservación de lagos y humedales a largo plazo. La capacidad de adaptación de los ecosistemas depende de una relación dinámica entre las especies, y entre éstas y su entorno abiótico, así como las interacciones físicas y químicas en el medio ambiente. Desde esta perspectiva, la conservación de tales interacciones y procesos es el elemento clave para el mantenimiento a largo plazo de la diversidad biológica, mucho más que la simple protección de las especies. La conservación de un régimen de inundación adecuado es fundamental para mantener tales procesos.
- El régimen de inundación de un lago o humedal está formado por diferentes volúmenes de agua que se suceden a lo largo del tiempo. Estos volúmenes, no obstante, pueden ser agrupados en función del papel que desempeñan en la dinámica de los ecosistemas. Así por ejemplo, eventos discretos de volúmenes altos conforman los pulsos de inundación, mientras que el conjunto de los volúmenes mínimos representan las condiciones de estiaje. A partir de aquí se ha desarrollado el concepto de los componentes del régimen de inundación, asumiendo que a cada uno de estos componentes se le atribuyen procesos ambientales específicos (papel de los pulsos de inundación, eventos de sequías, patrones estacionales, etc.). Otro aspecto característico de los regímenes de inundación de los ecosistemas leníticos españoles se refiere a su gran variabilidad interanual (sequías, ciclos húmedos, etc.).

- Entendiendo que la variabilidad del régimen de inundación es fundamental para mantener los ecosistemas, los elementos a partir de los cuales se definen esta variabilidad (componentes del régimen y su variabilidad inter-anual) deberían ser recogidos como un requisito explícito de los métodos, es decir, los métodos deben definir la magnitud, duración, frecuencia, momento de ocurrencia y tasa de cambio de los componentes clave del régimen de inundación (pulsos de inundación, estiajes y patrón estacional de los volúmenes de base, volúmenes máximos, etc.), teniendo en cuenta que existen años secos, medios y húmedos.
- No importa cuán extremos puedan ser los patrones naturales de inundación en lagos y humedales. El régimen de inundación natural determina las características funcionales de estos ecosistemas y la presencia de comunidades biológicas características, que a la postre constituyen sus valores de conservación y servicios de los ecosistemas. Por esta razón, las propuestas de régimen de inundación deben ser formuladas en referencia al régimen de inundación natural, representando el mismo en mayor o menor medida según el nivel de protección deseado.
- A pesar del carácter dinámico de lagos y humedales, los cambios se deben producir siguiendo los patrones naturales y dentro del rango de variación de estos ecosistemas. Las propuestas de régimen de inundación deben considerar el rango natural de variabilidad de los parámetros hidrológicos y asegurar que no se produzca un desequilibrio más allá de su capacidad de recuperación.
- Existe una amplia base experimental que demuestra que la degradación ambiental de los ecosistemas es mayor si el factor de estrés es mayor (gradiente de la condición biológica). En el contexto de las necesidades hídricas de los humedales, este principio se traduce en que aquellas propuestas que mantengan en mayor proporción las características del régimen de inundación natural teóricamente proporcionarán un mejor estado ecológico o nivel de conservación y viceversa.
- Diferentes indicadores biológicos (especies o grupos de especies) proporcionan diferente información sobre las características ecológicas de los ecosistemas o sobre el impacto de ciertas prácticas en el medio. En el contexto de las evaluaciones de las necesidades hídricas de lagos y humedales conviene recordar que se utilizan al menos para tres finalidades diferentes: i) sirven para evaluar el estado ecológico del sistema; ii) ayudan a configurar el régimen de inundación a partir de taxones o procesos sensibles; iii) sirven también para evaluar la importancia ecológica del ecosistema. Es muy importante definir la utilización de los indicadores en función de su finalidad.

- Cuando se trata de taxones a partir de los cuales se construye el régimen de inundación con finalidad ambiental, es importante también especificar los criterios para la identificación y selección de las especies objetivo (las especies deben ser sensibles a diferentes grados de inundación, preferentemente usar especies endémicas y/o amenazadas, etc.). Otro aspecto a considerar se refiere la representatividad del taxón en relación al conjunto del ecosistema. No se debe olvidar que en la definición del régimen de inundación debe prevalecer el enfoque ecosistémico. También hay que tener en cuenta los tipos de lagos y humedales para los cuales se necesita conocer el agua que debe permanecer en el ambiente (temporales, permanentes, costeros, etc.).
- La complejidad y diversidad de casos en donde será necesario conocer los requerimientos hídricos ambientales de lagos y humedales impone que se adopten metodologías flexibles y bien ajustadas a los requerimientos legales. Por lo tanto, es útil una aproximación progresiva donde los gestores puedan abordar las necesidades hídricas de forma rápida y robusta con limitaciones de costos económicos y disponibilidad de información, y disponer al mismo de metodologías más específicas en el caso de objetivos ambientales particulares o conflictividad por el uso del agua.

## **7.2. Estructura de la metodología de cálculo**

En primer lugar es necesario señalar que el régimen de inundación definido en esta tesis pretende mantener o reestablecer la organización y funcionamiento de un humedal que permiten la existencia de sus comunidades biológicas de referencia y de los procesos que le dan forma. No cabe duda que la gestión del agua de los humedales en el contexto de la Directiva Marco se aproxima a un concepto de gestión ecosistémica, en el sentido de que el estado ecológico se define como una expresión de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Ahora bien, por su parte la Directiva Hábitats requiere el estado de conservación favorable de todos los hábitats y especies presentes en el lugar, lo cual quiere decir que en determinados casos deberá llevarse a cabo una comprobación complementaria para asegurar que se cumple con los requerimientos ecológicos de estos hábitats y especies.

Esta aproximación de doble enfoque (general en relación a la globalidad del ecosistema y particular en relación a hábitats y especies), engarza muy bien con el modelo de gestión de ecosistemas conocido como aproximación "filtro grueso/filtro fino" (Jenkins, 1976; Noss, 1987). Bajo este enfoque se realiza, en primer lugar, una identificación de los elementos ecológicos clave del ecosistema (filtro grueso) para asegurar una buena estructura y funcionalidad del mismo, mientras que en segundo lugar se revisa si las especies individuales de interés (como especies vulnerables, raras o en peligro de extinción) están adecuadamente consideradas por el abordaje general. Aquellas especies que no se tratan



de manera adecuada a través de la conservación de los ecosistemas a escala general se incluyen como elementos adicionales de estudio para la planificación y la acción de conservación, el "filtro fino".

Esta aproximación del doble enfoque es congruente con los postulados de la Directiva Marco del Agua. El Artículo 4.2 establece que cuando en una masa de agua coincida más de un objetivo de conservación (por ejemplo el del buen estado y el específico de una zona protegida) se deberá aplicar el objetivo más riguroso. En el caso de espacios de la Red Natura 2000, esto quiere decir que será necesario identificar sistemáticamente y en cada caso, los requerimientos del régimen de inundación de los hábitats y especies de interés comunitario que dependen del agua y comprobar si estos requerimientos son más rigurosos que los objetivos de la DMA. Es decir, el buen estado podría entenderse como el objetivo general y después se ha de verificar que se cumple con las exigencias ecológicas de hábitats y especies en su denominado estado de conservación favorable.

En relación a la legislación de aguas española, la IPH también establece que en la determinación de los requerimientos hídricos de los humedales se deberá considerar obligatoriamente una serie de aspectos. En estos estudios se deberá incluir como mínimo el funcionamiento hidrológico y balance hídrico, las variaciones estacionales e interanuales de la superficie encharcada y de la profundidad, la composición y estructura de las comunidades biológicas que albergan (hábitat y especies) y las variaciones estacionales e interanuales de la composición química del agua.

La metodología desarrollada en esta tesis se fundamenta específicamente en el balance hídrico y funcionamiento hidrológico de los humedales. El régimen de inundación se construye precisamente a partir de este balance hídrico definido a escala mensual y considerando, al menos, un periodo de 30 años. La propuesta de régimen de inundación incluye los niveles mínimos definidos a escala mensual y la variabilidad interanual definida, en este caso, en cuatro situaciones diferentes (años húmedos, medios, secos y sequía prolongada), cumpliendo con las exigencias de la IPH en cuanto a las variaciones estacionales e interanuales.

La segunda parte de la metodología incluye el análisis biológico y ecológico de detalle para poder ajustar los valores del régimen de inundación en caso de ser necesario y disponer de información adecuada. En el ejercicio de la tesis, se han considerado específicamente los hábitats y especies de interés comunitario presentes en los humedales. A partir de la información disponible, se han buscado relaciones entre el régimen de inundación y estos indicadores biológicos, tratando de ajustarlos a los objetivos particulares de gestión de cada uno de ellos. En este sentido, hay que decir que la metodología no incorpora explícitamente un módulo de calidad físico química, pero sí que pueden ser consideradas estas características indirectamente a través de la contribución al humedal

de las aguas de diferente origen, de las comunidades de referencia, o del análisis de presiones o impactos. Cuando ha existido información adecuada, también se han realizado consideraciones y recomendaciones en torno a la mineralización de las aguas.

Se puede decir, por tanto, que la metodología de la tesis para la determinación de las necesidades hídricas se basa en una aproximación de doble enfoque, persiguiendo por una parte una estructura y funcionamiento adecuada de los humedales y, posteriormente, realizando un análisis complementario de los posibles requerimientos adicionales de hábitats y especies para su validación o ajuste biológico. Este enfoque es congruente con los procedimientos y objetivos que establecen las Directivas, cumpliendo específicamente con los requerimientos de la legislación de aguas española.

### **7.3. Metodología basada en el régimen de inundación natural**

#### ***7.3.1. Conceptualización del problema***

Tal como se ha visto en los capítulos precedentes de esta tesis, la magnitud, duración, frecuencia y momento de ocurrencia de las situaciones de inundación y secado de un humedal juegan un papel determinante en la configuración de los cuadros ecológicos de los ecosistemas. En este contexto, la determinación de sus necesidades hídricas pretende identificar los patrones de inundación y eventos hidrológicos necesarios para que se produzca una adecuada estructura y funcionamiento del humedal.

De forma general, se puede decir que el ecosistema del humedal está conformado por un medio físico y un medio biológico representado por comunidades biológicas que interactúan como unidad funcional. En este medio físico, destaca el papel del régimen hidrológico, cuya dinámica particular (resultado de las descargas subterráneas, aportes superficiales, pérdidas por evaporación, etc.) da lugar a un régimen de inundación que variará según las características de la cubeta. Esta dinámica hidrológica activa los procesos ecológicos y proporciona las condiciones del hábitat a partir del cual las especies interactúan, se organizan, cambian, fluctúan y evolucionan. El correcto funcionamiento hidrológico y ecológico del humedal permite que las comunidades biológicas con valor de conservación se mantengan en el tiempo, cumpliendo así con los objetivos de conservación del humedal (buen estado ecológico, estado de conservación favorable y mantenimiento de sus características ecológicas).

#### ***7.3.2. Componentes y aspectos a considerar del régimen de inundación***

Desde un punto de vista funcional, para mantener la estructura y funcionamiento de un lago y/o humedal es necesario que tengan lugar determinados procesos ecológicos clave, a partir de los cuales las especies interactúan y las poblaciones y comunidades cambian, fluctúan y evolucionan. Por ejemplo, la anaerobiosis del suelo, la acumulación de materia orgánica, la disponibilidad de nutrientes, la riqueza y composición de especies,

y la productividad primaria dependen de unas condiciones físicas y químicas variables en el tiempo y espacio marcadas en gran medida por el régimen de inundación del humedal. La conservación adecuada de un ecosistema significa una dinámica de los ecosistemas que implique cambios, fluctuaciones y perturbaciones propias del mismo que permitan a largo plazo la conservación de las comunidades biológicas características.

En este contexto, es necesario resaltar el papel de la variabilidad como elemento fundamental de la dinámica de lagos y humedales. Numerosos autores defienden que para conservar la biodiversidad, producción y sostenibilidad de los ecosistemas acuáticos es necesario mantener el papel central de un medio físico variable, donde el régimen hidrológico juega un papel clave (Poff *et al.*, 1997). Por tanto, es relevante considerar que la variabilidad es una característica intrínseca de los ecosistemas, en especial en el ámbito mediterráneo, que determina en gran medida la composición de las especies y la densidad de las poblaciones y que existe un rango natural de variabilidad al cual las especies autóctonas se encuentran adaptadas y fuera del cual podría producirse un desequilibrio más allá de su capacidad de recuperación. En este sentido, hay que destacar que alcanzar una dinámica adecuada de estos ecosistemas implica considerar adecuadamente su variabilidad, incluyendo en las propuestas de gestión hidrológica aquellos elementos y aspectos que configuran en su conjunto el régimen de inundación del humedal (niveles mínimos y su patrón estacional, episodios de inundaciones o sequías extraordinarias, etc.).

En esta propuesta se adopta la terminología de los “elementos del régimen de inundación con finalidad ambiental” para identificar aquellos elementos del régimen de inundación necesarios para lograr una dinámica ecosistémica que contribuya adecuadamente a los objetivos de conservación del humedal, considerando que cada uno de ellos es fundamental para alcanzar en última instancia los objetivos ambientales asociados al humedal.

De acuerdo con las funciones y condiciones ecológicas necesarias para mantener un adecuado funcionamiento de un humedal, los elementos indispensables que deben formar parte de las propuestas de régimen de inundación son los niveles mínimos y máximos (incluyendo su patrón estacional), los pulsos de inundación y los episodios de estiaje extraordinarios (sequías prolongadas). La relación entre los elementos del régimen de inundación y los objetivos funcionales descritos en la propuesta anterior, se muestra en la tabla 7.1.

**Tabla 7. 1. Relación entre elementos del régimen de inundación y procesos asociados**

PROCESOS NATURALES	COMPONENTES HIDROLOGICOS			
	Episodios de sequía	Régimen estacional	Pulsos de inundación	Limitación niveles máximos
Mantenimiento diversidad hábitat y conectividad	X	X	X	X
Mantenimiento condic. hidrodinámicas adecuadas	X	X		X
Mantenimiento estacional diversidad hábitat		X		X
Sincronización de patrones ambientales		X		
Control de presencia y abundancia de especies	X		X	
Buenas condiciones F-Q de agua y sedimento	X	X	X	
Mejora condiciones por dinámica geomorfológica			X	
Control y mejora de procesos hidrológicos		X	X	

La variabilidad del régimen natural de inundación es una propiedad intrínseca de nuestros lagos y humedales que les otorga una de sus principales características: su dinámica. Cuando se altera significativamente esta dinámica natural, se pueden producir notables cambios que influyen a corto y medio plazo en la conservación de sus hábitats y especies características. Se puede decir por tanto que la variabilidad funcional impuesta por el régimen de caudales contribuye decisivamente al mantenimiento de nuestro patrimonio natural. Esta variabilidad del régimen hidrológico se manifiesta tanto a escala intraanual (periodos de caudales bajos frente a periodos de caudales altos, crecidas frente a mínimos, etc.) como interanual (años húmedos frente a sequías). Frente a propuestas de gestión que mantienen niveles constantes, incrementar las propuestas de variabilidad de régimen de inundación dentro de su rango natural de variación es un aspecto positivo para la dinámica ecosistémica.

### **7.3.3. Caracterización de los componentes**

#### *7.3.3.1 Niveles mínimos, distribución estacional y variabilidad interanual*

##### Parámetros seleccionados

Una distribución estacional adecuada de los niveles de lámina de agua es importante para proporcionar condiciones adecuadas para los completar los ciclos biológicos de las especies. La variabilidad estacional es importante para mantener la diversidad temporal de hábitats. La fenología de la vegetación ribereña y acuática, es decir, momento en el que

ocurren los eventos del ciclo biológico tales como el establecimiento de semillas, germinación, establecimiento de plántulas y la floración, está vinculada directamente a las estaciones y relacionada con la estacionalidad en los niveles de agua.

Para incorporar la variabilidad interanual se considerarán unas condiciones hidrológicas secas, medias y húmedas. Esta variabilidad se conseguirá separando en tres bloques las aportaciones anuales históricas del humedal, separando en años secos, medios y húmedos. Para llevar a cabo esta separación se emplearán sobre la serie de aportaciones anuales los percentiles 25 y 75, correspondiendo al bloque de los años secos los valores anuales comprendidos entre el percentil 0 y 25, el bloque medio estará comprendido entre los valores anuales de los percentiles comprendidos entre 25 y 75 y el bloque húmedo estaría comprendido por los valores anuales entre el percentil 75 y 100.

Para definir el valor de cada bloque que formará la propuesta de volúmenes, dentro de cada bloque correspondiente a las condiciones hidrológicas secas, medias y húmedas se empleará el percentil 25 de los meses correspondientes a cada bloque.

Complementariamente y teniendo en cuenta los objetivos de conservación de cada sitio, se podrá utilizar como referencia la frecuencia de ocurrencia de cada una de las condiciones hidrológicas que se muestran en la tabla 7.2. De esta forma se podrá validar si el comportamiento del régimen de inundación es adecuado a los objetivos ambientales en un periodo largo de tiempo (por ejemplo en los últimos 10 o 25 años).

**Tabla 7. 2. Frecuencia de ocurrencia de volúmenes en función de los objetivos ambientales**

OBJETIVO	TIPO DE REGIMEN DE VOLUMENES AMBIENTALES		
	HUMEDO	MEDIO	SECO
Muy bueno	0.25	0.5	0.25
Bueno	0.1	0.4	0.5
Moderado	0.0	0.3	0.7
Deficiente	0.0	0.2	0.8
Malo	0.0	0.0	1.0

De esta forma quedaría definida la magnitud, duración, momento y frecuencia de ocurrencia de los niveles mínimos a respetar en cada humedal, lo cual servirá para verificar en un periodo histórico la idoneidad del régimen de inundación en función de los niveles de conservación del mismo.

### Justificación de parámetros

La variabilidad interanual es una variable que progresivamente está siendo más incorporada en las recomendaciones de necesidades hídricas de los humedales. En este caso se han seleccionado tres situaciones hidrológicas que marcan esta variabilidad interanual (años húmedos, medios y secos). La IPH establece que deberán determinarse las necesidades hídricas al menos para años medios y en situaciones de sequía prolongada. El Convenio de Albufeira por su parte, establece que los volúmenes entregados a Portugal deberán diferenciarse según situaciones de años húmedos, medios y secos, incluyendo las situaciones excepcionales de sequía. Por ejemplo, en el caso de uno de nuestros ríos más importantes, la propuesta de caudales ecológicos del tramo inferior del río Ebro se ha formulado para las condiciones hidrológicas húmedas, medias, secos y situaciones de sequía prolongada. En el caso de los humedales de las Cuencas Mediterráneas andaluzas se ha empleado diferentes volúmenes según se trate de años húmedos, medios y secos. En la mayoría de estos casos se emplea el percentil 25 y 75 como límite de las clases de años húmedos, medios y secos. Las situaciones de sequía prolongada vienen definidas por los indicadores de sequía de los Planes Especiales de Sequía.

Para la definición de los volúmenes de cada tipo de año hidrológico se ha seleccionado el percentil 25. En relación al uso de percentiles existen numerosos antecedentes en la planificación hidrológica española, casi todos aplicados al caso de los ríos. Por ejemplo, la IPH recomienda utilizar entre los percentiles 5 y 15 para determinar los caudales ecológicos mínimos en el caso de ríos. En este sentido se ha empleado el percentil 10 para definir los caudales ecológicos en las demarcaciones de Guadiana, Cuencas Mediterráneas Andaluzas, Guadalete-Barbate y Tinto-Odiel-Piedras. En el caso de las demarcaciones del Miño-Sil y Segura se ha empleado el percentil 5 para la definición de estos caudales ecológicos mínimos. Para el tramo final del río Ebro, la propuesta de caudales ecológicos de la Cosisión para la Sostenibilidad de las Tierras del Ebro para la conservación del Delta del Ebro se ha realizado en base al percentil 10 de la serie de caudales mensuales. En el caso del Reino Unido se utiliza el percentil 5 sobre una base diaria para definir el caudal circulante compatible con el Buen estado ecológico de la DMA. Clausen y Biggs (2000) y Grown y Marsh (2000) utilizan la media de los mínimos diarios anuales, y referencian también el empleo de la mediana. Otros autores, Brizga et al. (2001) y Sugiyama et al. (2003), estiman caudales mínimos representativos a partir de la curva de percentiles de excedencia (80%, 90% y 97%). Maingi y Marsh (2002) fijan el límite en el percentil de excedencia del 75%; King et al. (1999) citan el 80% como umbral que asegura un hábitat mínimo para adultos, producción de macroinvertebrados y mantenimiento de la cubierta vegetal.

Para el caso de los humedales no se encuentran tantos ejemplos. No obstante, en el caso de la Marisma del Parque Nacional de Doñana, la propuesta de necesidades hídricas de WWF se basa en el percentil 25 (WWF, 2009). Para el caso de las lagunas de Fuentede piedra, Laguna Salada, Laguna Nueva se ha empleado el percentil 10 para definir sus

necesidades hídricas, mientras que en el caso de las Tablas de Daimiel se empleó el percentil 15.

Finalmente, existen menos antecedentes en relación a las frecuencias de ocurrencia de los tipos de años hidrológicos y su ajuste en relación a los objetivos de conservación (tabla 7.2). Por ejemplo, el mismo concepto de las frecuencias de ocurrencia se utiliza en la Norma Mexicana para la determinación de los caudales ecológicos, donde en su apéndice D se establecen las frecuencias de ocurrencia para diferentes objetivos de manejo (entiéndase objetivos ambientales). Este mismo concepto se ha empleado en España en la evaluación de los caudales ecológicos del estuario del Guadalquivir.

### *7.3.3.2 Niveles máximos y su distribución estacional*

#### Parámetros seleccionados

Niveles de agua anormalmente altos y mantenidos (de forma artificial) de manera constante pueden ocasionar numerosos daños en lagos y humedales, incluyendo la distribución de macrófitos acuáticos y helófitos, las comunidades de aves, la erosión de los márgenes de las orillas, etc. La IPH define unos caudales máximos que no deben ser superados con el fin de proteger así a las especies autóctonas más vulnerables.

En la metodología propuesta en esta tesis se definen los niveles máximos de inundación que no deberían superarse en las condiciones ordinarias<sup>22</sup>. Estos niveles máximos estarían definidos por el percentil 90 de cada serie mensual, teniendo en cuenta todos los años de registro (no se separa en tres bloques de años secos, medios y húmedos como en el caso anterior). De esta forma, quedaría definida la magnitud, duración y momento de los niveles máximos que no deberían sobrepasarse en condiciones ordinarias.

#### Justificación de parámetros

En esta tesis se adopta el percentil 90 para definir los niveles máximos. Este percentil es el mismo que se recomienda en la IPH para la definición de los caudales máximos en el caso de los ríos. Este mismo criterio ha sido adoptado en los planes hidrológicos españoles para la definición de los caudales máximos en ríos (por ejemplo Miño-Sil). Se desconocen antecedentes similares en el caso de los humedales.

### *7.3.3.3 Valores extremos en episodios de inundación*

Los pulsos de inundación han sido identificados como un factor clave para describir los cambios estacionales de los niveles de agua, las relaciones con la dinámica funcional y

---

<sup>22</sup> Es importante resaltar la diferencia entre los niveles máximos en condiciones ordinarias y los niveles alcanzados en los pulsos de inundación. En este último caso se trata de eventos discretos que ocurren de manera natural donde pueden alcanzarse niveles extraordinarios pero su duración suele ser reducida y ligada al evento climatológico que le dio lugar. A pesar de ello, la inercia hidrológica de los humedales puede hacer que perduren las condiciones húmedas de los años extraordinariamente lluviosos aunque a medio plazo esta situación se normaliza.

el mantenimiento de la diversidad de especies (Junk, 1997; Bayley, 1995). Esta dinámica de expansión/retracción característica de las crecidas es fundamental para funciones tales como la producción, descomposición y consumo de la materia orgánica (Grubaugh y Anderson, 1988; Sparks et al, 1990.), mientras que la fluctuación del nivel del agua conduce la sucesión (van der Valk, 1981; Finlayson et al, 1989). La definición científica de humedal incluye aquellas zonas en las que se produce una anomalía hídrica positiva, incluyendo las inundaciones esporádicas que inducen a cambios en las propiedades del suelo y una vegetación característica.

En esta tesis se propone la definición de los pulsos de inundación como un elemento clave del régimen de inundación con finalidades ambientales. Para determinar los episodios de inundación máxima se propone tipificar y caracterizar el régimen de inundación del humedal. Para ello, sobre la serie hidrológica completa se deben identificar los niveles máximos anuales (mes de máximo nivel). Sobre esta serie de niveles máximos anuales se calculan los periodos de retorno para 1.5, 2.5 y 5 años según los procedimientos hidrológicos estándar, sirviendo así para identificar la magnitud de los pulsos de inundación de frecuencia de ocurrencia bajas y media. A partir de estos valores y sobre la serie completa mensual se identifica la duración y el momento de ocurrencia de estos tres tipos de eventos de inundaciones.

Al igual que en el caso de los niveles mínimos, para la frecuencia de ocurrencia de cada uno de estos tipos de inundaciones se recomienda la utilización de la siguiente tabla, donde se define la ocurrencia de cada tipo de pulso de inundación en función de los objetivos de conservación (tabla 7.3):

**Tabla 7. 3. Frecuencia de ocurrencia de pulsos de inundación en función de los objetivos ambientales**

OBJETIVO	TIPO DE PULSO (Periodo de retorno)		
	1,5 años	2,5 años	5 años
Muy bueno	4	2	1
Bueno	3	1	1
Moderado	2	0	1
Deficiente	2	1	0
Malo	1	1	0

De esta forma quedaría definida la magnitud, duración, momento y frecuencia de ocurrencia de los pulsos de inundación de cada humedal, por lo que en un momento dado y sobre un periodo histórico podrá verificarse la idoneidad del régimen de inundación en función de los niveles de conservación del mismo.



### Justificación de los parámetros

En esta tesis se ha utilizado en concepto de régimen de pulsos de inundación, identificando tres tipos de pulsos. La IPH en el caso de los ríos hace referencia a la caracterización del régimen de crecidas, si bien sólo establece los criterios para definir la crecida ordinaria. Por su parte, la Norma Mexicana de caudales ecológicos define en su apéndice técnico D un régimen de inundación necesario para mantener los ecosistemas en el que se incorporan tres tipos de crecidas (DOF, 2012). Las metodologías hidrológicas y holísticas más avanzadas para el cálculo de caudales ecológicos en ríos ya incluyen un régimen de crecidas. Por ejemplo las metodologías RVA (Richter et al, 1996; Richter et al, 2006) y HEFR (Opdyke et al, 2014) consideran tres tipos de crecidas, mientras que en la metodología DRIFT (King et al, 2003) se emplean cuatro tipos de crecida.

En relación a la magnitud de los pulsos de inundación, en esta tesis se propone utilizar los periodos de retorno 1,5, 2,5 y 5 años. En el caso de la legislación de aguas española, el RDPH en su Artículo 12 relativo a los lagos, lagunas, embalses y terrenos inundables establece que el lecho o fondo de los lagos o lagunas es el terreno que ocupan sus aguas en las épocas en que alcanzan su mayor nivel ordinario. En el caso de los ríos, el mayor nivel ordinario está asociado a la máxima crecida ordinaria, que podría entenderse en términos del RDPH como *“la media de los máximos caudales anuales en su régimen natural producidos durante diez años consecutivos que sean representativos del comportamiento hidráulico de la corriente y atendiendo a sus características geomorfológicas, ecológicas y teniendo en cuenta las informaciones hidrológicas, hidráulicas, fotográficas y cartográficas que existan, así como las referencias históricas disponibles”*. A pesar de que se deberá analizar la extensión de este criterio a los humedales, es un criterio relevante a la hora de definir el dominio público hidráulico de lagos y humedales.

En el caso de los ríos se han empleado también en numerosas ocasiones los periodos de retorno para definir el régimen de crecidas. Por ejemplo, Brizga et al. (2001), definen avenidas para distintos períodos de retorno (1,5; 3 y 5 años) como magnitudes características del régimen de crecidas. En el caso de la metodología RVA, se proponen tres tipos de pulsos que en términos de magnitud los sitúan entre los caudales de base y los caudales del bankfull (high pulses), entre bankfull y periodo de retorno de 10 años small floods) y superiores a periodo de retorno de 10 años (large floods) (TNC, 2011a; TNC, 2011b). En el caso de la metodología DRIFT se utilizan cuatro tipos de crecidas con periodos de retorno de 2, 5, 10 y 20 años (King et al, 2003). En la Norma Mexicana de caudal ecológico los periodos de retorno de las crecidas son 1, 1.5 y 5 años (DOF, 2012).

También en el caso de los ríos y en relación a las crecidas que superan estrictamente el cauce fluvial, se ha definido el denominado “caudal de crecida de conectividad” entendido como aquel caudal que garantiza la conexión cauce-llanura de inundación especialmente ligado con la dinámica de la banda riparia y los ecosistemas dependientes de inundaciones periódicas. Estas crecidas definen los caudales necesarios para el

mantenimiento de la conectividad transversal cauce–llanura de inundación, garantizando la conectividad biológica a dicha zona y el mantenimiento en ella de unas condiciones de humedad adecuadas para los diferentes estadios de la biota, estimulando además el rejuvenecimiento del hábitat ripario, los procesos de sucesión del bosque de ribera, asegurando el mantenimiento de la secuencia en tramos meandriformes, el rejuvenecimiento de los canales laterales, etc. (Poff et al., 1997; Brizga et al., 2001; Richter et al., 2006).

Richter y Richter (2000) recogen como umbral de referencia para aquellos caudales que garantizan el mantenimiento del bosque ripario en tramos meandriformes un 25% más que la crecida máxima ordinaria. En una primera aproximación Martínez y Yuste proponen definir el caudal de crecida de conectividad con un periodo de retorno igual al doble del caudal para la máxima crecida ordinaria. Esta suposición llevaría a situar el periodo de retorno entre 3 y 14 años, dado que el estudio “Aspectos prácticos de la definición de la máxima crecida ordinaria, CEDEX” en MIMAN (2003) fija para el territorio peninsular períodos de retorno para la crecida máxima ordinaria entre 1.5 y 7 años, donde los valores bajos corresponden a regímenes de hidrología moderada y los altos a las corrientes de hidrología extrema. Con respecto a la vegetación Hill et al. (1991) estiman que los caudales necesarios para el mantenimiento de la vegetación riparia (caudales que deben inundar esta banda) ocurren con una frecuencia entre 1,5 y 10 años

Finalmente, existen menos antecedentes en relación a las frecuencias de ocurrencia de los pulsos de inundación y su ajuste en relación a los objetivos de conservación (tabla 7.3). No obstante, este concepto se emplea en las frecuencias de ocurrencia de la Norma Mexicana donde en su apéndice D se establecen las frecuencias de ocurrencia para diferentes tipos de crecidas y los objetivos de manejo (DOF, 2012).

#### *7.3.3.4 Valores extremos en episodios de sequías prolongadas*

##### Parámetro utilizado

Existen grandes diferencias ecológicas entre humedales permanentes y los intermitentes o efímeros, así como entre aquellos que se desecan ocasionalmente por períodos cortos y los que se desecan a menudo y/o durante largos períodos de tiempo. Además de los efectos ecológicos relevantes de la fase de secado en los humedales, la desecación puede afectar la conectividad entre humedales, la calidad del agua y, dependiendo de las lluvias y de aguas subterráneas contribuciones, la potencial desecación de grandes extensiones.

La secuenciación y la duración de los episodios de desecación son de una gran relevancia ecológica. La mayor duración de la desecación puede conducir a cambios en la flora y la fauna de los hábitats, la mayor competencia y la depredación en las charcas resultantes, el deterioro de la calidad del agua y un mayor crecimiento de macrófitas. Por el contrario, cuando la duración de los episodios de desecación es menor se puede producir una disminución de los organismos característicos y/o adaptados a humedales intermitentes.

En la metodología propuesta en esta tesis se definen los niveles mínimos de inundación en condiciones de sequía prolongada. En este caso se propone que los niveles mínimos para estas condiciones se definan a partir del percentil 0 de cada serie mensual, considerando la serie completa (sin diferenciar en los tres bloques de años húmedos, medios y secos). De esta forma, quedaría definida la magnitud, duración, momento y frecuencia de ocurrencia de los niveles mínimos que no deberían bajarse en condiciones de sequía prolongada.

#### Justificación del criterio

En esta tesis se adopta el percentil 0 para definir los niveles mínimos en situaciones de sequía prolongada. El percentil 0 definido a escala mensual se corresponde con los valores mínimos históricos mensuales, pero dentro del rango de variabilidad natural. En el caso de los ríos, la IPH sitúa el valor mínimo de sequías prolongadas en un 25% del hábitat potencial útil de la especie seleccionada, realizando posteriormente una distribución mensual de los caudales correspondientes a este régimen proporcional a la distribución mensual correspondiente al régimen ordinario de caudales ecológicos, con el fin de mantener el carácter natural de la distribución de mínimos. En el caso de la Norma Mexicana de caudales ecológicos se utiliza en percentil 0 para definir las condiciones hidrológicas mínimas que debe mantener un río independientemente de su objetivo de manejo (DOF, 2012). Por analogía al 5% elegido para avenidas, Martínez y Fernández (2010) seleccionaron el percentil de excedencia del 95%, Q95%, como umbral por debajo del cual consideran estar ante una sequía habitual.

#### **7.4. Metodología de ajuste a partir de criterios bio-ecológicos**

La metodología de esta tesis parte de la hipótesis de que el régimen de inundación propuesto (tanto los componentes hidrológicos como su frecuencia, magnitud, etc.) debe ser coherente con la consecución de los objetivos de conservación de los humedales. Se asume por tanto que una dinámica hidrológica adecuada del ecosistema permite la existencia de las comunidades biológicas características y los procesos ecológicos clave, lo que en términos formales se traduce en que el régimen de inundación dará como respuesta unos valores de los indicadores biológicos consistentes con los objetivos de conservación.

La metodología desarrollada a continuación pretende ser un mecanismo que ayude a validar la propuesta anterior de necesidades hídricas basada en el régimen de inundación natural, o ajustarla en caso de ser necesario para que sea coherente con los objetivos de conservación del lago o humedal.

### **7.4.1. Régimen de inundación y el buen estado ecológico**

#### *7.4.1.1 Conceptualización del problema*

Según el Artículo 4.1.a de la DMA, el objetivo ambiental general para todas las masas de agua europeas es conseguir el Buen estado ecológico, definiendo éste a partir de los indicadores biológicos, además de los hidromorfológicos y físico-químicos, del Anexo V de la Directiva. Desde este punto de vista, se trata de definir un régimen de inundación que sea consistente con los valores de los indicadores biológicos para el Buen estado.

La primera dificultad en el caso de lagos y humedales se encuentra en la definición del estado ecológico a partir de indicadores biológicos. En primer lugar hay señalar que los Estados miembros están obligados a monitorear los elementos biológicos y de calidad hidromorfológicos más sensibles a las presiones a las que el organismo u organismos están sujetos. Según el documento CIS nº 7 sólo los macrófitos, fitobentos, macroinvertebrados y peces son los indicadores biológicos sensibles a los cambios de nivel o la alteración hidromorfológica (WFD CIS, 2003b). Por ejemplo, en la Demarcación del Duero desde el año 2006 se viene muestreando de forma periódica el fitoplancton, la fauna bentónica invertebrada, los macrófitos y el fitobentos (diatomeas). No obstante, a la hora de evaluar el estado ecológico, en esta demarcación únicamente se están utilizando hasta la fecha aquellos indicadores biológicos para los que se han establecido métricas, condiciones de referencia y límites de cambio de clase, que es el fitoplancton y fauna bentónica de invertebrados. Según el nuevo Plan Hidrológico del Ebro 2015-2021, el control de vigilancia en lagos se realiza para el indicador “Fitoplancton” y “Otra flora acuática”. En el caso del control operativo se utilizan los indicadores biológicos de “Fitoplancton”, “Macrófitos”, “Organismos fitobentónicos” e “Invertebrados bentónicos”.

Otra dificultad práctica muy relevante para validar las propuestas de necesidades hídricas reside en establecer la relación entre un determinado régimen de inundación con los valores de los indicadores biológicos. No se trata simplemente de relacionar los resultados de un indicador biológico con una variable hidrológica determinada sino con todo el régimen de inundación. Si tenemos en cuenta que existen escasos humedales en los que se lleve a cabo un control y seguimiento de los niveles, entonces esta relación es difícilmente realizable.

La alternativa a la validación a partir de indicadores los diferentes grupos biológicos (diatomeas, macroinvertebrados, etc.) sería la utilización de especies concretas. Según el Anexo V 1.4.1 i de la DMA, en la evaluación del estado ecológico se podrán utilizar “*especies o grupos de especies concretos que sean representativos del indicador de calidad en conjunto*”. Además, tal como queda explícito en el documento CIS nº 7, en algunas situaciones, uno o más de los indicadores utilizados en la evaluación del estado ecológico puede ser necesario que sea no-biológico (WFD CIS, 2003b). Por ejemplo,

cuando la presión a la que está sometida una masa de agua da como resultado la reducción del hábitat físico, la evaluación se podría hacer a través de indicadores biológicos. Sin embargo, para evaluar el efecto de la pérdida de hábitat en su conjunto, los indicadores biológicos tendrían que ser combinados con una evaluación no-biológica que estimase adecuadamente la reducción del hábitat físico. Esta posibilidad abre la puerta a utilizar modelos de simulación del hábitat basadas en especies sensibles a las mismas en aquellas masas de agua sometidas a presiones hidrológicas.

Existe también otra alternativa frente a las limitaciones actualmente existentes en el uso de los indicadores biológicos de grupos de especies para la validación de un régimen de inundación. Se trata de validar el régimen de inundación no tanto por estos indicadores biológicos sino por los procesos ecológicos clave como una expresión de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Por ejemplo, algunos autores han defendido que la integridad ecológica es un concepto similar al de estado ecológico. La integridad ecológica se define como la capacidad de un ecosistema para mantener su estructura, funcionamiento y dinámica además de su capacidad para absorber el estrés generado por las perturbaciones de origen natural y/o humano (Montes *et al.*, 1998; Westra *et al.*, 2000). En el Plan Andaluz de Humedales, se realiza una primera aproximación a la creación de un sistema de valoración integrada de los humedales andaluces, a partir de 8 criterios científicos básicos para la gestión de la integridad ecológica, de los que 5 están relacionados con el agua. Estos criterios son: el considerar la hidrología como aspecto principal en la gestión de los ecosistemas acuáticos, el modelo de gestión debe estar condicionado por el dinamismo de los ecosistemas acuáticos, la necesidad de conservar el régimen de perturbaciones naturales, la gestión de los ecosistemas acuáticos debe estar relacionada con la de sus cuencas hidrográficas y acuíferos asociados, y la gestión debe realizarse a distintas escalas espacio-temporales. Todos estos criterios se consideran explícitamente en la metodología, por lo que supuestamente está bien diseñada para alcanzar la integridad ecológica de los humedales.

Otra alternativa para validar la contribución de la metodología al Buen Estado Ecológico se encuentra en los modelos generales de presión-respuesta. El Gradiente de la Condición Biológica (USEPA, 2005) es un modelo científico que describe la respuesta biológica frente a niveles crecientes de presión, de tal forma que la condición biológica de un ecosistema se va deteriorando al incrementar un factor de estrés (por ejemplo la alteración hidrológica). De forma general, se cumple que “a mayor alteración hidrológica menor condición biológica”. En este contexto, mantener todos los elementos relevantes del régimen hidrológico es una aproximación adecuada para mantener una estructura y funcionamiento que permita mantener las comunidades biológicas características.

#### *7.4.1.2 Propuesta para la metodología de validación del estado ecológico*

En el caso de no disponer de indicadores biológicos basados en grupos de especies sensibles a la alteración del régimen de inundación de los humedales, identificar una especie que pueda ser representativa del conjunto, pueda ser utilizada en simulación del hábitat y sea sensible a la presión hidrológica a la que esté sometida la masa de agua. En este caso el criterio de validación sería el equivalente a la definición normativa del Buen estado ecológico, es decir, el régimen de inundación propuesto es consistente con el Buen estado cuando existen como mucho cambios leves en el área potencial de la especie seleccionada en relación a las condiciones naturales de referencia.

En el caso de que no se encuentren disponibles las herramientas de modelización adecuadas para la especie, el criterio por defecto sería mantener una buena estructura de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, entendiendo en el contexto de esta tesis que la aproximación basada en el régimen de inundación natural sería coherente con la consecución del buen estado ecológico.

#### **7.4.2. Régimen de inundación y estado de conservación favorable**

##### *7.4.2.1 Conceptualización del problema.*

En relación a la Directiva Hábitats, el régimen de inundación propuesto debe ser congruente con el estado de conservación favorable de los hábitats y especies. El artículo 1e de la Directiva Hábitat establece que el estado de conservación de un hábitat natural se considerará favorable cuando su área de distribución natural y las superficies comprendidas dentro de dicha área sean estables o se amplíen, la estructura y las funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en un futuro previsible, y el estado de conservación de sus especies típicas sea favorable.

Por su parte, la letra i del artículo 1 establece que: el estado de conservación de una especie se considerará favorable cuando los datos sobre la dinámica de las poblaciones de la especie en cuestión indiquen que la misma sigue y puede seguir constituyendo, a largo plazo, un elemento vital de los hábitats naturales a los que pertenezca, el área de distribución natural de la especie no se esté reduciendo ni amenace con reducirse en un futuro previsible y exista y, probablemente, siga existiendo un hábitat de extensión suficiente para mantener sus poblaciones a largo plazo.

Desde el punto de vista metodológico, la evaluación de hábitats y especies tiene unas aproximaciones a su valoración diferentes (Generalitat Valenciana, 2013). No obstante, existen algunos elementos en común entre ambas (tabla 7.4)

**Tabla 7. 4. Variables para la evaluación del estado de conservación de hábitats y especies**

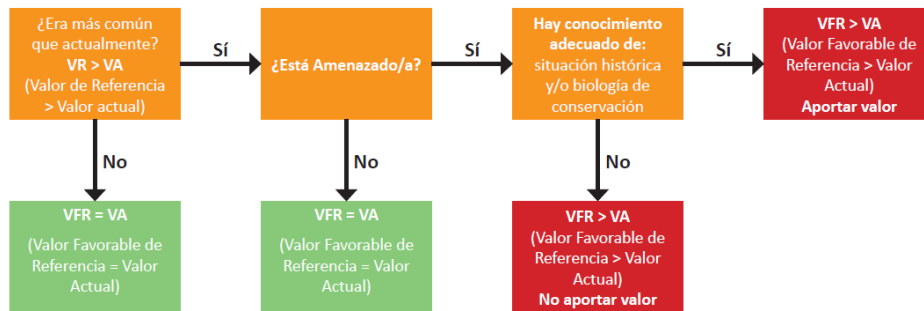
<b>Hábitats</b>	<b>Especies</b>
Rango	Rango
Superficie ocupada	Hábitat para la especie
Estructura y funciones específicas	
Especies típicas	Población
Perspectivas de futuro	Perspectivas de futuro (ej. Mínima Población Viable)

Fuente: Generalitat Valenciana, 2013

En el contexto de la validación biológica o ecológica, en primer lugar hay que señalar que un régimen de inundación contribuirá adecuadamente al estado de conservación favorable si tiene alguna influencia en las variables que definen dicho estado de conservación. Por ejemplo, el régimen de inundación no influye en el rango de un hábitat ya que éste se define en función de la “amplitud geográfica” que ocupa el hábitat en todo el territorio. Por el contrario, el régimen de inundación influye directamente en la superficie potencial de un hábitat determinado dentro de un espacio de la Red Natura 2000 o en el hábitat potencial de las especies de interés comunitario. Se trata por tanto de diferenciar las variables dependientes del régimen de inundación que pueden ser utilizadas para la validación biológica o ecológica.

En el caso de los hábitats de interés comunitario, las variables más claramente dependientes del régimen de inundación son la superficie ocupada y la estructura y funciones específicas. Para las especies de interés comunitario, la variable más claramente relacionada con su régimen de inundación sería el hábitat de la especie.

Para la evaluación del estado de conservación es necesario disponer de una situación de referencia a partir de la cual se establece el estado actual. Cuando no exista otro dato mejor, un valor de referencia que se suele emplear es aquel conocido para el año en el que entró en vigor la correspondiente Directiva, o el más próximo posible, siempre que estos datos presenten una precisión metodológica aceptable. En tal caso, esta fecha se toma como el punto temporal de referencia para el establecimiento de tendencias, pero sin considerar que aquel valor fuera necesariamente favorable. De hecho, si este valor se considera insuficiente para mantener un estatus favorable de referencia, se considerará por favorable un valor mayor para el parámetro. Un ejemplo de procedimiento metodológico práctico se muestra en la figura 7.1, aplicado en Suecia en sus informes para establecer los valores de referencia respecto de los valores actuales (Galicia et al., 2010):



Fuente: Generalitat Valenciana, 2013

Figura 7. 1. Procedimiento para establecer valores de referencia en Suecia.

La superficie ocupada por un hábitat es la medida de la superficie total que físicamente ocupa el hábitat dentro del del espacio considerado en la evaluación. Para la determinación de la superficie favorable de referencia se considera la extensión potencial de la superficie del hábitat teniendo en cuenta las condiciones ecológicas y físicas (clima, geología, suelos, altitud, etc.), así como la superficie histórica y causas de los cambios en la distribución. La tendencia de la superficie ocupada por el hábitat puede resultar negativa sin que necesariamente deba asociarse a un estado de conservación desfavorable. En el caso de hábitats de sucesión ecológica, o transitorios, que evolucionan a formas más estables (por ejemplo un pastizal que con el tiempo se convierte en un matorral), los objetivos de conservación pueden fijar diferentes posibilidades con respecto a su evolución en el espacio.

En relación a la estructura y funciones específicas de un hábitat, por “estructura” se entiende el conjunto de componentes físicos del mismo, tanto elementos estructurales inertes como especies, vivas o muertas. Las “funciones” del hábitat hacen referencia a los procesos ecológicos que ocurren en el hábitat, tanto en su dimensión espacial como temporal. Dadas las disparidades de estructura y funciones entre hábitats, es difícil establecer reglas de evaluación generales, pero siempre debe tenerse en cuenta que los diversos procesos ecológicos esenciales para cada tipo de hábitat deben estar presentes y funcionando adecuadamente, para que su evaluación pueda ser considerada como favorable.

En relación a las especies típicas, el estado de conservación de un tipo de hábitat se considerará favorable cuando “el estado de conservación de sus especies típicas sea favorable con arreglo a” la dinámica de poblaciones de la especie, el área de distribución natural y la suficiente extensión de hábitat. Se consideran especies típicas aquellas que son relevantes para mantener el tipo de hábitat en un estado de conservación favorable, ya sea por su dominancia-frecuencia (valor estructural) y/o por la influencia clave de su actividad en el funcionamiento ecológico (valor de función). El estado de conservación



de las especies típicas del hábitat puede ser fijado a través de diferentes metodologías. Para algunos hábitats, es posible que se hayan evaluado especies (por ejemplo del Anexo II de la Directiva Hábitat) que puedan ser consideradas típicas de un hábitat. En estos casos, el resultado del estado de conservación puede ser utilizado directamente, o bien referido a parámetros básicos de las especies. Para otras especies pueden utilizarse otras aproximaciones como una evaluación específica, estimación a partir de visitas a las parcelas de seguimiento del hábitat, uso de datos procedentes de investigaciones generales de la especie a diferentes escalas nacional, regional o local, uso de información de libros rojos u opinión de expertos.

En el caso de las especies de interés comunitario, se asume que el hábitat apropiado para la especie coincide con aquellos ambientes que actualmente utiliza en sus procesos vitales, independientemente de que estos hábitats estén o no ocupados por ella. Se trata de conocer si “existe y probablemente siga existiendo un hábitat de extensión suficiente para mantener sus poblaciones a largo plazo” (artículo 1i de la Directiva Hábitat). Esto se traduce en una estimación de la extensión y calidad de los hábitats utilizados actualmente por la especie. Se trata de identificar los hábitats clave utilizados por la especie para sus procesos vitales. Para las especies de plantas, los tipos de hábitats representan aquellos espacios donde las especies completan todos sus ciclos vitales. Para los animales, la asignación de un hábitat característico puede ser más concreta en el caso de muchos invertebrados, peces y algunos anfibios y reptiles. Para las especies de aves, resultan más importantes los hábitats de reproducción, dado que en muchos casos las especies de aves pueden invernar en un amplio abanico de hábitats. En el caso de algunos grupos de aves, como algunas especies acuáticas, la mayor parte de los procesos vitales (reproducción, invernada, alimentación, etc.) pueden tener lugar en los mismos hábitats.

El “hábitat” de una especie es el espacio que reúne las condiciones adecuadas para que la especie pueda residir y reproducirse, perpetuando su presencia. Un hábitat queda así descrito por los rasgos que lo definen ecológicamente, distinguiéndolo de otros hábitats en los que las mismas especies no podrían encontrar acomodo. Para describir un hábitat se suele recurrir a características geográficas, climáticas y biológicas que son importantes en la distribución de los organismos. A pesar de que resulta prácticamente imposible definir todas las variables, el hábitat de una especie podría representarse adecuadamente mediante la selección de algunas de estas variables. No cabe duda de que en el caso de las especies acuáticas toman especialmente relevancia las variables físicas relacionadas con el agua (profundidad, régimen de inundación, etc.). Los estudios de selección de hábitat han sido usados frecuentemente para elaborar modelos y conseguir un mejor conocimiento de las relaciones entre los diferentes componentes de los ecosistemas (Alldredge et al. 1998). Una de las técnicas pioneras fueron los Índices de Idoneidad del Hábitat (Habitat Suitability Index) a partir de la revisión y síntesis de información sobre la ecología de las especies y sus requerimientos de hábitat.

En resumen se puede decir que la validación del régimen de inundación a partir del ECF se puede realizar teniendo en cuenta principalmente los valores de superficies potenciales de los hábitats y especies propuestos por la metodología basada en el régimen de inundación natural en relación a los valores favorables de referencia. En relación a las especies típicas, en la medida de lo posible se realizará también una evaluación de su hábitat potencial evaluándose en los mismos términos anteriores. Finalmente, en relación a la estructura y funciones específicas de los hábitats de lagos y humedales, se considera que el régimen de inundación basado en el régimen natural ya cumple con dicha finalidad.

#### 7.4.2.2 Evaluación de las superficies potenciales de hábitats y especies

En primer lugar, hay que decir que en el Anexo I de la Directiva Hábitats, los hábitats de interés comunitario dependientes del agua incluyen diferentes tipos entre los que se pueden citar los hábitats de aguas estancadas (Grupo 31), vegetación anual pionera (Grupo 13), pastizales mediterráneos (Grupo 14), estepas continentales (Grupo 15), turberas (Grupo 71), etc. Esto quiere decir que la referencia a un tipo de hábitat específico puede incluir desde un ecosistema lenítico particular hasta comunidades vegetales que, en su caso, también pueden formar parte del ecosistema anterior<sup>23</sup>. Las posibles técnicas para la validación del régimen de inundación en consecuencia también serán diferentes en función del nivel de organización ecológica que se trate.

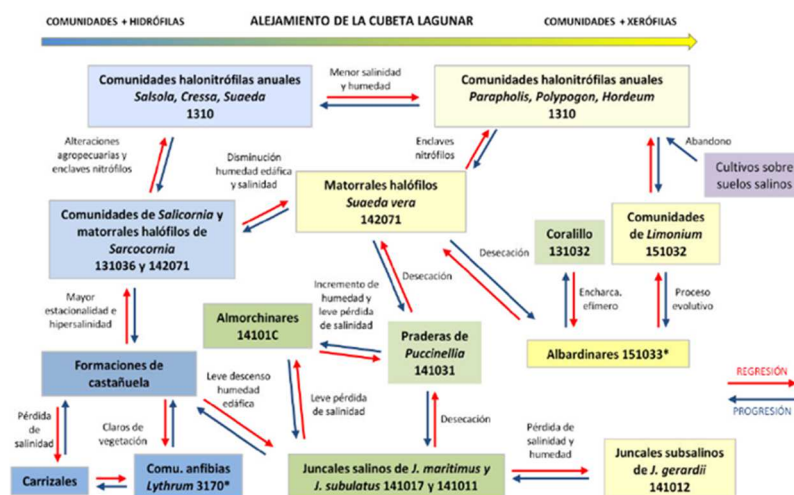
Tal como se explicaba con anterioridad, las comunidades vegetales (hábitats en el sentido de la Directiva) agrupadas en función de sus afinidades ecológicas forman “sistemas de hábitats”. La organización espacial de las comunidades vegetales de lagos y humedales responde fundamentalmente a gradientes ambientales, donde el régimen de inundación y las condiciones de salinidad son los factores primarios responsables de esta organización. El resultado es un paisaje caracterizado por una zonación de la vegetación en bandas concéntricas que se distribuyen a partir del centro de la laguna (Wisheu y Keddy, 1992; Keddy y Fraser, 2000; Keddy, 2002).

Diversos estudios han permitido conocer la distribución de las diferentes comunidades vegetales en relación a estos gradientes ecológicos, llegando a desarrollar modelos predictivos conceptuales que explican los cambios previsibles de las comunidades en función de variables hidrológicas como la estacionalidad del hidropériodo o la humedad edáfica (fig. 7.2). Por ejemplo, en el caso de la ZEC “Humedales de la Mancha” (Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, 2015) uno de los Elementos Clave de gestión es la “Flora y formaciones vegetales lagunares y perilagunares”, que incluye las comunidades de hidrófitos sumergidos (tipo 1150\* y 3140), masegares ibéricos (tipo 7210\*), vegetación terrestre halófila y subhalófila (tipos 1310, 1410, 1420 y 1510\*) y vegetación

---

<sup>23</sup> Véase para más detalle el apartado 5.3.4.2 en relación a los hábitats, sistemas de hábitats y ecosistemas acuáticos.

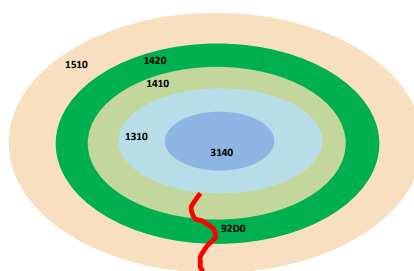
anfibia (tipo 3170\*). Disponer de estos modelos conceptuales permite entender mejor la dinámica de los tipos de hábitats y orienta en la adopción de las medidas de gestión.



Fuente: Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, 2015

**Figura 7. 2. Modelo conceptual de la dinámica de los hábitats de interés comunitario en la ZEC Humedales de la Mancha.**

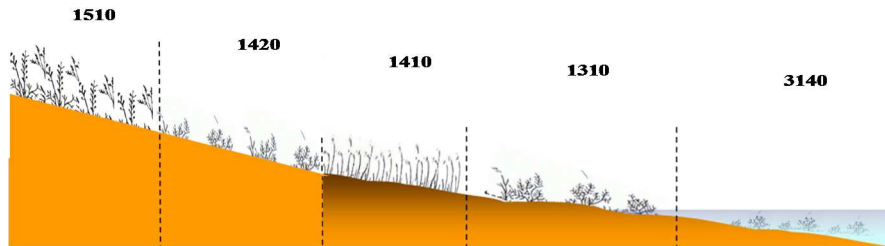
La cartografía de las comunidades vegetales permite entender mejor espacialmente la distribución de los subgrupos y tipos de la Directiva Hábitat y las especies que los integran. En la figura 7.3, se presenta un esquema que reproduce esta zonificación teórica en la laguna de Fuentepiedra (Sánchez y Viñals, 2012), realizada a la escala de “tipos de hábitats”.



Fuente: Sánchez y Viñals, 2012

**Figura 7. 3. Organización espacial de los hábitats de interés comunitario en la laguna de Fuentepiedra**

Un perfil transversal permite observar la distribución de los diferentes tipos de hábitats respecto a la cota topográfica del terreno y el centro teórico de la laguna (fig.7.4).



Fuente: Sánchez y Viñals, 2012

**Figura 7. 4. Perfil transversal de los hábitats de interés comunitario en la laguna de Fuentede Piedra.**

Con la finalidad de conocer las variables hidráulicas que controlaban la distribución de la vegetación en la marisma de Doñana, desde 1998 hasta el año 2000 se llevó a cabo un extenso muestreo sobre la base de una red topográfica de alta resolución para recopilar información acerca de la localización y composición de las comunidades vegetales (García Viñas, et al. 2005). A partir de esta información y del estudio de los niveles de agua en las diferentes áreas de la marisma, se calcularon diversos parámetros hidráulicos para cada una de las parcelas de estudio (nº de días con agua, suma de los cm de agua-día, etc.). Los resultados obtenidos permitían agrupar las diferentes asociaciones vegetales según su régimen hidráulico (tabla 7.5).

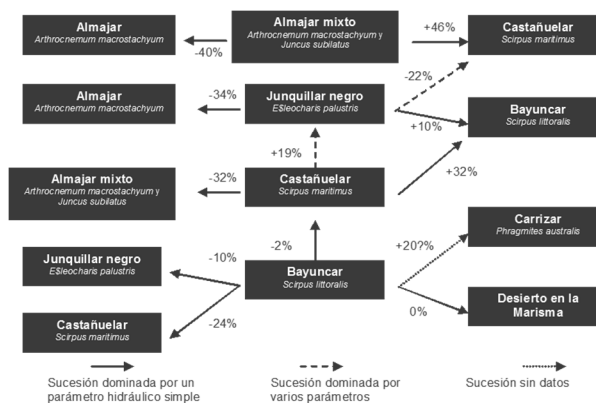
**Tabla 7. 5. Distribución de comunidades vegetales de la marisma de Doñana según la cota y días de inundación y modelo idealizado de la distribución de la vegetación según la cota del terreno.**

Comunidad vegetal	Especies dominantes	Cota* (m.s.n.m.)	Días de inundación
Almajar	<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	1,58 - 1,83	57
Almajar mixto	<i>A. macrostachyum/Juncus subilatus</i>	1,60 - 1,36	95
Junquillar negro	<i>Eleocharis palustris</i>	1,54 - 1,34	166
Castañuelar	<i>Scirpus maritimus</i>	1,35 - 1,18	139
Bayuncar	<i>Scirpus litoralis</i>	1,21 - 1,00	184
Lucio	Sin helófitos	1,28 - 0,821	179

Fuente: García Viñas et al., 2005

De acuerdo con las características mesológicas de las agrupaciones vegetales estudiadas, se analizaron las tendencias de la sucesión vegetal en relación a su régimen hidráulico. Los resultados permitieron desarrollar un modelo de vegetación que predice los cambios

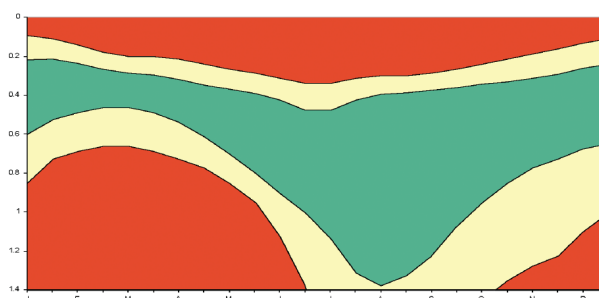
en las comunidades vegetales en función del régimen de inundación de la marisma, utilizando por ejemplo el número de días de inundación (figura 7.5).



Fuente: García Viñas et al., 2005

**Figura 7. 5. Modelo de vegetación de las comunidades vegetales de la Marisma de Doñana en relación a su régimen hidráulico.**

De forma similar se ha podido estudiar en varios humedales la duración de la inundación característica de los diferentes tipos de hábitat. Cuando se conoce el régimen de inundación del humedal y se dispone de las características topográficas de la cubeta es posible definir para cada año la superficie potencial que dispondría cada tipo de hábitat. Teniendo el régimen de inundación natural se puede conocer las superficies potenciales de referencia para cada tipo de hábitat y evaluar escenarios de regímenes de inundación en función de estos.



Fuente: Wheeler et al., 2004

**Figura 7. 6. Requerimientos hídricos de la comunidad MG4 (Alopecurus pratensis - Sanguisorba officinalis)**

Para el caso de la vegetación freatófila también se han estudiado las preferencias y tolerancias de las comunidades en función de la profundidad de los niveles freáticos. Por ejemplo, en el Reino Unido (Wheeler et al, 2004) se han publicado unas directrices que proporcionan información genérica acerca de los requerimientos hídricos de las comunidades vegetales de los humedales (figura 7.6).

Las metodologías hidrobiológicas (denominados también métodos de simulación del hábitat) analizan las respuestas de determinadas especies a los cambios en el régimen de inundación o los hidroperiodos. Estos modelos se basan en que cada especie presenta un rango de preferencias de las condiciones del hábitat o, lo que es lo mismo, tiene unas determinadas tolerancias ante ciertos parámetros del hábitat (profundidad, duración bajo condiciones de inundación entre otras). Los límites de estas preferencias pueden ser determinados para cada una de las especies a través de un estudio detallado de las mismas, de tal forma que a partir de las características de la cubeta se puede determinar la cantidad de hábitat para esas especies en función de los volúmenes.

Los estudios de presencia/ausencia de las especies en relación a parámetros hidráulicos, también permite en algunos casos identificar valores umbrales que de forma empírica sirven para explicar la presencia y distribución de las especies. La relación de estos parámetros hidráulicos con los modelos de llenado/vaciado del humedal se utiliza para definir las correspondientes áreas potenciales para las especies en función de los volúmenes de agua del humedal.

Las aves han desarrollado numerosas estrategias, comportamientos y adaptaciones morfológicas para aprovechar al máximo la diversidad de nichos ecológicos disponibles en las zonas húmedas como se puede observar en la figura 7.7. Los censos de aves permiten conocer, a largo plazo, las tendencias poblacionales de las especies en España. Así por ejemplo, el carricerín real ha sufrido una disminución poblacional de, al menos, un 50% y en el censo de 2005 quedaban 1.017 parejas. Más grave es el caso del escribano palustre (*Emberiza schoeniclus*), pues su población contaba tan solo con 319-431 parejas y estaba muy fragmentada, además, en algunas localidades presentaba declives superiores al 70%. Ambas se encuentran catalogadas “En Peligro” en el último Libro Rojo (Howell y González, 2010). A pesar de las limitaciones y precauciones necesarias a la hora de utilizar las aves acuáticas como bioindicadores en los humedales (Green y Figuerola, 2003), el estado de conservación de algunas especies reflejan el alcance de los cambios hidrológicos en los mismos y, por extensión, los beneficios potenciales de restaurarlos. Algunas especies que presentan una gran dependencia del agua han desaparecido o se encuentran gravemente amenazadas.

		Usos			
		Reproducción	Alimentación	Refugio*	Migración/invernada
Especies de aves ligadas al agua	Carricén cejudo <i>Acrocephalus paludicola</i>		Mac**	VEme	VEme
	Martín pescador común <i>Alcedo atthis</i>	Tal	Pec	VEme,VRib	
	Ánsar común <i>Anser anser</i>	VEme	VSum,VEme	VEme	VEme
	Garza imperial <i>Ardea purpurea</i>	VEme	Mac,Pec,Otr	VEme,VRib	
	Avetoro común <i>Botaurus stellaris</i>	VEme	Mac,Otr	VEme	VEme
	Correlimos común <i>Calidris alpina</i>		Mac		DFan, DAre
	Chorlitejo chico <i>Charadrius dubius</i>	DGui	Mac		DFan, DAre, DGui
	Mirlo acuático europeo <i>Cinclus cinclus</i>	Tal	Mac	Tal	
	Aguilucho lagunero occidental <i>Circus aeruginosus</i>	VEme	Pec, Otr	VEme	VEme
	Pagaza piconegra <i>Sterna nilotica</i>	DFan, DAre, DGui	Mac, Pec, Otr		
	Gaviota de Audouin <i>Larus audouinii</i>	VEme, DAre, DGui	Mac, Pec, Otr		
	Escribano palustre <i>Emberiza schoeniclus</i>	VEme,VRib	VEme	VEme	VEme
	Pato colorado <i>Netta rufina</i>	VEme	VSum, Mac, Pec, Otr	VEme	VEme
	Malvasía cabeciblanca <i>Oxyura leucocephala</i>	VEme	VSum, Mac	VEme	
	Cormorán grande <i>Phalacrocorax carbo</i>	VEme,VRib	Pec	VRib	VRib
	Flamenco común <i>Phoenicopterus roseus</i>	DFan	Pla, Mac		
	Somormujo lavanco <i>Podiceps cristatus</i>	VSum,VEme	Mac, Pec		
	Calamón común <i>Porphyrio porphyrio</i>	VEme	VSum,VEme, Mac, Pec, Otr	VEme	VEme
	Avoceta común <i>Recurvirostra avosetta</i>	VEme, DFan, DGui	Mac		
Pájaro moscón <i>Remiz pendulinus</i>	VRib	VRib, Mac**	VEme,VRib	VEme,VRib	
Avión zapador <i>Riparia riparia</i>	Tal	Mac**	VEme	VEme	

\* Entendiéndose como tal: el uso de dormitorio, o lugares especiales de descanso y reposo  
 \*\* En estos casos se incluyen los macroinvertebrados acuáticos en su fase aérea/terrestre.

LEYENDA: Elemento estructural/biológico					
Vegetación sumergida	VSum	Depósitos de arena	DAre	Macroinvertebrados acuáticos	Mac
Vegetación emergente/marginal	VEme	Depósitos de guijarros/piedras	DGui	Peces	Pec
Vegetación de ribera	VRib	Taludes naturales	Tal	Otros vertebrados	Otr
Depósitos de fango/limo	DFan	Plancton	Pla		

FUENTE: Howell y González, 2010.

**Figura 7. 7. Ejemplos de los distintos usos de los ecosistemas acuáticos por algunas de las especies de aves ligadas al agua.**

#### *7.4.2.3 Propuesta para la metodología de validación del ECF*

La validación del régimen de inundación se llevará a cabo teniendo en cuenta aquellas variables del estado de conservación que se encuentran directamente relacionadas con los regímenes de inundación. En el caso de los hábitats de interés comunitario las variables más relevantes son la superficie, las especies típicas así como la estructura y funciones específicas del hábitat. En el caso de las especies de interés comunitario la variable más relevante es el hábitat potencial.

La superficie de referencia de los hábitats de interés comunitario se determinará a partir del régimen de inundación natural. Posteriormente se evaluará la superficie proporcionada por el régimen de inundación propuesto, determinando de esta manera si existen diferencias significativas entre ambas estimaciones.

La superficie de referencia del ECF se considerará validada en el caso los hábitats de interés comunitario que se corresponden con ecosistemas leníticos (Grupo 31). La superficie del régimen de inundación propuesto considera específicamente los pulsos de inundación de diferente periodo de retorno para producir derramamientos esporádicos que beneficien las comunidades vegetales asociadas al humedal que se encuentran más alejadas.

En el caso de los tipos de hábitats que representan comunidades vegetales, la superficie de referencia se estimará a partir de la simulación de la superficie potencial considerando el régimen de inundación natural.

En el caso de las especies de interés comunitario se emplearán los modelos de simulación que permitan relacionar más adecuadamente el régimen de inundación con la variable biológica de la que se disponga información. En la selección de las especies se dará prioridad a aquellas que son elemento clave de gestión de los espacios Red Natura 2000. En la medida de lo posible se realizará la validación biológica también de las especies típicas de los hábitats implicados.

En relación a la estructura y funciones específicas del hábitat, se considera que el régimen propuesto basado en el régimen de inundación natural cumple con una adecuada estructura y funcionamiento de lagos y humedales.

#### ***7.4.3. Identificación de requerimientos adicionales.***

El análisis legal permite conocer los condicionantes particulares impuestos desde el marco normativo. Los objetivos generales de conservación se complementan con los específicos de las zonas protegidas, particularmente exigentes en el caso de algunas figuras de protección (como los parques nacionales) o la presencia de determinadas especies amenazadas. La revisión minuciosa del marco legal permite explicitar los objetivos de



conservación para los que se debe formular una propuesta de necesidades hídricas coherentemente.

Por ejemplo, la Ley de Parques Nacionales, en su Art. 5, establece que la declaración de un parque nacional tiene por objeto “conservar la integridad de sus valores naturales y sus paisajes y, supeditado a ello (...) el desarrollo sostenible de las poblaciones implicadas, en coherencia con el mantenimiento de los valores culturales, del patrimonio inmaterial y de las actividades y usos tradicionales consustanciales al espacio”.

Por ejemplo, los objetivos de conservación del Parque Nacional de Doñana quedan recogidos en la Ley 91/1978 (régimen jurídico especial orientado a la protección de la integridad de la gea, fauna, flora, aguas y atmósfera). En este sentido, en cumplimiento del Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de Doñana (aprobado por R.D. 1772/1991), fue aprobado en 1994 el “Desarrollo Sectorial del Parque Nacional de Doñana en materia de manejo de los recursos hídricos” (ICONA, 1994) donde se especificaban, entre otros aspectos, las condiciones de manejo del agua dentro del Parque Nacional y las medidas de actuación necesarias. En este plan de manejo se establece como objetivo mantener los procesos ecológicos esenciales que permitan la conservación (y recuperación, en su caso) de la biodiversidad ligada a las zonas húmedas, para lo cual la gestión del agua dentro del Parque Nacional debería simular un funcionamiento hídrico lo más parecido posible a las condiciones naturales. Este planteamiento llevó a un modelo de gestión (ICONA, 1994) donde las aguas deberán fluir por sus cauces tradicionales, en cantidad y calidad similares a las del régimen histórico, no deberán permanecer quietas en un punto determinado más tiempo del que lo estarían en condiciones naturales, no deberán cubrir zonas que nunca serían inundadas en condiciones naturales, deberán poder mantener un flujo de intercambio periódico y libre con el estuario y deberá asegurarse un mínimo de marisma inundada en años de sequía.

Las especies catalogadas también están sujetas a un régimen de protección especial que podrían ser objeto de requerimientos adicionales. Por ejemplo, el Artículo 56 de la Ley 42/2007 especifica que “*la inclusión de un taxón o población en la categoría de "en peligro de extinción" conllevará, en un plazo máximo de tres años, la adopción de un plan de recuperación, que incluya las medidas más adecuadas para el cumplimiento de los objetivos buscados, y, en su caso, la designación de áreas críticas*”. Según este mismo artículo, “*las áreas críticas para una especie se definen como aquellos sectores incluidos en el área de distribución que contengan hábitats esenciales para la conservación favorable de la especie o que por su situación estratégica para la misma requieran su adecuado mantenimiento*”, donde “*se fijarán medidas de conservación específicas que eviten las afecciones negativas para las especies que hayan motivado la designación de esas áreas*”. Esto implica que más allá del régimen de inundación propuesto por la metodología de esta tesis, el área crítica de una especie acuática podría requerir las condiciones hidrológicas naturales si esto evitara las afecciones negativas a la especie en cuestión.

## 7.5. Integración de ambas metodologías: protocolo de aplicación

A lo largo del presente capítulo se ha presentado una nueva metodología para el cálculo del régimen de inundación en lagos y humedales con el objeto de contribuir a alcanzar sus objetivos ambientales. Tal como se ha definido anteriormente, se trata de una doble aproximación en la que se aborda en primer lugar las necesidades genéricas del humedal sobre la base del régimen de inundación natural y posteriormente se lleva a cabo la verificación con un análisis más específico de las necesidades de hábitats y especies.

Ambas metodologías se pueden integrar en un procedimiento conjunto que estaría conformado por 4 bloques temáticos. En primer lugar se lleva a cabo la determinación del régimen de inundación natural del lago o humedal. Posteriormente se realiza la formulación de la propuesta de régimen de inundación ambiental a partir de los componentes y criterios descritos en esta tesis. En tercer lugar se identifican los requerimientos específicos, bien sea por la presencia de hábitats y especies de interés comunitario o bien por un régimen jurídico de protección especial (del espacio o las especies). Finalmente se acaba validando o ajustando la propuesta inicial a partir de los requerimientos especiales anteriormente definidos.

### BLOQUE 1. Determinación del régimen de inundación natural

El procedimiento para obtener el régimen de inundación del humedal requiere:

- Determinar la cuenca de recepción del humedal. Tener en cuenta toda la cuenca de drenaje superficial sin olvidar la extensión real de la masa de agua subterránea si fuera el caso.
- Extraer variables hidrometeorológicas. La necesidad de conocer el comportamiento del humedal en condiciones hidrológicas variables (años húmedos, años medios, años secos) obliga a utilizar series largas de datos (al menos 30 años). Para ello deberán obtenerse los valores mensuales de, al menos, escorrentía superficial de entrada, escorrentía subterránea de entrada, escorrentía superficial de salida del humedal, precipitación directa sobre la lámina de agua y evaporación directa de la lámina de agua. En el caso de que se conozcan otras variables hidrológicas que ejerzan una influencia significativa en el balance del humedal (infiltración, etc.) y se disponga de información, se incorporarán en la ecuación del balance hídrico.
- Obtener datos de batimetría. La batimetría es imprescindible para conocer el régimen de inundación de un humedal. Las curvas de llenado/vaciado permiten conocer las superficies y profundidades correspondientes para un volumen de agua determinado. De esta forma se puede calcular con mucha mayor precisión

los volúmenes en forma de precipitación y las pérdidas por evaporación, parámetros de gran peso en el balance del humedal.

- Realizar el balance hidrometeorológico en la cubeta. La utilización conjunta de la información hidrometeorológica y las características particulares de la cubeta, permitirán determinar el balance hídrico y su correspondiente régimen de inundación del humedal a escala mensual para los 30 años de estudio.
- Ajustar los datos hidrometeorológicos. Estos datos deben ajustarse en función de las series históricas de niveles. La calibración también se puede hacer a partir de las superficies inundadas obtenidas mediante teledetección. En el caso de los lagos y humedales, las imprecisiones en los términos del balance son acumulativas, por lo que los errores en una serie larga pueden ser muy relevantes.

#### *BLOQUE 2. Formulación del régimen de inundación con finalidad ambiental*

Para formular la propuesta de régimen de inundación con finalidad ambiental es necesario realizar las siguientes tareas:

- Seleccionar el periodo de cálculo. Para recoger adecuadamente el rango natural de la variabilidad hidrológica es necesario disponer de una serie de cálculo extensa. Se recomienda al menos disponer de una serie de 30 años, o bien de 20 años si por las características hidrológicas del humedal no presenta una fuerte variabilidad y en el periodo seleccionado quedan recogidos periodos húmedos y secos. Las series hidrológicas deben encontrarse en condiciones naturales.
- Determinar el percentil 90 sobre la serie completa de cálculo. Sobre la serie total de años se aplica el percentil 90 de cada mes teniendo en cuenta todos los años de registro. De esta forma, quedaría definida la magnitud, duración y momento de los niveles máximos que no deberían sobrepasarse en condiciones ordinarias.
- Determinar el percentil mensual 0 sobre la serie mensual completa. Al igual que en el caso anterior, sobre la serie total de años se aplica el percentil 0 de cada mes teniendo en cuenta todos los años de registro. De esta forma, quedaría definida la magnitud, duración y momento de los niveles mínimos en situaciones de sequía prolongada que no deberían reducirse.
- Separar los años en secos, medios y húmedos. Los humedales se caracterizan por una gran variabilidad hidrológica con alternancia de ciclos húmedos y secos. Para incorporar la variabilidad interanual se considerarán unas condiciones hidrológicas secas, medias y húmedas. Esta variabilidad se conseguirá separando en tres bloques las aportaciones anuales históricas del humedal, separando en

años secos, medios y húmedos. Para llevar a cabo esta separación se emplearán sobre la serie de aportaciones anuales los percentiles 25 y 75, correspondiendo al bloque de los años secos los valores anuales comprendidos entre el percentil 0 y 25, el bloque medio estará comprendido entre los valores anuales de los percentiles 25 y 50 y el bloque húmedo estaría comprendido por los valores anuales entre el percentil 75 y 100.

- Determinar el percentil 25 de cada uno de los grupos de series. Para definir el valor de cada bloque que formará la propuesta de volúmenes, dentro de cada bloque correspondiente a las condiciones hidrológicas secas, medias y húmedas se empleará el percentil 25 de los meses correspondientes a cada bloque. Complementariamente y teniendo en cuenta los objetivos de conservación de cada sitio, se podrá utilizar como referencia la frecuencia de ocurrencia de cada una de las condiciones hidrológicas que se muestran en la tabla 7.2. De esta forma quedaría definida la magnitud, duración, momento y frecuencia de ocurrencia de los niveles mínimos a respetar en cada humedal en condiciones ordinarias.
- Identificar y caracterizar los pulsos de inundación. Sobre la serie hidrológica completa se deben identificar los niveles máximos anuales (mes de máximo nivel). Sobre esta serie de niveles máximos anuales se calculan los periodos de retorno para 1.5, 2.5 y 5 años según los procedimientos hidrológicos estándar, sirviendo así para identificar la magnitud de los pulsos de inundación de frecuencia de ocurrencia bajas y media. A partir de estos valores y sobre la serie completa mensual se identifica la duración y el momento de ocurrencia de estos tres tipos de eventos de inundaciones. Al igual que en el caso de los niveles mínimos, para la frecuencia de ocurrencia de cada uno de estos tipos de inundaciones se recomienda la utilización de la tabla 7.3 donde se define la ocurrencia de cada tipo de pulso de inundación en función de los objetivos de conservación. De esta forma quedaría definida la magnitud, duración, momento y frecuencia de ocurrencia de los pulsos de inundación de cada humedal, por lo que en un momento dado y sobre un periodo histórico podrá verificarse la idoneidad del régimen de inundación en función de los niveles de conservación del mismo.

### BLOQUE 3. Identificación de requerimientos específicos del lago o humedal

La presencia de determinados hábitats y especies o el régimen de protección especial del humedal pueden requerir un ajuste de los requerimientos hídricos obtenidos mediante el régimen de inundación natural. Para abordar esta cuestión y en función de la información disponible, se debe proceder siguiendo los siguientes pasos:

- Identificación de los objetivos ambientales del espacio. De forma general, para las masas de agua de agua europeas el objetivo es alcanzar el Buen Estado o el

Buen potencial según se trate. En el caso de las zonas protegidas, el régimen de aportes hídricos será tal que no impida el cumplimiento de las normas y objetivos en virtud del cual haya sido establecida la zona protegida. Existen diversas categorías de zonas protegidas en el contexto de la DMA (por motivos de abastecimiento, protección de hábitats naturales, frente a la contaminación, etc.). En el caso de los espacios de la Red Natura 2000, se persigue alcanzar un estado de conservación favorable para los hábitats y especies, indicando en cada caso sus exigencias ecológicas en cuanto a requerimientos de agua. El Artículo 4.2. de la DMA establece que cuando en una masa de agua coincidan más de un objetivo de conservación, se deberá aplicar el objetivo más riguroso. Esto quiere decir que será necesario identificar sistemáticamente y en cada caso los objetivos ambientales de la zona protegida y comprobar si son o no más rigurosos que los objetivos de la DMA.

- Identificación y selección de elementos clave objeto de conservación. La identificación de elementos clave en el contexto de la validación de un régimen de inundación de un lago o humedal. En el caso de los espacios de la Red Natura 2000, sus elementos clave objeto de conservación son identificados en los planes de gestión de dichos espacios. En caso de que no existieran estos planes, los hábitats y especies que motivaron la designación del lugar se encuentran disponibles en el Formulario Normalizado de Datos de cada espacio. En la selección de los elementos clave que sirvan para la validación del régimen de inundación se tendrá en cuenta el estatus de conservación, dando prioridad a los hábitats y las especies catalogadas o prioritarias. También se tendrá en cuenta el papel del hábitat o las especies dentro del conjunto del ecosistema, su coherencia con la conservación integral del ecosistema, la sensibilidad a los cambios hidrológicos y la disponibilidad de información.
- Modelización de los elementos clave utilizados para la validación. La validación del régimen de inundación se llevará a cabo teniendo en cuenta aquellas variables del estado de conservación que se encuentran directamente relacionadas con los regímenes de inundación. En el caso de los hábitats de interés comunitario las variables más relevantes son la superficie y las especies típicas, mientras que en el caso de las especies de interés comunitario la variable más relevante será el hábitat potencial. En la utilización de los modelos de hábitat se empleará la mejor información disponible en cuanto a las necesidades específicas de hábitats y especies, la batimetría y toda la información hidrométrica del lugar.
- Establecimiento de las superficies de referencia para el estado de conservación favorable. Para el establecimiento de los valores de referencia del estado de conservación favorable se podrán utilizar las condiciones de inundación cuando entró en vigor la Directiva Hábitat (1994) considerando los años más recientes de

dicha fecha (al menos 10 años). No obstante, con esta opción deberá ser necesario verificar que en estas condiciones de inundación el hábitat disponible para hábitats o especies es suficiente para alcanzar el ECF de las mismas. De no ser así o presentar dudas al respecto, se emplearán las condiciones naturales de inundación para determinar las superficies de referencia.

- Revisión de requerimientos adicionales por estar sometidas a un régimen de protección especial. Tanto el espacio como los hábitats o especies que lo integran pueden estar sujetos a un régimen de protección especial (por ejemplo parques nacionales o especies en peligro crítico). En estos casos es necesario llevar a cabo una verificación de que las propuestas de régimen de inundación son adecuadas a los requerimientos específicos de protección especial del espacio.

#### BLOQUE 4. Validación de la propuesta de régimen de inundación y propuesta final

La propuesta basada en el régimen de inundación natural debe ser validada o ajustada después de llevar a cabo los análisis biológicos específicos. Además, deberá verificarse que no existen condicionantes excepcionales que justifiquen un eventual reajuste de la propuesta (masa de agua muy modificada, objetivos menos rigurosos, problemas puntuales de calidad, etc.). Para validar y definir la propuesta final de régimen de inundación se propone llevar a cabo las siguientes tareas:

- Validación de la propuesta de régimen de inundación con finalidades ambientales. Para llevar a cabo la validación es necesario comparar los resultados obtenidos con la metodología basada en el régimen de inundación natural y los resultados de superficies de referencia del estado de conservación favorable. El modelo de simulación de hábitat permite el análisis de estos escenarios de régimen de inundación para el humedal.
- Ajustes de la propuesta a partir de la información biológica obtenida. Los análisis biológicos permiten ajustar el régimen de inundación en función de sus requerimientos específicos y los valores de referencia del estado de conservación favorable. De esta manera se cumple con el objetivo general de definir un régimen de inundación coherente con los objetivos de conservación del espacio.
- Revisión de condiciones excepcionales que justifiquen un reajuste de la propuesta. La propuesta de régimen de inundación con finalidades ambientales se fundamenta en la consecución de los objetivos de conservación del lago o humedal. No obstante, tanto el Artículo 4 de la DMA como el Artículo 2 de la DH contemplan excepciones en la persecución de estos objetivos, donde deberán tenerse en cuenta las condiciones ambientales existentes, las exigencias económicas, sociales y culturales así como las particularidades regionales y locales.

La consideración de una masa de agua como muy modificada lleva también implícito cambios hidromorfológicos significativos que en su caso deberán valorarse para verificar que la propuesta de régimen de inundación es la adecuada. En cualquier caso todas estas circunstancias excepcionales deberán analizar y verificarse a partir de la información oficial y estatus legal al que esté sometido el espacio.

- Propuesta final de régimen de inundación. La revisión de todos los aspectos anteriores permitirá formular una propuesta de régimen de inundación del humedal que atienda a los objetivos de conservación específicos del humedal pero también a las posibles excepciones a las que se encuentre sometido, de tal forma que pueda ser considerado en los instrumentos de planificación y gestión de tales espacios como una herramienta clave de mejora en la gestión hídrica y conservación ambiental asociada.

# Capítulo 8

## Casos de estudio

### 8.1. Selección de casos de estudio.

El objeto del estudio de casos es analizar la aplicación de la metodología propuesta para el cálculo de las necesidades hídricas en un contexto real. Existe un gran número de humedales que despierta un gran interés el estudio de sus necesidades hídricas. No obstante, el objeto de este estudio de casos era poder realizar la validación de las propuestas de régimen de inundación mediante información biológica. Esto restringe en gran medida el número de candidatos en el contexto temporal de esta tesis y la necesidad de disponer de antemano con la mayor información posible.

Finalmente, para la selección de los humedales se emplearon los siguientes criterios:

- Importancia ecológica del humedal en el contexto de los lagos y humedales españoles. Se han buscado espacios que fueran un ejemplo representativo, raro o único de un tipo de humedal natural, y que sustentaran especies vulnerables, en peligro o en peligro crítico, o comunidades ecológicas amenazadas o casi natural
- Información disponible relacionada con el estudio de las necesidades hídricas. Por ejemplo, uno de los aspectos clave para la aplicación de la metodología propuesta en la tesis es la existencia de una batimetría con la que calcular el régimen de inundación. Otra información requerida era en relación al conocimiento en los espacios de los requerimientos hidráulicos de los hábitats o especies, el seguimiento biológico a largo plazo, la cartografía de la vegetación, etc.



- Presión por los recursos hídricos. El objetivo de conocer las necesidades hídricas de los humedales es para asegurar un régimen de inundación que favorezca la protección de estos ecosistemas. Los humedales de gran importancia ecológica que se encuentran sometidos a presiones hidrológicas representan situaciones de gestión problemáticas para las cuales urge adoptar medidas. Los resultados de esta tesis pueden servir para disponer de una estimación de las necesidades hídricas de estos espacios.
- Particularidad en cuanto al funcionamiento hidrológico. Teniendo en cuenta que una de las aproximaciones de la tesis se basa en el régimen de inundación natural, en la selección de los casos de estudio se ha buscado que existan particularidades en cuanto al funcionamiento hidrológico de los humedales a estudiar. Esta particularidad ha sido buscada en relación a la forma de llenado y vaciado (humedales endorreicos y exorreicos), la variedad en cuanto a la fuente de alimentación superficial y subterránea, etc.

Teniendo en cuenta los criterios anteriores se realizó una prospección de los lagos seleccionando finalmente 4 humedales y un lago. Estos espacios son la marisma del Parque Nacional de Doñana, el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, la laguna de Gallocanta, la laguna de Fuentedepiedra y el Lago de San Mauricio.

## **8.2. Descripción de los casos de estudio.**

### ***8.2.1. Laguna de Gallocanta***

La Laguna de Gallocanta (fig. 8.1) ocupa un área 14,4 km<sup>2</sup> sobre una gran depresión endorreico-esteparia situada en la intersección de las provincias de Zaragoza (términos municipales de Gallocanta, Berrueco, Las Cuerlas, Santed, Used, Cubel y Torralba de los Frailes), Teruel (Bello, Tornos, Odón, Torralba de los Sisonos y Blancas) y Guadalajara (El Pedregal, Setiles, El Pobo de Dueñas y la Yunta). Constituye el mayor lago salado de Europa occidental y el que presenta un mejor estado de conservación.

Esta laguna forma parte de un complejo lagunar del que hoy sólo quedan diversas áreas activas, como la laguna de Gallocanta, Zaida, Guialguerrero y dos “lagunicas” en Santed. Este conjunto conforma un sistema muy singular y de elevado interés científico debido a la diversidad de las especies de fitoplancton y zooplancton (el 70% de las especies características de sistemas mediterráneos de carácter temporal están citadas en el humedal de Gallocanta).



**Figura 8. 1. Vista general de la laguna de Gallocanta**

#### *8.2.1.1 Climatología*

Desde el punto de vista climático la Laguna de Gallocanta y su entorno, situada en pleno corazón del Sistema Ibérico, presentan un clima mediterráneo semiárido semicontinental, típico de una estepa de latitudes intermedias.

La precipitación media anual es del orden de 500 mm, con una considerable oscilación pluviométrica interanual (fig. 8.2).

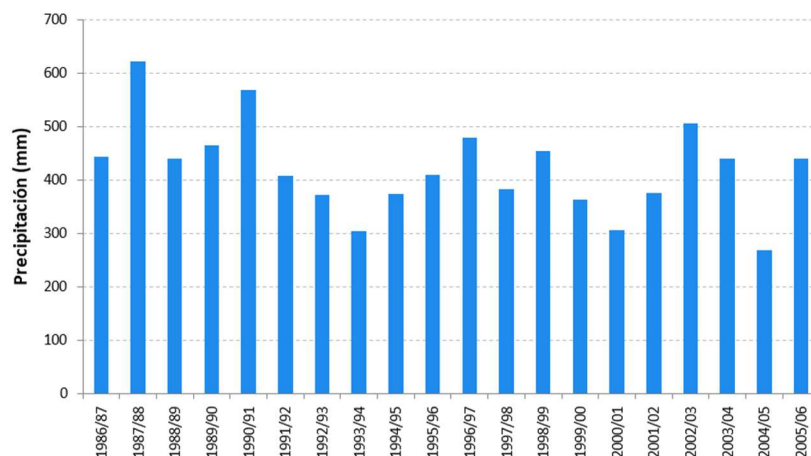


Figura 8. 2. Oscilación interanual de la precipitación registrada en Gallocanta entre 1986-2006

Las precipitaciones máximas se dan en los meses de Mayo y Junio, y las mínimas en Julio, Agosto, Enero y Febrero (fig. 8.3). La temperatura media anual es de 10,7°C, con máxima media mensual en Julio (21,1°C) y mínima media mensual en Enero (2,9°C). La temperatura máxima absoluta registrada es de 39°C y la mínima de -21°C con temperatura media de las mínimas por debajo de 0°C en los meses de Noviembre a Marzo.

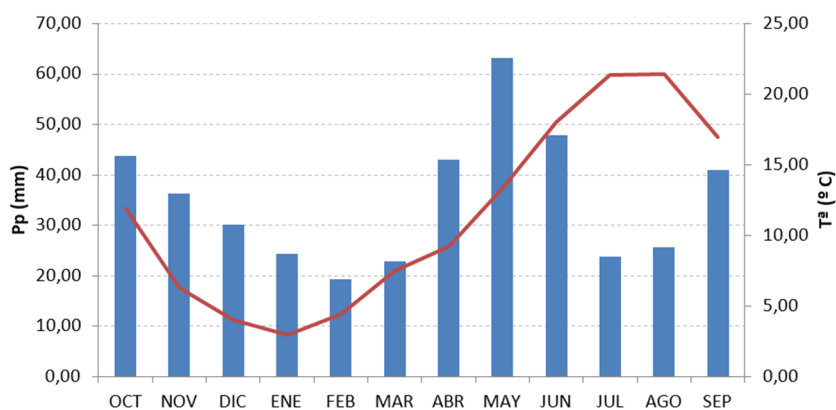


Figura 8. 3. Distribución anual de la temperatura en Gallocanta

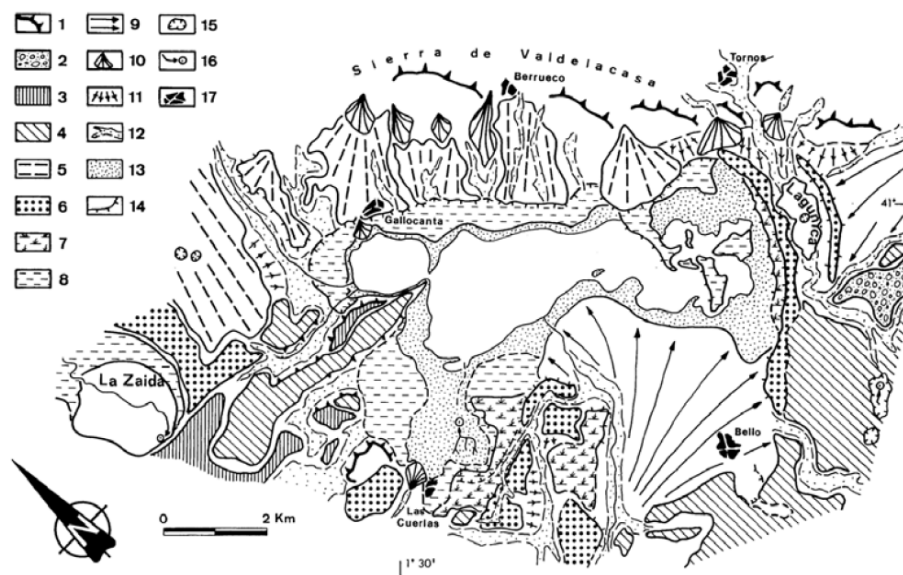
En esta zona, son frecuentes los vientos del noroeste, alcanzando a menudo velocidades superiores a los 80 Km/h.

La evapotranspiración potencial es del orden de 650 mm, y la real entre 370 y 400 mm, favorecida por el frecuente viento, el número de horas anuales de insolación y las elevadas temperaturas estivales.

#### *8.2.1.2 Geología y geomorfología*

El relieve de la cuenca de Gallocanta es predominantemente llano en su zona central. Está atravesada por alineaciones montañosas que la recorren en dirección NO-SE: por su zona norte, la sierra de Santa Cruz, y, por el centro y sur, la sierra de Caldereros y sierra Menera. La cuenca se encuadra en un margen de altitudes entre los 995 m de la laguna y 1.450 m en su punto culminante del vértice de Santa Cruz. De esta manera, las formas de relieve predominantes son lomas y laderas de muy escasa pendiente que descienden, más abruptamente en el norte, desde las sierras.

Los estudios geomorfológicos de los últimos años apuntan hacia una génesis relacionada con la corrosión kárstica que se produce en un gran poljé. Esta corrosión se detiene en profundidad al alcanzar los materiales impermeables de las facies Keuper triásicas, pasando a extenderse en horizontal; la forma circular del lagunazo de Gallocanta y de la Zaida corroboraría este argumento. Posteriormente, los aportes de sedimentos de los barrancos, en especial de la Rambla de Los Pozuelos, cambiaron la dinámica de este gran poljé que era la laguna de Gallocanta, taponándolo progresivamente (fig. 8.4). La formación de este humedal está relacionada con la evolución de los procesos de karstificación, permaneciendo prácticamente inactivas las fracturas que delimitan los bordes de esta depresión y por lo tanto, el control de estos procesos de karstificación están controlados por factores lito-estructurales.



FUENTE: Gracia et al., 1999.

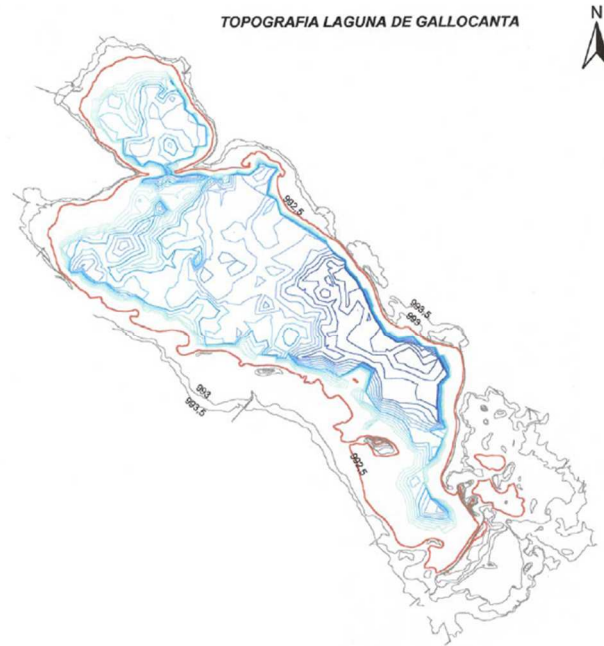
**Figura 8. 4. Mapa geomorfológico de la laguna de Gallocanta y sus alrededores. Símbolos: 1. Escarpe rocoso; 2. Gravas del Terciario; 3 y 4. Superficies aplanadas por corrosión de calizas, alta y baja; 5. Conos de deyección antiguos de la Sierra de Valdelacasa; 6, 7 y 8. Antiguos depósitos litorales de origen lacustre, niveles alto, medio y bajo; 9. Abanico aluvial de Bello; 10. Conos de deyección actuales; 11. Ladera suavizada; 12. Valles de fondo plano; 13. Llanura lacustre de máxima inundación; 14. Escarpe en depósitos recientes; 15. Dolina, depresión cerrada; 16. Sumidero; 17. Núcleo de población.**

El destino del agua subterránea que progresivamente va disolviendo las calizas, serían los manantiales de Cimballa, en el río Piedra, y los ojos de Caminreal, en el Jiloca, donde existen abundantes tobas y precipitados de carbonato cálcico.

### 8.2.1.3 Topografía y características de la cubeta

La laguna de Gallocanta presenta tres sectores bien diferenciados (fig. 8.5). En su extremo NW desarrolla un lóbulo subcircular denominado “Lagunazo pequeño o de Gallocanta”, separado del resto por dos pequeños istmos (“los picos”) que forman un estrangulamiento. A este lagunazo pequeño vierten sus aguas los arroyos de Los Aguanares de la Islilla y de Santed. El sector central, denominado “lagunazo grande o central”, forma el cuerpo principal de la laguna. Presenta una forma alargada en dirección NW-SE, con unos 5 km de longitud y 2 km de anchura. En él se localizan dos islas. A él vierten sus aguas por el SW el Arroyo de la Reguera y la Rambla de los Pozuelos. En el sector SE,

conocido como “los lagunazos”, se forma un área de límites no muy bien definidos donde predominan las isletas, zonas pantanosas, etc.



FUENTE: CHE, 2009

**Figura 8. 5. Sectores que configuran la Laguna de Gallocanta**

Los datos topográficos de la laguna y la restitución del fondo de la misma han permitido calcular el volumen y la superficie ocupada por la lámina de agua para cada intervalo de cota de nivel (figs. 8.6 y 8.7).



FUENTE: CHE, 2009

**Figura 8. 6. Cota absoluta de nivel de agua-volumen de agua en la laguna**

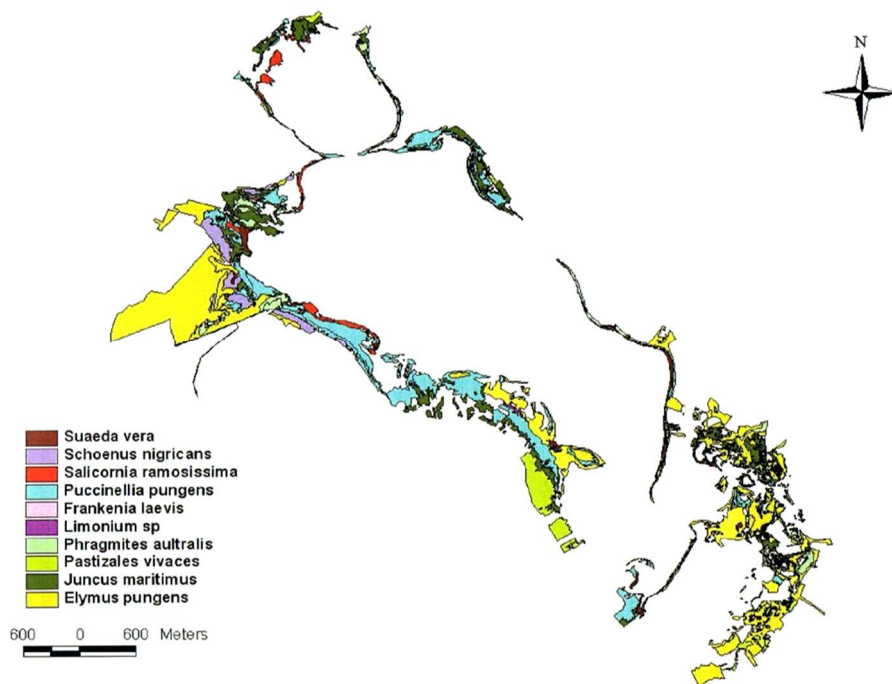


FUENTE: CHE, 2009

**Figura 8. 7. Cota absoluta de nivel de agua-superficie de la laguna ocupada**

#### 8.2.1.4 Flora y vegetación

Las comunidades de prados salinos y los hábitats halófitos del ecosistema lagunar presentan especies catalogadas que confieren a este espacio un gran interés de conservación. En la figura 8.8, se puede observar la distribución de la vegetación perilagunar de la laguna en la primavera de 2008 con la representación de las principales especies vegetales.



FUENTE: Comín y Sorando, 2009

**Figura 8. 8. Distribución de la vegetación perilagunar en Gallocanta**

En la tabla 8.1 se muestra el estado de conservación y las especies que aparecen en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón, encontrándose tres especies en peligro de extinción, dos especies presentan un estatus de conservación vulnerable, mientras que otras tres son sensibles a la alteración del hábitat.

*Puccinellia pungens*, *Riella helicophylla* y *Lythrum flexuosum* están, además, contempladas en el anexo I del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, sobre conservación de la biodiversidad y además están consideradas como especies de Interés Comunitario.



Además de estas especies, también se encuentran otros taxones singulares, endémicos o raros, como *Glaux maritimum*, *Orchis palustris* o *Carex lainzii*.

**Tabla 8. 1. Estado de conservación y especies vegetales de la Laguna de Gallocanta que aparecen en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón**

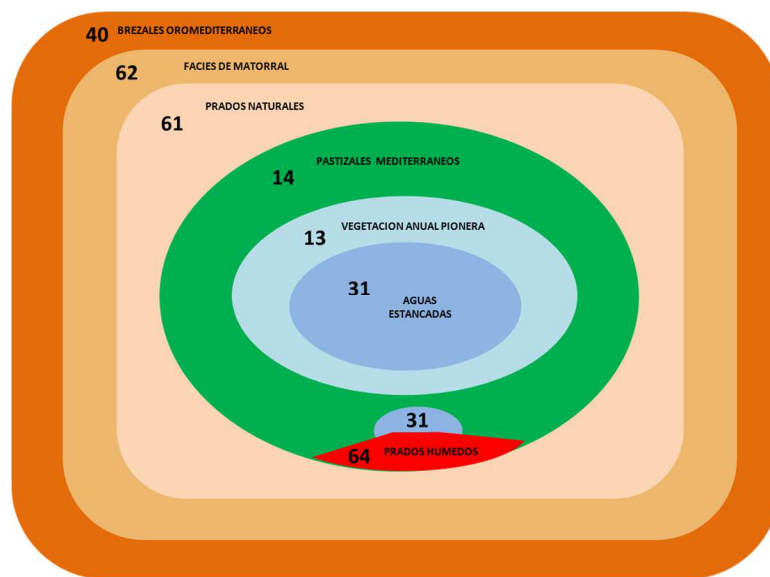
ESTADO DE CONSERVACION	ESPECIE
En peligro	<i>Pterygoneurum subsessile</i>
	<i>Riella notarisii</i>
	<i>Puccinellia pungens</i>
Vulnerable	<i>Baldellia ranunculoides</i>
	<i>Apium repens</i>
	<i>Riella helicophylla</i>
Sensible a la alteración del hábitat	<i>Microcnemum coralloides</i>
	<i>Lythrum flexuosum</i>

En cuanto a la vegetación lagunar y perilagunar, en la ficha de designación de la laguna de Gallocanta como lugar de interés comunitario se encuentran representados los siguientes tipos de hábitats naturales que tienen interés comunitario:

- 13 Marismas y pastizales salinos atlánticos y continentales
  - 1310 Comunidades pioneras halo-nitrófilas continentales (*Frankenion pulverulentae*).
- 14 Marismas y praderas salinas mediterráneas y termoatlánticas
  - 1410 Praderas salinas mediterráneas (*Juncetalia maritimi*)
- 31 Aguas estancadas
  - 3140 Aguas oligo-mesotróficas calcáreas con vegetación béntica de cárcaras
  - 3170 Estanques temporales mediterráneos
- 40 Brezales y matorrales de zona templada
  - 4090 Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga
- 61 Prados naturales
  - 6170 Prados alpinos calcáreos
- 62 Formaciones herbosas secas seminaturales y facies de matorral
  - 6220 Zonas subestépicas de gramíneas y anuales (*Thero-Brachypodietea*)
- 64 Prados húmedos seminaturales de hierbas altas

6420 Prados mediterráneos de hierbas altas y juncos (Molinion-Holoschoenion)

También el ámbito de Gallocanta y su entorno se pueden ordenar los diferentes hábitats de interés comunitario según un gradiente altitudinal (40XX, 61XX y 62XX) y dinámica hidrológica (64XX, 31XX, 13XX y 14XX) tal como se observa en la figura 8.9. Los hábitats de interés comunitario de Gallocanta ligados al medio acuático estarían representados por los tipos 6420, 3170, 3140, 1310 y 1410.



**Figura 8. 9. Hábitats de interés comunitario existentes en Gallocanta según el gradiente microtopográfico**

Teniendo en cuenta que cada uno de estos tipos de hábitats es la respuesta de las comunidades vegetales a fenómenos hidrológicos diferenciados, su análisis se ve facilitado cuando se agrupan en función del origen de las aguas y su régimen hidrológico. Así se pueden diferenciar:

- a) *Hábitats tipo Glicohidrófilo*. Hábitats principalmente asociados al freatismo y pequeñas lagunas formadas por acumulación de aguas de fuentes, arroyos y canales. De forma general se caracterizan por presentar unas condiciones de menor salinidad, ocupando una superficie relativamente reducida en el contexto de Gallocanta. Entre estos hábitats tendríamos:

- HABITAT 6420: Comunidades mediterráneas de juncos de carácter higrófilo (agua dulce o con escasa salinidad), que prosperan sobre suelos de muy distinta naturaleza (arenosos o no, eutróficos u oligotróficos) pero siempre con freatismo de carácter estacional. El agua freática es dulce o ligeramente salina. Cuando la salinidad se incrementa, son sustituidos por los juncales halófilos de *Juncetalia maritimi*. *Scirpus holoschoenus* es la especie que por su talla, su dureza y su baja palatabilidad, con mayor intensidad determina la estructura de la comunidad y contribuye a proporcionar refugio y protección a las demás especies, así como a la fauna.
  - HABITAT 3170: Se trata de cuerpos de agua de pequeña extensión que sufren desecación parcial o total durante el estío, y con aguas con bajo a moderado contenido en nutrientes. En los juncales y herbazales, próximos a fuentes y arroyos, propios de lugares pantanosos con inundación esporádica es común el malvavisco (*Althea officinalis*), el lirio amarillo (*Iris pseudacurus*), la romaza (*Rumex conglomeratus*) o diversos cárices (*Carex hispida*, *C. otrubae*). En algunas de las pequeñas masas de agua que sufren fuertes oscilaciones hídricas, se van encontrando una serie de especies vegetales de enorme interés ecológico que constituye un importante patrimonio natural, como *Exaculum pusillum* e *Isoetes Velatum*, que en Aragón únicamente se han encontrado en la cuenca de Gallocanta y su entorno más próximo, o la *Marsilea strigosa* otra planta incluida en el catálogo aragonés de especies amenazadas.
- b) *Hábitats tipo halohidrófilo*. Atendiendo a las condiciones de inundación y salinidad derivadas del régimen de fluctuaciones del cuerpo lagunar principal. Los diferentes hábitats que se encuentran en la laguna serían los siguientes:
- HABITAT 3140: Hábitat caracterizado por una vegetación flotante y sumergida relevante cuando el nivel de agua, salinidad y turbidez lo permiten. Las especies que la componen se conocen popularmente como “ovas”: *Lamprothamnium papulosum*, *Chara galioides*, *Ruppia drepanensis* y *Potamogeton pectinatus*
  - HABITAT 1310: Este hábitat está formado por un conjunto de comunidades vegetales muy características desarrolladas sobre suelos con altos contenidos en sales, mostrando en Gallocanta una notable diversidad. Así, en los fangos salobres dominan plantas anuales carnosas, entre las que destacan las poblaciones de *Salicornia ramosissima*, *Suaeda vera* y *Puccinellia fasciculata*.
  - HABITAT 1410: Los juncales halófilos con *Juncus maritimus* forman prados que ocupan medios permanentemente húmedos. En el borde de la laguna donde se produce la deposición de sales en verano destaca la presencia de gramíneas como *Puccinellia pungens*.

En la figura 8.10, se reproduce la zonificación teórica de los diferentes tipos de hábitats acuáticos de Gallocanta, mostrando algunas particularidades en los subgrupos. Este es el caso del subgrupo 31, donde tal como se ha explicado anteriormente, aparecen 2 tipos (3170 y 3140) dependiendo del funcionamiento hidrológico del sistema. Además, en la figura 8.11, se presenta un perfil teórico de vegetación con los tipos de hábitats directamente influenciados por el régimen de inundación de la cubeta de Gallocanta, excluyendo los hábitats 6420 y 3170, ligados ambos a los niveles freáticos del acuífero y las lagunas temporales formadas por acumulación de agua de fuentes, arroyos y canales.

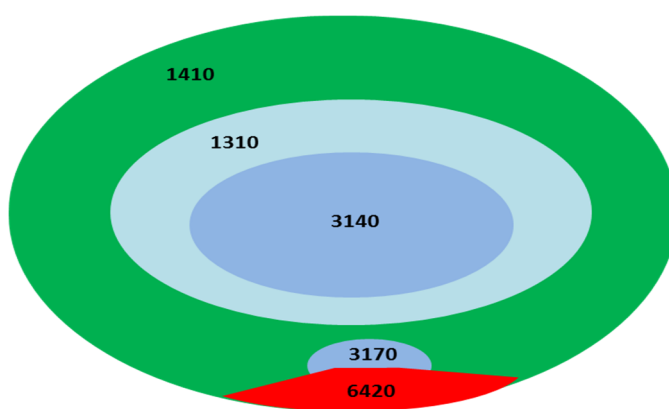


Figura 8. 10. Distribución teórica de los diferentes tipos de hábitats acuáticos de Gallocanta

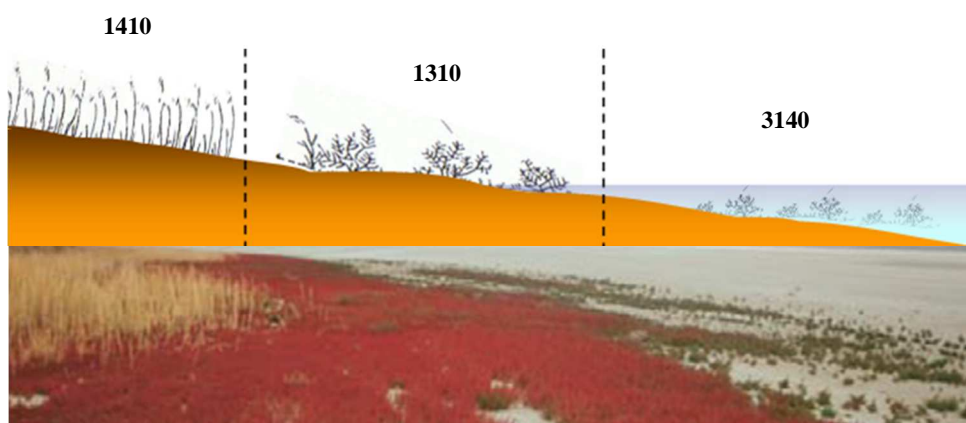


Figura 8. 11. Perfil teórico de vegetación con los tipos de hábitats directamente influenciados por el régimen de inundación de Gallocanta

### 8.2.1.5 Fauna

En la Laguna de Gallocanta se encuentra el mamífero *Rhinolophus ferrum-equinum*, (1304) y el pez *Rutilus arcasii* (1127), ambos catalogados como especies de Interés Comunitario. No obstante, son las aves son la clase de vertebrados mejor estudiadas en la Laguna de Gallocanta y su entorno, en virtud de su gran diversidad y grado de presencia en la zona (tabla 8.2). Se han citado más de 220 especies diferentes, de las que 100 nidifican de modo más o menos regular y el resto están presentes sólo en el transcurso de sus migraciones o en el periodo invernal. Las aves acuáticas son el grupo mejor representado, tanto en número de especies como por la abundancia de sus efectivos.

**Tabla 8. 2. Especies de aves de interés comunitario presentes en la Laguna de Gallocanta**

A004 Tachybaptus ruficollis	A128 Tetrax tetrax	A207 Columba oenas
A005 Podiceps cristatus	A129 Otis tarda	A222 Asio flammeus
A008 Podiceps nigricollis	A131 Himantopus himantopus	A226 Apus apus
A021 Botaurus stellaris	A132 Recurvirostra avosetta	A232 Upupa epops
A025 Bubulcus ibis	A133 Burhinus oedicnemus	A242 Melanocorypha calandra
A028 Ardea cinerea	A136 Charadrius dubius	A243 Calandrella brachydactyla
A030 Ciconia nigra	A137 Charadrius hiaticula	A245 Galerida theklae
A031 Ciconia ciconia	A138 Charadrius alexandrinus	A247 Alauda arvensis
A035 Phoenicopterus ruber	A139 Charadrius morinellus	A251 Hirundo rustica
A043 Anser anser	A140 Pluvialis apricaria	A253 Delichon urbica
A048 Tadorna tadorna	A141 Pluvialis squatarola	A255 Anthus campestris
A050 Anas penelope	A142 Vanellus vanellus	A257 Anthus pratensis
A051 Anas strepera	A143 Calidris canutus	A258 Anthus cervinus
A052 Anas crecca	A144 Calidris alba	A259 Anthus spinoletta
A053 Anas platyrhynchos	A145 Calidris minuta	A260 Motacilla flava
A054 Anas acuta	A146 Calidris temminckii	A262 Motacilla alba
A055 Anas querquedula	A147 Calidris ferruginea	A272 Luscinia svecica
A056 Anas clypeata	A149 Calidris alpina	A273 Phoenicurus ochruros
A058 Netta rufina	A151 Philomachus pugnax	A275 Saxicola rubetra
A059 Aythya ferina	A152 Lymnocyptes minimus	A277 Oenanthe oenanthe
A061 Aythya fuligula	A153 Gallinago gallinago	A278 Oenanthe hispanica
A074 Milvus milvus	A156 Limosa limosa	A287 Turdus viscivorus
A078 Gyps fulvus	A157 Limosa lapponica	A292 Locustella luscinioides
A081 Circus aeruginosus	A158 Numenius phaeopus	A294 Acrocephalus paludicola
A082 Circus cyaneus	A160 Numenius arquata	A297 Acrocephalus scirpaceus
A084 Circus pygargus	A161 Tringa erythropus	A298 Acrocephalus arundinaceus
A091 Aquila chrysaetos	A162 Tringa totanus	A300 Hippoboscus polyglotta
A094 Pandion haliaetus	A163 Tringa stagnatilis	A303 Sylvia conspicillata
A095 Falco naumanni	A164 Tringa nebularia	A315 Phylloscopus collybita

A098 Falco columbarius	A165 Tringa ochropus	A323 Panurus biarmicus
A099 Falco subbuteo	A166 Tringa glareola	A341 Lanius senator
A103 Falco peregrinus	A168 Actitis hypoleucos	A346 Pyrrhocorax pyrrhocorax
A113 Coturnix coturnix	A169 Arenaria interpres	A359 Fringilla coelebs
A118 Rallus aquaticus	A179 Larus ridibundus	A381 Emberiza schoeniclus
A123 Gallinula chloropus	A189 Gelochelidon nilotica	A391 Phalacrocorax carbo sinensis
A125 Fulica atra	A196 Chlidonias hybridus	A420 Pterocles orientalis
A127 Grus grus	A197 Chlidonias niger	

De forma regular nidifican las siguientes especies de aves acuáticas: zampullín chico (*Tachybaptus ruficollis*), ánade friso (*Anas strepera*), ánade real (*Anas platyrhynchos*), rascón (*Rallus aquaticus*), polla de agua (*Gallinula chloropus*), cigüeñuela (*Himantopus himantopus*), avoceta (*Recurvirostra avosetta*), chorlito patinegro (*Charadrius alexandrinus*), avefría (*Vanellus vanellus*), gaviota reidora (*Larus ridibundus*) y pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*). Por el contrario, somormujo lavanco (*Podiceps cristatus*), zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis*), pato colorado (*Netta rufina*) y focha común (*Fulica atra*) nidifican sólo con nivel de agua por encima de 50 cm. Algunas parejas de tarro blanco (*Tadorna tadorna*), cerceta común (*Anas crecca*), ánade Rabudo (*Anas acuta*), pato cuchara (*Anas clypeata*), porrón común (*Aythya ferina*) y archibebe común (*Tringa totanus*), nidifican sólo de forma esporádica. Las aguas de la laguna y sus extensas playas sirven de lugar de reposo a numerosas aves acuáticas en sus viajes migratorios, destacando por el número de especies el Orden Charadriiformes. En ambos periodos migratorios o en pleno invierno tras intensas olas de frío es cuando se pueden observar aves raras o irregulares en la Península Ibérica, como ha sucedido con el cisne chico (*Cygnus columbianus*), la havelda (*Clangula hyemalis*), el tarro canelo (*Tadorna ferruginea*), la barnacla carinegra (*Branta bernicla*), el porrón osculado (*Bucephala clangula*), el porrón bastardo (*Aythya marila*), el ansar careto grande (*Anser albifrons*) y el falaropo picogruoso (*Phalaropus fulicarius*).

Sin lugar a dudas, la mayor importancia de la laguna con respecto a las aves acuáticas resulta de su capacidad de acogida en el periodo invernal. En condiciones óptimas de nivel de agua se registran concentraciones invernales de más de 100.000 anátidas y fochas, siendo las especies buceadoras como el porrón común (*Aythya ferina*) con 70.000 ejemplares, el pato colorado (*Netta rufina*) con más de 30.000 y la focha común (*Fulica atra*) con más de 20.000, las dominantes, sumando entre todas ellas más del 85% de los censos totales. Estas especies dependen desde el punto de vista trófico del desarrollo de las praderas de macrófitos. El descenso del nivel de las aguas favorece en general a los patos de superficie, siendo dominantes en estas circunstancias la cerceta común (*Anas crecca*) y el ánade real (*Anas platyrhynchos*). Por debajo de los 50 cm de nivel de agua, la laguna prácticamente no alberga aves acuáticas en invierno.

Además, la Laguna de Gallocanta es una de las localidades más importante del Paleártico Occidental en el transcurso de la migración de la grulla común (*Grus grus*). Se estima que aproximadamente el 80% de la población occidental de esta especie se detiene en Gallocanta en los pasos migratorios, habiendo alcanzado concentraciones superiores a las 60.000 aves en la década de los años '90. En pleno periodo invernal, los valores pueden superar las 10.000 grullas. Es preciso reseñar el carácter tan reciente de este comportamiento, ya que la primera constatación de invernada data de 1975 de un grupo de tan sólo 7 aves. Desde esa fecha, año tras año, se fueron incrementando prodigiosamente las cifras hasta alcanzar las anteriormente citadas. La creación, en 1972, de la Zona de Caza Controlada y la posterior del Refugio Nacional de Caza, aportaron la tranquilidad necesaria a las grullas, que junto con las especiales condiciones de la zona (elevada disponibilidad de alimento y áreas adecuadas de dormitorio) y la desaparición de zonas alternativas en otros lugares de la Península, se consideran los factores determinantes de este fenómeno.

Otro grupo de aves destacables presentes en Gallocanta son las esteparias. En primer lugar, es preciso hacer referencia a la avutarda (*Otis tarda*) por la fuerte regresión que ha sufrido en gran parte de su distribución mundial. En Gallocanta, esta ave es nidificante, dispersándose unas pocas hembras reproductoras por las extensiones cultivadas, pero tiene un interés creciente como área de concentración postnupcial. Actualmente, los censos de esta especie rebasan los 70 ejemplares, principalmente machos. La ortega (*Pterocles orientalis*), el alcaraván (*Burhinus oedicephalus*) y la alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) nidifican en pequeño número en los eriales del noroeste, junto con numerosas alondras (*Alauda arvensis*) y terreras comunes (*Calandrella brachydactyla*). Mucho menos abundantes que estas últimas son el bisbita campestre (*Anthus campestris*), la collalba gris (*Oenanthe oenanthe*), el bigotudo (*Panurus biarmicus*) y la cogujada montesina (*Galerida theklae*). Entre las rapaces diurnas nidifican algunas parejas de aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*) y cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*), y de forma esporádica aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) y alcotán (*Falco subbuteo*).

En el periodo invernal, son frecuentes el aguilucho pálido (*Circus cyaneus*) y el esmerejón (*Falco columbarius*). La lechuza común (*Tyto alba*), el mochuelo común (*Athene noctua*), búho chico (*Asio otus*) y el autillo (*Otus scops*) son las cuatro únicas rapaces nocturnas que crían en la zona, siendo raras las observaciones de búho real (*Bubo bubo*) y lechuza campestre (*Asio flammeus*). Los carrizales de las orillas de la laguna sirven como lugar de reproducción a diferentes especies de passeriformes, destacando por su abundancia el carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*), el carricero tordal (*Acrocephalus arundinaceus*) y la lavandera boyera (*Motacilla flava*). En invierno, sirven como lugar de dormitorio a miles de bisbitas ribereños (*Anthus spinoletta*), bisbitas comunes (*Anthus pratensis*) y escribanos palustres (*Emberiza schoeniclus*).

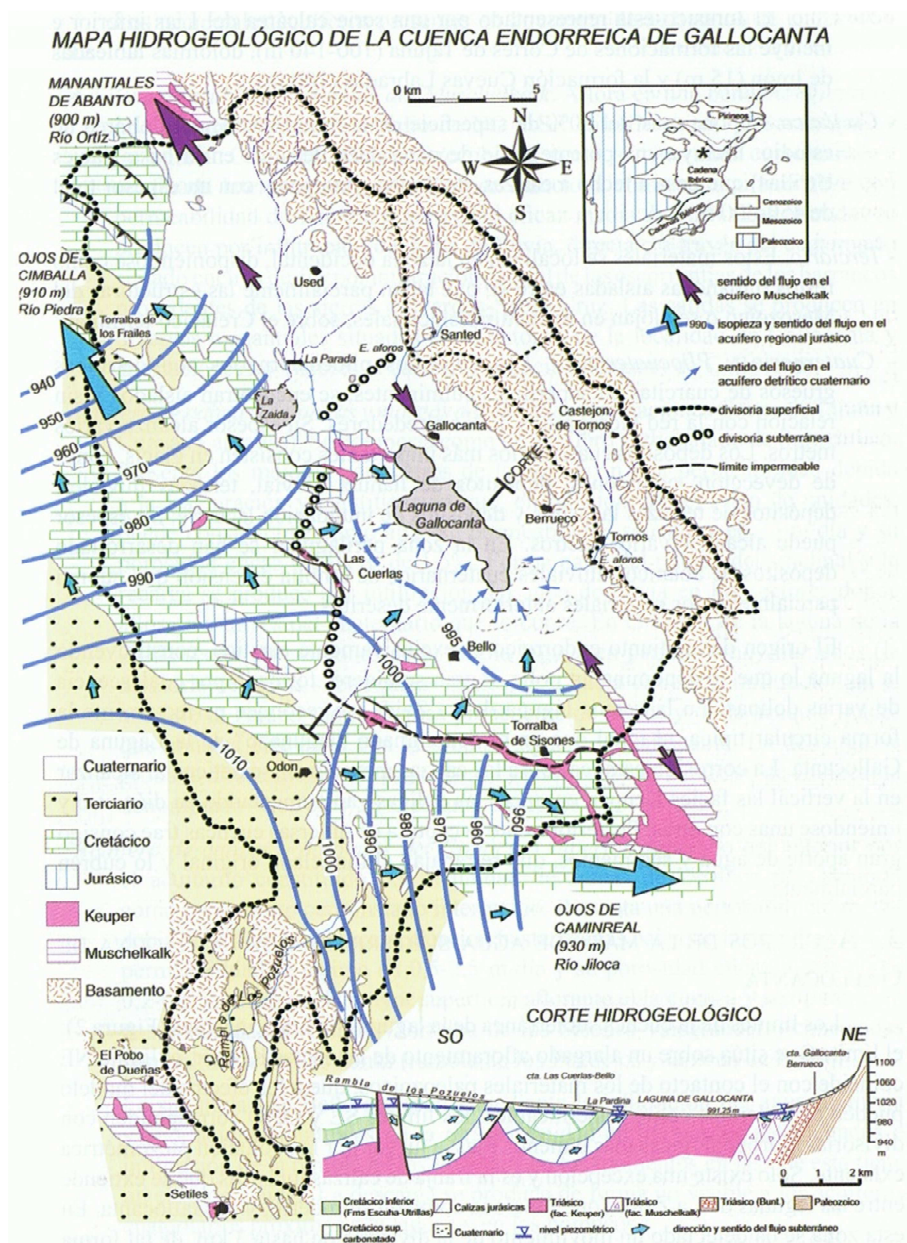
#### 8.2.1.6 Hidrología del humedal

El funcionamiento hidrológico de la Laguna de Gallocanta en condiciones naturales es complejo, participando las aguas subterráneas, la precipitación directa sobre la cubeta y la aportación superficial de diversos arroyos que vierten a la misma. En la masa de agua subterránea de la laguna de Gallocanta se han identificado cuatro acuíferos importantes: El acuífero de calizas y dolomías del Muschelkalk, acuífero de calizas, dolomías y margas del jurásico, acuífero de calizas y dolomías del cretácico superior y el acuífero detrítico. Los materiales cuaternarios perilagunares son los únicos que descargan a la laguna de forma directa, mientras que la descarga de los acuíferos carbonatados llega a la laguna de forma indirecta a través del acuífero cuaternario. Los acuíferos se alimentan principalmente por infiltración de las precipitaciones y, en algunos casos, por infiltración total o parcial de los caudales circulantes por cauces superficiales cuyas cuencas se desarrollan fuera de la cuenca subterránea vertiente a la laguna.

Los barrancos y ramblas presentan circulación de agua esporádica relacionada con fuertes precipitaciones. En condiciones de precipitaciones extremas, parte del agua circulante por algunos barrancos y ramblas que no se infiltra en los acuíferos llega a alcanzar el vaso lagunar. El agua presente en la laguna está sometida a evaporación en lámina libre. En una corona superficial alrededor de la zona inundada o en el vaso de la laguna cuando esta no presenta lámina de agua, se produce evaporación capilar al situarse el nivel freático a escasa profundidad.

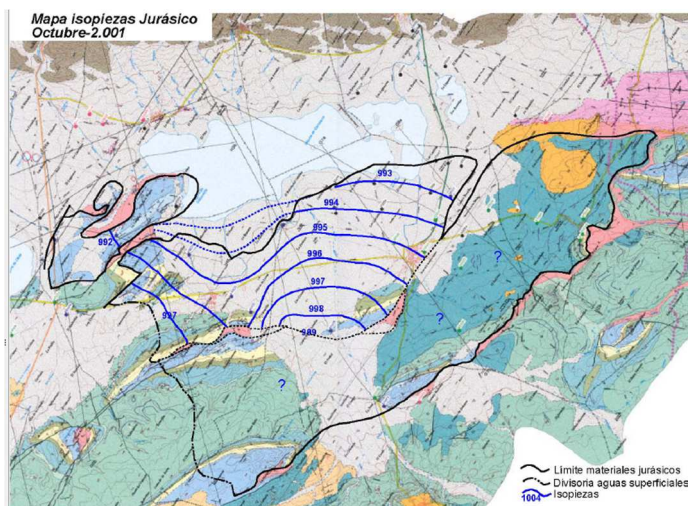
En las figuras 8.12, 8.13, 8.14 y 8.15 se muestran los mapas de isopiezas del acuífero cretácico, jurásico y cuaternario para la fecha de Octubre de 2001.





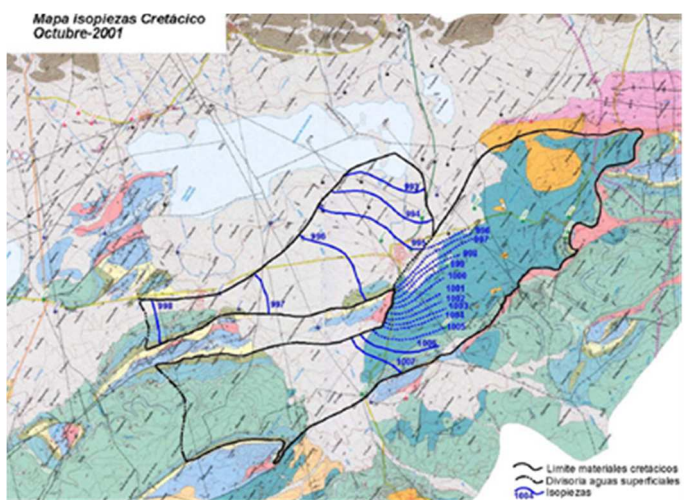
FUENTE: García Vera et al., 2009

Figura 8. 12. Mapa hidrogeológico de la cuenca endorreica de Gallocanta



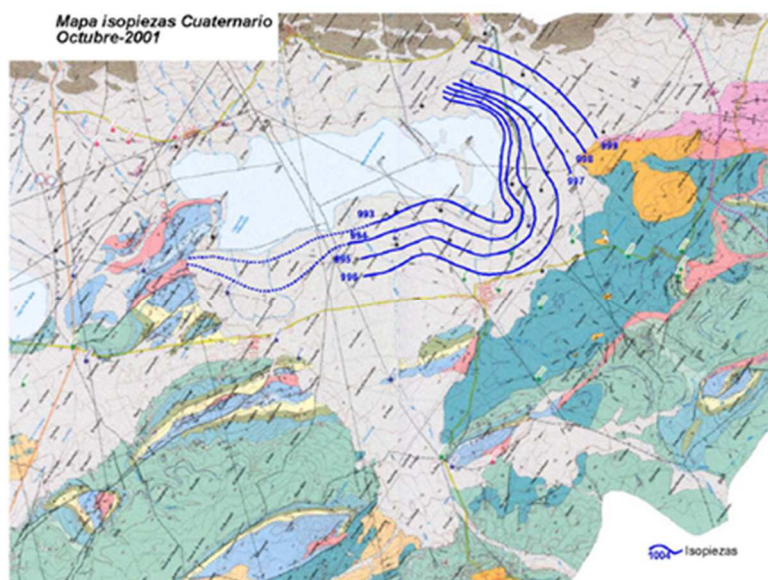
FUENTE: CHE, 2009

Figura 8. 13. Mapa de isopiezas del acuífero jurásico de octubre 2001



FUENTE: CHE, 2009

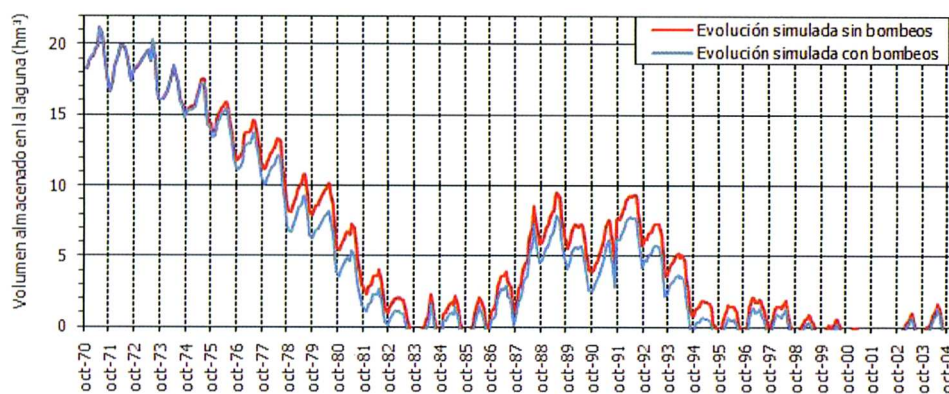
Figura 8. 14. Mapa de isopiezas del acuífero cretácico en octubre de 2001



FUENTE: CHE, 2009

**Figura 8. 15. Mapa de isopiezas del acuífero cuaternario en octubre de 2001**

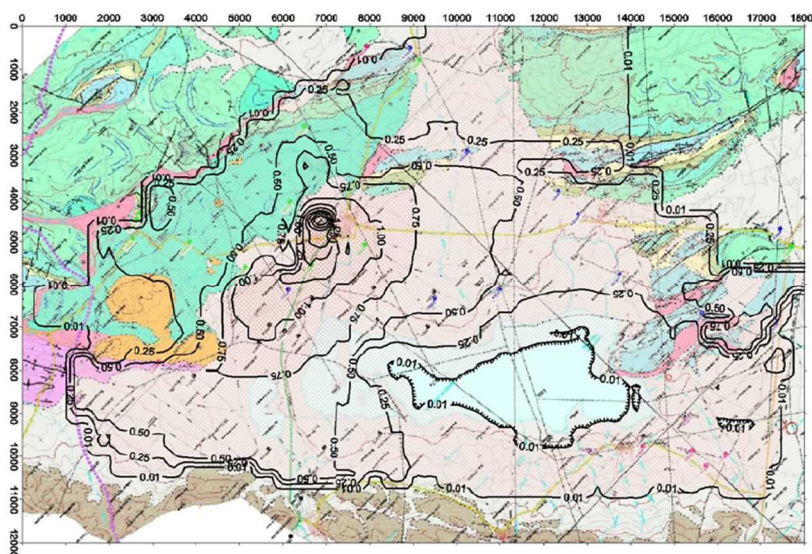
El funcionamiento de la Laguna de Gallocanta en condiciones de explotación es diferente, ya que en el entorno existen diversos aprovechamientos de aguas subterráneas. A mediados de la década de los años '80, con ocasión de una importante sequía, proliferaron las captaciones mediante sondeos de mayor profundidad, extrayéndose recursos de los acuíferos carbonatados mesozoicos. Las máximas extracciones se produjeron entre los años 1983 y 1985, alcanzando valores en torno a  $2 \text{ hm}^3/\text{a}$ . Destaca el bombeo efectuado entre 1974 y 1986 por el pozo del Prado de las Cuerlas, que extrajo alrededor de  $0,8 \text{ hm}^3/\text{a}$  durante ese periodo. A partir de la segunda mitad de la década de los años '80, se produjo una significativa reducción de las extracciones, para repuntar en el año 2001 hasta cerca de  $1 \text{ hm}^3$ . El volumen medio extraído anualmente entre los años 1971 y 2001 fue de  $0,96 \text{ hm}^3/\text{a}$ . En la figura 8.16 se muestra la evolución de los niveles de la laguna con y sin bombeos.



FUENTE: García Vera et al., 2009

**Figura 8. 16. Evolución de los niveles de la Laguna de Gallocanta con y sin bombeos**

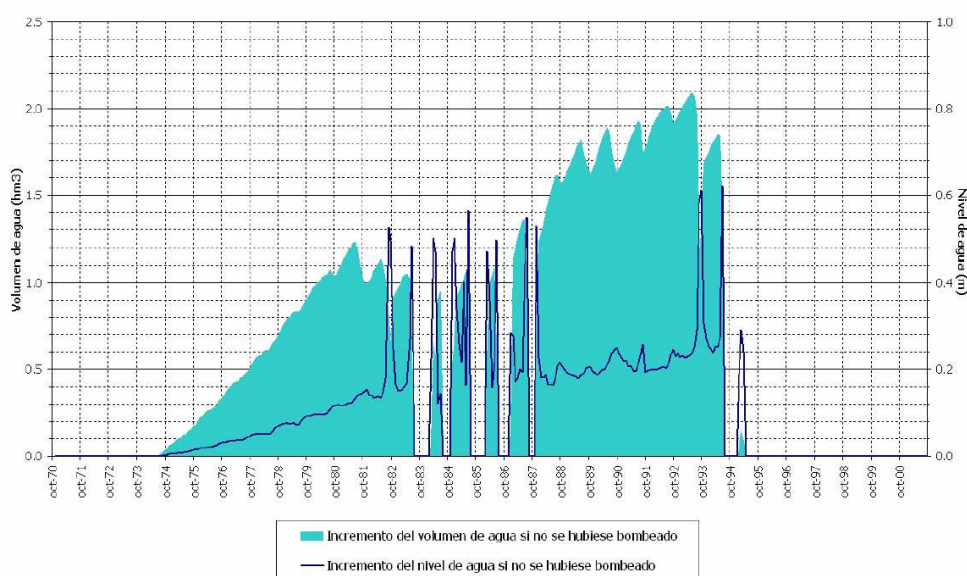
Para el periodo 1970-2001, se ha estimado un descenso medio de los niveles freáticos por el efecto de los bombeos, presentando un cono de depresión con descensos superiores a 2 m en las proximidades de Bello (fig. 8.17).



FUENTE: CHE, 2009

**Figura 8. 17. Cono de depresión de los niveles freáticos en las proximidades de Bello**

Las extracciones producen una disminución del volumen de agua almacenado en los acuíferos, se produce una menor aportación subterránea a la laguna y no se alcanzan los niveles de llenado que le correspondería al régimen natural. El efecto de los bombeos sobre el volumen de agua y los niveles de la laguna se puede observar en la figura 8.18.



FUENTE: CHE, 2009

**Figura 8. 18. Efectos de los bombeos sobre el volumen de agua y niveles de la laguna de Gallocanta**

En el gráfico de la figura se puede observar como en el periodo entre 1974 y 1983, la laguna dejó de ganar 1,77 cm/a, mientras que en el periodo que va desde 1987 a 1994 dejó de ganar 1,4 cm/a. Los efectos acumulados a lo largo del periodo analizado indican que la laguna ha dejado de ganar unos 25 cm en 20 años.

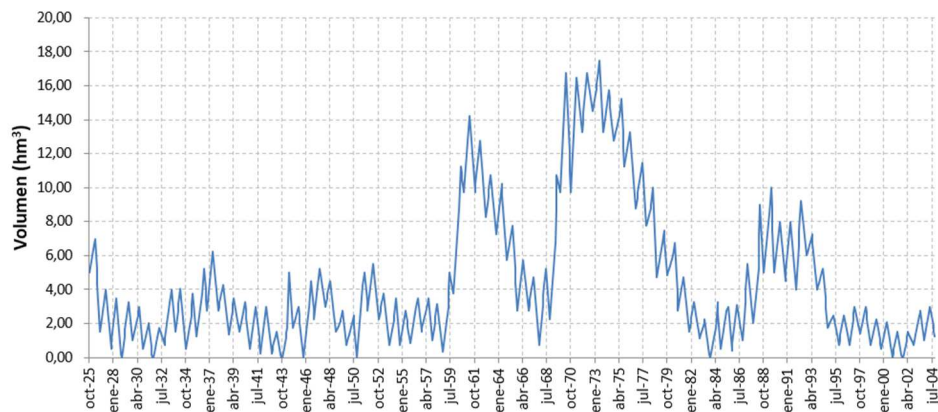
Respecto al balance medio para la cuenca de Gallocanta los valores se presentan en la tabla 8.3. En condiciones naturales, el acuífero tiene una recarga media de 10,5 hm<sup>3</sup> originada por la precipitación directa sobre la laguna, la escorrentía superficial e hipodérmica, así como las infiltraciones de las precipitaciones y escorrentías externas. Las salidas en condiciones naturales se estiman en 12,4 hm<sup>3</sup>, produciéndose por las pérdidas de evaporación tanto directa de la laguna como capilar. Con la explotación del acuífero, la salida del acuífero se estima en 12,8 hm<sup>3</sup>. En ambos casos se produce una variación de almacenamiento de 1,9 y 2,3 hm<sup>3</sup> respectivamente.

Tabla 8. 3. Balance hídrico de la Laguna de Gallocanta

		CON BOMBEO		SIN BOMBEO	
ENTRADAS	Infiltración de las precipitaciones	1,6	4,4	1,6	4,4
	Infiltración de las aportaciones externas	2,8		2,8	
	Escurrimiento superficial e hipodérmico a la laguna	0,3		0,3	
	Precipitación directa sobre la laguna	5,8		5,8	
	TOTAL	10,5		10,5	
SALIDAS	Evaporación directa de la laguna	7,7	11,9	7,8	12,4
	Evaporación capilar	4,2		4,6	
	Bombos	0,9		0,0	
	TOTAL	12,8		12,4	
VARIACION EN EL ALMACENAMIENTO		-2,3		-1,9	
<i>Unidades en hm<sup>3</sup>/año</i>					

FUENTE: CHE, 2009

La aplicación del modelo BALAN y su calibración con los niveles de lámina de agua del humedal, han permitido restituir los volúmenes históricos de la laguna en condiciones naturales (fig. 8.19).



FUENTE: CHE, 2009

Figura 8. 19. Evolución de los niveles de lámina de agua históricos de la Laguna de Gallocanta

Las variaciones interanuales, aunque mal conocidas para la primera mitad de siglo XX, muestran tres ciclos hiperhúmedos bien delimitados que van desde 1959 a 1958, de 1959 a 1983 y de 1988 a 1994. También, hay testimonios que aseguran que la laguna de Gallocanta se ha desecado completamente al menos cuatro veces. Durante estos periodos la costra salina cubrió su fondo, formando los conocidos “salitrales” de la laguna.

Respecto al hidroperiodo típico del humedal, hay que comentar que la Laguna de Gallocanta experimenta enormes oscilaciones en el volumen de sus aguas en función de la distribución de las precipitaciones que recoge, las cuales presentan fuertes variaciones, tanto anuales como estacionales.

Las fluctuaciones estacionales se caracterizan por un máximo a principios de primavera y un mínimo a finales de verano. En la figura 8.20, se muestran los volúmenes de la laguna que representan los hidroperiodos para años con características secas, medias y húmedas. Para esta caracterización se han empleado los percentiles 25, 50 y 75 sobre la serie de volúmenes mensuales de la laguna en régimen natural.

En un ciclo anual típico, las precipitaciones de finales de otoño comienzan a inundar la laguna. La cota de inundación aumenta progresivamente a lo largo del invierno e inicio de primavera, coincidiendo con abundantes precipitaciones y escasa evaporación debida a las suaves temperaturas. A partir de este momento la laguna se va secando progresivamente, reduciendo su superficie. Al ser una cubeta endorreica, las pérdidas de agua se producen en exclusiva por evaporación. La laguna ocupa su menor extensión en el ciclo anual a finales del verano, coincidiendo con las menores precipitaciones y máximas temperaturas.

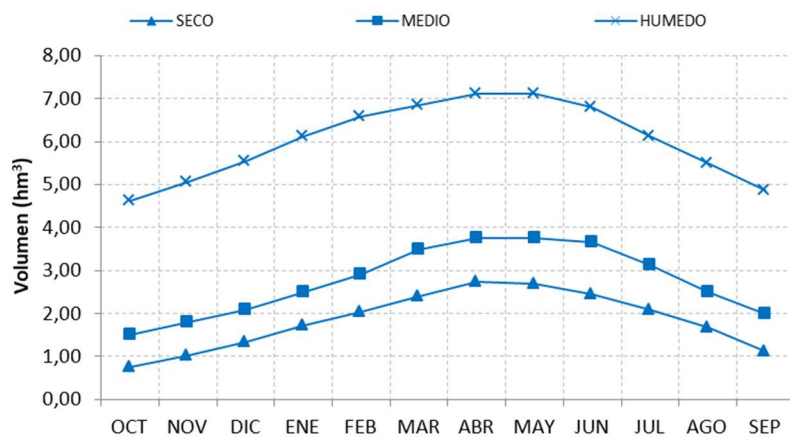
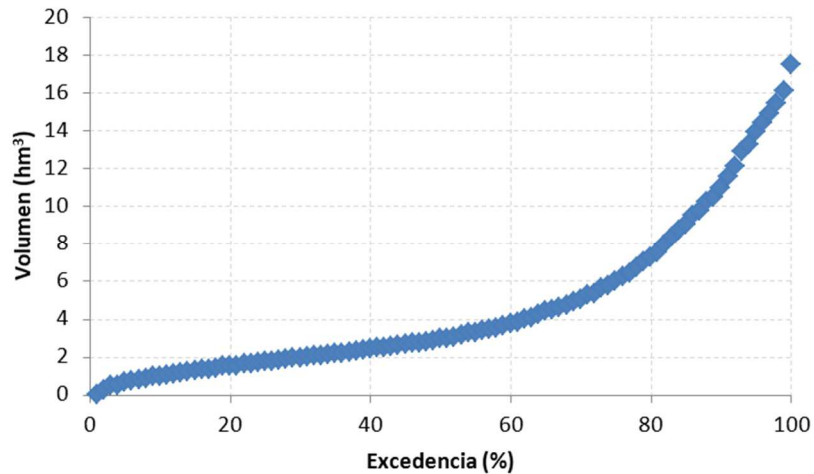


Figura 8. 20. Volúmenes de la Laguna de Gallocanta que representan los hidroperiodos para años con características secas, medias y húmedas

La distribución de los volúmenes históricos de la laguna se muestra en la figura 8.21.



**Figura 8. 21. Distribución de volúmenes históricos de la Laguna de Gallocanta**

A partir de los datos obtenidos con el modelo en régimen natural, en 11 ocasiones la laguna se secó (1.1% de los meses), mientras que en el 95% de los meses analizados el volumen de la laguna fue superior a 0,70 hm<sup>3</sup>. El volumen mediano de la laguna es de 3 hm<sup>3</sup>, mientras que el volumen de 10.9 hm<sup>3</sup> es superado sólo en el 10% de las ocasiones. El volumen máximo obtenido con el modelo fue de 17.5 hm<sup>3</sup>.

#### 8.2.1.7 Valores de conservación y Régimen jurídico

La Laguna de Gallocanta cumple con los siguientes criterios Ramsar:

- Ejemplo representativo, raro o único de un tipo de humedal natural o casi natural hallado dentro de la región biogeográfica
- Sustenta especies vulnerables, en peligro o en peligro crítico, o comunidades ecológicas amenazadas
- Sustenta poblaciones de especies vegetales y/o animales importantes para mantener la diversidad biológica de una región biogeográfica determinada
- Sustenta de manera regular una población de 20.000 o más aves acuáticas



- Sustenta de manera regular el 1% de los individuos de una población, especie o subespecie de aves acuáticas

Además de las especies de Interés Comunitario, descritas en los apartados precedentes correspondientes, en la tabla 8.4, se describen los Hábitats de Interés Comunitario que alberga esta laguna.

**Tabla 8. 4. Hábitats de Interés Comunitario de la Laguna de Gallocanta**

Vegetación anual pionera con <i>Salicornia</i> y otras de zonas fangosas o arenosas (1310)
Pastizales salinos mediterráneos ( <i>Juncetalia maritimi</i> ) (1410)
Aguas oligo-mesotróficas calcáreas con vegetación béntica con formaciones de caraceas (3140)
Estanques temporales mediterráneos (3170)
Prados mediterráneos de hierbas altas y juncos (Molinion-Holoschoenion) (6420)

Por todos estos valores, la Laguna de Gallocanta está incluida en el listado de Humedales de Importancia Internacional de la Convención de Ramsar (7ES029), fue declarado zona de Especial Importancia para las Aves (ZEPA ES0000017) e incluida en la Red Natura 2000 (LIC ES2430043). En 2006, fue declarada Reserva Natural Dirigida mediante la Ley 11/2006 del Gobierno de Aragón.

Tiene aprobado el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) mediante el Decreto 42/2006 del Gobierno de Aragón y también existen Normas de explotación del acuífero y perímetro de protección del mismo. Por parte del Organismo de cuenca no se otorgan nuevas concesiones para el aprovechamiento de las aguas subterráneas vinculadas al acuífero.

#### 8.2.1.8 Presiones, impactos y estado de conservación del humedal

Las principales presiones que sufre el humedal tienen que ver con la extracción de aguas subterráneas para riego, contaminación del acuífero con nitratos procedentes de fertilizantes agrarios, roturación de vegetación salina y esteparia natural, intensificación agrícola y ganadera, afluencia estacional masiva de visitantes.

Los impactos más significativos derivados de estas presiones se exponen a continuación agrupados en función de los recursos a los que afectan.

##### a) Medio físico

- Disminución del volumen de agua embalsada en el conjunto del humedal.
- Desaparición de lagunas y navajos debido a acciones humanas.

- Contaminación del acuífero por nitratos de origen agrario.
- Alteración de los valores característicos de calidad de las aguas superficiales.
- Incremento de los procesos de erosión y de sedimentación en la laguna por efecto de la deforestación en la zona alta de la cuenca.

*b) Especies y comunidades de flora*

- Regresión de la vegetación sumergida.
- Regresión de la vegetación perilagunar.
- Disminución de biodiversidad vegetal en la cuenca.

*c) Especies y comunidades de fauna*

- Disminución de la capacidad de carga del conjunto lagunar para la invernada de aves acuáticas.
- Disminución del número de especies nidificantes y rarefacción de especies singulares de avifauna.

El diagnóstico realizado en el Plan de Ordenación de Recursos Naturales de la Laguna de Gallocanta ofrecía un estado aceptable de conservación general del humedal y la cuenca que lo alimenta. Este diagnóstico se refuerza en la medida que no existen elementos o procesos claves del entramado ecológico que se hallen en situación de degradación irreversible debido a la acción humana. Sin embargo, se han detectado determinados fenómenos que suponían amenazas de diversa gravedad para la permanencia y estabilidad del ecosistema. Así, la combinación de factores naturales como la sequía (durante 1985-1989 y 1991-1993 que llegó a secar totalmente la laguna) y de factores antrópicos pueden llevar al sistema ecológico a una situación preocupante.

Como manifestaciones más claras de este declive pueden citarse la lentitud y la dificultad de recuperación de los niveles de agua en el humedal, la limitada extensión superficial a la que han sido relegadas las comunidades vegetales perilagunares (actualmente ocupan tan solo 745 ha) y la disminución drástica en la nidificación y la invernada de avifauna acuática en los últimos años.

También se constatan procesos de regresión espacial y cuantitativa de las comunidades biológicas más características, y en otros casos, de degradación o alteración de los recursos o de las características físicas y biológicas del humedal, en su mayor parte relacionados con la progresión de las actividades agrícolas en la cuenca.

La campaña de evaluación del estado ecológico de la Laguna de Gallocanta realizada por la Confederación Hidrográfica del Ebro (campaña 2008) proporciona los siguientes valores:

- Nivel de calidad “Muy Bueno” para los indicadores de calidad biológicos de la Riqueza específica de macrófitos (7) en la campaña de primavera, el cinturón de helófitos (90%) y nivel de calidad de “otra flora acuática”.
- La evaluación del estado ecológico según los indicadores biológicos en primavera es “Muy bueno”. Además, no presenta alterados los indicadores de calidad físico-químico. La evaluación final de estado ecológico es “Bueno”.
- En el humedal aún no se ha evaluado la alteración hidromorfológica.

### **8.2.2. Laguna de Fuentedepiedra**

La Laguna de Fuente de Piedra se localiza al noroeste de la provincia de Málaga, en el término municipal de Fuente de Piedra, en la zona conocida como Hoya del Navazo a 410 metros de altitud. Es una Reserva Natural que comprende la finca actualmente inscrita en el Catastro correspondiente al Polígono 43, parcela número 10, del término municipal de Fuente de Piedra, así como, una zona perimetral exterior y continua de una anchura de 100 metros (fig. 8.22).

El municipio de Fuente de Piedra cuenta con una población de 2.024 habitantes y dista 73 km de la capital Málaga.



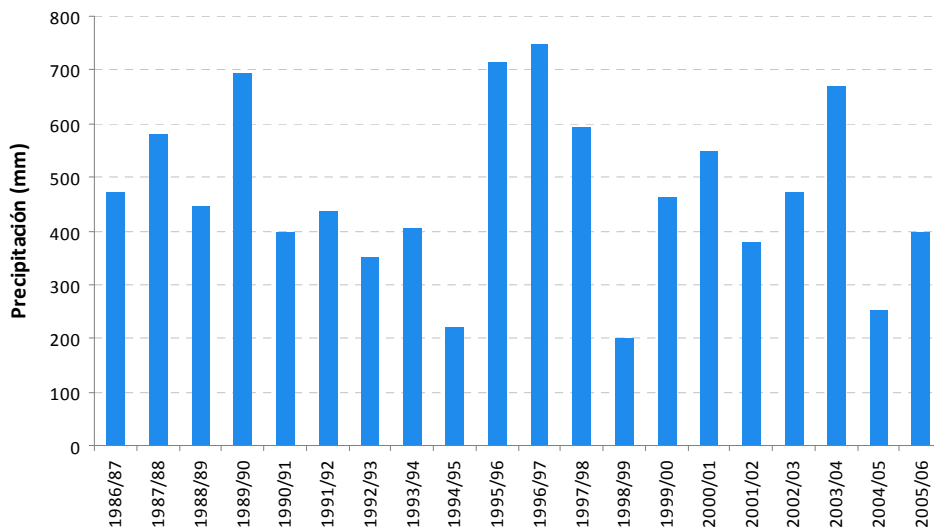
**Figura 8. 22. Laguna de Fuente de Piedra (Málaga)**

### 8.2.2.1 Climatología

La descripción climática de la zona se ha realizado a partir de la Ficha Informativa del Humedal Ramsar. Por su parte, las series de datos de precipitación y temperatura que se presentan a continuación han sido obtenidas del modelo hidrológico SIMPA (CEDEX, 2010) para la laguna de Fuente de Piedra. En el caso de la evapotranspiración, se han considerado los valores del modelo SIMPA ajustados mediante los valores de evapotranspiración observados en los embalses próximos a la laguna.

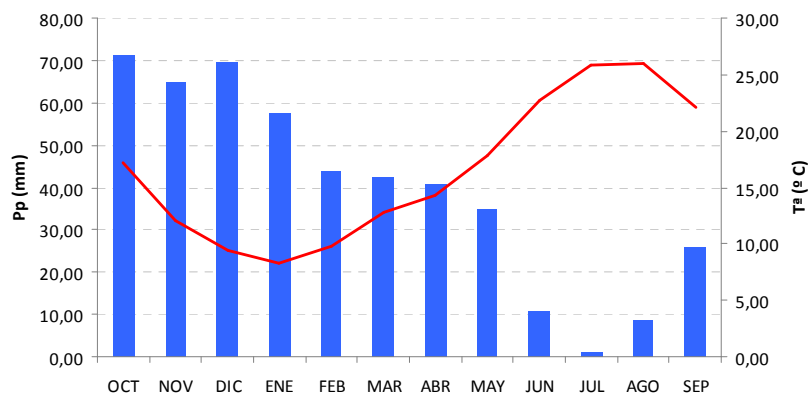
De esta forma, el clima de la zona ha sido descrito como de tipo semiárido mesotérmico, con un pequeño exceso de agua invernal, o como termomediterráneo seco. Los inviernos en la laguna son suaves de día, aunque de noche pueden haber escarchas o heladas. Las primaveras son especialmente lluviosas, pero por el contrario los veranos son muy calurosos. El otoño es la estación más inestable del año.

Para la serie de 1986-2006 (fig. 8.23), la precipitación media anual es de 470 mm. El año con mayor precipitación en ese periodo fue de 750 mm, mientras que el de menos 200 mm.



**Figura 8. 23. Serie de precipitación analizada para la Laguna de Fuente de Piedra**

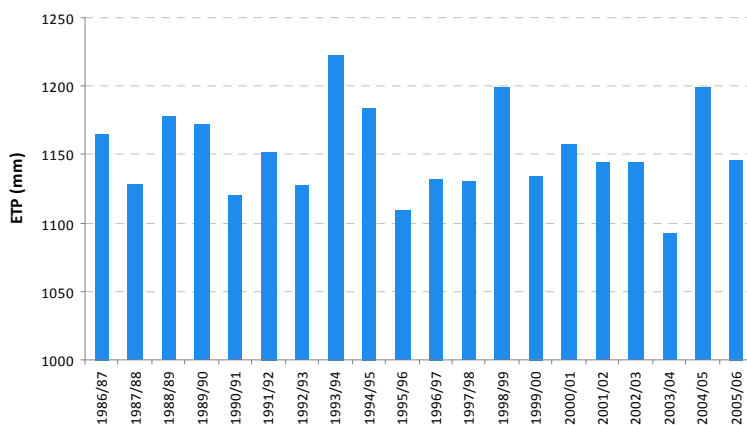
Las precipitaciones máximas se dan en los meses de octubre a enero, y las mínimas se dan en junio, julio y agosto, tal como se puede observar en la figura 8.24.



**Figura 8. 24. Distribución anual de la precipitación en la Laguna de Fuente de Piedra**

En general el invierno es una estación suave, con temperaturas medias de entre 9,8°C y 13,4°C, aun cuando no son inexistentes las heladas y la formación de escarcha (la media de las mínimas del mes más frío es 3,9°C), mientras que el verano es muy caluroso (la media de las máximas del mes más cálido es de 34,3° C). La primavera tiene unas temperaturas medias entre 17°C y 18°C, en tanto que el otoño se configura como la estación más inestable. La temperatura media anual se sitúa en torno a los 16,5-17,4° C.

Para la serie de 1986-2006, la evapotranspiración potencial (ETP) considerada asciende a 1.150 mm. El año con mayor ETP en ese periodo fue de 1.222 mm, mientras que el de menos 1.092 mm (fig. 8.25).



**Figura 8. 25. Evapotranspiración potencial en la Laguna de Fuente de Piedra para el periodo 1986-2006**

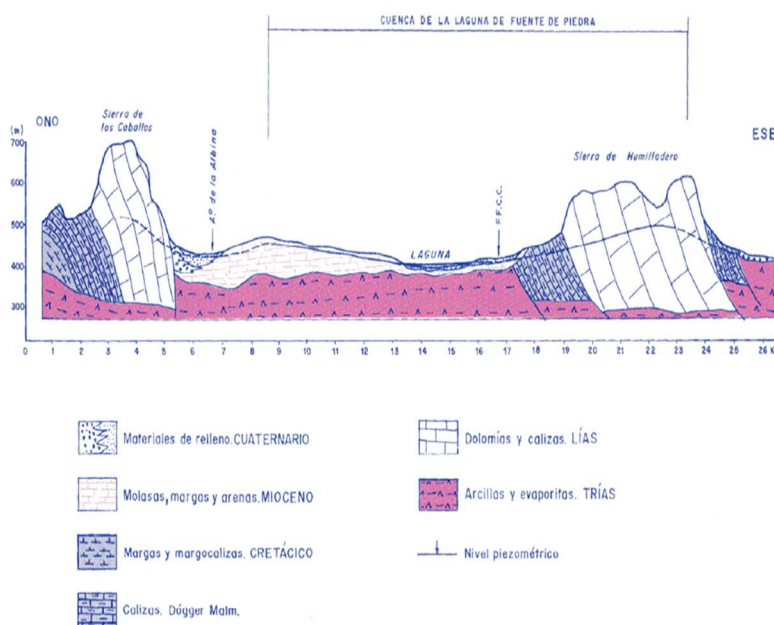
Dentro del ciclo anual, los valores máximos de evaporación tienen lugar durante los meses de junio, julio y agosto, con valores próximos a 200 mm, mientras que los meses invernales son los que presentan los valores más bajos (diciembre, enero y febrero con valores mensuales inferiores a 50 mm).

#### 8.2.2.2 Geología y geomorfología

La descripción del contexto geológico y geomorfológico de Fuente de Piedra se ha realizado a partir de la información de los trabajos del IGME en la laguna (1984, 1988 y 2009), la Ficha Informativa de Humedal Ramsar y la descripción del contexto regional de Villalobos (2006).

Este humedal se asienta en la región subbética, en la parte externa de las Cordilleras Béticas, en particular en la gran cadena montañosa caliza que se extiende desde la sierra de Grazalema (en el norte de la provincia de Cádiz) hasta Sierra Gorda, ya en el sector occidental de la provincia de Granada. Presente una directriz bética ENE–OSO e integra un conjunto de sierras, todas ellas pertenecientes geológicamente al Subbético Interno (incluyendo el Penibético). En este gran eje destacan, de oeste a este, macizos kársticos tan emblemáticos como los de las sierras del Grazalema, Ubrique, Endrinal, Líbar, Blanquilla, Torcal de Antequera y Sierra Gorda. Estas sierras están mayoritariamente constituidas por rocas jurásicas y cretácicas de naturaleza carbonatada a partir de la acumulación de grandes cantidades de restos de esqueletos de organismos sobre los fondos marinos. La colisión de la pequeña placa de Alborán (Zonas Internas) con las placas Ibérica y Africana, iniciada en el Mioceno inferior, provocó el desplazamiento, la emergencia y levantamiento de estos fondos. Estas rocas fueron plegadas, fracturadas y desplazadas formando los grandes relieves que hoy representan las Zonas Externas de la Cordillera Bética. Desde ese momento, los relieves se han visto sometidos a la acción erosiva del agua, el hielo y el viento, dando lugar al desarrollo de sistemas kársticos, tanto en superficie como en el medio subterráneo, exokarst y endokarst, respectivamente.

El afloramiento de una unidad triásica (Trías de Antequera) compuesta por yesos, carbonatos y, sobre todo, arcillas, en el sector nororiental de esta área, ha permitido el desarrollo de excelentes fenómenos de endorreísmo. En estas cuencas endorreicas se configuran cubetas lagunares de alto contenido salino y excepcional valor ecológico, cuyo ejemplo más relevante es la Laguna de Fuente de Piedra (fig. 8.26).



FUENTE: IGME, 1984

**Figura 8. 26. Cuenca endorreica triásica donde se desarrolla la Laguna de Fuente de Piedra**

El modelado principal de estos relieves es de carácter kárstico que se desarrolla intensamente sobre los materiales yesífero-salino del Complejo Caótico Subbético y, más intensamente, en las zonas de acumulación de este tipo de litologías.

La génesis de la depresión lagunar tiene que ver con los procesos de karstificación y disolución que afectan a los materiales yesífero-salinos del Complejo Caótico Subbético, CCS, en esta zona. Así, la disolución del yeso origina hundimientos que atraen las aguas pero la abundancia de residuos arcillosos insolubles tapa los conductos abiertos por disolución y permite el estancamiento de las aguas. Mientras que en cualquier lugar la división de aguas origina rápidamente la formación de dolinas y las relega a interfluvios estrechos donde la circulación del agua es rápida, aquí la laguna no ha encontrado emisario para evacuar las aguas en superficie, mientras que en la profundidad la circulación subterránea permanece, probablemente, lenta.

Los depósitos del cuaternario (glacis de ladera, depósitos aluviales de fondo de valle y rellenos arcillosos de depresiones) están constituidos por arcillas, arenas y gravas sueltas u ocasionalmente cementadas al pie de los relieves que definen la depresión.

En la laguna son abundantes los depósitos de carácter arcilloso-arenoso (de un color oscuro que manifiesta su contenido en materias orgánicas), en cuyo techo aparece una

delgada corteza salina que constituye el nivel más reciente de la sedimentación de la zona.

Por otra parte, hay que señalar que en esta laguna endorreica desaguan cuatro arroyos de distinta entidad: el arroyo Charcón o de Humilladero, el arroyo de los Arenales, el de Mari Fernández, y el más importante que nace al pie de la Camorra de Molina, el arroyo de Santillán.

### 8.2.2.3 Topografía y características de la cubeta

La descripción de las características topográficas se ha realizado a partir de la Ficha Informativa de Humedal Ramsar y la descripción del ITGE (1988). En el caso de los elementos topográficos con mayor significado para las comunidades orníticas, se ha seguido la zonificación descrita por Sánchez *et al.* (1989). Las curvas de llenado y vaciado de la laguna (relación superficie-cota-volumen) se ha realizado a partir de fotografías aéreas, los registros de niveles de agua y el Modelo Digital del Terreno (Junta de Andalucía, 2005).

Las características topográficas de la laguna son:

- La laguna tiene morfología elipsoidal algo arriñonada, con ejes mayor (NE-SW) y menor de longitud 6,8 y 2,5 km respectivamente, un perímetro de 18 km y una superficie de unos 13 km<sup>2</sup>, teniendo en cuenta los límites hasta los que normalmente puede alcanzar el agua.
- La cubeta es una somera depresión, de orillas tendidas y fondo plano, y en la que se ha llegado a registrar una profundidad máxima de aproximadamente 1,5 m en condiciones de excepcional nivel de inundación.
- En el interior de la laguna existen diferentes elementos que dan relieves de distinto tamaño y forma, entre los que destacan diques y espigones, en su mayoría artificiales. Estos elementos constituyen hábitats muy importantes para las aves (especialmente las acuáticas) por ser el sustrato para su nidificación al estar aislados de las orillas.

Los espigones son los restos de la infraestructura dedicada a la explotación salinera, de los cuales se conservan sólo algunos tramos por lo general bastante erosionados. Los tramos más extensos y mejor conservados se localizan en el interior de la laguna y constituyen los restos de un antiguo canal de desagüe. Se puede distinguir: la Isla de Senra, localizada en el centro de la laguna que está desprovista de vegetación y constituye el territorio más utilizado por los flamencos para situar su colonia de nidificación. También destaca el Dique o Espigón Central y Espigones de "L" y "T", situados en la mitad sur de la laguna (fig. 8.27). Estos presentan matorral y vegetación herbácea, ambos de carácter halófilo. En años de precipitación moderada, son utilizados por las colonias de flamencos y otras aves. Otros restos, sin apenas vegetación, han sido ocupados también



por flamencos y otras aves, mientras que los que están próximos a las orillas de la mitad norte y este de la laguna, en condiciones de inundación moderada son utilizados como áreas de reproducción de limícolas.

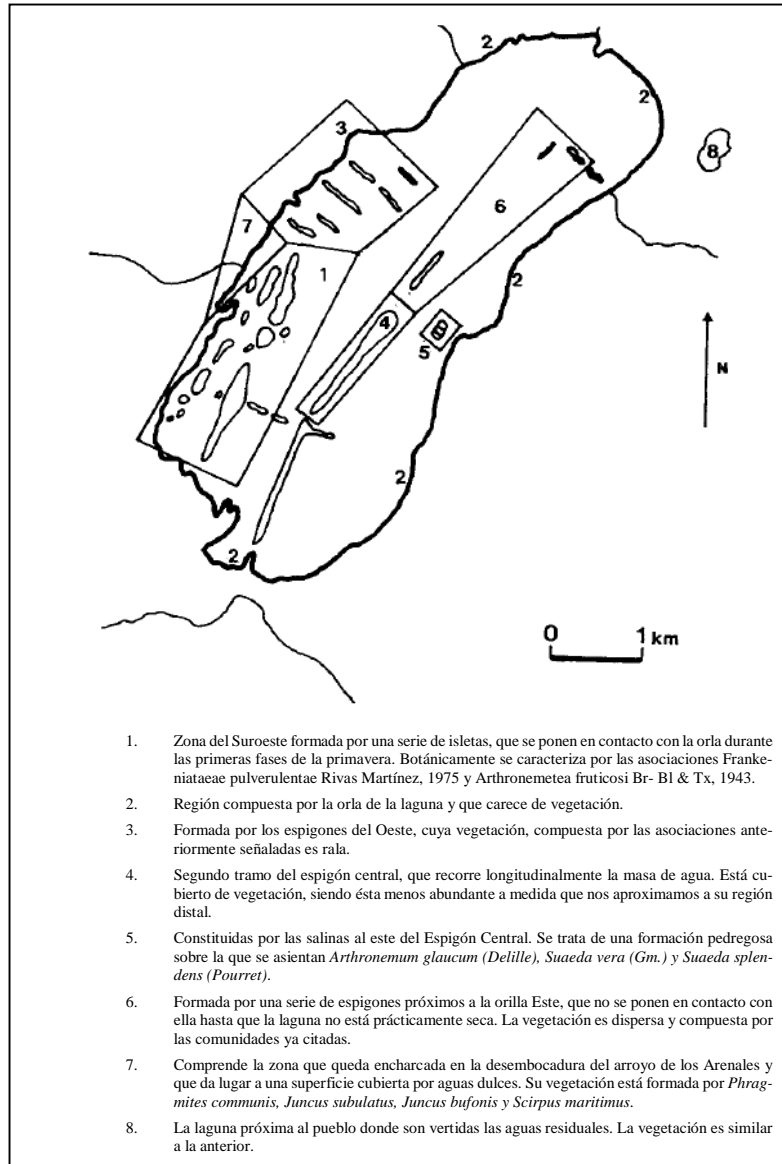


**Figura 8. 27. Dique central albergando a los flamencos (Laguna de Fuente de Piedra)**

Las únicas tierras naturales emergidas en la laguna son los Canchones del suroeste que presentan vegetación halófila, con matorral y cobertura herbácea, más desarrollada que en los espigones. En los años húmedos, albergan las colonias de flamencos. Además acogen a numerosas especies acuáticas (focha común, polla de agua, tarro blanco, cigüeñuela, ánade real, zampullín cuellinegro, pato colorado y porrón común) y otras no tan ligadas a medios acuáticos (alcaraván, triguero, buitron, terrera común, lavandera boyera, cogujada, calandria, perdiz, curruca tomillera).

Todos los elementos que configuran la morfología actual de la laguna están cada vez más desfigurados respecto de su disposición originaria como consecuencia del progresivo deterioro que se va produciendo en ellos por la erosión de las partes más elevadas y la colmatación de las más profundas. A esta colmatación contribuyen los materiales de acarreo transportados por el agua de lluvia torrencial que llega a la laguna especialmente a través de los arroyos que afluyen en la mitad norte.

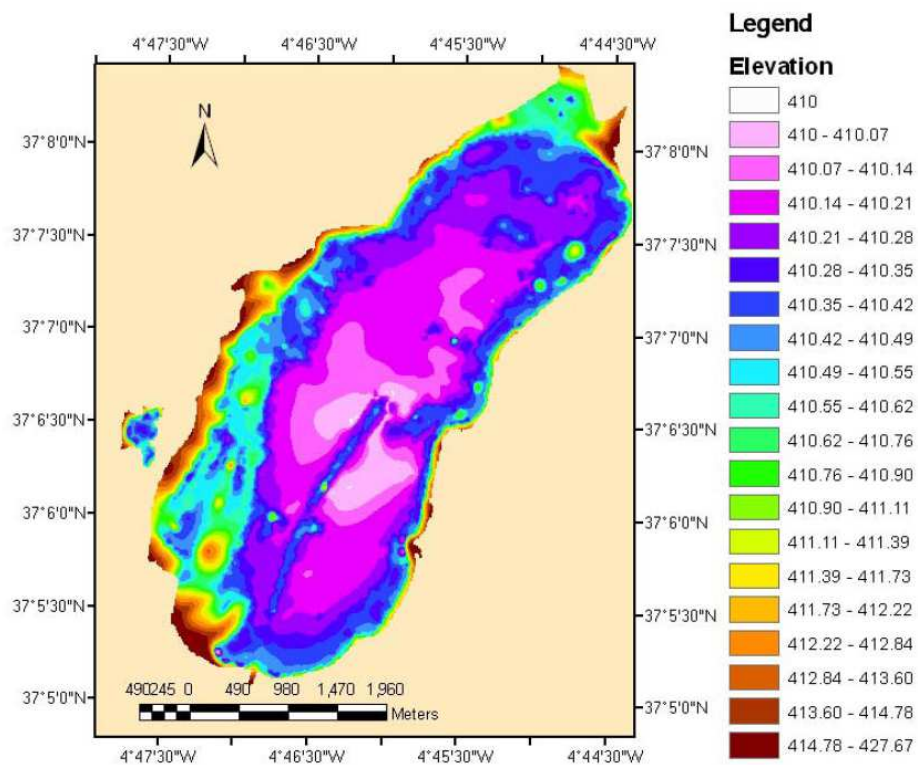
Por otra parte, en la laguna se pueden diferenciar algunas áreas que son importantes para las aves y presentan unas características fisonómicas similares tal como se presenta en la figura 8.28.



FUENTE: Sánchez et al., 1989

Figura 8. 28. Localización de áreas importantes para las aves en la Laguna de Fuente de Piedra

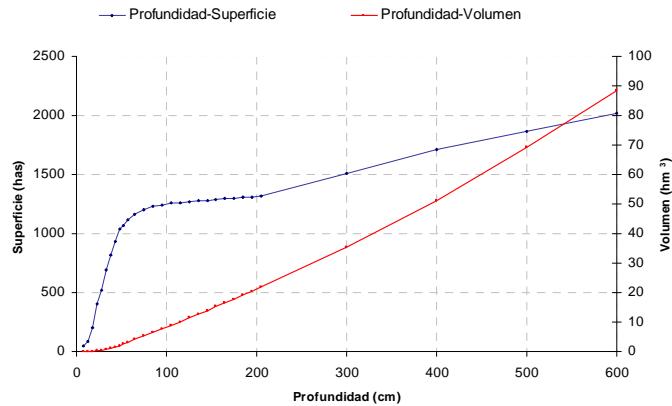
La microtopografía de la laguna obtenida mediante teledetección se muestra en la figura 8.29.



FUENTE: Wang, 2008

**Figura 8. 29. Microtopografía de la Laguna de Fuente de Piedra**

A partir de los datos topográficos de la laguna y la restitución del fondo de la misma se puede calcular el volumen y la superficie ocupada por la lámina de agua para cada intervalo de cota de nivel (fig. 8.30).



FUENTE: Wang, 2008

**Figura 8. 30. Superficie ocupada por la lámina de agua para cada intervalo de cota de nivel en la Laguna de Fuente de Piedra**

#### 8.2.2.4 Flora y vegetación

Las fuentes consultadas para desarrollar este apartado han sido diversas. Para la identificación de las especies de flora que presentan un gran valor de conservación se han revisado diferentes estudios y documentos técnicos (Blanca, *et al.*, 2000; Ministerio de Medio Ambiente, 2001; Ficha Informativa Ramsar, etc.). Para la presencia de los hábitats de interés comunitario se ha consultado el Formulario Oficial de la Red Natura 2000 y que se mencionan con sus correspondientes códigos. Para la interpretación y descripción de las comunidades vegetales de la laguna en relación a los hábitats tipificados de interés comunitario se ha utilizado el Manual de Interpretación, los trabajos de catalogación y tipificación de comunidades vegetales de Fuente de Piedra (Ministerio de Medio Ambiente, 2001) y las bases ecológicas para gestión de humedales (Auct, 2009). En el caso del modelo de distribución de hábitats y especies vegetales en la laguna se han seguido los estudios y aproximaciones metodológicas de García Viñas *et al.* (2005) y WWF (2009).

Entre las especies florísticas de mayor interés citadas en Fuente de Piedra, destacan las siguientes:

- *Althenia orientalis* (Tzvelev). Es una de las plantas más raras y amenazadas de la flora acuática halófila. Vive en lagunas de fondo plano, someras, endorreicas y estacionales. Está incluida como especie vulnerable según el Decreto 104/1994, por el que se establece el Catálogo Andaluz de Especies de la Flora Silvestre Amenazada, y en la Lista Roja de la Flora Vasculare Española.

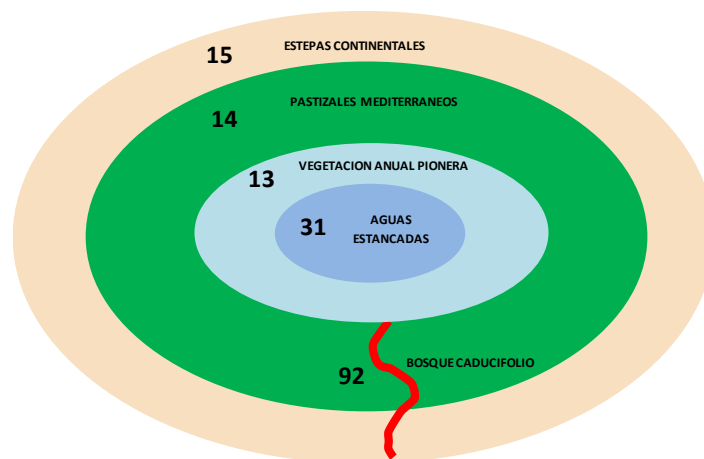
- *Riella helicophylla* (Bory y Mont.) Mont. Esta pequeña planta acuática, de unos 2-4 cm, es un briófito acuático (hepática) que vive en las orillas suaves de las lagunas salinas de fondo plano, con aguas muy someras, estacionales y transparentes, aunque también puede vivir en charcas salinas. Se desarrolla durante la primavera, antes de que se produzca el máximo crecimiento de las demás plantas acuáticas halófilas. Suele encontrarse dispersa entre otras plantas acuáticas, o formando praderitas en la orilla de la laguna, pero es una planta tan pequeña que puede pasar desapercibida. Especie de interés comunitario reseñada en el Anexo II de la Directiva Hábitat (Directiva 92/43/CEE de 21 de mayo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.
- Otras especies de especial interés. Se consideran especies acuáticas de atención preferente, tanto para su manejo como para su conservación, por estar sujetas a unos requerimientos ecológicos particulares: *Ranunculus trichophyllus*, *Zannichellia palustris*, *Ruppia drepanensis* y *Lamprothamnium papulosum*.

En cuanto a la Vegetación lagunar y perilagunar, en la ficha de designación de la laguna de Fuente de Piedra como lugar de interés comunitario, se encuentran representados los siguientes tipos de hábitats naturales recogidos en la Red Natura 2000:

- 11 Aguas marinas y medios de marea
  - 1150 Lagunas
- 13 Marismas y pastizales salinos atlánticos y continentales
  - 1310 Comunidades pioneras halo-nitrófilas continentales (*Frankenion pulverulentae*).
- 14 Marismas y praderas salinas mediterráneas y termoatlánticas
  - 1410 Praderas salinas mediterráneas (*Juncetalia maritimi*)
  - 1420 Matorrales halófilos mediterráneos (*Arthrocnemetalia fruticosae*)
- 15 Estepas continentales halófilas y gipsófilas
  - 1510 Estepas salinas (Limonietalia)
- 31 Aguas estancadas
  - 3140 Aguas oligo-mesotróficas calcáreas con vegetación béntica de cárcenas
  - 3170 Estanques temporales mediterráneos
- 92 Bosques mediterráneos caducifolios
  - 92D0 Galerías ribereñas termomeditarráneas (Nerio-Tamaricitea)

En cuanto a la organización espacial de los hábitats de interés comunitario en el ámbito de Fuente de Piedra y su entorno hay que comentar que se encuentran diferentes hábitats vinculados al agua, tales como los hábitats de aguas estancadas, vegetación anual pionera, pastizales mediterráneos y estepas continentales (grupos de hábitats tipo 31, 13, 14, 15 y 92). Cada tipo de hábitat está representado por ciertas especies predominantes, las cuales indican características del medio (humedad, salinidad, nutrientes, etc.) diferenciadas.

La organización espacial de las especies responde fundamentalmente a gradientes ambientales, donde el régimen de inundación y las condiciones de salinidad son los factores primarios responsables de esta organización<sup>24</sup>. El resultado es un paisaje caracterizado por una zonación de la vegetación en bandas concéntricas (fig. 8.31) que se distribuyen a partir del centro de la laguna (Keddy, 2002; Wisheu y Keddy, 1992).



**Figura 8. 31. Distribución en bandas concéntricas de la vegetación en torno al humedal**

Para comprender la distribución de los hábitats según el origen y dinámica de las aguas, es necesario hacer una segregación atendiendo al origen de las aguas y su régimen de inundación. De esta forma, los tipos de hábitats presentes en Fuente de Piedra se pueden diferenciar en dos grandes grupos:

- c) *Hábitats tipo Glicohidrófilo*. Principalmente asociados al freatismo y pequeñas lagunas formadas por acumulación de aguas de fuentes, arroyos y canales. De forma

<sup>24</sup> A veces existen condiciones de degradación (eutrofización, ocupación del suelo, etc.) que marcan el principal factor de organización de las comunidades vegetales.

general se caracterizan por presentar unas condiciones de menor salinidad, ocupando una superficie relativamente reducida en el contexto de Fuentedepiedra. Entre estos hábitats tendríamos:

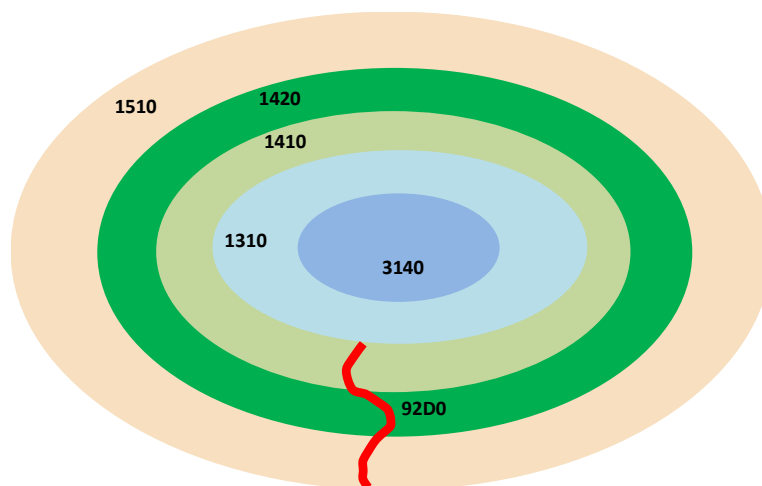
- HABITAT 3170: Se trata de cuerpos de agua de pequeña extensión que sufren desecación parcial o total durante el estío, y con aguas con bajo a moderado contenido en nutrientes. En estas aguas con menor salinidad se pueden encontrar plantas como *Ranunculus bandotti*, *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus trichophyllus*, *Zannichellia obtusifolia*, y algas como *Chara vulgaris*, *Chara aspera*, *Chara canescens* y *Chara galioidis*.
  - HABITAT 92D0: La vegetación arbórea que puede soportar suelos con elevado nivel freático está constituida por las formaciones de tarajes (*Tamarix galliea*). Son bosquetes densos, umbríos, de tal manera que los estratos arbustivo y herbáceo están muy empobrecidos y apenas si existen algunas especies. Estos bosquetes prosperan sobre suelos húmedos y salinos, pudiéndose observar buenas poblaciones en los alrededores del cortijo de la Herriza. En otros tiempos debieron cubrir mayor extensión y su regresión puede obedecer a la presión antropógena así como a la disminución de los niveles freáticos. También es frecuente la comunidad de juncias (*Scirpus maritimus*), que constituyen poblaciones monoespecíficas en puntos muy concretos, como sucede en las proximidades del cortijo de la Herriza y en el canal periférico.
- d) *Hábitats tipo halohidrófilo*. Las diferentes comunidades que tapizan el perímetro lagunar se disponen en base a la variación de los siguientes factores ecológicos: duración del encharcamiento, grado de salinidad y textura del suelo. El resultado es una zonación horizontal de las distintas comunidades. Los diferentes hábitats que se encuentran en la laguna serían los siguientes:
- HABITAT 3140: Hábitat caracterizado por una vegetación flotante y sumergida relevante cuando el nivel de agua, salinidad y turbidez lo permiten. En la Laguna de Fuente de Piedra se reconocen cuatro comunidades que se disponen en función del período de encharcamiento y salinidad del agua. Esta comunidad está constituida por los macrófitos como la cama de rana (*Ruppia marítima subs. drepanensis*), *Althenia filiformis* y la characea (*Tolypella hispanica*). Así, de zonas más a menos salobres localizamos *Lamprothamnietum papulosi*, *Althenietum filiformis*, *Ruppíetum drepanensis*, *Riellietum helicophyllae*. Destaca la presencia de *Riella helicophylla*, especie de interés comunitario reseñada en el Anexo II de la Directiva Hábitat (Directiva 92/43/CEE de 21 de mayo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres).

- HABITAT 1310: Este hábitat está formado por un conjunto de comunidades vegetales muy características desarrolladas sobre suelos con altos contenidos en sales, principalmente especies anuales. Se trata de una banda de vegetación cercana al agua y que se desarrolla cuando ésta desaparece a principios de verano. Es una formación de terófitos suculentos (Suaedo-Salicornietum ramosissimae) constituida por la sargadilla (*Suaeda splendens*) y sosa (*Salicornia ramosissima*). Aparecen acompañadas de especies herbáceas que se secan durante el verano y cuyas raíces se extienden por los primeros centímetros del suelo. Ejemplos de las mismas son *Frankenia pulverulenta*, *Spergularia niceensis*, *Frankenia laevis*, *Parapholis incurva*, *Sphenopus divaricatus*, *Hordeum maritimum*, *Polypogon monspeliensis*, *Cressa cretica*, *Spergularia marina*, *Halopeplis amplexicaulis*, *Suaeda splendens*, etc.
- HABITAT 1410: Se trata de una banda de vegetación constituida por el pastizal de especies halófilas (Aeluropo-Puccinellietum tenuifoliae). Es una comunidad de carácter pionero, que coloniza los suelos expuestos a un período de inundación variable pero que en el verano se secan. Esta comunidad está constituida esencialmente por las gramíneas *Aeluropus litoralis* y *Puccinellia festuciformis*.
- HABITAT 1420: Se trata de la banda de vegetación más alejada del agua. Está compuesta por matorral de almajos y salicores (Puccinellio tenuifoliae-Suaedetum brevifoliae y Puccinellio tenuifoliae-Arthrocnemetum macrostachyum). Este tipo de comunidades se instalan sobre suelos arcillosos y salinos, donde pueden pasar del encharcamiento a la desecación estival. Los almajos (*Arthrocnemum macrostachyum*) y salicores (*Suaeda brevifolia*) aparecen acompañados de otras especies crasas y gramínoideas.
- HABITAT 1510: Son formaciones ricas en plantas perennes que suelen presentarse sobre suelos temporalmente húmedos (no inundados) por agua salina expuestos a una desecación estival extrema, que llega a provocar la formación de eflorescencias salinas. En Fuentedepiedra ocupan las partes más secas del gradiente de humedad edáfica. Se trata de la banda de vegetación más alejada del agua. Está compuesta por matorral de almajos y salicores (Puccinellio tenuifoliae-Suaedetum brevifoliae y Puccinellio tenuifoliae-Arthrocnemetum macrostachyum). Este tipo de comunidades se instalan sobre suelos arcillosos y salinos, donde pueden pasar del encharcamiento a la desecación estival.

La conceptualización anterior permite plantear un modelo de distribución de la vegetación en Fuente de Piedra. Se trata de un modelo que permite explicar la distribución de los subgrupos y tipos de la Directiva Hábitat y las especies que los integran. En la figura



8.32, se reproduce esta zonificación teórica, realizada a la escala de “tipos de hábitats”. Algunos subgrupos muestran particularidades, como es el caso del subgrupo 14 (1410 y 1420).



**Figura 8. 32. Distribución teórica de la vegetación de la Laguna de Fuente de Piedra a tenor de los “tipos de hábitats”**

#### 8.2.2.5 Fauna

Para la identificación de las especies de fauna con valor de conservación se han revisado los documentos técnicos desarrollados para la Redacción del Plan de Protección Hídrica de la Laguna de Fuente de Piedra (Ministerio de Medio Ambiente, 2001). Según las últimas recopilaciones de especies vertebradas registradas en la zona, el número total asciende a 213 entre los grupos de Anfibios, Reptiles, Aves y Mamíferos.

Para la presencia de las especies de aves se ha consultado el Formulario Oficial de la Red Natura 2000. Las poblaciones de aves han sido descritas a partir de la Ficha Informativa Ramsar. Los aspectos relacionados con la biología de reproducción de los flamencos en Fuente de Piedra han sido tratados a partir del seguimiento de la especie en la laguna (Rendón *et al.*, 2009) y diversos trabajos complementarios (Rendón, 1986 y 1987; Rendón y Jonson, 1996). La fenología y selección del hábitat de las especies de aves han sido tratadas a partir de Sánchez *et al.* (1989).

Tabla 8. 5. Aves de interés comunitario de la Laguna de Fuente de Piedra

<i>Tachybaptus ruficollis</i>	<i>Charadrius alexandrinus</i>	<i>Anthus campestris</i>
<i>Podiceps cristatus</i>	<i>Pluvialis apricaria</i>	<i>Anthus trivialis</i>
<i>Podiceps nigricollis</i>	<i>Pluvialis squatarola</i>	<i>Anthus pratensis</i>
<i>Ixobrychus minutus</i>	<i>Vanellus vanellus</i>	<i>Motacilla flava</i>
<i>Egretta garzetta</i>	<i>Calidris canutus</i>	<i>Motacilla cinerea</i>
<i>Ardea cinerea</i>	<i>Calidris alba</i>	<i>Motacilla alba</i>
<i>Ciconia ciconia</i>	<i>Calidris minuta</i>	<i>Erithacus rubecula</i>
<i>Phoenicopterus ruber</i>	<i>Calidris ferruginea</i>	<i>Phoenicurus ochruros</i>
<i>Anser anser</i>	<i>Calidris alpina</i>	<i>Saxicola torquata</i>
<i>Tadorna tadorna</i>	<i>Philomachus pugnax</i>	<i>Oenanthe hispanica</i>
<i>Anas penelope</i>	<i>Gallinago gallinago</i>	<i>Turdus philomelos</i>
<i>Anas strepera</i>	<i>Limosa limosa</i>	<i>Turdus iliacus</i>
<i>Anas crecca</i>	<i>Numenius arquata</i>	<i>Cisticola juncidis</i>
<i>Anas platyrhynchos</i>	<i>Tringa erythropus</i>	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>
<i>Anas acuta</i>	<i>Tringa ochropus</i>	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>
<i>Anas clypeata</i>	<i>Actitis hypoleucos</i>	<i>Sylvia undata</i>
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	<i>Phalaropus lobatus</i>	<i>Sylvia conspicillata</i>
<i>Netta rufina</i>	<i>Larus ridibundus</i>	<i>Sylvia melanocephala</i>
<i>Aythya ferina</i>	<i>Larus genei</i>	<i>Sylvia communis</i>
<i>Oxyura leucocephala</i>	<i>Larus fuscus</i>	<i>Phylloscopus bonelli</i>
<i>Circus aeruginosus</i>	<i>Gelochelidon nilotica</i>	<i>Muscicapa striata</i>
<i>Circus cyaneus</i>	<i>Sterna albifrons</i>	<i>Parus palustris</i>
<i>Circus pygargus</i>	<i>Chlidonias hybridus</i>	<i>Lanius excubitor</i>
<i>Falco naumanni</i>	<i>Chlidonias niger</i>	<i>Lanius senator</i>
<i>Alectoris rufa</i>	<i>Streptopelia turtur</i>	<i>Sturnus vulgaris</i>
<i>Coturnix coturnix</i>	<i>Cuculus canorus</i>	<i>Sturnus unicolor</i>
<i>Gallinula chloropus</i>	<i>Asio flammeus</i>	<i>Passer domesticus</i>
<i>Porphyrio porphyrio</i>	<i>Caprimulgus ruficollis</i>	<i>Passer hispaniolensis</i>
<i>Fulica atra</i>	<i>Merops apiaster</i>	<i>Serinus serinus</i>
<i>Grus grus</i>	<i>Upupa epops</i>	<i>Carduelis chloris</i>
<i>Himantopus himantopus</i>	<i>Picus canus</i>	<i>Carduelis carduelis</i>
<i>Recurvirostra avosetta</i>	<i>Melanocorypha calandra</i>	<i>Carduelis cannabina</i>
<i>Burhinus oedicnemus</i>	<i>Calandrella brachydactyla</i>	<i>Miliaria calandra</i>
<i>Glareola pratincola</i>	<i>Galerida theklae</i>	<i>Calandrella rufescens</i>
<i>Charadrius dubius</i>	<i>Hirundo rustica</i>	<i>Larus cachinnans</i>
<i>Charadrius hiaticula</i>	<i>Delichon urbica</i>	

Entre las aves, un total de 46 especies se reproducen en el área protegida y 126 representan a las especies invernantes, estivales, divagantes o migratorias que no llegan a reproducirse en el entorno. Del montante total, 123 especies se encuentran actualmente protegidas por la Ley mediante el Real Decreto 3.181/1.980, de 30 de diciembre lo que representa el 71,5% de las Registradas hasta la fecha. En la tabla 8.5, se presenta el listado de las aves de Interés Comunitario que podemos hallar en la Laguna de Fuente de Piedra actualmente.

Sin duda alguna, el renombre que actualmente posee la Laguna de Fuente de Piedra se debe en gran medida al flamenco rosa (*Phoenicopterus ruber*) y, en segundo lugar, al resto de las aves acuáticas que la pueblan.

El flamenco (*Phoenicopterus ruber*) es, sin duda, una especie de extraordinario valor en la laguna de Fuente de Piedra. Considerando todos los censos realizados en el periodo 1996-2004, se obtienen valores medios que todos los años superan en 1% de la población de referencia. De esta manera, se ofrecen los datos referentes al periodo 1996-2004, presentando el promedio de aves para el conjunto del año y el valor máximo registrado en cada uno de ellos: año 1996, promedio 12.248 y máximo 37.927; año 1997, promedio 15.116 y máximo 30.694; año 1998, promedio 15.605 y máximo 27.900; año 1999, promedio 6.189 y máximo 18.688; año 2000, promedio 5.454 y máximo 19.822; año 2001, promedio 9.314 y máximo 30.688; año 2002, promedio 9.996 y máximo 31.263; año 2003, promedio 6.177 y máximo 21.303; año 2004, promedio 12.157 y máximo 36.706.

Considerando como valor de referencia el 1% (1.000 individuos) de la población de flamencos del Mediterráneo occidental, se observa que esta especie cumple con creces los parámetros establecidos para el criterio 6 de los humedales Ramsar, llegando a alcanzar valores muy elevados si se considerase que no todos los individuos que utilizan la laguna durante el periodo reproductor se encuentran presentes de manera continua y simultánea en la laguna.

La presencia de los flamencos en Fuente de Piedra sigue un desarrollo cíclico, condicionado principalmente por el nivel de agua existente en la Laguna. Este ciclo sería el siguiente: a principios del Invierno, desde Noviembre en adelante, empiezan a llegar Flamencos ya que el nivel de las aguas se va elevando, de este modo invernan grupos relativamente pequeños que permanecen agrupados en una o varias formaciones, siempre con los tarsos sumergidos. En esta época, se producen constantes desplazamientos a zonas húmedas cercanas que son nocturnos en la mayoría de los casos.

Desde finales de febrero comienza la afluencia masiva de flamencos a la laguna con vistas a la reproducción siempre que las condiciones del medio lo permitan. Los censos efectuados hasta este periodo alcanzan los 13.000 ejemplares, coincidiendo, aproximadamente, con el mayor nivel de las aguas. Lo normal, a partir de entonces, es que parte de que los individuos abandonen el recinto si las condiciones de procreación no son aptas, los que quedan se entreguen a las paradas nupciales allá por el mes de marzo, y en

adelante, son continuas las cópulas y las peleas entre machos. Las hembras van tomando posiciones en el espigón central, sobre su extremo distal, para la incubación.

Durante el mes de Abril, todos los reproductores se agrupan en esta zona con lo que la colonia adopta una bella estampa ofrecida por varios miles de flamencos apiñados en el centro geométrico de la laguna y detectable desde lejos por la gran mancha blanco-rosada que ofrecen (fig. 8.33).



**Figura 8. 33. Flamencos criando en la Laguna Fuente de Piedra en Abril.**

En Mayo, se producen los primeros nacimientos, hecho que se va sucediendo hasta bien entrado el mes de Junio, mientras tanto, las crías ya nacidas son alimentadas por sus progenitores y cuidadas en grandes grupos llamados "Guarderías" que son vigiladas por algunos adultos.

El continuo descenso del nivel de las aguas en la laguna causado por la escasa pluviosidad y la elevada evaporación que se produce durante estas fechas, exige a menudo el aporte artificial y exterior de este líquido imprescindible dado que la alimentación del flamenco se realiza mediante filtración en el pico de partículas nutritivas y microorganismos en suspensión. De este modo, en Julio, Agosto o Septiembre es posible procurar alimento y consecuentemente,

Tras largas jornadas de continuo aprendizaje ejercitando el vuelo, las crías abandonan el recinto hacia otras latitudes, generalmente a marismas y salinas costeras. Los adultos, una vez liberados de las tareas reproductoras, también se marchan hacia otros puntos con mejores condiciones medioambientales quedando la laguna desierta durante los meses de Septiembre, Octubre y Noviembre.

En el mismo espigón que ocupa la colonia de flamencos, aunque separados de ella, nidifican otras aves como la Pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*), Gaviota reidora (*Larus ridibundus*), Gaviota picofina (*Larus genie*), Avoceta (*Recurvirostra avosetta*), Cigüeñuela (*Himantopus himantopus*), Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*), Anade real (*Anas platyrhynchos*), Pato colorado (*Netta rufina*) y la grácil Lavandera boyera (*Motacilla flava*).

Hay que resaltar la importancia ecológica que tiene la colonia de pagaza piconegra asentada en Fuente de Piedra, siendo la más numerosa y estable de toda Europa con el 25 por ciento de los reproductores europeos. La mayor parte de los años desde 1991 a 2004, se registran promedios para la especie superiores al 1% de la población del oeste de Europa y África. Las cifras de promedios y máximos anuales son las siguientes: 1991-160 aves de promedio (475 máximo anual); 1993-301 (801); 1994-362 (1038); 1995-16 (55), importante sequía, la laguna se secó en el mes de febrero; 1996-354 (863); 1997-138 (223); 1998-264 (877); 1999-384 (1.072); 2000-524 (1.394); 2001-384 (1.451); 2002-472 (1.623); 2003-244 (682) y 2004-302 (897). (1%=130). Esta especie utiliza la laguna de Fuente de Piedra exclusivamente durante el periodo reproductor, entre los meses de Marzo a Septiembre.

El gran interés ecológico de esta especie se fundamenta en el aspecto trófico de la pagaza en la laguna y su entorno. Desde que aparece en esta región, a primeros de Abril y mientras preparan la nidificación, consumen preferentemente coleópteros y hemípteros. La explosión demográfica observada en el grupo de los ortópteros, con carácter anual, coincide con el nacimiento de los primeros pollos, época en la que precisan mayores y más frecuentes presas por lo que la pagaza los consume masivamente, llegando a representar el 95% de la presas encontradas en la colonia. De este modo, liberan a los campos de girasol y cártamo de una terrible plaga. Algunos autores aconsejan la protección de todas aquellas áreas de cría de la pagaza, dada la labor positiva que desarrollan de cara al saneamiento de los cultivos al presionar súbitamente hasta su agotamiento, sobre una presa determinada que posee una explosión poblacional. El área de alimentación de la pagaza en la zona estudiada comprende gran parte de la Vega de Antequera siendo su radio de acción de 20 km con centro en Fuente de Piedra.

En la colonia de crías de la pagaza se da un tipo de asociación interespecífica de indudable interés científico ya que intervienen otras especies como las gaviota reidora, gaviota picofina, Avoceta, cigüeñuela y chorlitejo patinegro.

En los espigones más desarrollados y con mayor cobertura vegetal, además de las especies acuáticas citadas, se suelen instalar otras mas propias de las campiñas o de tipo estepárico como son el alcaraván (*Burhinus oedicnemus*), calandria (*Melanocorypha calandra*), terrera (*Calandrella cinerea*), cogujada (*Galeriada cristata*), triguero (*Emberiza calandra*) y perdiz (*Alectorius rufa*), entre otras.

Los puntos de agua dulce existentes en los alrededores, desembocaduras de arroyos y lagunillas, si poseen vegetación palustre desarrollada, acogen a diversos nidificantes como la focha (*Fulica atra*), anade real, polla de agua (*Gallinula choropus*), rascón (*Rallus acuaticus*), archibebe (*Tringa totanus*), chorlitejo patinegro, avoceta, zarcero (*Hippolais polyglota*), carricero (*Acrocephalus arundinaceus*) y buitrón (*Cisticola juncidis*), entre otras.

Los olivares y cultivos intensivos junto con las parcelas de vegetación clímax, cobijan y dan alimento a buen número de aves nidificantes entre las que se encuentran el alcaudón (*Lanius senator*), tórtola (*Streptopelia turtur*), varios fringílidos, carboneros (*Parus ssp.*), mosquiteros (*Phylloscopus ssp.*), codorniz (*Coturnix coturnix*), sisón (*Otis tetrax*), cernícalo (*Falco ssp.*), rapaces nocturnas, ratonero, aguilucho, abubilla (*Upupa epops*), abejarruco (*Merops apiaster*), etc.

Para terminar la descripción de las principales aves nidificantes en Fuente de Piedra hay que mencionar a la cigüeña común (*Ciconia ciconia*), antigua moradora de una chimenea situada junto a la estación de ferrocarril que, en 1975, tras el periodo de cría, un fuerte vendaval dañó seriamente su estructura y, posteriormente, fue desmoronándose por completo, a partir de entonces no ha vuelto a nidificar al no haberse reconstruido.

Del resto de las especies orníticas que visitan Fuente de Piedra, unas durante el invierno y otras durante las migraciones, destacan las anátidas y laro-limícolas. Por ello, cuando la laguna comienza a embalsar agua van acudiendo al recinto variables cantidades de patos como el tarro blanco (*Tardona tardona*), anade friso (*Anas strepera*), anade silbón (*Anas penelope*), anade rabudo (*Anas acuta*), pato cuchara (*A. clypeata*), cerceta común (*Anas crecca*), cerceta carretona (*Anas querquedula*), porrones (*Aythya ssp.*) y ansares (*Anser anser*).

La Reserva Natural posee una gran capacidad de acogida para limícolas que se agrupan en las orillas de la masa salobre y en la desembocadura de los principales arroyos. Así, se encuentran chorlitejos (*Charadrius ssp.*), correlimos (*Calidris ssp.*), andarríos (*Tringa ssp.*) y chorlitos (*Pluvialis ssp.*).

Ligadas a los fríos y a las condiciones meteorológicas adversas, cada año se observa el avefría (*Vanellus vanellus*) y la grulla (*Grus grus*) que en grupos pueden verse caminar, pausadamente entre los cultivos comiendo de trecho en trecho e incluso en los terrenos que ocupa la Reserva donde se las ve descansando. Durante el periodo comprendido entre 1991 y 2004, se han registrado seis años en los que el máximo anual de observación de la grulla ha sido superior al 1% de la población de referencia. Esta especie está presente, de manera preferente, entre los meses de Octubre a Febrero.

Los resultados del seguimiento de la especie ofrecen los datos ordenados de la siguiente manera: 1991 (3 aves máximo - un promedio de 3); 1993 (589 - 158); 1994 (1213 - 438); 1995 (1076 - 398); 1996 (264- 132); 1997 (446 - 89); 1998 (785 - 332); 1999 (646

– 250); 2000 (326 – 80); 2001 (1502 – 591); 2002 (317 – 160); 2003 (862 – 377); 2004 (1176 – 424). Debe considerarse que los máximos anuales suelen obtenerse durante la realización de censos de invernada en los que se realiza el recuento de aves en dormidero, realizándose el resto de conteos.

En la época estival, son comunes el corredor (*Cursorius cursor*), fumareles (*Chlidonias ssp.*), la garceta común (*Egretta garzetta*) etc.

La mayoría de las rapaces que se pueden observar en el área lo son durante la migración pre o postnupcial, demostrándose que la laguna cae de lleno en una de las principales rutas migratorias que cruzan la provincia de Málaga. Así se observa: el águila pescadora (*Pandion haliaetus*), milanos (*Milvus ssp.*), águila culebrera (*Circaetus gallicus*), halcón abejero (*Pernis apivorus*), ratonero común (*Buteo buteo*), águila calzada (*Hieraetus pennatus*) y águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*).

El grupo de los mamíferos se encuentra cualitativamente bien representado en la Laguna de Fuente de Piedra. Entre las especies insectívoras, es posible observar la presencia de erizo común (*Erinaceus europaeus*), no es muy abundante la musaraña (*Suncus etruscus*), topillo común (*Pitymys duodecimcostatus*), musaraña común (*Crocidura russola*) y es bastante frecuente ver el murciélago común (*Pipistrellus pipistrellus*), única especie de quiróptero descrita. Todas estas especies ocupan una interesante posición en la red trófica existente en el ecosistema que conforma la Laguna de Fuente de Piedra y su entorno.

Otras especies fitófagas, están los consumidores primarios como el lirón careto (*Eliomys quercinus*), rata de agua (*Arvicola sapidus*), rata de campo (*Rattus rattus*), ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*), rata común (*Rattus norvegicus*), ratón casero (*Mus musculus*); entre los más abundantes hasta hace poco estaban los conejos (*Oryctolagus cuniculus*) y la liebre (*Lepus capensis*). Los insectívoros y fitófagos son la base alimenticia de aves como la lechuza (*Tyto alba*), mochuelo (*Athene noctua*), ratonero (*Buteo buteo*) o los aguiluchos (*Circus sp.*), además de mamíferos como el zorro (*Vulpes vulpes*), tejón (*Meles meles*), comadreja (*Mustela nivalis*), turón (*Putorius putorius*) y gineta (*Genetta genetta*).

La fama lebrera que ostenta el norte de la Provincia de Málaga tiene sus máximos exponentes en Fuente de Piedra y en Sierra de Yeguas, habiendo sido calificada en multitud de ocasiones como criadero natural que enriquece los terrenos colindantes.

Por otra parte, y debido a la elevada salinidad del medio acuático de la laguna, no existen peces en este humedal. Por la misma causa, también están muy restringidos los anfibios y reptiles. Sin embargo, en las lagunas de agua dulce existentes en la Zona Periférica de Protección localizadas en el canal lateral, en las charcas cercanas a la gran cubeta lagunar y en los arroyos que atraviesan la zona, se encuentra el gallipato (*Pleurodeles waltl*)

aunque es muy escaso, el sapillo pintojo (*Discoglossus pictus*), el sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*), el sapillo moteado (*Pelodytes punctatus*), el sapo común (*Bufo bufo*), el sapo corredor (*Bufo calamita*), la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) y la rana común (*Rana ridibunda*).

Los reptiles, aunque más abundantes, tampoco conforman poblaciones muy llamativas cualitativa y cuantitativamente hablando. Se ha señalado la presencia de galápago leproso (*Mauremys caspica*), *Tarentola mauritanica*, *Blanus cinereus*, *Podarcis hispanica*, *Lacerta lepida*, *Psammodromus algirus*, *Psammodromus hispanicus*, *Chalcides chalcides*, *Coluber hippocrepis*, *Elaphe scalaris*, *Malpolon monspessulanus*, culebra viperina (*Natrix maura*) y culebra de collar (*Natrix natrix*). Los reptiles terrestres ocupan los campos de cultivo, las herrizas y los majanos de piedras, así como los cortijos abandonados y algunas de ellas (*Podarcis*, *Lacerta*, *Tarentola* etc.) constituyen una formidable fuente alimenticia para un nutrido grupo de aves y de mamíferos.

#### 8.2.2.6 Características fisicoquímicas de las aguas

Los datos hidroquímicos que se presentan a continuación han sido extraídos de la ficha de caracterización ambiental del humedal de la Junta de Andalucía (2010).

Así, en función de los niveles de inundación que se han registrado en esta laguna a lo largo de distintos años de estudio, la salinidad de las aguas ha presentado un amplio rango de variación, desde las concentraciones hiposalinas que predominaron en ciclos excepcionalmente húmedos, como los correspondientes a los años 1997-98, en los que se midió un alto nivel del agua en Fuente de Piedra (hasta 1,5 metros), hasta las concentraciones mesosalinas e hipersalinas (96 g/l) registradas en los últimos años de estudio, correspondientes a condiciones de escasa profundidad de la lámina de agua (unos 20 cm) en su fase de recarga otoñal.

No obstante, en las condiciones previas a su completa desecación, las aguas de Fuente de Piedra se pueden considerar una salmuera que termina en la formación de una característica costra blanquecina formada por las sales precipitadas por evaporación. Los arroyos vertientes poseen, en general, aguas de tipo subsalino (menos mineralizadas) aunque en ocasiones alcanzan también concentraciones hiposalinas, probablemente debido a los vertidos de aguas residuales. Las aguas subterráneas tienen contenidos salinos más elevados que los de las aguas superficiales, de tipo mesosalino e hipersalino, mientras que las aguas de la salmuera bajo la superficie son hipersalinas.

Fuente de Piedra presenta aguas clorurado sódicas, predominando las composiciones Cl-(SO<sub>4</sub>)/Na-(Mg)-(Ca) que, en determinados periodos, pueden llegar a ser Cl/Na-(Mg)-(Ca). Las aguas subterráneas que descargan a la laguna son clorurado-sódicas, experimentando, en general, pocas variaciones estacionales en la evolución de su composición iónica. Por el contrario, en las aguas de los arroyos vertientes se observa una gran variabilidad temporal en cuanto a su composición aniónica, pudiéndose encontrar para un



mismo arroyo aguas sulfatadas, bicarbonatadas y mixtas. Esto responde a la litología de los materiales (fundamentalmente triásicos) que atraviesan estos pequeños cauces y al vertido de residuos líquidos que algunos de ellos soportan.

Entre los estudios realizados sobre el funcionamiento hidrogeológico de este enclave palustre, algunos autores sugieren que la aportación salina procedente de los arroyos a la laguna de Fuente de Piedra es despreciable, mientras que los datos obtenidos en el citado trabajo parecen indicar que el principal origen de la salinidad de esta laguna debe estar en la disolución de la costra superficial y/o en la mezcla con la salmuera freática subyacente.

Las aguas superficiales de esta laguna, en las que el pH no suele ser inferior a las 8 unidades, presentan una moderada alcalinidad, con valores frecuentemente comprendidos entre 1,2 y 2,7 meq/l y, en general, más bajos que los correspondientes a sus arroyos afluentes o a los de las aguas freáticas más salinas.

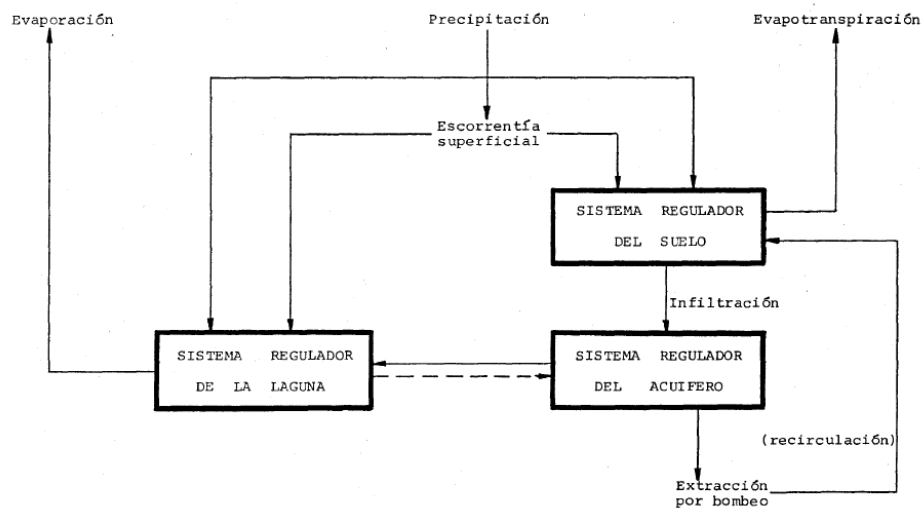
Datos recientes han puesto de manifiesto la existencia de altos contenidos en nutrientes en esta laguna. En los estudios más recientes, y en condiciones de bajos niveles de inundación del humedal, se han registrado contenidos elevados de amonio, fósforo total y nitrógeno total, si bien las mayores concentraciones de nitrógeno y fósforo se encuentran en arroyos afluentes, como es el caso del arroyo Charcón, que vierte a la laguna aguas residuales no depuradas o deficientemente depuradas con una importante carga orgánica, contribuyendo al aumento del grado de eutrofización del humedal. Las concentraciones de clorofila registradas en las aguas de este humedal han fluctuado, a lo largo de los distintos años de estudio, entre valores moderados y altos, superando generalmente los 10 mg/m<sup>3</sup> y con máximos de hasta 170 mg/m<sup>3</sup> en alguno de los periodos de estudio. No obstante, se llegaron a medir contenidos de este pigmento muy superiores (hasta 1468 mg/m<sup>3</sup>) en uno de los arroyos afluentes de esta laguna.

#### *8.2.2.7 Hidrología del humedal*

La descripción del funcionamiento hidrológico e hidrogeológico de Fuente de Piedra se ha realizado a partir de la información de los trabajos del IGME (1984, 1988 y 2009). El contexto hidrogeológico ha sido descrito a partir de los trabajos de la Junta de Andalucía (2005) y la caracterización de las condiciones hidrológicas actuales se ha realizado a partir del trabajo recopilatorio del IGME (2009). En la realización de los balances de la cuenca se han considerado determinados trabajos de referencia (IGME, 1984, 1998, 2009) y los datos aportados por el modelo de simulación precipitación-escorrentía proceden del SIMPA (CEDEX, 2009). Para los datos de nivel de lámina de agua se han utilizado los registros del programa de seguimiento de la Junta de Andalucía.

El funcionamiento hidrológico de la laguna de Fuente de Piedra en condiciones naturales es complejo, participando las aguas subterráneas, la precipitación directa sobre la cubeta y la aportación superficial de diversos arroyos que vierten a la misma.

La circulación del agua en la cuenca de la laguna se caracteriza por la presencia de tres sistemas de almacenamiento y regulación de agua (el suelo, el acuífero y la propia laguna) intercomunicados entre sí en la forma que muestra el esquema de la figura 8.34.



FUENTE: IGME, 1998

**Figura 8. 34. Sistemas de almacenamiento y regulación de agua en la Laguna de Fuente de Piedra**

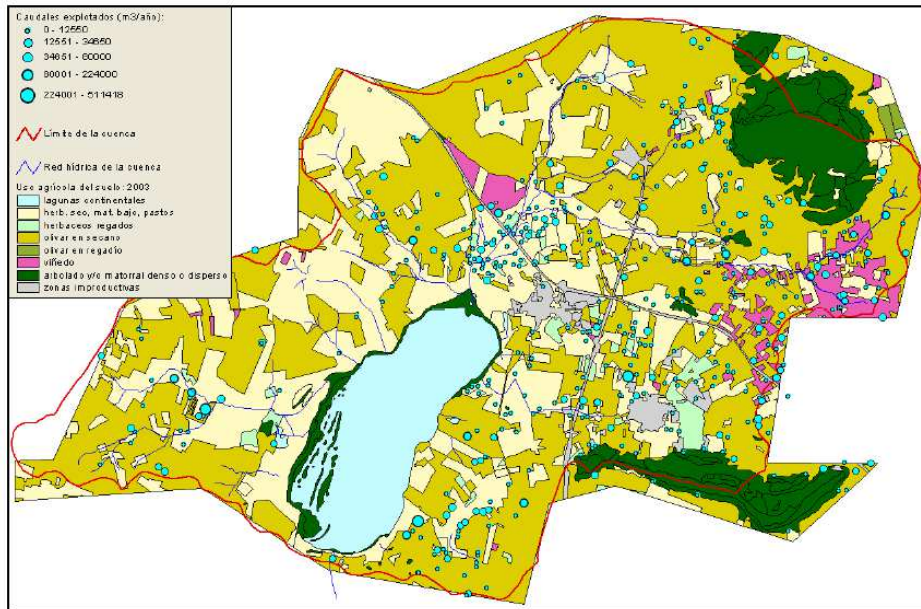
Muchos de los fenómenos reconocidos en la cuenca de Fuente de Piedra (tales como pozos surgentes y elevadas concentraciones salinas en el sector central de la cuenca, presencia de precipitados salinos en la zona de descarga, pequeños sistemas de flujo local sobrepuestos al regional, áreas de recarga en los sectores marginales de la cuenca, etc.) son peculiaridades de la circulación subterránea. Esta circulación se caracteriza por la existencia de flujos convergentes que tienen un componente vertical importante en el sector próximo al área de descarga principal del sistema, constituido en este caso por la laguna. La intensa evaporación que tiene lugar en la laguna, durante la mayor parte del año, favorece y condiciona el continuo flujo subterráneo hacia ella.

En esta laguna son característicos los rápidos ascensos de nivel que se producen siempre como respuesta inmediata a las precipitaciones de cierta magnitud. Después de los estiajes, en los que la laguna ha permanecido seca, si las primeras lluvias no son muy intensas la laguna tarda unos días en manifestar su recuperación; sin embargo, en estas ocasiones, la superficie piezométrica del acuífero bajo la laguna sí responde a la recarga y comienza a ascender de inmediato.

Aunque la lluvia es el fenómeno que mayor influencia tiene en la recarga de la laguna, se observa que no existe una relación directa entre la precipitación total anual y la amplitud del periodo en que la laguna permanece inundada. Es mucho más eficaz una lluvia repartida homogéneamente a lo largo del año que si se concentra en aguaceros ocasionales. También es importante la época del año en que se produzcan las lluvias. Son mucho más eficaces y duraderos los efectos de las precipitaciones de otoño-invierno que las de la primavera-verano que son contrarrestadas por unos índices de evaporación más elevados.

La evaporación es el fenómeno que condiciona de manera primordial el vaciado de la laguna, observándose que el descenso estacional de nivel comienza prácticamente todos los años coincidiendo con los días en que los índices de evaporación diaria empiezan a ser más elevados, variando este momento de unos años a otros. La observación de determinados fenómenos que ocurren en el ámbito de la laguna durante los periodos en que ésta permanece seca, permiten afirmar que, incluso en estas circunstancias, la evaporación sigue influyendo sobre la superficie piezométrica del acuífero, sin duda debido a mecanismos de capilaridad. Es significativo al respecto observar que, a lo largo de estos periodos de desecación, la existencia de nubes en determinados días provoca que el suelo seco se humedezca de modo ostensible como consecuencia del ascenso piezométrico. Las oscilaciones de la superficie piezométrica que registra el limnógrafo cuando la laguna permanece seca podrían atribuirse a las variaciones del índice de evaporación en periodos cortos.

No obstante lo dicho, hay que resaltar que en el entorno de la laguna existen numerosos aprovechamientos de aguas subterráneas que condicionan su funcionamiento natural. A mediados de la década de los años '80, con ocasión de una importante sequía, proliferaron las captaciones mediante sondeos de mayor profundidad, extrayéndose recursos de los acuíferos carbonatados mesozoicos.

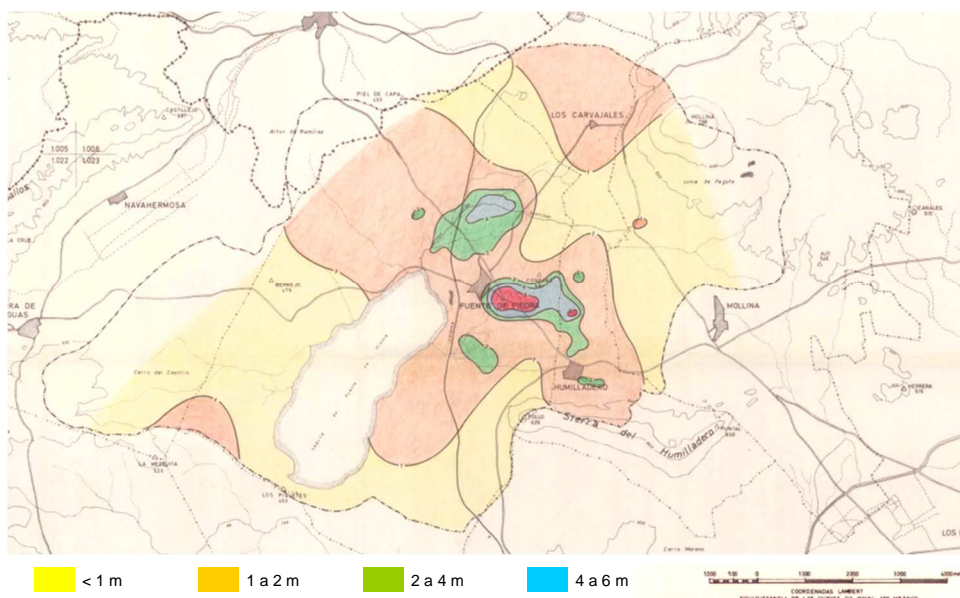


FUENTE: IGME, 2009

**Figura 8. 35. Puntos de extracción de agua subterránea en el entorno de la laguna**

En el marco del desarrollo de un plan de ordenación de las explotaciones requerido por la declaración de sobreexplotación del acuífero de la cuenca, se identificaron en la cuenca las captaciones de aguas subterráneas (fig. 8.35). El caudal total actual estimado para la demanda no urbana ( $7 \text{ hm}^3/\text{año}$ ) triplica y duplica a las estimaciones de 1983 ( $2.4 \text{ hm}^3/\text{año}$ ) y 1999 ( $3 \text{ a } 5 \text{ hm}^3/\text{año}$ ), respectivamente. Además, el caudal solicitado (parte del cual ha sido concedido y que de concederse enteramente sería el límite que administrativamente es posible extraer) es de casi  $12 \text{ hm}^3/\text{año}$ , siendo un 40% mayor al concedido en 1998. A esta cifra se deben añadir los volúmenes extraídos para el abastecimiento urbano, que según la información con la que se cuenta sería de  $1.924 \text{ hm}^3/\text{año}$ .

De esta forma, las extracciones producen una disminución del volumen de agua almacenado en los acuíferos, por lo que se produce una menor aportación subterránea a la laguna y no se alcanzan los niveles de llenado que le correspondería al régimen natural. Así, para el periodo 1974-1983, se evaluó el descenso en los niveles freáticos por el efecto de los bombeos, presentando varios conos de depresión con descensos superiores a 6 m en las proximidades de Fuente de Piedra (fig. 8.36).



FUENTE: IGME, 1984

**Figura 8. 36. Descensos de niveles piezométricos entre noviembre de 1973 y mayo de 1983 en la Laguna de Fuente de Piedra.**

Por otra parte, a partir de los datos obtenidos con el modelo hidrológico del SIMPA, se ha establecido el balance medio de la laguna en condiciones hidrológicas naturales para el periodo 1980-2006 que queda reflejado en la tabla 8.6.

**Tabla 8. 6. Balance hídrico de la Laguna de Fuente de Piedra**

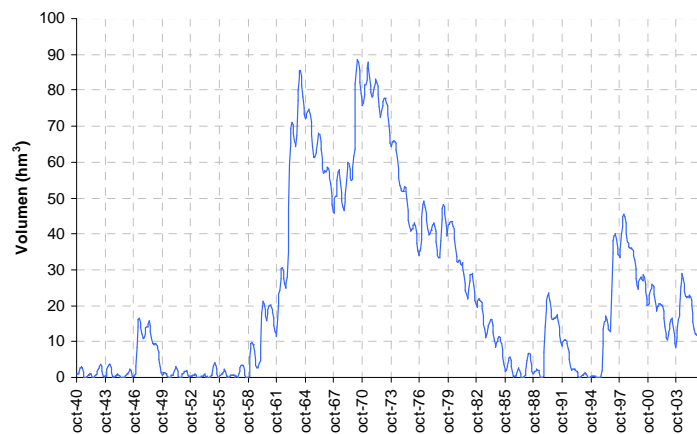
		mm	Vol (hm <sup>3</sup> )
Aportaciones	Superficial	11,6	1,3
	Subterránea	44,2	5,4
	Precipitación	481,3	4,5
	Total		11,3
Pérdidas	Evaporación	1154,8	11,1
	Total		11,1

No obstante, conviene precisar que la estimación de los aportes subterráneos naturales obtenidos mediante el modelo SIMPA es inferior a la evaluada mediante otras aproximaciones metodológicas de mayor detalle, tales como aquellas empleadas en el desarrollo del nuevo Plan Hidrológico de la demarcación. En los documentos del Plan, el acuífero de Fuente de Piedra tiene una recarga media natural de  $6,5 \text{ hm}^3$ .

En cuanto a la evolución de los niveles de lámina de agua del humedal en condiciones naturales, hay que mencionar que gracias a la aplicación del modelo SIMPA se han podido restituir los volúmenes históricos de la laguna en condiciones naturales. La evolución de los niveles de la laguna de Fuente de Piedra desde 1940 se muestra en la figura 8.37.

Tal como se desprende de este gráfico, las variaciones interanuales, aunque mal conocidas para la primera mitad de siglo XX, muestran ciclos húmedos y secos. Hasta la década de los años '70, la laguna presentaría desecaciones anuales salvo en los tres años entre 1946 y 1949. A partir de aquí, comenzaría un periodo hiperhúmedo que duraría más de 25 años, en el cual la laguna no se habría desecado ningún año y se alcanzarían los volúmenes más elevados. Desde 1986 hasta 1996, se trataría de un nuevo ciclo seco con desecaciones anuales de la laguna, salvo en el trienio 1989-1992. El último ciclo húmedo comenzaría en desde 1996 y duraría casi una década.

Respecto al hidroperiodo típico del humedal, hay que mencionar que la Laguna de Fuente de Piedra experimenta enormes oscilaciones en el volumen de sus aguas en función de la distribución de las precipitaciones que recoge, las cuales presentan fuertes variaciones, tanto anuales como estacionales.



**Figura 8. 37. Evolución de los niveles de la laguna de Fuente de Piedra desde 1940**

Las fluctuaciones estacionales se caracterizan por un máximo a principios de primavera y un mínimo a finales de verano. En la figura 8.38, se muestran los volúmenes de la laguna que representan los hidroperiodos para años con características secas, medias y húmedas. Para esta caracterización se han empleado los percentiles 25, 50 y 75 sobre la serie de volúmenes mensuales de la laguna en régimen natural.

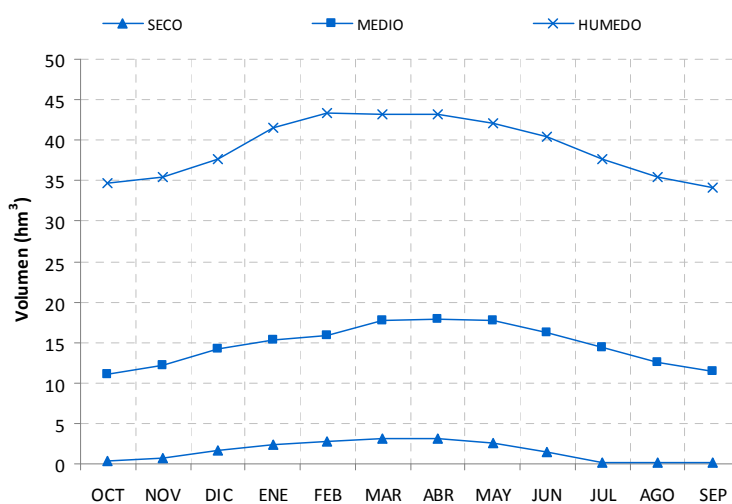
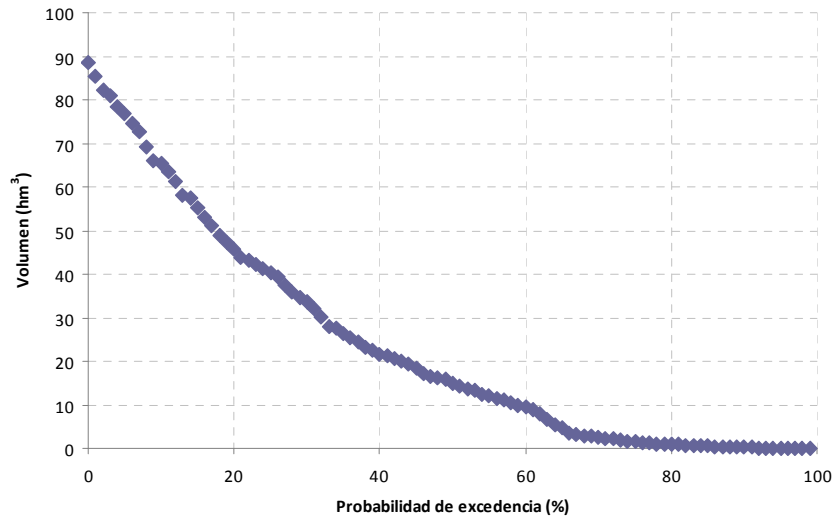


Figura 8. 38. Volúmenes de la laguna que representan los hidroperiodos para años con características secas, medias y húmedas en la Laguna de Fuente de Piedra.

En un ciclo anual típico, las precipitaciones de finales de otoño comienzan a inundar la laguna. La cota de inundación aumenta progresivamente a lo largo del invierno e inicio de primavera, coincidiendo con abundantes precipitaciones y escasa evaporación debida a las suaves temperaturas. A partir de este momento la laguna se va secando progresivamente, reduciendo su superficie. Al ser una cubeta endorreica, las pérdidas de agua se producen en exclusiva por evaporación. La laguna ocupa su menor extensión en el ciclo anual a finales del verano, coincidiendo con las menores precipitaciones y máximas temperaturas. La distribución de los volúmenes naturales de la laguna se muestra en la figura 8.39.

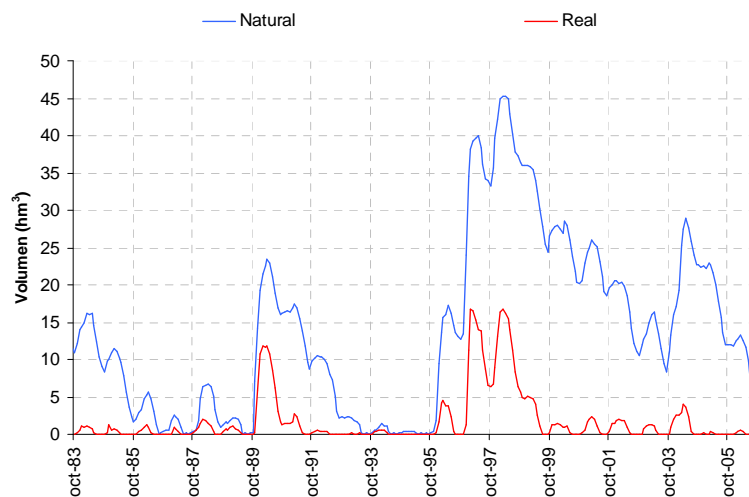


**Figura 8. 39. Distribución de los volúmenes naturales de la Laguna de Fuente de Piedra.**

A partir de los datos obtenidos con el modelo en régimen natural, la laguna se habría secado en un 2% de los meses, mientras que en el 75% de los meses analizados el volumen de la laguna sería superior a 1,6 hm<sup>3</sup>. El volumen mediano de la laguna en estas condiciones hidrológicas naturales sería de unos 15 hm<sup>3</sup>, mientras que el volumen de 65 hm<sup>3</sup> sería superado sólo en el 10% de las ocasiones. El volumen máximo obtenido con el modelo fue de 88 hm<sup>3</sup>.

En cuanto a la evolución de los volúmenes de agua del humedal en condiciones de explotación, hay que señalar que los niveles registrados en el limnógrafo de la laguna permiten estimar los niveles de lámina de agua de la laguna en condiciones reales, fundamentalmente por la alteración hidrológica producida por las extracciones de aguas subterráneas. La evolución de los niveles se muestra en la figura 8.40.





**Figura 8. 40. Evolución de los niveles de lámina de agua reales en la Laguna de Fuente de Piedra.**

Tal como se desprende del gráfico (fig. 8.41), en el periodo registrado (condiciones reales), se observan dos ciclos que presentan niveles máximos de inundación (1989-1990 y 1996-1998) donde se llegaron a alcanzar casi 180 cm. En estos 23 años, solamente en 4 de ellos (82% de los años) no se produjo la desecación de la laguna (1990, 1997, 1998 y 1999). La laguna ha llegado a estar 6 meses sin agua (1995), mientras que el valor modal se sitúa en dos meses sin agua.

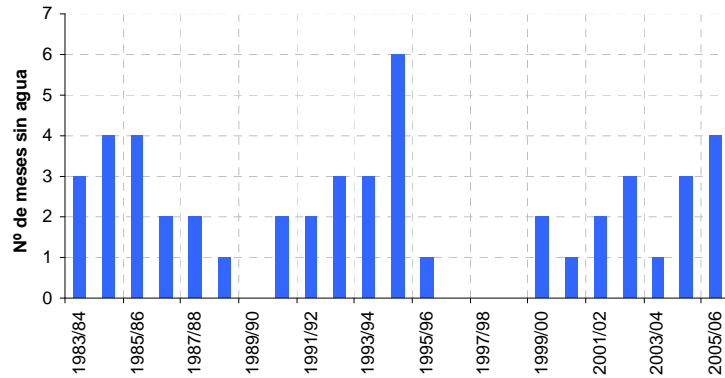


Figura 8. 41. Número de meses sin agua en la laguna de Fuentedepiedra

En cuanto a su distribución mensual, los meses de noviembre a marzo siempre han presentado agua en la laguna, mientras que en casi un 70% del tiempo, la laguna no ha tenido agua durante los meses de agosto y septiembre (fig. 8.42).

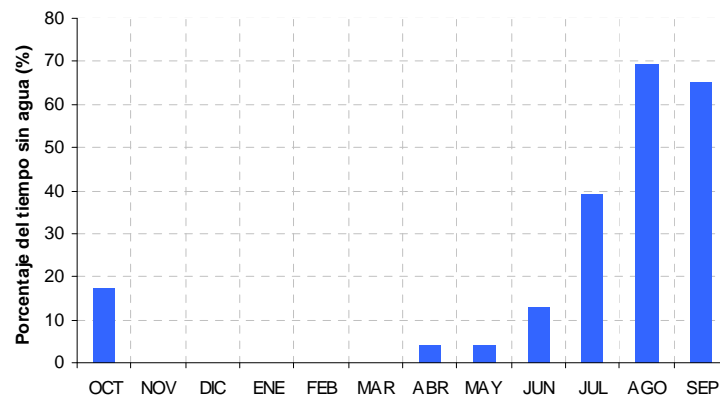


Figura 8. 42. Distribución mensual de la lámina de agua en la Laguna de Fuente de Piedra

#### 8.2.2.8 Valores de conservación y régimen jurídico de protección

A partir de la Ficha Informativa del Humedal Ramsar y los Formularios Oficiales Red Natura 2000, se han identificado los elementos de interés para su conservación.

Así, en cuanto a los criterios Ramsar, para esta laguna se identifican los siguientes:

- Sustenta especies vulnerables, en peligro o en peligro crítico, o comunidades ecológicas amenazadas
- Sustenta especies vegetales y/o animales importantes cuando se encuentran en una etapa crítica de su ciclo biológico).
- Sustenta de manera regular una población de 20.000 o más aves acuáticas
- Sustenta de manera regular el 1% de los individuos de una población, especie o subespecie de aves acuáticas.

Además, en Fuente de Piedra, se registran más de un centenar de aves consideradas de Interés Comunitario que han sido citadas en la tabla 18.

También hay que mencionar que este humedal incluye diversos Hábitats de Interés Comunitario que se presentan en la tabla 8.7.

**Tabla 8. 7. Hábitats de Interés Comunitario**

Lagunas (1150)
Vegetación anual pionera con <i>Salicornia</i> y otras de zonas fangosas o arenosas (1310)
Pastizales salinos mediterráneos ( <i>Juncetalia maritimi</i> ) (1410)
Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos ( <i>Arthrocnematalia fruticosae</i> ) (1420)
Estepas salinas ( <i>Limonietalia</i> ) (1510)
Aguas oligo-mesotróficas calcáreas con vegetación béntica con formaciones de caraceas (3140)
Lagos eutróficos naturales con vegetación <i>Magnopotamion</i> o <i>Hydrocharition</i> (3150)
Galerías ribereñas termomediterráneas ( <i>Nerio-Tamaricetea</i> ) (92D0)

Todos estos valores han llevado a que la Laguna de Fuente de Piedra está actualmente bajo un régimen jurídico de protección.

Así, un análisis retrospectivo nos informa que la Laguna de Fuente de Piedra fue adquirida por el ICONA<sup>25</sup> en 1982 y ese mismo año fue declarada Refugio Nacional de Caza a través del Real Decreto 1.740/82.

En 1983, en reconocimiento a sus valores ornitológicos, fue incluida en el listado de humedales de importancia internacional del Convenio de Ramsar (código ESOO3). En atención a estas circunstancias, el Parlamento de Andalucía promulgó la Ley 1/1984, de 9 de Enero de Declaración de la Laguna de Fuente de Piedra como Reserva Integral (actualmente Reserva Natural por la Ley 2/89, de 18 de Julio) creando así un marco

---

<sup>25</sup> Explicar que es el ICONA

jurídico apropiado para configurar una protección específica al humedal de acuerdo con sus características propias.

En 1988, fue declarada Zona de Protección Especial para las Aves (ZEPA) de acuerdo con lo establecido en el art. 4º de la Directiva 79/409/CEE (código ES000000033) que pasó a ser posteriormente Lugar de Interés Comunitario (LIC). Este humedal también está incluido en la lista de Reservas de la Biosfera del Programa de la UNESCO “MAB” desde el año.

En la actualidad la administración de esta laguna corresponde a la Consejería de Medio Ambiente y la gestión se efectúa a través de un Patronato integrado por distintos cargos de la Administración Autonómica y Local, Universidades, Asociaciones de Agricultores, Grupos Conservacionistas, etc. En estos momentos se está redactando un Plan de Ordenación de los Recursos Hídricos de la Cuenca.

#### 8.2.2.9 Presiones, impactos y estado de conservación del humedal

El diagnóstico de la Laguna de Fuente de Piedra que se presenta a continuación ha sido elaborado a partir de la Ficha Informativa del Humedal Ramsar, el Formulario Oficial de la Red Natura 2000, la ficha de Caracterización Ambiental del humedal y el Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Las principales presiones que sufre la laguna son:

- a) *Cambios morfológicos.* Las principales modificaciones del vaso lagunar fueron realizadas a finales del siglo XIX (Calderón, 1888) para incrementar la extracción de sal. La explotación de las salinas se mantuvo hasta 1951 en que dejaron de ser rentables. Como consecuencia de estas transformaciones, quedaron diques y canales cuyos restos forman islas en el interior de la laguna. Estos elementos emergentes son actualmente de gran importancia para las comunidades vegetales y, en particular, para el establecimiento de las colonias de reproducción de aves coloniales. Estos islotes sufren continuos procesos de erosión, por lo que se realizan obras de restauración y mantenimiento (Rendón y Johnson, 1996).
- b) *Uso intensivo del espacio.* Con anterioridad a la protección de la laguna, esta era utilizada por los habitantes del entorno para actividades de recreo y esparcimiento, en particular los años con elevado nivel de agua. En la actualidad, el acceso al interior de la laguna queda limitado a las labores de gestión e investigación. Las instalaciones de uso público (Centro de Visitantes, miradores) permiten el conocimiento de este espacio desde su entorno sin afectar el área protegida, tratándose de uno de los espacios protegidos más visitados de Andalucía.
- c) *Contaminación por vertidos.* La laguna de Fuente de Piedra ha recibido tradicionalmente vertidos líquidos no depurados procedentes de núcleos urbanos próximos afectando al funcionamiento hidrológico natural. Estos impactos afectan tanto a la

cantidad como a la calidad del agua, lo que puede implicar cambios significativos en la estructura, organización y dinámica del sistema acuático. La existencia de depuradoras soluciona en gran medida este problema, pero la falta de control sobre las entradas directas del agua procedente de éstas hacia la laguna provoca altos riesgos de contaminación ante fallos eventuales o mal funcionamiento del sistema.

- d) *Pérdida de hábitat para las comunidades de aves.* Durante el siglo XX, se desarrolló una importante explotación salinera en la laguna de Fuente de Piedra quedando en la actualidad restos de esas infraestructuras en forma de espigones emergidos. Estos espigones artificiales junto con otras tierras emergidas de forma natural en la laguna constituyen lugares fundamentales para la reproducción de numerosas especies de aves. Sin embargo, en los últimos años se ha producido una erosión considerable en los espigones que ha disminuido su calidad como hábitat reproductor.

La disminución de la calidad de los hábitats reproductores debido a las extracciones de agua para usos agrícolas y las canalizaciones de muchos arroyos, ha provocado una disminución en el éxito reproductor de algunas especies y un incremento en la competencia intra e interespecífica por los lugares de nidificación.

La erosión de la Isla de San Luís y del espigón del Noreste ha provocado el traslado de reproductores de *Gelochelidon nilotica*, *Larus genei* y *Larus ridibundus* a la orilla de la laguna con el consiguiente perjuicio para las especies que nidifican allí (por ejemplo *Charadrius alexandrinus*) y el incremento en la accesibilidad a sus nidos de predadores como perros y zorros.

La disminución de las zonas encharcadas ha provocado una reducción en las áreas de alimentación para numerosas aves, a la vez que la reproducción de muchas depende de la existencia de estas zonas de agua.

- e) *Sobreexplotación del acuífero.* Los aprovechamientos de recursos hídricos para los regadíos y el abastecimiento urbano, se realizan mediante extracciones por bombeo desde el acuífero. Esta extracción de agua supone una disminución de los recursos útiles de los que dispone la laguna y un descenso de los niveles piezométricos en las zonas de concentración de captaciones.

En la actualidad se observa una sobreexplotación de ciertos sectores de los acuíferos de la cuenca de Fuente de Piedra. Importante para la conservación de los valores naturales de la Cuenca de Fuente de Piedra ha sido la declaración de “acuífero sobreexplotado” (Resolución de la Confederación Hidrográfica del Sur de 30 de diciembre de 2004). Esta declaración permitirá que se adopten las medidas necesarias que deben desarrollarse para paliar esta tendencia.

- f) *Colmatación de las cubetas de humedales por aprovechamientos agrícolas.* La roturación de terrenos y puesta en cultivo para aprovechamiento agrícola provoca un incremento en la erosión de las tierras, a la vez que la destrucción de la cubierta

vegetal original reduce la probabilidad de retención de sedimentos por lo que se incrementa el riesgo de colmatación de los humedales, principalmente en las zonas de campiña.

Por estos motivos algunos humedales periféricos a la Laguna de Fuente de Piedra sufren alteraciones en la estructura física de los humedales, reducción de la superficie de zonas encharcadas, incremento de la colmatación, disminución de la cubierta vegetal y disminución de la biodiversidad.

- g) *Infraestructuras*. La localización geográfica de la laguna de Fuente de Piedra, en el centro de Andalucía, determina que esta zona sea paso obligado de importantes infraestructuras de comunicación, de manera particular al norte de la misma. La mayoría de las vías de comunicación fueron construidas antes de la declaración de la Reserva Natural, originando cambios en la red de drenaje superficial de la cuenca por la canalización de los principales cursos de agua que se vierten a la laguna y el drenaje de áreas húmedas del entorno de Fuente de Piedra. Estas actuaciones, además de la ocupación del suelo, dieron lugar a la apertura de canteras y el vertido de los excedentes. Algunas de estas infraestructuras han sufrido importantes transformaciones en los últimos años, el seguimiento de estas obras en la zona de influencia, ha permitido minimizar sus impactos.

Los impactos físicos, biológicos y ecológicos detectados derivados de las presiones mencionadas se pueden presentar agrupados en función de los recursos a los que afectan. Así, los más significativos son los siguientes:

a) *Medio físico*

- Disminución del volumen de agua embalsada en el conjunto del humedal.
- Reducción de zonas encharcadas debido a acciones humanas.
- Contaminación del acuífero por nitratos de origen agrario.
- Alteración de los valores característicos de calidad de las aguas superficiales.
- Incremento de los procesos de erosión y de sedimentación en la laguna por efecto de la deforestación en la zona alta de la cuenca.

b) *Especies y comunidades de flora*.

- Regresión y cambios en la dinámica de la vegetación sumergida.
- Regresión y en algunas zonas desaparición de la vegetación perilagunar.
- Disminución general de la biodiversidad vegetal, con escasas especies de gran valor tal como correspondería a un espacio con estas características.

*c) Especies y comunidades de fauna.*

- Disminución de la capacidad de carga del conjunto lagunar para la invernada de aves acuáticas.
- Disminución del número de especies nidificantes y rarefacción de especies singulares de avifauna.

Como consecuencia de los impactos detectados, sobre el estado de conservación general de la Laguna de Fuente de Piedra, se puede decir que:

- Ofrece un estado de conservación deficiente, tanto del humedal (ver en el siguiente epígrafe la evaluación del estado ecológico) como la cuenca que lo alimenta.
- Este diagnóstico se refuerza en la medida que existen elementos o procesos claves del entramado ecológico que se hallan en situación de degradación debido a la acción humana.
- Tal como se explica en el apartado de presiones, se han detectado fenómenos que suponen amenazas de diversa gravedad para la permanencia y estabilidad del ecosistema. Así, la combinación de factores naturales como la sequía y de factores antrópicos (extracciones de agua), ha llevado al sistema ecológico a una situación preocupante.
- Como manifestaciones más claras de este declive pueden citarse la lentitud y la dificultad de recuperación de los niveles de agua en el humedal y la limitada extensión superficial a la que han sido relegadas las comunidades vegetales perilagunares.
- En cualquier caso, se constatan procesos de regresión espacial y cuantitativa de comunidades biológicas características, y en otros casos, de degradación o alteración de los recursos o de las características físicas y biológicas del humedal, en su mayor parte relacionados con la progresión de las actividades agrícolas en la cuenca.

Por su parte, el Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas valora el estado ecológico de la Laguna de Fuente de Piedra de la siguiente forma:

- Para la Masa de agua Superficial de Fuente de Piedra (0615500) se ha obtenido un nivel de calidad “Malo” para los indicadores de calidad biológicos, mientras que el nivel de calidad química ha resultado “Bueno”. Globalmente el estado ecológico ha sido evaluado en “Peor que bueno”.
- Por su parte, para la Masa de agua Subterránea de Fuente de Piedra (0600.034) se ha obtenido un nivel de calidad “Malo” para el estado cuantitativo, mientras

que el nivel de calidad química ha resultado “Malo”. Globalmente el estado ecológico ha sido evaluado en “Malo”.

### **8.2.3. Tablas de Daimiel**

Las Tablas de Daimiel se sitúan en la provincia de Ciudad Real, en los términos municipales de Daimiel y Villarrubia de los Ojos, y tienen una extensión de 1.928 ha. La capital de provincia más cercana es Ciudad Real que se encuentra a 19 km en dirección sureste.

Se trata del último representante de un ecosistema denominado tablas fluviales (fig. 8.43), que se forman por los desbordamientos de los ríos en sus tramos medios, favorecidos por fenómenos de endorreísmo y por la escasez de pendiente del terreno. En estos desbordamientos se desarrollan plantas palustres que constituyen un hábitat idóneo para la fauna ligada al medio acuático. Estos humedales eran característicos de la llanura central de la Península Ibérica.

El carácter especial de Las Tablas consiste en que su formación se produce en la confluencia de dos ríos de distinta naturaleza: el Cigüela, estacional y de aguas salobres; y el Guadiana, permanente y de aguas dulces. Otra de sus peculiaridades es la estrecha relación de dependencia con las aguas subterráneas de una amplia zona, incluso alejada del área protegida.





**Figura 8. 43. Tablas de Daimiel (Ciudad Real)**

#### *8.2.3.1 Climatología*

El clima de la zona es de tipo mediterráneo de continentalidad marcada, con inviernos crudos, largos períodos de sequía estival y precipitaciones escasas.

La temperatura media anual ronda los 14°C, con máximas que puntualmente llegan a superar los 38°C, siendo la media de las mínimas 9,1°C.

La precipitación media anual se aproxima a 450 mm, alcanzando sus puntos álgidos durante el otoño y la primavera.

#### *8.2.3.2 Geología y geomorfología*

Las Tablas de Daimiel se localizan en la amplia llanura miocénica manchega, zona en la que la característica geomorfológica más acusada es su llamativa horizontalidad (la altitud media continua es de 610-630 m, sólo superada por algunos cerros y alturas aislados de escasa entidad).

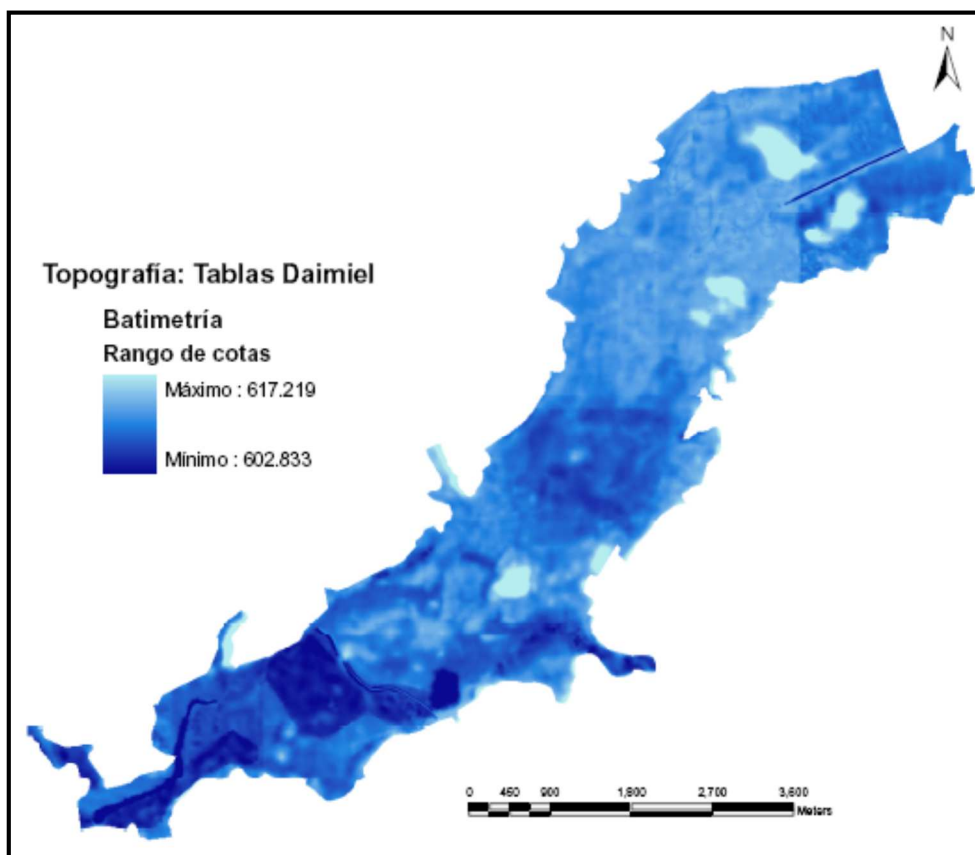
Esta extensa formación miocénica está constituida por masas de caliza, calizas margosas y arcillas calcáreas pontienses; localmente, y por efecto de procesos endorreicos, aparecen costras salinas en general asociadas a masa de agua de marcada estacionalidad. Es el área de salida de un karst en forma de amplio cauce por la escasa pendiente y el antiguo encharcamiento de un nivel freático subsuperficial.

### 8.2.3.3 Topografía y características de la cubeta

Las Tablas de Daimiel se ubican en una gran llanura de encharcamiento, en la que confluían las aguas de los ríos Cigüela y Guadiana como se ha comentado. Originalmente se extendían en una superficie aproximada de 30 km<sup>2</sup>, llegando a alcanzar una longitud de 12 km.

En la actualidad el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel abarca 1928 hectáreas. La superficie potencialmente inundable se extiende de noreste a suroeste y se encuentra dividida en dos porciones por una presa de escollera, construida con arcilla compactada y gaviones y situada en su tercio más bajo a la altura del paraje denominado Quinto de la Torre. Las Tablas son, hoy en día, un embalse cuya presa (Puente Navarro) está situada en su límite suroeste. La presa de Puente Navarro es de hormigón y abovedada; en ella se encuentra la zona más extensamente profunda (4,5 m). Otras zonas profundas se sitúan puntualmente en diversos emplazamientos del antiguo cauce del Guadiana, pero son difíciles de localizar, debido a que la mayor sedimentación de materiales que se produce en estas zonas profundas favorece su colmatación (fig. 8.44). Cabe destacar los estudios que se están llevando a cabo en la actualidad por parte del Instituto Geológico y Minero de España (IGME) sobre sedimentación y colmatación en las Tablas.

Otra característica actual de las Tablas son los restos de la canalización emprendida antes de su declaración como Parque Nacional, apreciables en la entrada del río Cigüela.

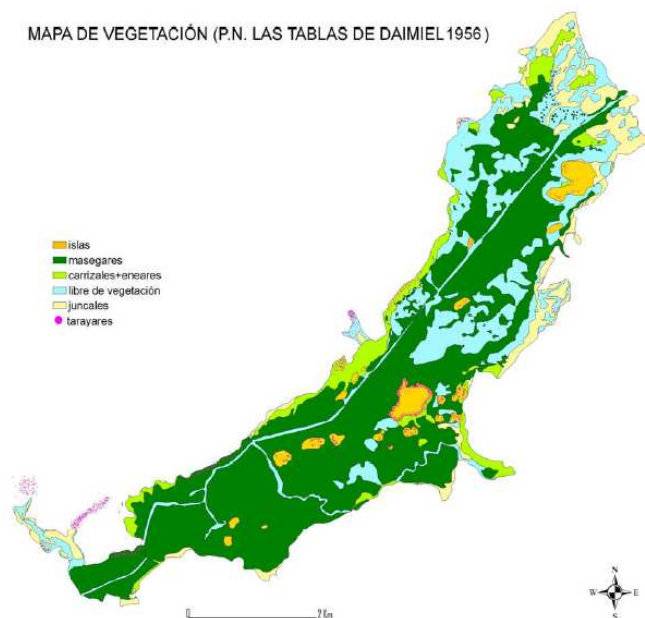


FUENTE: Alvarez Cobelas et al., 2009

Figura 8. 44. Esquema batimétrico de las Tablas de Daimiel (Ciudad Real)

#### 8.2.3.4 Flora y vegetación

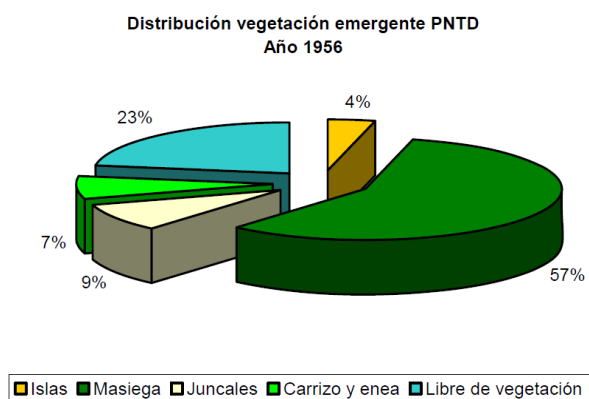
Las comunidades vegetales existentes en las Tablas de Daimiel se encuentran relacionadas con la temporalidad de las aguas, con la concentración (salinidad) y la composición iónica de las mismas. En la figura 8.45, se muestra la distribución de la vegetación en este humedal según datos de mediados del siglo XX que se considera como situación de referencia anterior a las intervenciones humanas.



FUENTE: Alvarez Cobelas et al., 2009

**Figura 8. 45. Distribución de la vegetación en las Tablas de Daimiel (Ciudad Real)**

Las comunidades vegetales se distribuían en las siguientes proporciones (fig. 8.46):



FUENTE: Alvarez Cobelas et al., 2009

**Figura 8. 46. Distribución porcentual de la vegetación en las Tablas de Daimiel (Ciudad Real)**

El masegar constituye la comunidad vegetal de referencia en las Tablas (fig. 8.47), tanto por su abundancia como por tratarse de un hábitat de interés comunitario prioritario.



**Figura 8. 47. Vista de masegar, formación característica de las Tablas de Daimiel**

Originalmente, en las áreas de influencia de las aguas dulces, carbonatadas y permanentes del Guadiana se desarrollaba una vegetación acuática compuesta fundamentalmente por *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton fluitans* y *Potamogeton pectinatus*, especie esta última que, en zonas de poca corriente, era sustituida por *Potamogeton lucens* y *Chara major*.

En aguas estancadas, se instalaban algunas ninfáceas (*Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*), destacando *Ceratophyllum submersum* en zonas más turbosas. La masiega era el helófito dominante aunque aparecía acompañada por *Juncos subnodulosus*, *Typha domiguensis*, *Scirpus lacustris*, etc.

En las tablas sometidas a estiajes prolongados se instalaban densos masegones con carrizo y espadaña relegados a áreas marginales y con fondos cubiertos por *Chara hispida*, *Chara canescens* y *Chara vulgaris*.

Actualmente la vegetación ha sufrido algunas transformaciones y se detectan algunas tendencias de variabilidad debidas, sobre todo, a los cambios hidrológicos acaecidos.

La vegetación acuática dominante hoy en día en las tablas y tablazos está compuesta, esencialmente por *Zannichellia pedunculatus*, que se ve sustituida por poblaciones muy densas de *Ceratophyllum submersum* en áreas turbosas; en aguas con elevadas salinidades puede llegar a aparecer *Ruppia maritima*, *Chara aspera*, característica de aguas subsalinas, era más abundante antiguamente aunque actualmente se distribuye en los márgenes de las tablas más orientales. *Chara canescens* aparece en zonas de encharcamiento ocasional asociada a juncuales y masegones. La vegetación flotante de *Ranunculus (Ranunculus peltatus)* es muy llamativa en la primavera. La vegetación helofítica (masegones, carrizales, espadañales y las formaciones de castañuelas) es abundante. Los masegones (*Cladium mariscos*) eran antaño muy abundantes, detectándose actualmente una progresiva disminución de sus áreas de distribución (sobre todo como consecuencia de la desecación paulatina y del incendio de 1987) a favor del carrizo. Los carrizales (*Phragmites australis*) tiene una importante presencia, como es natural por su gran amplitud ecológica, acrecentada en los últimos años por la alternancia de períodos secos. Los espadañales (*Typha latifolia* y *Typha domingensis*) también han incrementado sus poblaciones, mientras que la castañuela (*Scirpus maritimus*) se sitúa tras los carrizales o espadañales, donde forma bandas de diferente anchura.

La vegetación arbórea dominante está constituida por *Tamarix canariensis*, especie típica de suelos subsalinos que puede soportar la existencia de períodos de inundaciones más o menos largos y que puntualmente se encuentra acompañada por *Salix alba* y *Populus alba*.

#### 8.2.3.5 Fauna

En las tablas 8.8 y 8.9, se presentan un listado de las especies presentes en el humedal de estudio y la clasificación de su estado de conservación según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

**Tabla 8. 8. Especies de Interés Comunitario presentes en las Tablas de Daimiel**

<i>Bufo bufo</i>	<i>Ixobrychus minutus</i>	<i>Barbus microcephalus</i>
<i>Hyla arborea</i>	<i>Netta rufina</i>	<i>Micropterus salmoides</i>
<i>Rana perezi</i>	<i>Nycticorax nycticorax</i>	<i>Cyprinus carpio</i>
<i>Anas clypeata</i>	<i>Podiceps cristatus</i>	<i>Esox lucius</i>
<i>Anas platyrhynchos</i>	<i>Podiceps nigricollis</i>	<i>Gambusia holbrooki</i>
<i>Anas querquedula</i>	<i>Rallus aquaticus</i>	<i>Tinca tinca</i>

<i>Anas strepera</i>	<i>Recurvirostra avosetta</i>	<i>Blanus cinereus</i>
<i>Ardea cinerea</i>	<i>Arvicola sapidus</i>	<i>Lacerta lepida</i>
<i>Ardea purpurea</i>	<i>Sus scrofa</i>	<i>Malpolon monspessulanus</i>
<i>Botaurus stellaris</i>	<i>Mustela nivalis</i>	<i>Natrix maura</i>
<i>Circus aeruginosus</i>	<i>Vulpes vulpes</i>	<i>Natrix natrix</i>
<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Elyomis quercinus lusitanicus</i>	<i>Podarcis hispanica</i>
<i>Gallinula chloropus</i>	<i>Erinaceus europaeus</i>	<i>Psammodromus algirus</i>
<i>Himantopus himantopus</i>	<i>Lepus granatensis</i>	<i>Elaphe escalearis</i>
<i>Aulica atra</i>	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	<i>Chalcides chalcides</i>
<i>Aythya nyroca</i>	<i>Pipistrellus pipistrellu</i>	<i>Tarentola mauritanica</i>
<i>Podiceps ruficollis</i>	<i>Anguilla anguilla</i>	<i>Psammodromus hispanicus</i>

**Tabla 8. 9. Estado de conservación de especies presentes en las Tablas de Daimiel (EX: Extinto; EW: Extinto en estado salvaje; CR: En Peligro Crítico; EN: En Peligro; VU: Vulnerable; NT: Casi amenazada; LC: Preocupación Menor; DD: Datos Insuficientes; NE: No Evaluado)**

ESPECIE	NOMBRE_COMÚN	CATEGORIA
<i>Anfibios</i>		
<i>Bufo bufo</i>	Sapo común	LC
<i>Hyla arborea</i>	Ranita de San Antón	NT
<i>Rana perezi</i>	Rana común	LC
<i>Aves</i>		
<i>Anas clypeata</i>	Cuchara común	NT
<i>Anas querquedula</i>	Cerceta carretona	VU
<i>Botaurus stellaris</i>	Avetoro común	CR
<i>Falco tinnunculus</i>	Cernícalo vulgar	DD
<i>Netta rufina</i>	Pato colorado	VU
<i>Podiceps nigricollis</i>	Zampullín cuellinegro	NT
<i>Mamíferos</i>		
<i>Arvicola sapidus</i>	Rata de agua	VU A2ace+3ce
<i>Sus scrofa</i>	Jabalí	LC
<i>Mustela nivalis</i>	Comadreja	LC

<i>Vulpes vulpes</i>	Zorro	LC
<i>Erinaceus europaeus</i>	Erizo europeo	LC
<i>Lepus granatensis</i>	Liebre ibérica	LC
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Conejo	VU A2abde
<i>Pipistrellus pipistrellu</i>	Murciélago enano o común	LC
<b>Peces</b>		
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila	Vulnerable
<i>Barbus microcephalus</i>	Barbo cabecicorto	Vulnerable
<b>Reptiles</b>		
<i>Blanus cinereus</i>	Culebrilla ciega	LC
<i>Lacerta lepida</i>	Lagarto ocelado	LC
<i>Natrix maura</i>	Culebra viperina	LC
<i>Natrix natrix</i>	Culebra de collar	LC
<i>Podarcis hispanica</i>	Lagartija ibérica	LC
<i>Psammodromus algirus</i>	Lagartija colilarga	LC
<i>Tarentola mauritanica</i>	Salamanquesa común	LC
<i>Psammodromus hispanicus</i>	Lagartija cenicienta	LC

En resumen, hay que comentar que la ictiofauna actual está constituida básicamente por carpa (*Cyprinus Carpio*) y gambusia (*Gambusia affinis*), aunque durante los últimos años ha sido citada la presencia puntual de *Barbas microcephalus*, *Micropterus salmoides*, *Anguilla anguilla*, *Tinca tinca* y *Esox lucius*.

Los anfibios más abundantes hoy por hoy son el sapo común (*Bufo bufo*), la ranita de San Antonio (*Hyla arborea*) y la rana común (*Rana perezi*). Se han detectado 13 especies de reptiles, tanto quelonios (galápago europeo, *Blanus cinereus*, salamanquesa común, *Tarentola mauritanica*, eslizón tridáctilo, *Chalcides chalcides*, lagarto ocelado, *Lacerta lepida*, lagartija ibérica, *Podarcis hispanica*, lagartija colilarga, *Psammodromus algirus*, lagartija cenicienta, *Psammodromus hispanicus*), y ofidios (culebra de escalera, *Elaphe scalaris*, culebra bastarda, *Malpolom monspessulanus*, culebra viperina, *Natrix maura*, y culebra de collar, *Natrix natrix*).

Entre los mamíferos, destacan el erizo (*Erinaceus europaeus*), que es escaso, y el murciélago común (*Pipistrellus pipistrellus*), más abundante. La liebre se ha visto favorecida durante los últimos años aunque el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) ha visto restringida su presencia debido, seguramente, a la incidencia en la zona de la neumonía hemorrágica



viríca. El lirón careto (*Elyomis quercinus lusitanicus*) y la rata de agua (*Arvicola sapidus*) se encuentran presentes aunque no son muy abundantes. Entre los carnívoros destaca la presencia de zorro (*Vulpes vulpes*), mientras que entre los mustélidos lo hace la comadreja (*Mustela nivalis*), en general muy abundante. El jabalí (*Sus scrofa*) posee también importantes efectivos poblacionales.

De cualquier forma, el grupo de vertebrados más llamativo en las Tablas de Daimiel es el de las aves y, más concretamente, el de las acuáticas. La familia de las anátidas es una de las mejor representadas; el azulón (*Anas platyrhynchos*) es abundantísimo, invernando en la zona también importantes contingentes de pato cuchara (*Anas clypeata*), ánade friso (*Anas strepera*), porrón pardo (*Aythya nyroca*) y cerceta carretota (*Anas querquedula*). El pato colorado (*Netta rufina*) es un nidificante muy llamativo.

La garza imperial (*Ardea purpurea*) tiene instalado en la zona un criadero importante, mientras que la garza real (*Ardea cinerea*) se ve esporádicamente. Son también frecuentes en las tablas el martinete (*Nycticorax nycticorax*), el avetorrillo (*Ixobrychus minutus*) y el avetoro (*Botaurus stellaris*). También nidifican algunas podicipédidas, como el zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis*), el zampullín chico (*Podiceps ruficollis*) y el somormujo lavanco (*Podiceps cristatus*).

Otras acuáticas nidificantes son el rascón (*Rallus acuaticus*), la polla de agua (*Gallinula chloropus*) y la abundante focha común (*Aulica atra*).

La cigüeñela (*Himantopus himantopus*) y la avoceta (*Recurvirostra avoceta*) poseen colonias llamativas. Entre las rapaces destacan por su abundancia el aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*) y el cernícalo (*Falco tinunculus*).

El masegar, por su parte, alberga una rica avifauna, en la que destaca sobre todo la avifauna acuática incluida en anexos de la Directiva Hábitat (tabla 8.10) y observadas los últimos años en las áreas dominadas por *Cladium mariscus*.

**Tabla 8. 10. Avifauna de interés comunitario de las Tablas de Daimiel vinculada el masegar**

Tablas de Daimiel	
<i>Acrocephalus melanopogon</i>	<i>Himantopus himantopus</i>
<i>Ardea purpurea</i>	<i>Ixobrychus minutus</i>
<i>Aythya nyroca</i>	<i>Marmaronetta angustirostris</i>
<i>Botaurus stellaris</i>	<i>Nycticorax nycticorax</i>
<i>Circus aeruginosus</i>	<i>Oxyura leucocephala</i>
<i>Circus cyaneus</i>	<i>Philomachus pugnax</i>
<i>Egretta garzetta</i>	<i>Porphyrio porphyrio</i>
<i>Glareola pratincta</i>	<i>Recurvirostra avoceta</i>
<i>Grus grus</i>	

El Avetoro común (*Botaurus stellaris*) ha sufrido un declive importante debido a la degradación y pérdida de sus hábitats naturales, destacando entre otros factores la escasez de extensos carrizales (con ausencia de diferentes etapas de desarrollo) y los efectos de la gestión del agua (manipulación de niveles, drenajes, abstracciones, etc.).

#### 8.2.3.6 Hidrología del humedal

Las Tablas de Daimiel debían su entidad al equilibrio existente entre los aportes de caudales superficiales y los procedentes de niveles subterráneos.

Los dos grandes ríos de la zona, el Cigüela (que recoge las aguas procedentes de las sierras orientales de la meseta y al que, poco antes de su confluencia con el humedal, se le anexionan los caudales del Záncara y del Riansares) y el Guadiana, confluían en el área desbordando sus cauces debido a la predominante horizontalidad del terreno, originando, consecuentemente, una gran llanura de encharcamiento. Puntualmente también aportaban sus aguas algunos arroyos de carácter marcadamente temporal como el Azuer, el Pellejero, etc.

Las descargas subterráneas, procedentes del llamado acuífero de la llanura manchega, se verifican a través de los “ojos” del Guadiana y de las propias tablas. Originalmente el área de vocación palustre se extendía a lo largo de casi 30 km<sup>2</sup>; actualmente, esta superficie se encuentra muy disminuida ya que durante años (fundamentalmente en la década de los años ‘70) y, por imperativos de la política agraria predominante, se llevaron a cabo canalizaciones de cauces y desecaciones de terrenos para su posterior puesta en cultivo. Al mismo tiempo las extracciones de agua subterránea comenzaron a llevarse a cabo de forma masiva y descontrolada.

Todas estas actuaciones provocaron un descenso cuantitativo drástico en los aportes de caudales (tanto superficiales como subterráneos) de la zona, descenso que, unido a la particular sequía soportada durante los primeros años de la década de los ‘80 y la llegada de cargas contaminantes de cierta importancia, significaron una alteración tan notable de la hidrología del área como para poner en peligro la misma existencia del ecosistema y de las poblaciones, animales y vegetales, que en él se articulan.

La situación llegó a ser tan grave que se decide la puesta en práctica de un plan de regeneración hídrica. Este plan, redactado en 1984, contempla la adopción de una serie de medidas técnicas (a corto, medio y largo plazo) con el objetivo prioritario de asegurar la continuidad de los aportes de caudales superficiales. En la actualidad, ya han sido puestas en práctica las medidas de mayor urgencia (construcción de pozos y derivación de caudales del Trasvase Tajo-Segura) y, al mismo tiempo, se está realizando un seguimiento integral con el fin de constatar el estado actual y futuras pautas de evolución del sistema.

La lámina de agua de las Tablas de Daimiel refleja en sus variaciones anuales de nivel las condiciones climáticas imperantes en la cuenca durante los períodos de tiempo inmediatos. El aporte subterráneo que proviene del acuífero evita un rápido descenso del nivel de las mismas. Por su parte, las oscilaciones del nivel de agua, con su consiguiente influencia en la vegetación litoral y sumergida, es el factor que determina asimismo las variaciones cualitativas y cuantitativas de las poblaciones de aves acuáticas.

El ritmo anual de inundación de las Tablas marisma está determinado por la llegada de las primeras crecidas otoñales o invernales, según los años, de la red fluvial vertiente a la misma. Esta inundación invernal determina el desarrollo de las diversificadas comunidades de macrofitos emergentes (helofitos), flotantes y sumergidos, que caracterizan la vegetación acuática.

El ciclo de inundación de las Tablas no termina con la desecación estival. Los niveles de inundación del verano (en torno a las 600 ha) es una constante regular a lo largo de los años.

Las figuras 8.48 y 8.49 muestran el balance hídrico de las Tablas de Daimiel en condiciones naturales (antes de 1960) y modificadas.

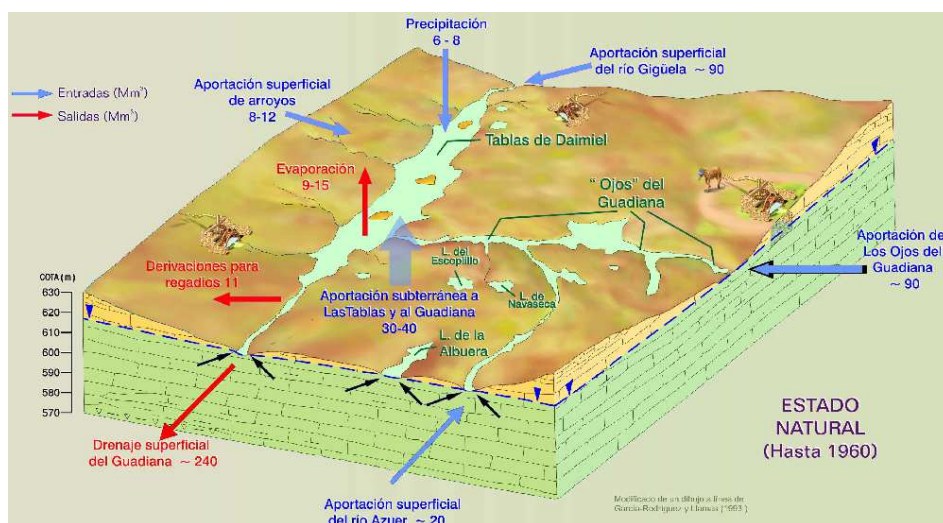
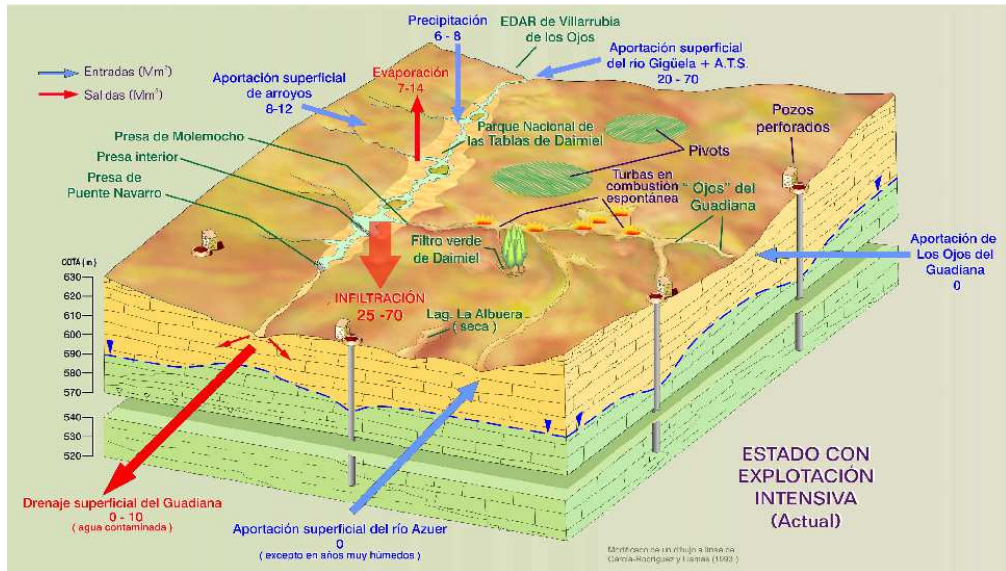


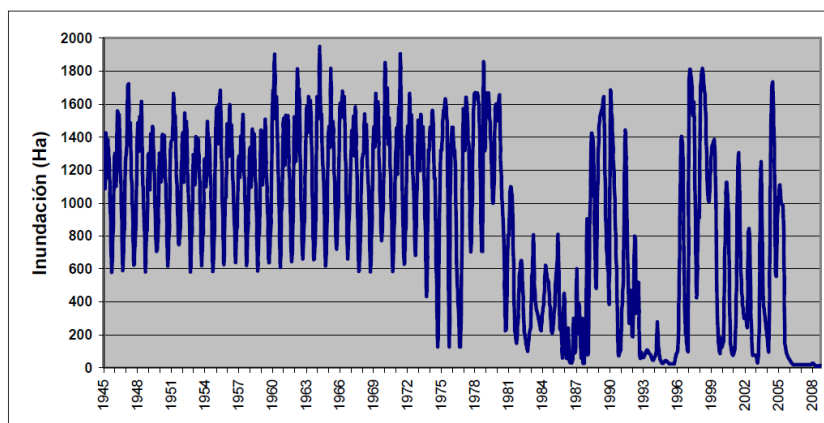
Figura 8. 48. Balance hídrico de las Tablas de Daimiel en condiciones naturales (antes de 1960)



**Figura 8. 49. Balance hídrico de las Tablas de Daimiel en condiciones modificadas**

Las entradas y salidas del sistema, junto a las características topográficas del terreno determinan los niveles de inundación lagunares en cada momento del año. El régimen de inundación (número de días de inundación, niveles máximos y mínimos de encharcamiento, distribución estacional, etc.) define el hidropereodo de las Tablas. La superficie de inundación a fines de primavera solía superar las 1.500 ha, mientras que durante el verano la superficie no solía bajar de las 600 ha.

El régimen de inundación se traduce en determinados parámetros hidráulicos (profundidad media de encharcamiento, duración, etc.) que ejercen una gran influencia en la presencia y distribución de las especies vegetales. Desde 1943 se tienen datos que permiten reconstruir la evolución del régimen de inundación (fig. 8.50).



FUENTE: Alvarez Cobelas et al., 2009

**Figura 8. 50. Evolución del régimen de inundación de las Tablas de Daimiel desde 1943**

En esta figura se observa la regularidad del régimen de inundación de las Tablas hasta el año 1972. En términos generales, la superficie inundada para el periodo 1943-71 fue de 1.180 ha. El valor mínimo de superficie inundada fue de 550 ha, superando en el 95% de los años el valor de 600 ha. Por su parte, la inundación máxima se estimó en 1.850 ha, superando en el 95% de los años el valor de 1.400 ha para ese periodo.

La caracterización del régimen de inundación se muestra en la tabla 8.11.

**Tabla 8. 11. Régimen de inundación de las Tablas de Daimiel**

	MUY SECO	SECO	MEDIO	HUMEDO	MUY HUMEDO
OCT	759	780	825	881	933
NOV	943	950	1013	1078	1153
DIC	1096	1134	1206	1278	1351
ENE	1285	1300	1375	1500	1580
FEB	1354	1391	1471	1575	1693
MAR	1435	1463	1550	1663	1800
ABR	1312	1429	1525	1604	1700
MAY	1162	1250	1392	1527	1600
JUN	1000	1038	1200	1313	1500
JUL	867	909	958	1102	1219
AGO	695	746	817	879	955
SEP	600	600	650	700	758

Los grandes cambios observados desde 1971 tienen que ver con actuaciones antrópicas. Efectivamente, El 22 de diciembre de 1965, se constituyó la agrupación Sindical de Colonización de las márgenes de los ríos Guadiana, Záncara y Cigüela para abordar los trabajos de desecación previstos en la Ley de 1956. La superficie que se pretendía secar era de unas 30.000 ha. En 1967, comenzaron los trabajos necesarios para la desecación de las Tablas de Daimiel, que fueron paralizados en 1971, cuando habían afectado a unos 130 km<sup>2</sup>.

Entre los ríos vertientes a las Tablas, a continuación se presentan los ríos Cigüela (tabla 8.12) y Azuer (tabla 8.13). Sus periodos de análisis hidrológico han sido 1942 hasta 1971 y desde 1948 hasta 1971. En el caso de los Ojos del Guadiana se ha utilizado para caracterizar el régimen hidrológico el periodo 1929-1940 (tabla 8.14).

**Tabla 8. 12. Río Cigüela en Villarrubia**

	MUY SECO	SECO	MEDIO	HUMEDO	MUY HUMEDO
OCT	0,00	0,00	0,42	2,68	5,86
NOV	0,13	0,60	3,75	8,89	12,44
DIC	0,86	1,17	5,03	16,86	21,62
ENE	1,22	1,33	6,99	25,19	32,10
FEB	1,07	1,43	7,04	23,35	41,84
MAR	1,26	1,62	11,39	32,37	44,49
ABR	1,09	1,85	12,82	31,87	43,93
MAY	0,85	1,52	8,45	28,11	33,64
JUN	0,10	0,58	4,39	11,73	21,04
JUL	0,00	0,00	0,75	3,21	7,14
AGO	0,00	0,00	0,00	0,52	2,33
SEP	0,00	0,00	0,00	1,15	2,52

**Tabla 8. 13. Río Azuer en Daimiel**

	MUY SECO	SECO	MEDIO	HUMEDO	MUY HUMEDO
OCT	0,00	0,00	0,00	0,22	0,40
NOV	0,00	0,00	0,05	0,44	1,08
DIC	0,00	0,00	0,51	1,22	2,34
ENE	0,00	0,00	0,98	3,27	8,13
FEB	0,00	0,00	0,93	4,94	7,71
MAR	0,00	0,00	2,21	3,61	13,54
ABR	0,00	0,00	1,11	5,70	8,72
MAY	0,00	0,00	0,67	3,53	7,54
JUN	0,00	0,00	0,20	1,66	3,03
JUL	0,00	0,00	0,00	0,53	1,38
AGO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06
SEP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05

**Tabla 8. 14. Río Guadiana en Zuacorta**

	MUY SECO	SECO	MEDIO	HUMEDO	MUY HUMEDO
OCT	3,77	3,80	4,63	6,61	6,72
NOV	3,67	3,74	5,04	6,47	7,09
DIC	3,77	3,79	5,54	6,84	7,36
ENE	3,77	3,78	5,36	6,72	9,77
FEB	3,30	3,45	4,82	6,02	8,10
MAR	3,75	3,81	5,25	6,63	7,17
ABR	3,63	3,70	5,40	6,52	8,14
MAY	3,75	3,80	5,98	6,94	9,28
JUN	3,63	3,66	4,85	6,43	8,57
JUL	3,75	3,77	4,59	6,63	7,06
AGO	3,69	3,75	4,19	6,39	6,71
SEP	3,63	3,63	3,97	5,29	6,20

#### 8.2.3.7 Valores de conservación y régimen jurídico de protección

En cuanto a los criterios Ramsar, para este humedal se identifican los siguientes:

- Sustenta especies vulnerables, en peligro o en peligro crítico, o comunidades ecológicas amenazadas

- Sustenta especies vegetales y/o animales importantes cuando se encuentran en una etapa crítica de su ciclo biológico).
- Sustenta de manera regular una población de 20.000 o más aves acuáticas (fig.2)
- Sustenta de manera regular el 1% de los individuos de una población, especie o subespecie de aves acuáticas.

Por otra parte, en las Tablas de Daimiel se identifican varios de los hábitats naturales contemplados en el Anexo I de la Directiva Hábitats 92/43/CEE, de 21 de Mayo de 1992 (tabla 8.15).

**Tabla 8. 15. Hábitats de Interés Comunitario de las Tablas de Daimiel**

Pastizales salinos mediterráneos ( <i>Juncetalia maritima</i> ) (1410)
Matorrales halonitrófilos (Pegamo-Salsoletea) (1430)
Estepas salinas ( <i>Limonietalia</i> ) (1510)
Turberas calcáreas de <i>Claudium mariscos</i> y <i>Carex davallina</i> (7210)
Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos ( <i>Nerio-Tamaricetea</i> y <i>Secunegion tinctoriae</i> ) (92D0)

Además, en Tablas de Daimiel se registran numerosas especies de aves consideradas de Interés Comunitario ya mencionadas en apartados anteriores.

Todos estos valores han llevado a que las Tablas de Daimiel esté actualmente bajo un régimen jurídico de protección. Así, el 28 de junio de 1973, se creó el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (Decreto 1874/1973; BOE, nº 181, de 30 de junio de 1973) y fue reclasificado posteriormente según la LEY 25/1980, de 3 de mayo (BOE, nº 110, de 7 de mayo de 1980).

En 1980, se declara la Reserva de la Biosfera de la Mancha Húmeda (programa “MAB” de la UNESCO) que incluye el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. En 1982, se incluye el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel en la Lista de Zonas Húmedas de Importancia Internacional del Convenio de Ramsar (BOE nº 199, de 20 de agosto de 1982). En función de la Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres, este humedal fue designado ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) “Tablas de Daimiel” (ES0000013) y Lugar de Interés Comunitario de la Directiva Habitats (ES0000013)

Por otra parte, la disposición adicional 4º de la Ley 10/2001 de 5 de julio del Plan Hidrológico Nacional (PHN) determinó la realización de una serie de actuaciones que con la denominación de Plan Especial del Alto Guadiana (PEAG) debían tener como



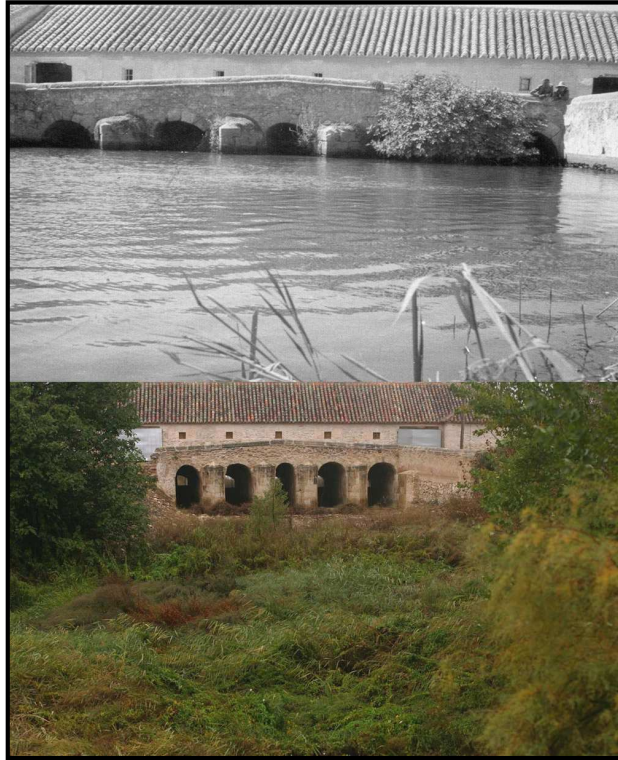
objetivo conseguir un uso sostenible de los acuíferos del Alto Guadiana. En virtud de la misma, se elaboró dicho plan que fue aprobado en Consejo de Ministros según RD 13/2008, de 11 de enero.

#### *8.2.3.8 Presiones, impactos y estado de conservación del humedal*

El diagnóstico de las Tablas de Daimiel que se presenta a continuación ha sido elaborado a partir de la Ficha Informativa del Humedal Ramsar y el Formulario Oficial de la Red Natura 2000. Los principales impactos que sufre el humedal y que han tenido repercusiones sobre el medio físico (formas de relieve y paisaje) son debidos, entre otros, a alteraciones del sistema acuífero (bombeos, extracciones, etc.), a actividades agrarias y ganaderas, a drenajes, represamientos y regulaciones del flujo, y a los incendios subterráneos de las turbas. Las extracciones de las aguas subterráneas han llevado a una pérdida relevante de recursos al sistema que se llega a desecar en determinadas situaciones (fig. 8.51).

Las comunidades vegetales se han visto también afectadas por estos factores y debido también a vertidos contaminantes, teniendo como principal consecuencia la disminución de su área de distribución y la alteración de las comunidades vegetales originarias. Consecuentemente, la fauna ha sufrido la pérdida de sus hábitats.

Como consecuencia de las acciones de carácter antrópico llevadas a cabo en el área del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel y su cuenca hidrográfica, se puede decir que lo han degradado ambientalmente al afectar la cubierta vegetal de plantas palustres, que son el hábitat natural de la vida animal de las tablas fluviales, incidiendo fundamentalmente sobre los organismos asociados al medio acuático. También ha habido cambios geológicos debidos a incendios continuados de turberas subterráneas, cambios geomorfológicos (colmatación de ojos y ojillos), cambios permanentes en la vegetación palustre por incendios y desecación, empeoramiento de la calidad de aguas y sedimentos, reducción de la biodiversidad, etc.



**Figura 8. 51. Río Guadiana a su paso por el molino de Molemocho en condiciones naturales (superior) y modificadas (inferior). Las extracciones subterráneas han reducido drásticamente los aportes al sistema.**

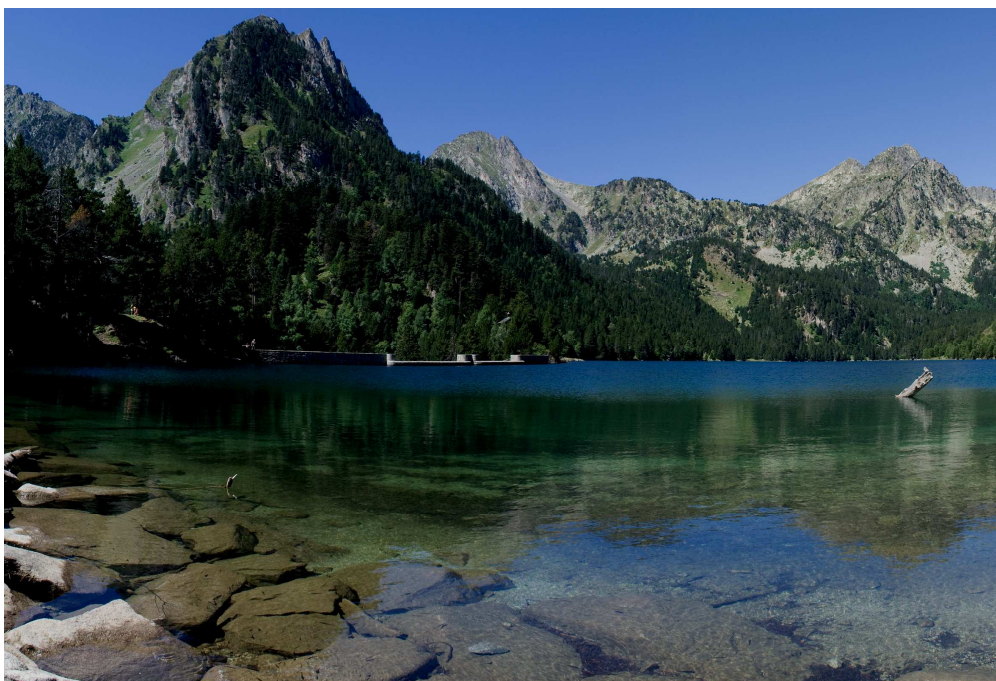
Por otra parte, el régimen hidrológico de las Tablas de Daimiel se encuentra completamente alterado. La recarga natural proveniente de los ríos Cigüela, temporal, y Guadiana, permanente, y la surgencia proveniente del acuífero ya no se produce como consecuencia de la sobreexplotación agrícola de la zona. Los aportes son artificiales, regulados y represados.

Por todo ello, se puede concluir que el estado de conservación no es el deseado y se tienen que llevar a cabo esfuerzos para restaurar tanto las formas como los procesos dinámicos que permitan la recuperación de los valores del humedal.

#### ***8.2.4. Lago de San Mauricio***

El Lago de San Mauricio se localiza en la cadena axial sur de la parte central de la cordillera pirenaica, en las comarcas leridanas de El Pallars Sobirà, L'Alta Ribagorça, La

Val d'Aran y El Pallars Jussà (noroeste de Cataluña). Se trata de un espacio de alta montaña (fig. 8.52) que incluye los típicos circos glaciares y valles en forma de "U", siendo estas formas de relieve de las mejores representaciones de la erosión glacial del Cuaternario en España. La vegetación forma un mosaico de notable diversidad e interés fitogeográfico, con extensas comunidades de pastos, gleras y neveros endémicas de los Pirineos. Los pisos montano y subalpino presentan hayedos, bosquetes mixtos caducifolios, abetales, pinares, diversos matorrales y, por supuesto, una serie de humedales y turberas que son los que caracterizan realmente a este espacio.



**Figura 8. 52. Estany de Sant Maurici (Lleida)**

Este humedal está incluido en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (14.119 ha) que además posee una Zona Periférica de Protección (26.733 ha). Está además en el listado de humedales de importancia internacional de la Convención de Ramsar. De su paisaje destacan dos valles principales: en el oeste el valle de Boí que confluye en la cuenca del río Noguera de Tor, y en el este el valle de Espot, delimitado por la cuenca del río Escrita. Al sur, ya en los linderos del espacio, aparece la Vall Fosca,

donde tiene su nacimiento el río Flamicell. Dentro de los límites del propio Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici no existe ningún núcleo de población, debido a su situación geográfica (alta montaña).

#### *8.2.4.1 Climatología*

El clima general del espacio es esencialmente atlántico de montaña, lluvioso y húmedo todo el año. Las temperaturas son bajas; por encima de 2.500 m se pueden alcanzar mínimas de -30° C, aunque estas temperaturas extremas también se producen a altitudes inferiores excepcionalmente. Los valores mínimos se dan en situación de dominio de aire frío del Norte. La variación climática entre las diversas zonas depende de la altura, la orientación y la exposición de las laderas. La precipitación es abundante durante todo el año, con valores anuales que oscilan entre 1.200 y 1.500 mm, sobrepasando la mayoría de meses los 100 mm. El número medio de días con precipitación es de 134 (53 de los cuales son en forma de nieve).

#### *8.2.4.2 Geología y geomorfología*

El roquedo dominante en la zona es granodiorita-monzogranito que puede ser reconocido en numerosos sectores del Parque Nacional y de su entorno más inmediato. Además del granito, en el sector noreste y sudoeste aparecen pizarras, esquistos y rocas calcáreas y, en el sector suroriental, materiales calcáreos del Devoniano.

La historia geológica de este espacio tiene que ver con el plegamiento alpino y los fenómenos de incisión de la red fluvial en el Neógeno, sobre las estructuras hercinianas y tardihercinianas preexistentes y las alpinas, así como con la acción de las glaciaciones cuaternarias habida durante el Pleistoceno. Esta morfología glaciar y periglacial es uno de los mejores ejemplos de toda la península ibérica sobre granitos. Está representada por tarteras, riscales, desfiladeros, lagos, circos glaciales, estanques, valles con perfil de "U" colgados y escalonados, etc. Más recientemente, durante los últimos 10.000 años (Holoceno) y hasta la actualidad, nuevos agentes erosivos (ríos, torrentes, aludes, etc.) han sustituido a los glaciares como agentes modeladores del paisaje.

La cubeta del lago de Sant Maurici se formó, en origen, por la sobreexcavación realizada por el hielo durante el Pleistoceno y la acción de represa de una morrena terminal.

#### *8.2.4.3 Topografía y características de la cubeta*

El Estany de Sant Maurici tiene forma subrectangular y abarca un área es de 0,211 km<sup>2</sup>, siendo el eje mayor de 1,1 km (fig.8.53).



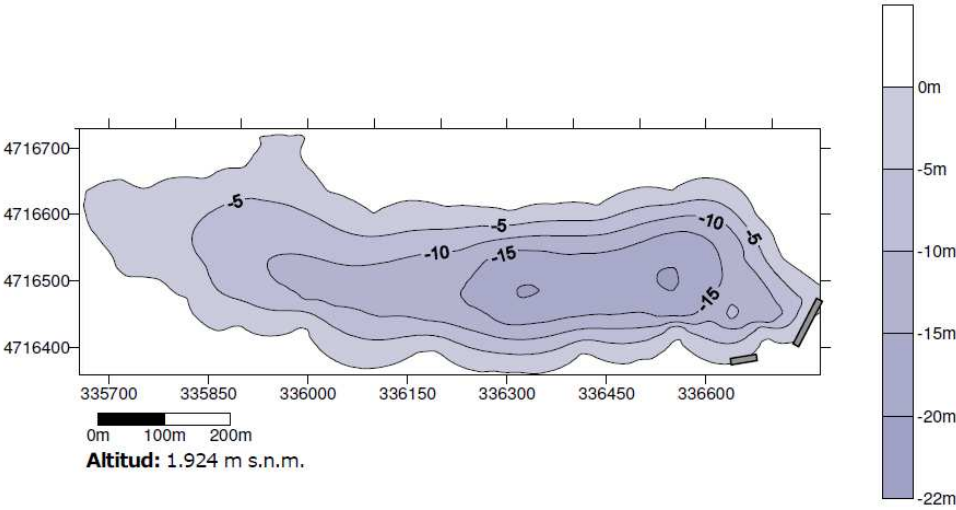
**Figura 8. 53. Estany de Sant Maurici en los inicios del siglo XX**

En la década de los años '50 del siglo XX, la cubeta natural del lago fue modificada con la construcción de un dique en su salida (18 m de altura) que incrementó su capacidad de almacenamiento para el aprovechamiento hidroeléctrico (fig. 8.54).



Figura 8. 54. Presa para el aprovechamiento hidroeléctrico en el Estany de Sant Maurici

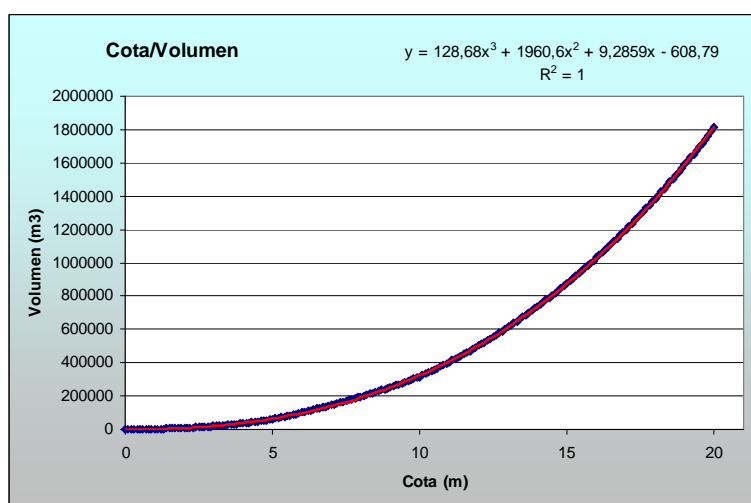
La batimetría del humedal se muestra en la figura 8.55, siendo la profundidad máxima actual es de 22 m mientras que la termoclina se sitúa en torno a los 5 m.



FUENTE: CHE, 2010

Figura 8. 55. Curvas batimétricas correspondientes a la cubeta del lago de San Mauricio.

Los datos topográficos de la laguna y la restitución del fondo de la misma han permitido calcular el volumen y la superficie ocupada por la lámina de agua para cada intervalo de cota de nivel como se observa en la figura 8.56. La cubeta alcanza su máximo volumen en torno a los 2 hm<sup>3</sup>; el agua vierte por el labio superior de la presa.



FUENTE: CHE, 2010

**Figura 8. 56. Superficie ocupada por la lámina de agua en cada intervalo de cota de nivel en el Estany de Sant Maurici.**

#### 8.2.4.4 Flora y vegetación

La vegetación existente en este espacio pirenaico caracteriza diversos hábitats protegidos incluidos en la Red Natura 2000. La tabla 8.16 muestra los hábitats de interés comunitario del espacio.

**Tabla 8. 16. Hábitats de Interés Comunitario del LIC**

Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de Erica ciliaris y Erica Tetralix (4020)
Turberas altas activas (7110*)
Manantiales petrificantes con formación de tosca Cratoneurion (7220*)
Formaciones pioneras alpinas de Caricion bicoloris – atrofuscae (7240*)
Bosques aluviales residuales Alnion glutinoso-incanae (91E0*)

La flora de este espacio es de elevada riqueza, con plantas poco comunes o raras en el Pirineo como *Alchemillia pentaphyllea*, *Arenaria biflora*, *Campanula jauvertiana*, *Saxifraga androsacea*, *Pedicularis rosae ssp. allioni*, *Festuca borderi*, *Salix daphnoides*, *Pinguicula alpina*, etc. Es destacable que el briófito *Drepanocladus vernicosus* es una especie características de turbera, tipo de humedal considerado de especial interés por el Convenio de Ramsar por encontrarse subrepresentado en su Lista en la actualidad.

El espacio también contiene una elevada riqueza criptogámica y briofítica, con diversas especies ártico-alpinas únicas en la Península Ibérica y algunas reliquias terciarias; destacan por su notable diversidad los géneros *Andreaea* y *Sphagnum*. También destaca, especialmente por su singularidad, la vegetación de los lagos y de las turberas. Algunas especies tienen aquí las únicas localidades conocidas del Pirineo catalán. Así, se considera un enclave con interés singular por la presencia de *Isoetes echinosporum*, *Nitella syncarpa* y *Potamogeton alpinus*. Entre las especies propias de turberas, destacan *Erica tetralix*, *Drosera anglica*, *Utricularia minor*, *Equisetum fluviatile*, *Potamogeton filiformis* y *Scorpidium scorpioides*.

#### 8.2.4.5 Fauna

En este espacio está citada la presencia de, al menos, 9 especies animales con un alto grado de amenaza, siendo 4 de ellas especies asociadas a ambientes húmedos (tabla 8.17).

**Tabla 8. 17. Especies de interés comunitario del espacio Red Natura 2000 y su estado de conservación**

Taxones	Directiva 92/42/CEE	UICN (2006)	Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (2006)	Libros Rojos nacionales
<i>Rosalia alpina</i> (Rosalia)	Anexo II *	VU	DIE	
<i>Salmo trutta</i> (Trucha común)		LR/nt		VU
<i>Phoxinus phoxinus</i> (Piscardo)				VU
<i>Galemys pyrenaicus</i> (Desmán del Pirineo)	Anexo II y IV	VU	DIE	EN

(CR: En Peligro Crítico; EN: En Peligro; VU: Vulnerable; DIE: De Interés Especial; LR: Bajo Riesgo; LC: Preocupación Menor; nt: No Amenazada; DD: Datos Insuficientes)

Dos especies animales asociadas a ambientes húmedos están incluidas en el Anexo II y IV de la Directiva Hábitat 92/43/CEE con una Evaluación Global A (*Drepanocladus vernicosus*, *Galemys pyrenaicus* y *Lutra lutra* (nutria)).

Igualmente, está citada la presencia de numerosas especies endémicas asociadas a ambientes húmedos, entre las que destacan dos especies de macroinvertebrados acuáticos y



dos de vertebrados (*Annitella pyrenaea*, *Agabus solieri ssp. Pyrenaeus*, *Galemys pyrenaicus* y *Euproctus asper* (Tritón pirenaico).

Entre la fauna invertebrada destaca la presencia de especies de moluscos que se encuentran de forma relictas en los Pirineos, como *Pisidium hibernicum* y *Discus ruderatus*, o *Phenacolimax annularis* que no se encuentra en el resto del Pirineo. Otras especies raras de coleópteros presentes en la zona son: *Carabus rutilans ssp. opulentus* y, por supuesto, *Rosalia alpina*. Entre los heterópteros destacan diversas especies que tienen en este espacio su límite meridional (*Arctocoris carinata*, *Platycranus longicornis*). También hay lepidópteros singulares como *Therea stragulata* y *Heliothea discoidaria*.

Entre los peces, la única especie autóctona es la trucha común (*Salmo trutta*). Las otras especies son introducidas: la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), el piscardo (*Phoxinus phoxinus*) y la trucha americana (*Salvelinus fontinalis*).

Dentro del grupo de los anfibios cabe destacar, además del tritón pirenaico antes mencionado, las ranas *Rana temporaria* (ubicua) y *Rana perezi* (en fondos de valle). Todas ellas son especies protegidas en el ámbito nacional. En cuanto a las aves se encuentra *Circus cyaneus*.

#### 8.2.4.6 Hidrología del humedal

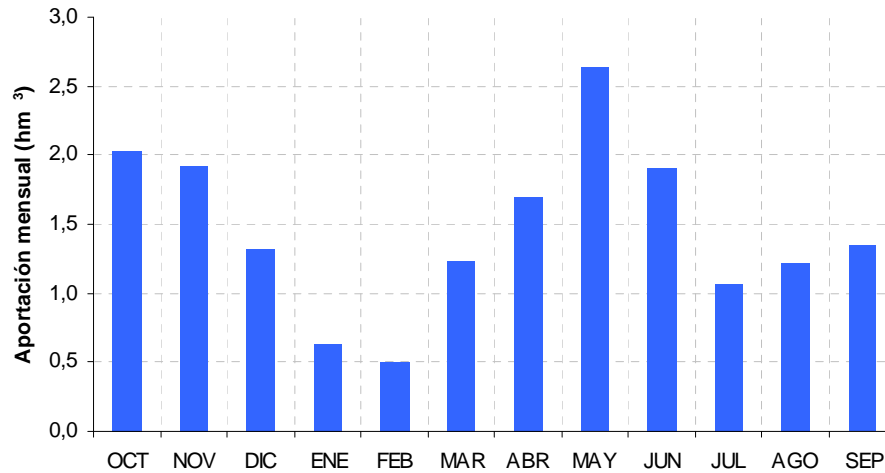
En términos generales, el sistema hidrológico de esta zona es de una destacable complejidad. Buen ejemplo de ello es la presencia de la mayoría de los elementos posibles: nieve, hielo, riachuelos, lagos alpinos, turberas o tremedales, fuentes y un sistema kárstico poco conocido en algunas zonas. El agua es pues un elemento fundamental del paisaje y de la dinámica funcional del sistema natural del Parque Nacional. Su distribución heterogénea en el espacio enriquece la diversidad de los ecosistemas terrestres.

Probablemente, el elemento más singular son los típicos lagos alpinos (localmente denominados “estans”), debido a su elevada densidad. Pero además, el espacio contiene un complejo entramado de cursos de agua corriente. Algunos de ellos salvan enormes desniveles en relación con sus cortos recorridos. Al este, el desnivel de los ríos Monestero y Escrita cuenta con más de 2.000 metros, y al oeste, en el río de Sant Nicolau, la relación es también abrupta con un desnivel de casi 1.800 metros en un recorrido de solo 15 Km.

En cuanto al funcionamiento hidrológico en condiciones naturales, hay que destacar que el lago de Sant Maurici forma parte de la red hidrográfica del río Espot o Escrita. La cabecera cuenta con un conjunto de lagos interconectados cuyas aguas convergen en el río del propio nombre. La posición de los lagos y los respectivos tamaños de sus cubetas actúan controlando los volúmenes de escorrentía de la cuenca.

En el ciclo hidrológico anual (fig. 8.57), se producen unos aportes mínimos en los meses de enero y febrero por efecto de la retención nival. El mes de máxima aportación se

produce en mayo por efecto del deshielo. Los caudales de verano suelen ser mayores que los propios del invierno.



**Figura 8. 57. Aportación mensual al lago de San Mauricio**

En relación al funcionamiento hidrológico en condiciones modificadas, recordar que a principios de los años '50 se construyó el sistema de saltos del río Espot, aprovechamiento hidroeléctrico en forma de "Y" (figs. 8.58 y 8.59). Uno de los brazos se alimenta del río Espot mediante una toma profunda del lago Sant Maurici (después de ser recrecido 18 m), además de la regulación y conexión de 4 lagos (lago pequeño, mediano y grande de Amitges y lago de la Ratera) que vierten al mismo. El segundo brazo se alimenta del río Peguera mediante la regulación del Estany Negre y el embalse de Tort-Trullo. Los caudales turbinados son retornados al río Espot aguas debajo de la localidad de Espot.

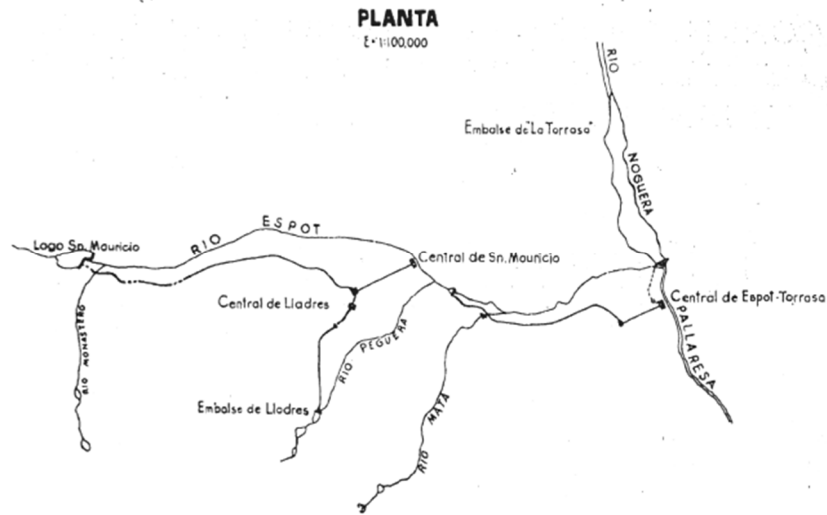


Figura 8. 58. Esquema del aprovechamiento hidroeléctrico del lago de San Mauricio (planta)

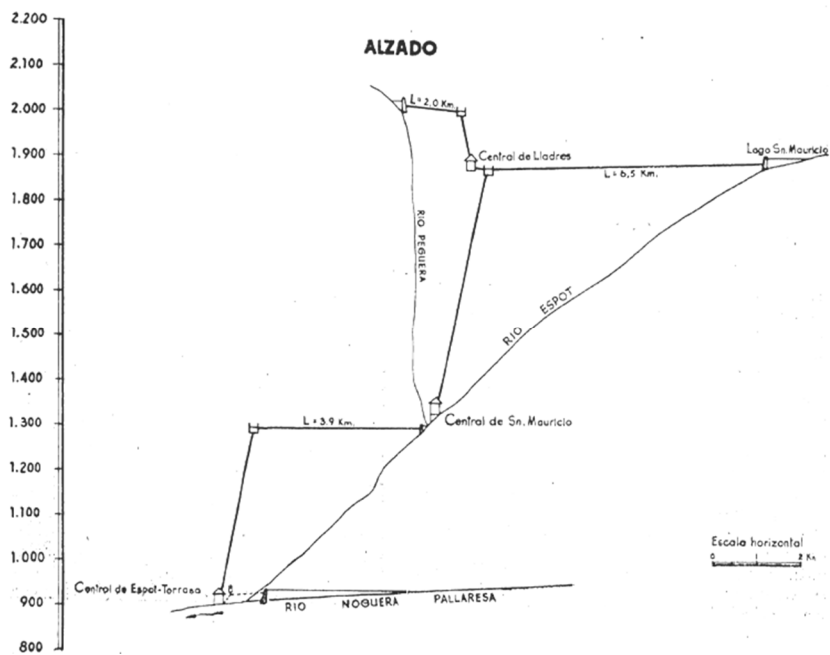
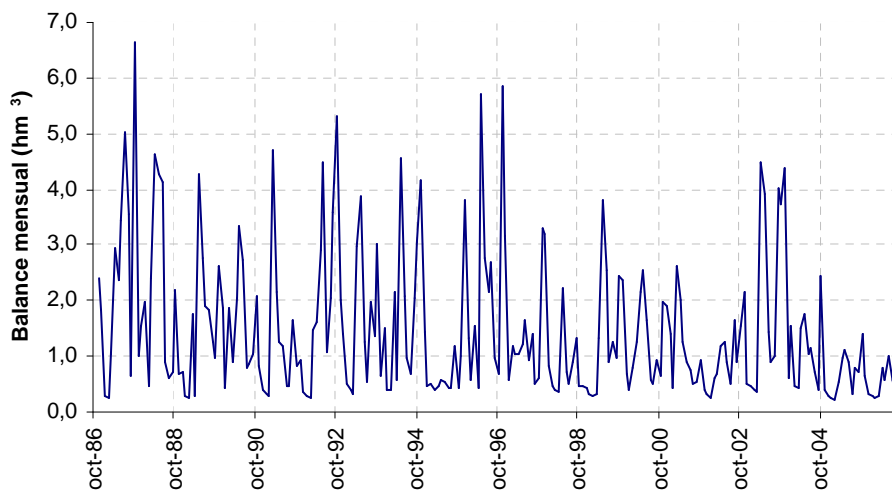


Figura 8. 59. Esquema del aprovechamiento hidroeléctrico del lago de San Mauricio (alzado)

El balance hídrico en condiciones naturales se ha confeccionado a partir del modelo SIMPA, calculándose el balance hidrometeorológico. Los datos climáticos empleados muestran como este balance presenta siempre valores positivos (fig. 8.60).



**Figura 8. 60. Balance mensual del lago de San Mauricio**

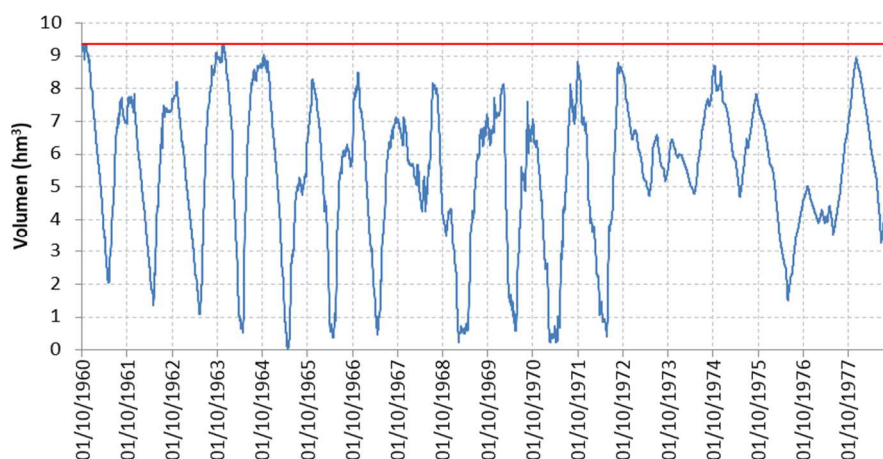
El balance hídrico en condiciones naturales (hidrológicas y morfométricas) debía dar lugar a un lago caracterizado por un máximo volumen de agua en la cubeta (más o menos  $0,1 \text{ hm}^3$ ) y escasas variaciones del mismo tanto a escala intra-anual como inter-anual.

El balance hídrico en condiciones modificadas no se ha podido evaluar porque no se tiene constancia de registros que permitan evaluar los efectos del aprovechamiento hidroeléctrico sobre los volúmenes de agua del lago. En cualquier caso, puede servir de ejemplo del Estany Negre de Peguera ya que pertenece al mismo sistema de explotación que Sant Maurici y hay datos durante el periodo de 1960 a 1978. Así, en este caso se puede observar (fig. 8.61):

- El hidrograma azul representa el régimen diario de explotación hidroeléctrica del lago. Este régimen de explotación da lugar a unos ciclos anuales, donde se producen descensos continuos y muy acusados desde el otoño hasta la primavera (en algunos años casi fue desecado completamente el lago que presenta una

profundidad máxima de 70 m). A partir de primavera, se produce paulatinamente el llenado del lago, recuperando su máximo volumen a fines del verano por efecto de la fusión nival.

- La línea roja representa los cambios esperables en la lámina de agua del lago en régimen hidrológico natural. El balance hídrico mensual es siempre positivo, lo cual da lugar a que no se produzcan descensos en el nivel de lámina de agua. Al tratarse en su inmensa mayoría de sistemas lacustres que presentan un sistema de vaciado abierto (a partir de un determinado nivel el lago desagua hacia un río u otro lago), el nivel de lámina de agua se puede considerar prácticamente constante.



**Figura 8. 61. Régimen hidrológico modificado del Estany Negre fruto del aprovechamiento hidroeléctrico**

Los valores positivos del balance ligados al volumen relativamente pequeño de la cubeta, hacen que se mantenga de forma permanente el máximo volumen en el lago. Como consecuencia, los niveles de lámina de agua también se mantienen constantes a lo largo del tiempo.

#### 8.2.4.7 Valores de conservación y régimen jurídico de protección

Dentro de la región biogeográfica alpina este espacio destaca especialmente por presentar la mayor densidad de lagos de alta montaña (alpinos) de Europa, tipo de humedal considerado de especial interés por el Convenio de Ramsar por encontrarse, de momento,

infrarrepresentado en la Lista Ramsar de Humedales de Importancia Internacional (Resolución VIII.11). Se contabilizan hasta 644 cuerpos de agua, de los cuales 190 son lagos propiamente dichos (mayores de 0.5 ha) y 454 son pequeñas masas de agua que pueden ser temporales y llegar a secarse a finales de verano.

El Parque representa 7 de los 40 Sistemas Naturales españoles incluidos en el anexo de la Ley 5/2007, con una representatividad mejorable en la Red de 2 sistemas naturales. No posee hábitats prioritarios incluidos en la Directiva 92/43/CEE

En cuanto a su riqueza faunística, el Parque se acerca a la media de la Red de Parques (aunque se supera ampliamente la media específica para riqueza de mamíferos y de aves, y se sitúa muy por debajo la media para peces). De las especies faunísticas, 5 están catalogadas como vulnerables o en peligro de extinción, y se cuenta con medidas de conservación para 3 de ellas.

El Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici fue creado por Decreto el 21 de Octubre de 1955 (BOE nº 325, de 21 de noviembre de 1955), y reclasificado por la Ley 7/1988, de 30 de marzo, de la Generalitat de Catalunya (BOE nº 105, de 2 de mayo de 1988).

Desde 2006, está incluido en el listado de humedales de importancia internacional de la Convención de Ramsar con el código 7ES050, al cumplir los criterios de:

- Ser ejemplo representativo, raro o único de un tipo de humedal natural o casi natural hallado dentro de la región biogeográfica
- Sustentar especies vulnerables, en peligro o en peligro crítico, o comunidades ecológicas amenazadas.
- Sustentar poblaciones de especies vegetales y/o animales importantes para mantener la diversidad biológica de una región biogeográfica determinada

En cuanto a las figuras de protección europeas, es LIC y ZEPA (código ES0000022) y ZEPA. Forma parte del "Pla d'espais d'interès natural" (PEIN) por Decreto 328/1992 de la Generalitat de Catalunya y mediante el Decreto 82/1993 de la Generalitat de Catalunya, de 9 de febrero, se aprobó su Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici" (DOGC nº 1727, de 29 de marzo de 1993).

Una revisión y actualización de este Plan, actualmente en vigor, fue aprobada por Decreto 39/2003, de 4 de febrero, de la Generalitat de Catalunya (DOGC nº 3825, de 19 de febrero de 2003).

#### 8.2.4.8 Presiones, impactos y estado de conservación del humedal

La presión más importante que afecta a los humedales de esta zona son los aprovechamientos hidroeléctricos. En un futuro se prevé el desmantelamiento de todas las infraestructuras hidroeléctricas del Parque. Algunas de las concesiones vencen en el 2023, aunque otras tienen contratos de cesión indefinidos por lo que será más difícil su retirada.

Actualmente, el impacto resultante se plasma en la variación del nivel en aquellas masas de las que se capta el agua aunque, como se ha comentado anteriormente, no se conoce una evaluación específica sobre el impacto del aprovechamiento eléctrico en el Estany de Sant Maurici.

Los impactos más significativos evaluados en relación con la degradación del humedal y su entorno se exponen a continuación agrupados en función de los recursos a los que afectan.

*a) Medio físico*

- Oscilaciones del volumen de agua embalsada en el conjunto del humedal.
- Cambio en el patrón hidrológico natural.
- Deseccación de algunos lagos y lagunas de menor entidad.
- Alteración de valores característicos de calidad de las aguas superficiales.

*b) Especies y comunidades de flora*

- Afectación a la vegetación sumergida.
- Afectación a la vegetación perilagunar.

En general, el estado de conservación de los sistemas naturales es muy bueno, tal como corresponde a un Parque Nacional. No obstante, existen problemas en algunos lagos relacionados con el aprovechamiento hidroeléctrico que se realiza a partir de los mismos. En el conjunto de humedales del Parque Nacional, de las 5 especies de fauna alóctonas en el área que presentan una especial incidencia (actualmente no se cuenta con medidas de erradicación), 3 de ellas son especies de peces (*Salvelinus fontinalis*, *Phoxinus phoxinus* y *Salmo gairdneri*).

La campaña de evaluación del estado ecológico del lago de San Mauricio proporciona los siguientes valores:

- Nivel de calidad “Muy Bueno” para los indicadores de calidad biológicos (concentración de clorofila (0,54 mg Clo-a /m<sup>3</sup>), el índice de grupos algales (2,19 InGa), porcentaje de cianobacterias (0%), nivel de fitoplancton, macroinvertebrados (6,48 índice QAELS<sub>Ebro</sub>)
- En el humedal aún no se ha evaluado la alteración hidromorfológica.
- Los indicadores de calidad físico-químicos aparecen con valores alterados. Como consecuencia, el estado ecológico del humedal es modulado a “Bueno”.

### **8.2.5. Marisma de Doñana**

La Marisma de Doñana se localiza en Andalucía, a caballo de las provincias de Huelva (Almonte, Hinojos, Lucena del Puerto, Moguer, Palos de la Frontera), Sevilla (Aznalcázar, Isla Mayor, Pilas, Puebla del Río, Villamanrique de la Condesa) y Cádiz Sanlúcar

de Barrameda). Las capitales de provincia más cercanas son Sevilla y Huelva, situadas respectivamente a 65 Km y a 48 Km, aproximadamente.

Este humedal (fig. 8.62) incluye diferentes ecosistemas que albergan, a su vez, diferentes hábitats y comunidades vegetales que responden a las variaciones medioambientales del medio. Los ecosistemas presentes son playas y dunas, los bosques y las formaciones de matorral del manto eólico arrasado (los “cotos”), lagunas y turberas, el estuario y la marisma, siendo este último ecosistema el más importante del humedal por su extensión y representatividad.



**Figura 8. 62. Marisma de Doñana**

#### 8.2.5.1 Climatología

El clima del ámbito de Doñana es mediterráneo subhúmedo, caracterizándose por una acusada sequía estival que se extiende desde el mes de Junio a septiembre, y un régimen pluviométrico moderado, con un total pluviométrico medio del orden de los 500 a 600 mm, muy irregular en el reparto de las precipitaciones anuales e interanuales.



Térmicamente, destaca por los inviernos suaves, en buena medida debido a la cercanía al mar, y por veranos muy calurosos. Los vientos dominantes son las brisas y los ponientes y levantes; se les suman, durante el estío, los vientos del suroeste.

La temperatura media anual es de 18°C a 19°C. La mínima excepcionalmente puede llegar a -6°C en torno al mes de enero, produciéndose escasas heladas en invierno; durante el verano se pueden alcanzar hasta los 42° C en torno al mes de agosto.

Estas características climáticas condicionan el desarrollo de los procesos ecológicos fundamentales y las actividades antrópicas. En este sentido, hay que señalar la desecación de la marisma en el estío. Esta desecación se extiende a la mayor parte de las lagunas y zonas húmedas; sólo algunas mantienen su lámina de agua durante todo el año. También se produce un descenso considerable de los cursos de agua superficiales, que dependen durante estos momentos de los aportes de agua del acuífero subterráneo. La artificialización de la red de drenaje superficial, que se viene produciendo desde tiempos históricos, ha ocasionado una mayor dependencia de las precipitaciones, tanto en el sistema natural en su conjunto como en los espacios marismenos en particular.

#### *8.2.5.2 Geología y geomorfología*

Los materiales que conforman las zonas de arenas y marismas de Doñana proceden de los procesos de desmantelamiento y erosión de los núcleos montañosos que enmarcan la depresión terciaria. Por consiguiente, la génesis del territorio se explica en términos generales por los procesos de colmatación de la gran depresión del Guadalquivir a partir de los aportes sedimentarios procedentes de los diferentes relieves circundantes.

Los procesos geomorfológicos de carácter aluvial son muy importantes en el funcionamiento de los ecosistemas de Doñana, actuando la mayoría a escalas más amplias que las definidas por los límites del humedal. Estos procesos se han visto acelerados en las últimas décadas debido a las tensiones originadas en su periferia por un inadecuado manejo de las cuencas y los cauces.

La marisma se comporta como una llanura de inundación durante el período de lluvias, mientras que el agua subterránea permite la existencia de diversas zonas húmedas en el manto eólico con un ámbito de inundación muy heterogéneo, desde criptohumedales a lagunas estacionales (las más numerosas) y algunas lagunas permanentes.

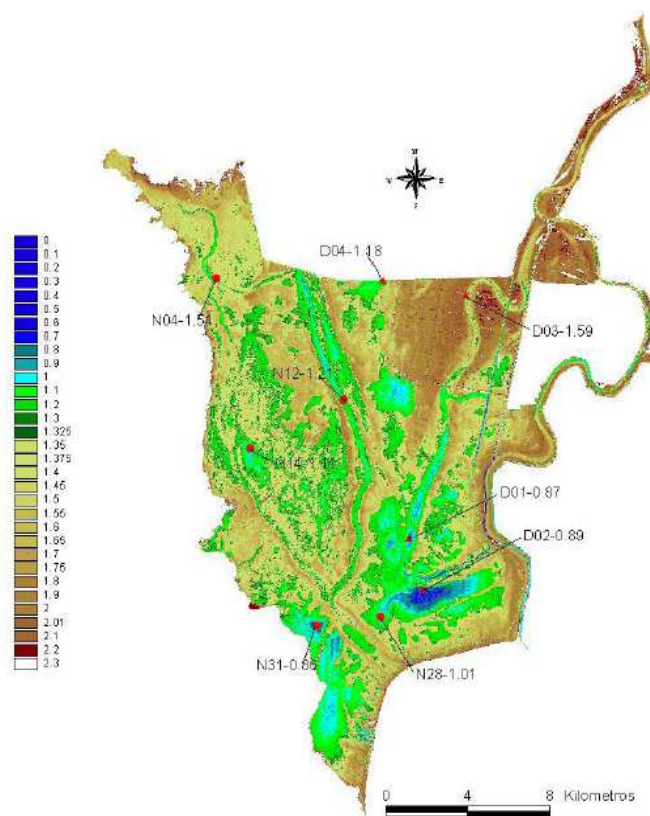
Los procesos de erosión y desalojo de materiales hacia la marisma se han visto incrementados con la puesta en cultivo de terrenos forestales, sobre todo para fresa y fresón, y la retirada de plantaciones de eucalipto. Esta expansión agrícola ha tenido lugar casi en su totalidad fuera de los límites del área protegida, afectando principalmente a las cuencas altas de los arroyos del Partido y La Rocina, así como a otras cuencas menores que drenan a la marisma del Guadalquivir.

La formación y desarrollo de los suelos ha venido realizándose de manera paralela a la consolidación de los procesos sedimentarios, por lo que se trata en la práctica totalidad de los casos, de suelos muy poco evolucionados cuya edafogénesis ha sido muy simple.

#### *8.2.5.3 Topografía y características de la cubeta*

La heterogeneidad topográfica de la marisma viene determinada por la configuración de cauces estacionales activos (“caños”) o paleocauces (“quebradas”) con depresiones (“lucios”), con sus bancos (motas) o levés laterales (“paciles”) en ambos casos, que determinan la alternancia de zonas más elevadas y de cota más baja (fig. 8.63).

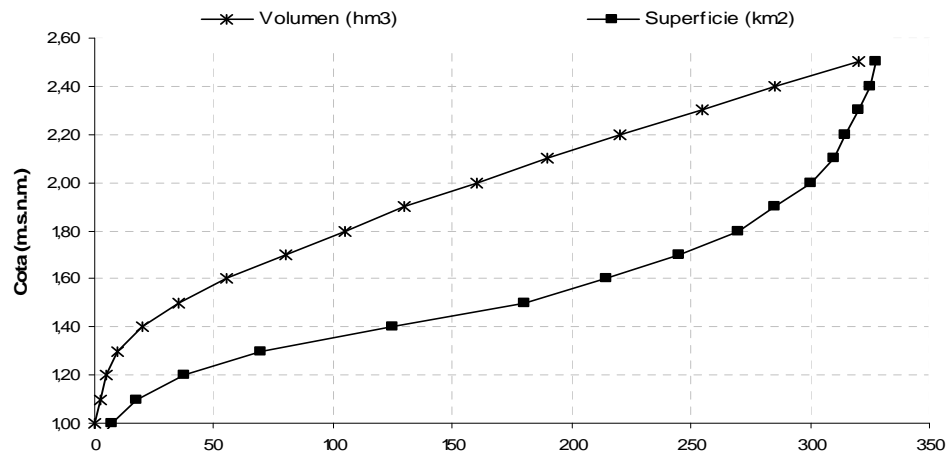
Esta heterogeneidad de cotas en un rango aparentemente muy pequeño (entre 0,6 m s.n.m. en los puntos más bajos de la marisma fuera de canales artificiales y cerca de 3 m s.n.m. en las vetas más altas) determina el ciclo de inundación y las comunidades asociadas al mismo en cada zona. En todo caso, la cota máxima de inundación en la marisma natural de Doñana está determinada por la cota de la mota del Guadalquivir y del Brazo de la Torre, que se sitúa entre 1,9 y 2,20 m s.n.m., por lo que las superficies dentro de la marisma por encima de la cota 2,20 m es, de forma natural, zona no inundable y refugio permanente de comunidades de animales y plantas terrestres.



FUENTE: Cambrono y de Pouro, 2006

**Figura 8. 63. Topografía de detalle de la Marisma de Doñana**

Los datos topográficos de la marisma y la restitución del fondo de la misma permiten calcular el volumen y la superficie ocupada por la lámina de agua para cada intervalo de cota de nivel (fig. 8.64).



FUENTE: Ramos, 2012

**Figura 8. 64.** Volumen y superficie ocupada por la lámina de agua para cada intervalo de nivel en la Marisma de Doñana

#### 8.2.5.4 Flora y vegetación

Entre las numerosas especies de flora que podemos encontrar en los diferentes ecosistemas de Doñana, algunas poseen un valor especial por ser endémicas o muy rara, por ser especies en peligro de extinción o vulnerables o por estar incluidas en el Anexo II de la Directiva Hábitat 92/43/CEE. Entre estas especies, podemos destacar la presencia de *Riella helicophylla*, *Linaria tursica*, *Juniperus oxycedrus subsp. macrocarpa*, *Armeria velutina*, *Marsilea strigosa*, *Gaudinia hispanica*, *Silene mariana*, *Micropyropsis tuberosa*, *Vulpia fontqueriana*, *Loeflingia baetica*, *Corema album*, *Isoetes velata* y *Cytisus grandiflorus subsp. cabezudo*. En este Anexo II, muchas de ellas presentan una Evaluación Global A.

En relación a las comunidades vegetales características, hay que señalar que las condiciones de salinidad e inundación de las distintas partes de la marisma condicionan la presencia de las siguientes asociaciones fitosociológicas emergentes o terrestres:

- Cistancho-Suaedetum verae, junto con Arthronectum-glauci (almajares). Suelos salinos de escaso tiempo de encharcamiento y zonas desecadas de marisma. Las especies más representativas son: *Cistanche phelipaea*, *Suaeda vera* y *Arthrocnemum macrostachyum*.

- Trifolio-Caricetum chaetophylla (pastizales). Zonas nitrofilizadas y más húmedas en transición al borde del agua permanente.
- Scirpetum maritimi (castañuelas). En el límite del agua permanente hasta el verano. La especie dominante es *Scirpus maritimus*.
- Scirpo-Phragmitetum mediterraneum. En caños. Las especies más representativas son: *Scirpus maritimum*, *Scirpus littoralis* y, muy localizada *Phragmites australis*.
- Existen comunidades vegetales de transición entre las anteriores. En las zonas más dulces y durante más tiempo anegadas, en las que aparecen *Suaeda splendens*, *Scirpus lacustris*, *Phragmites australis* y *Typha dominguensis*.

#### 8.2.5.5 Fauna

En Doñana, está citada la presencia de 54 especies de peces, 11 de anfibios, 22 de reptiles, 224 de aves y 37 de mamíferos. Muchas de ellas están catalogadas como de Interés Comunitario (tabla 8.18).

**Tabla 8. 18. Especies de Interés Comunitario presentes en la Marisma de Doñana**

#### Mamíferos

1355 <i>Lutra lutra</i>		
-------------------------	--	--

#### Peces

1101 <i>Acipenser sturio</i>	1116 <i>Chondrostoma polylepis</i>	1149 <i>Cobitis taenia</i>
1102 <i>Alosa alosa</i>	1125 <i>Rutilus lemmingii</i>	1151 <i>Aphanius iberus</i>
1103 <i>Alosa fallax</i>	1142 <i>Barbus comiza</i>	

#### Anfibios y reptiles

1220 <i>Emys orbicularis</i>	1221 <i>Mauremys leprosa</i>	
------------------------------	------------------------------	--

#### Invertebrados

1044 <i>Coenagrion mercuriale</i>		
-----------------------------------	--	--

## Aves

A004 <i>Tachybaptus ruficollis</i>	A128 <i>Tetrax tetrax</i>	A207 <i>Columba oenas</i>
A005 <i>Podiceps cristatus</i>	A129 <i>Otis tarda</i>	A222 <i>Asio flammeus</i>
A008 <i>Podiceps nigricollis</i>	A131 <i>Himantopus himantopus</i>	A226 <i>Apus apus</i>
A021 <i>Botaurus stellaris</i>	A132 <i>Recurvirostra avosetta</i>	A232 <i>Upupa epops</i>
A025 <i>Bubulcus ibis</i>	A133 <i>Burhinus oediacnemus</i>	A242 <i>Melanocorypha calandra</i>
A028 <i>Ardea cinerea</i>	A136 <i>Charadrius dubius</i>	A243 <i>Calandrella brachydactyla</i>
A030 <i>Ciconia nigra</i>	A137 <i>Charadrius hiaticula</i>	A245 <i>Galerida theklae</i>
A031 <i>Ciconia ciconia</i>	A138 <i>Charadrius alexandrinus</i>	A247 <i>Alauda arvensis</i>
A035 <i>Phoenicopterus ruber</i>	A139 <i>Charadrius morinellus</i>	A251 <i>Hirundo rustica</i>
A043 <i>Anser anser</i>	A140 <i>Pluvialis apricaria</i>	A253 <i>Delichon urbica</i>
A048 <i>Tadorna tadorna</i>	A141 <i>Pluvialis squatarola</i>	A255 <i>Anthus campestris</i>
A050 <i>Anas penelope</i>	A142 <i>Vanellus vanellus</i>	A257 <i>Anthus pratensis</i>
A051 <i>Anas strepera</i>	A143 <i>Calidris canutus</i>	A258 <i>Anthus cervinus</i>
A052 <i>Anas crecca</i>	A144 <i>Calidris alba</i>	A259 <i>Anthus spinoletta</i>
A053 <i>Anas platyrhynchos</i>	A145 <i>Calidris minuta</i>	A260 <i>Motacilla flava</i>
A054 <i>Anas acuta</i>	A146 <i>Calidris temminckii</i>	A262 <i>Motacilla alba</i>
A055 <i>Anas querquedula</i>	A147 <i>Calidris ferruginea</i>	A272 <i>Luscinia svecica</i>
A056 <i>Anas clypeata</i>	A149 <i>Calidris alpina</i>	A273 <i>Phoenicurus ochruros</i>
A058 <i>Netta rufina</i>	A151 <i>Philomachus pugnax</i>	A275 <i>Saxicola rubetra</i>
A059 <i>Aythya ferina</i>	A152 <i>Lymnocyptes minimus</i>	A277 <i>Oenanthe oenanthe</i>
A061 <i>Aythya fuligula</i>	A153 <i>Gallinago gallinago</i>	A278 <i>Oenanthe hispanica</i>
A074 <i>Milvus milvus</i>	A156 <i>Limosa limosa</i>	A287 <i>Turdus viscivorus</i>
A078 <i>Gyps fulvus</i>	A157 <i>Limosa lapponica</i>	A292 <i>Locustella luscinioides</i>
A081 <i>Circus aeruginosus</i>	A158 <i>Numenius phaeopus</i>	A294 <i>Acrocephalus paludicola</i>
A082 <i>Circus cyaneus</i>	A160 <i>Numenius arquata</i>	A297 <i>Acrocephalus scirpaceus</i>
A084 <i>Circus pygargus</i>	A161 <i>Tringa erythropus</i>	A298 <i>Acrocephalus arundinaceus</i>
A091 <i>Aquila chrysaetos</i>	A162 <i>Tringa totanus</i>	A300 <i>Hippolais polyglotta</i>
A094 <i>Pandion haliaetus</i>	A163 <i>Tringa stagnatilis</i>	A303 <i>Sylvia conspicillata</i>
A095 <i>Falco naumanni</i>	A164 <i>Tringa nebularia</i>	A315 <i>Phylloscopus collybita</i>
A098 <i>Falco columbarius</i>	A165 <i>Tringa ochropus</i>	A323 <i>Panurus biarmicus</i>
A099 <i>Falco subbuteo</i>	A166 <i>Tringa glareola</i>	A341 <i>Lanius senator</i>
A103 <i>Falco peregrinus</i>	A168 <i>Actitis hypoleucos</i>	A346 <i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>
A113 <i>Coturnix coturnix</i>	A169 <i>Arenaria interpres</i>	A359 <i>Fringilla coelebs</i>
A118 <i>Rallus aquaticus</i>	A179 <i>Larus ridibundus</i>	A381 <i>Emberiza schoeniclus</i>
A123 <i>Gallinula chloropus</i>	A189 <i>Gelochelidon nilotica</i>	A391 <i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>
A125 <i>Fulica atra</i>	A196 <i>Chlidonias hybridus</i>	A420 <i>Pterocles orientalis</i>
A127 <i>Grus grus</i>	A197 <i>Chlidonias niger</i>	

Las aves son la clase de vertebrados mejor estudiadas en Doñana y su entorno, en virtud de su gran diversidad y grado de presencia en la zona. Las aves acuáticas son el grupo mejor representado, tanto en número de especies como por la abundancia de sus efectivos. Destaca la presencia de *Aquila adalberti*, *Turnix sylvatica*, *Ardeola ralloides*, *Plegadis falcinellus*, *Marmaronetta angustirostris*, *Fulica cristata*, *Botaurus stellaris*, *Ixobrychus minutus*, *Larus genei*, *Oxyura leucocephala*, *Platalea leucorodia*, *Anas querquedula* y *Ciconia nigra*.

En la tabla 8.19, se presentan las aves acuáticas invernantes para el periodo 1990-2004

**Tabla 8. 19. Aves acuáticas invernantes para el periodo 1990-2004 en la marisma de Doñana**

INVERNADA (media 1990-2003)		% Doñana respecto al total estimado para el Mediterráneo Occidental (>10%)
Ansar común	<i>Anser anser</i>	51%
Silbón europeo	<i>Anas penelope</i>	15%
Ceceta común	<i>Anas creca</i>	16%
Anade rabudo	<i>Anas acuta</i>	22%
Cerceta pardilla	<i>Marmaronetta angustirostris</i>	18%
Malvasia cabeciblanca	<i>Oxyura leucocephala</i>	11%
Focha moruna	<i>Fulica cristata</i>	7% (*)
Cigüeñuela común	<i>Himantopus himantopus</i>	34%
Avoceta común	<i>Recurvirostra avosetta</i>	21%
Correlimos menudo	<i>Calidris minuta</i>	26%
Correlimos zarapitín	<i>Calidris ferruginea</i>	63%
Combatiente	<i>Philomachus pugnax</i>	58%
Aguja colinegra	<i>Limosa limosa</i>	68%
Archibebe oscuro	<i>Tringa erythropus</i>	87%

(\*) La delicada situación de conservación de esta especie hace que, aunque no cumpla el porcentaje del 10%, haya sido incluida en esta relación.

Con respecto a la nidificación de aves acuáticas, destaca la presencia de las siguientes especies:

- Zampullín chico (*Tachybaptus ruficollis*): la población europea se cifra en 77.000-150.000 parejas, pudiendo albergar Doñana hasta 8.000 parejas en años favorables (2004).
- Zampullin cuellinegro (*Podiceps nigricollis*): la población europea se cifra en 39.000-150.000 parejas, pudiendo albergar Doñana hasta 1.800 parejas en años favorables (2004).
- Garcilla cangrejera (*Ardeola ralloides*): la población europea se cifra en 14.000-24.000 parejas, pudiendo albergar Doñana hasta 1.000 parejas en años favorables.
- Morito (*Plegadis falcinellus*): la población europea se cifra en 21.000-23.000 parejas, pudiendo albergar Doñana más de 1.000 parejas en años favorables (2004).

- Espátula (*Platalea leucorodia*): la población europea se cifra en 6.000-10.000 pp, pudiendo albergar Doñana hasta 1.328 pp en años favorables (2004).
- Flamenco rosa (*Phoenicopterus roseus*): la población europea se cifra en 30.000-44.000 parejas, pudiendo albergar Doñana hasta 13.000 parejas en años favorables (2004).
- Cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*): la población europea se cifra en 370-470 parejas, pudiendo albergar Doñana hasta 47 parejas en años favorables (2004).

Tabla 8. 20. Especies de interés comunitario de Doñana y su estatus de conservación

Taxones	Directivas europeas (49/79/CEE y 92/43/CEE)	UICN (2006)	Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (2006)	Libros Rojos Nacionales
Esturión ( <i>Acipenser sturio</i> )	Anexo II *y IV	CR	EN	CR
Fartet ( <i>Aphanius beticus</i> )	Anexo II	EN	EN	EN
Lamprea marina ( <i>Petromyzon marinus</i> )	Anexo II	LR	EN	VU
Pardilla ( <i>Chondrostoma lemmingii</i> )	Anexo II	VU		
Tortuga mora ( <i>Testudo graeca</i> )	Anexo II	VU	DIE	EN
Tortuga laud ( <i>Dermochelys coriacea</i> )	Anexo IV	CR	DIE	CR
Tortuga boba ( <i>Caretta caretta</i> )	Anexo II *	EN	DIE	EN
Galápago europeo ( <i>Emys orbicularis</i> )		LR/nt		VU
Galápago leproso ( <i>Mauremys leprosa</i> )		LR		VU
Avetoro ( <i>Botaurus stellaris</i> )	Anexo I	LC	EN	CR
Garcilla cangrejera ( <i>Ardeola ralloides</i> )	Anexo I	LC	EN	
Cigüeña negra ( <i>Ciconia nigra</i> )	Anexo I	LC	EN	VU
Cigüeña blanca ( <i>Ciconia ciconia</i> )	Anexo I	LC		
Morito ( <i>Plegadis falcinellus</i> )	Anexo I	LC	DIE	VU
Espátula ( <i>Platalea leucorodia</i> )	Anexo I	LC	DIE	VU
Tarro canelo ( <i>Tardona ferruginea</i> )	Anexo I	LC	DIE	CR
Cerceta común ( <i>Anas crecca</i> )	Anexo II y III	LC		VU
Anade rabudo ( <i>Anas acuta</i> )	Anexo II y III			VU
Pato colorado ( <i>Neta rufina</i> )	Anexo II			VU
Cerceta pardilla ( <i>Marmaronetta angustirostris</i> )	Anexo I	VU	EN	CR
Porcón pardo ( <i>Aythya nyroca</i> )	Anexo I	NT	EN	CR
Malvasía ( <i>Oxyura leucocephala</i> )	Anexo I	EN	EN	EN
Focha moruna ( <i>Fulica cristata</i> )	Anexo I	LC	EN	CR
Águila pescadora ( <i>Pandion haliaetus</i> )	Anexo I	LC	DIE	CR
Torillo andaluz ( <i>Turnix sylvatica</i> )	Anexo I	LC	EN	CR
Canastera ( <i>Glareola pratincola</i> )	Anexo I	LC	DIE	VU
Chorlitejo patinegro ( <i>Charadrius alexandrinus</i> )		LC	DIE	VU
Aguja colinegra ( <i>Limosa limosa</i> )	Anexo II			VU
Gaviota picofina ( <i>Larus genei</i> )	Anexo I	LC	DIE	VU
Fumarel común ( <i>Chlidonias niger</i> )	Anexo I	LC	DIE	EN
Gaviota de Audouin ( <i>Larus audouinii</i> )	Anexo I	LC	DIE	VU
Fumarel cariblanco ( <i>Chlidonias hybridus</i> )	Anexo I	LC	DIE	VU
Pagaza piconegra ( <i>Gelochelidion nilotica</i> )	Anexo I	LC	DIE	VU
Delfín mular ( <i>Tursiops truncatus</i> )	Anexo II y IV	DD	VU	
Marsopa común ( <i>Phocoena phocoena</i> )	Anexo II y IV	VU	VU	VU

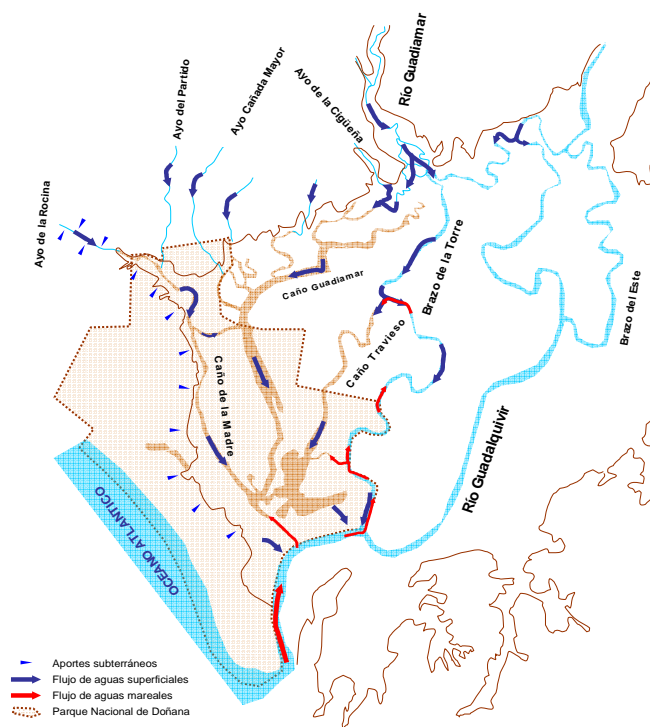
(CR: En Peligro Crítico; EN: En Peligro; VU: Vulnerable; DIE: De Interés Especial; LR: Bajo Riesgo; LC: Preocupación Menor; nt: No Amenazada; DD: Datos Insuficientes)



Por otra parte, en este espacio se ha citado la presencia de, al menos, 35 especies de vertebrados asociadas a ambientes húmedos con un alto grado de amenaza, entre las que destacan las pertenecientes a los grupo de las aves (con una gran variedad de taxones, sobresaliendo especialmente la presencia de *Oxyura leucocephala* y *Marmaronetta angustirostris*, incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como “En peligro de extinción”) y de los peces (tabla 8.20).

#### 8.2.5.6 Hidrología del Humedal

En el funcionamiento hidrológico de la Marisma de Doñana (fig. 8.65) intervienen un variado entramado de ríos, arroyos y lagunas, donde confluyen además aguas de diferente procedencia (incluida la inundación mareal y las aguas subterráneas del acuífero subyacente). Conocer este funcionamiento es un primer paso indispensable para abordar el estudio de las necesidades hídricas del humedal.



FUENTE: WWF, 2009

Figura 8. 65. Funcionamiento hidrológico de la Marisma de Doñana en condiciones naturales

En condiciones naturales, las aguas que confluían de forma natural a la marisma estaban constituidas fundamentalmente por los aportes de origen superficial (ICONA, 1994; MMA, 2001; García Novo y Marín, 2005; García Viñas *et al.*, 2005), incluyendo los aportes parciales del río Guadalquivir, Guadiamar y las aportaciones de un conjunto de arroyos menores en la parte noroccidental (Arroyo de La Rocina, Arroyo del Partido y Cañada Mayor, entre otros).

Dentro de las aportaciones superficiales, también se deben incluir las entradas periódicas que recibía la marisma por el régimen de mareas del Guadalquivir. A través de las escotaduras naturales de la Montaña del río y de los derramaderos del Brazo de la Torre, las mareas entraban en la marisma inundando los lucios de Los Ansares, del Membrillo y los caños de las Nuevas, de Brenes y de la Figuerola (Valverde, 1960; Vanney, 1970; MMA, 2001). Esta influencia mareal permitía además el contacto e intercambio de diversas comunidades biológicas entre la marisma y la ría del Guadalquivir en determinadas épocas del año, fenómeno ecológico de vital importancia para la distribución y proliferación de las diferentes especies de la comunidad de peces (Valverde, 1960; Fernández Delgado *et al.*, 2000).

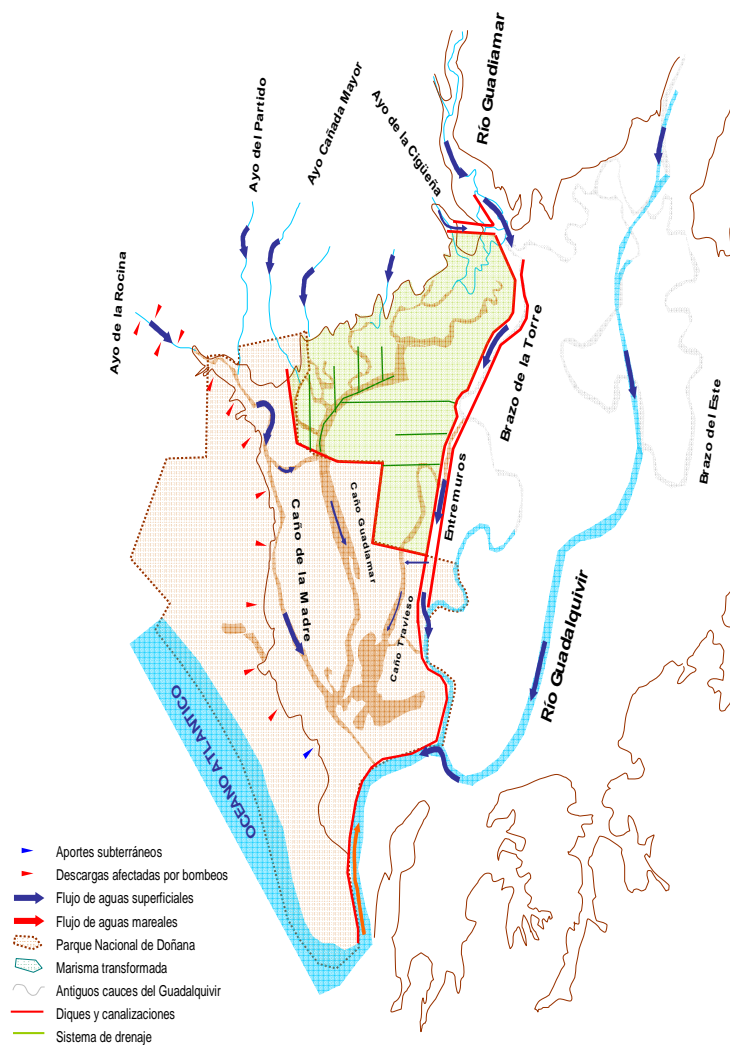
Por otra parte, hay que mencionar que la Marisma de Doñana se asienta sobre un sistema acuífero (Unidad Hidrogeológica 05.51 Almonte-Marismas) que se extiende por un territorio próximo a los 2.500 km<sup>2</sup>, con ligeras diferencias según los autores (IGME, 1992; Custodio y Palancar, 1995; Custodio *et al.*, 2006a; Custodio *et al.*, 2006b).

A pesar de que el basamento impermeable de la cubeta de la marisma impide prácticamente la conexión directa con el acuífero, existen afloramientos superficiales del acuífero en la periferia de la marisma (fig. 8.66), hacia el este (Ecotono de La Vera-Retuerta) y hacia el norte (ecotono norte).

Además del aporte que suponen para la marisma en épocas de estiaje, estas descargas han permitido la formación de lagunas temporales características de estos ambientes (Hondón y Sopotón) así como charcos y surgencias desde donde fluyen algunos caños que desaguan en las marismas (García Novo y Marín, 2005).

Sobre el funcionamiento hidrológico de la Marisma de Doñana en condiciones modificadas, hay que mencionar que a pesar de la influencia de actuaciones en el área de Doñana en siglos anteriores, las intervenciones humanas a partir de la segunda mitad del siglo XX son las que provocan los cambios más profundos del régimen hidrológico de las marismas y la reducción drástica de su superficie. En su conjunto, las transformaciones que tuvieron lugar en las Marismas del Guadalquivir supuso la transformación de la antigua llanura de inundación marismeña, reduciendo su superficie de 150.000 has hasta las 30.000 has actuales (Casas y Urdiales, 1995; MMA, 2001; García Novo y Marín, 2005).

Las diferentes actuaciones (modificaciones en cauces, construcción de diques, nivelaciones, drenajes, etc.) produjeron una alteración drástica en el régimen de aportes a la marisma. Como consecuencia de las cortas, dragados y rectificaciones realizadas en el



FUENTE: WWF, 2009

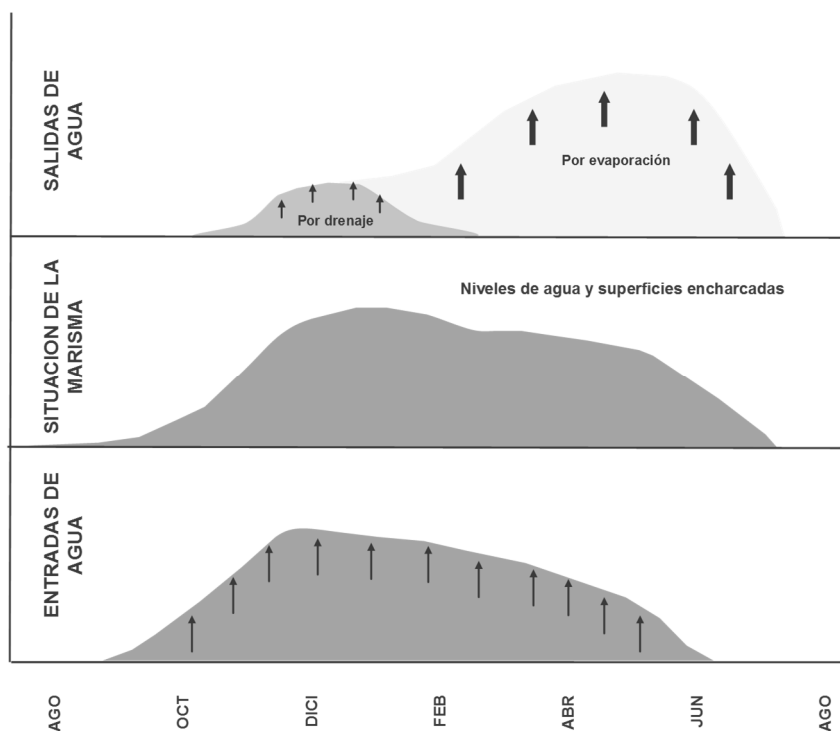
Figura 8. 66. Funcionamiento hidrológico de la Marisma de Doñana en condiciones modificadas

río Guadalquivir, el Brazo de la Torre se desfigura en el paisaje en su tramo de origen. La sobreelevación de la Montaña del Río termina de aislar definitivamente la marisma del río Guadalquivir, evitando la entrada de los aportes fluviales salvo en condiciones de crecidas excepcionales. La pérdida de funcionalidad del Brazo de la Torre por acumulación de sedimentos se traduce en la desaparición de la influencia mareal en la marisma y la pérdida de su conectividad biológica.

Las aguas del río Guadiamar, junto con el Arroyo de la Cigüeña, son ahora recogidas por el nuevo encauzamiento de Entremuros, para verter directamente (y sin inundar la marisma) en el Brazo de la Torre en un punto próximo a la desembocadura del Guadalquivir. Una de las consecuencias de estos cambios hidrológicos fue la pérdida de la funcionalidad de las principales arterias que distribuían el agua dentro de la marisma, tanto del Caño Guadiamar (en 1955 al construirse el encauzamiento del río Guadiamar) como del Caño Travieso (en 1969 cuando se aisló la finca de Caracoles).

El régimen hidrológico de la marisma había sido profundamente modificado, pasando de ser un régimen fluvial, mareal y pluvial a ser casi exclusivamente pluvial en la actualidad.

En relación al balance hídrico de la marisma, el conjunto de las aguas acumuladas suponía la progresiva inundación de la marisma a partir de los meses de octubre-noviembre, hasta alcanzar su máximo en los meses de enero o febrero (figura 8.67).



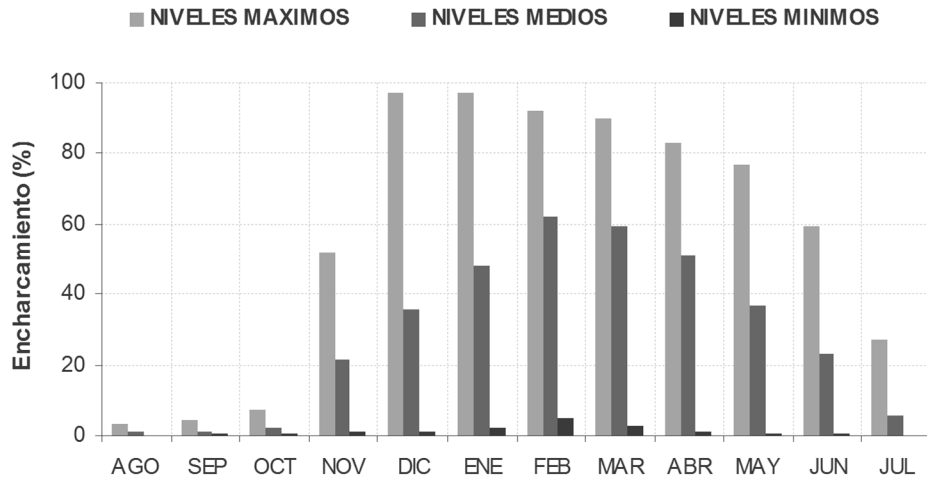
FUENTE: Casas y Urdiales, 1995

**Figura 8. 67. Entradas y salidas de agua de la marisma de Doñana.**

Cuando la cubeta llega a su máxima capacidad (aproximadamente 135 hm<sup>3</sup>), el excedente de las aguas mezcladas se evacuaba al río Guadalquivir a través de los caños naturales propiciados por las escotaduras presentes en la *levée* o mota de comunicación entre el río Guadalquivir y los caños interiores de la marisma (Montaña del Río).

A partir de primavera, las pérdidas por evaporación no eran compensadas por los aportes fluviales, llegando a desecarse la marisma bien entrado el verano.

Dentro de las series mensuales de inundación analizadas entre 1975-2006, se observa que el nivel máximo de inundación de la marisma se ha alcanzado solamente para los meses de diciembre y enero (figura 8.68).

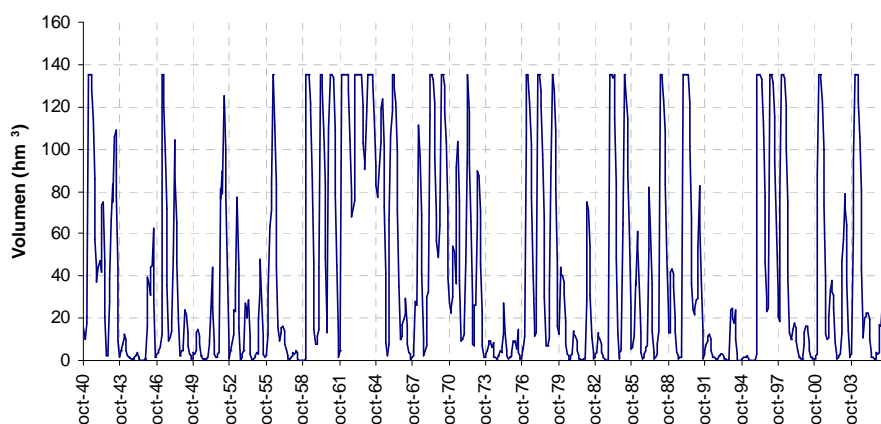


FUENTE: Aragonés et al., 2005

**Figura 8. 68. Series mensuales de inundación entre 1975-2006 para la Marisma de Doñana**

En el caso de los niveles mensuales promedio, el nivel máximo de encharcamiento ha alcanzado solo el 60% de la marisma (febrero y marzo), presentando 3 meses con una superficie encharcada prácticamente nula (agosto, septiembre y octubre). En el caso de los niveles mínimos observados, durante el mes de febrero no se alcanzó el 5% de inundación, con 8 meses presentando un nivel de inundación inferior al 1%.

Además, la aplicación del modelo hidráulico ha permitido restituir los volúmenes históricos de la laguna desde 1940 (fig. 8.69).



**Figura 8. 69. Evolución de los volúmenes hídricos históricos de la Marisma de Doñana (1940-2003).**

#### 8.2.5.7 Valores de conservación y régimen de protección

En relación a los criterios Ramsar que este humedal cumple, se pueden enunciar:

- Ejemplo representativo, raro o único de un tipo de humedal natural o casi natural hallado dentro de la región biogeográfica
- Sustenta especies vulnerables, en peligro o en peligro crítico, o comunidades ecológicas amenazadas
- Sustenta poblaciones de especies vegetales y/o animales importantes para mantener la diversidad biológica de una región biogeográfica determinada
- Sustenta especies vegetales y/o animales cuando se encuentran en una etapa crítica de su ciclo biológico, o les ofrece refugio cuando prevalecen condiciones adversas
- Sustenta de manera regular una población de 20.000 o más aves acuáticas
- Sustenta de manera regular el 1% de los individuos de una población, especie o subespecie de aves acuáticas

Por otra parte, en la tabla 8.21, se presentan los Hábitats de Interés Comunitario que se encuentran presentes en la marisma de Doñana.

**Tabla 8. 21. Hábitats de Interés Comunitario presentes en la Marisma de Doñana**

Lagunas (1150)
Vegetación anual pionera con <i>Salicornia</i> y otras de zonas fangosas o arenosas (1310)
Pastizales de <i>Spartina</i> (Spartinion) (1320)
Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos ( <i>Arthrocnemum fruticosae</i> ) (1420)
Estepas salinas (Limonieta) (1510)
Aguas oligotróficas con vegetación anfibia de <i>Lobelia</i> , <i>Littorella</i> e <i>Isoetes</i> (3110)
Aguas oligo-mesotróficas calcáreas con vegetación béntica con formaciones de caraceas (3140)
Lagos eutróficos naturales con vegetación Magnopotamion o Hydrocharition (3150)
Lagos distróficos (3150)
Estanques temporales mediterráneos (3170)
Prados mediterráneos de hierbas altas y juncos (Molinion-Holoschoenion) (6420)
Bosques de fresnos con <i>Fraxinus angustifolia</i> (91B0)
Bosques galería de <i>Salix alba</i> y <i>Populus alba</i> (92A0)
Galerías ribereñas termomediterráneas (Nerio-Tamaricetea) y (Securinegion tinctoriae) (92D0)

En relación a las especies de Interés Comunitario, ya presentadas en la tabla 8.18 del apartado de fauna, recordar que hay más de un centenar entre mamíferos, aves, reptiles y peces, destacando sobre todo las aves.

Por todos estos valores y su buen estado de conservación, la Marisma de Doñana fue el primer humedal español incluido en el listado de Humedales de Importancia Internacional (ES001) de la Convención de Ramsar en 1982, siendo considerado como el único humedal Ramsar en el ámbito del Paleártico, tanto por la gran diversidad de ecosistemas que incluye en un excelente estado de conservación, como por la espectacular concentración de aves acuáticas que alberga durante algunas épocas del año (muchas de ellas especies amenazadas). Todo ello lo significa como un ejemplo de excelencia único y mundialmente reconocido.

En 1987, fue designado como zona de Importancia para las Aves (ZEPA ES0000024) de la Directiva Aves y en 1992 pasó a ingresar la lista de Lugares de Interés Comunitario (LIC ES0000024) de la Red Natura 2000 en base a la Directiva Habitats

A nivel Nacional y regional tiene la máxima consideración como espacio protegido ya que en 1969 fue declarado Parque Nacional ((BOE nº 257, de 27 de octubre de 1969) y en 1999 fue también ampliada su superficie con la declaración de Parque Natural (decreto).



Este espacio es también Reserva de la Biosfera desde 1980 y sitio Patrimonio de la Humanidad, ambos de la UNESCO. Además ha sido merecedor del Diploma del Consejo de Europa.

Este espacio protegido tiene aprobado el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) mediante el Decreto 341/2003, de 9 de diciembre, en el que se establecen los elementos básicos para la articulación del territorio del área de influencia inmediata de los Espacios Naturales Protegidos de Doñana. También está dotado de un Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) del Espacio Natural Doñana (DECRETO 97/2005 de la Junta de Andalucía).

Además, se puso en marcha el proyecto “Doñana 2005” propuesto y llevado a cabo por el Ministerio de Medio Ambiente según un Documento Marco de octubre de 1999. Este proyecto engloba un conjunto de acciones estratégicas para recuperar la dinámica hidráulica tradicional en las cuencas vertientes que aportan agua a las marismas del Guadalquivir.

Hay además un ACUERDO de 4 de diciembre de 2007, del Consejo de Gobierno de la Junta de Andalucía, por el que se acuerda la formulación del Plan Especial de Ordenación de las zonas de regadíos ubicadas al norte de la corona forestal de Doñana, así como la elaboración de un programa de medidas complementarias para garantizar la sostenibilidad de dicho ámbito territorial.

#### *8.2.5.8 Presiones, impactos y estado de conservación del humedal*

Las transformaciones que empezaron a raíz de la puesta en marcha de los planes de desarrollo agrícolas de la década de los años ‘50 del siglo XX, supusieron la desecación y transformación de aproximadamente el 76% de la superficie original del conjunto de las marismas del Guadalquivir. La extracción de aguas subterráneas para riego causó un descenso continuado de los niveles piezométricos en algunas localidades. A partir de 1950, se produjo la transformación de una parte de las masas forestales autóctonas, reduciendo su superficie y sustituyéndolas por plantaciones de eucaliptos. La caza indiscriminada de especies fue muy frecuente y de gran impacto sobre algunas especies hoy día en peligro de extinción. Por otra parte, el exceso de carga ganadera en algunas zonas ha traído aparejado en el pasado daños para la vegetación del humedal. A esto hay que añadir la introducción de especies alóctonas que ha supuesto daños y transformaciones profundas en los ecosistemas de Doñana, en especial la introducción del cangrejo de río americano (*Procambarus clarkii*). Mención aparte merece la contaminación provocada por vertidos, especialmente la acaecida por Bolliden.

Los impactos más significativos evaluados en relación con la degradación del humedal y su entorno se exponen a continuación agrupados en función de los recursos a los que afectan.

*a) Medio físico*

- Disminución del volumen de agua embalsada en el conjunto del humedal.
- Desaparición de lagunas debido a acciones humanas.
- Alteración de los valores característicos de calidad de las aguas superficiales.
- Incremento de los procesos de erosión y de sedimentación en la laguna por efecto de la deforestación en la zona alta de la cuenca.

*b) Especies y comunidades de flora*

- Regresión de la vegetación sumergida.
- Regresión de la vegetación perilagunar.
- Disminución de biodiversidad vegetal en la cuenca.

*c) Especies y comunidades de fauna*

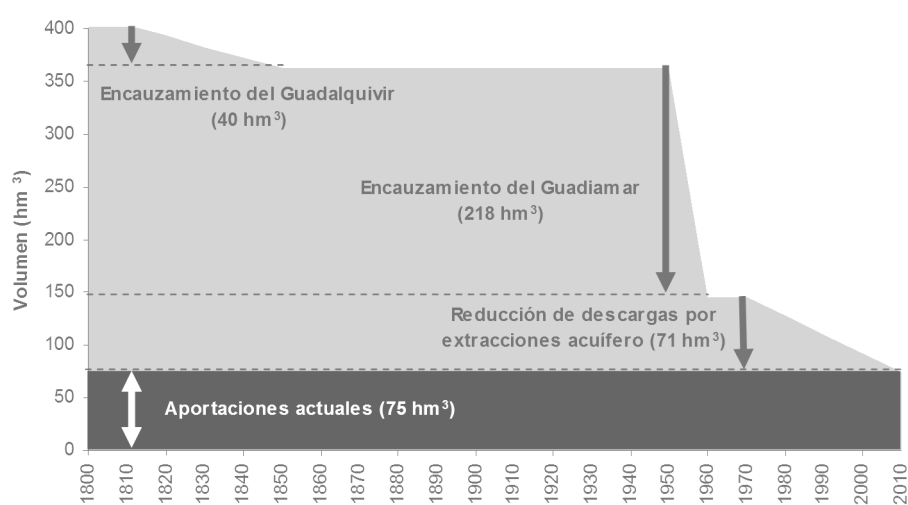
- Disminución de la capacidad de carga del conjunto lagunar para la invernada de aves acuáticas.
- Disminución del número de especies nidificantes y rarefacción de especies singulares de avifauna.

Respecto al estado de conservación hay que decir que el régimen hidrológico de la marisma había sido profundamente modificado, pasando de ser un régimen fluvial, mareal y pluvial a ser casi exclusivamente pluvial en la actualidad (MMA, 2001). Una de las consecuencias principales del conjunto de intervenciones de la historia reciente de Doñana ha sido la drástica reducción de los aportes de agua a la marisma. Teniendo en cuenta las aportaciones fluviales y subterráneas, se puede decir que en términos globales, la marisma de Doñana recibe actualmente menos del 20% de los aportes que recibía de forma natural (fig. 8.70).

El mantenimiento de la integridad ecológica de este gran ecosistema necesita de la conservación de la integridad hidrológica de sus hidrosistemas de referencia (sistema de flujos de agua superficial y subterránea, pulsos hidrológicos).

La reducción prolongada del hidroperiodo ha impulsado la sucesión vegetal en el sentido de favorecer las agrupaciones vegetales menos exigentes y hacer retroceder a las más necesitadas de agua. Comparando el periodo 1990-2004 se observa la sustitución del Bayuncar por el Castañuelar (reducción de 60% del primero), sustitución del Candilejo por el Almajar (reducción del 80% del Candilejo en la marisma) y sustitución del Juncar por el Castañuelar (reducción en superficie del juncar superior al 60%). Los carrizales y eneales no aparecen por la drástica reducción del régimen de inundación.

El estado de conservación de algunas especies de aves refleja el alcance de la alteración del régimen hidrológico de Doñana (directa o indirectamente a través de los cambios en la vegetación). La degradación y pérdida de sus hábitats naturales del avetoro común (*Botaurus stellaris*) ha sido identificada como la principal causa del declive de la especie, destacando entre otros factores la escasez de extensos carrizales (con ausencia de diferentes etapas de desarrollo) y los efectos de la gestión del agua (manipulación de niveles, drenajes, abstracciones, etc.). De forma similar ocurre con la focha cornuda, la cerceta pardilla o la malvasía.



FUENTE: WWF, 2009

**Figura 8. 70. Evolución de la pérdida histórica de aportaciones de agua a la marisma de Doñana**

Los procesos geomorfológicos de carácter aluvial son muy importantes en el funcionamiento de los ecosistemas de Doñana, actuando la mayoría a escalas más amplias que las definidas por los límites del Espacio Natural. Estos procesos se han visto acelerados en las últimas décadas debido a las tensiones originadas en su periferia por un inadecuado manejo de las cuencas y los cauces. Como consecuencia, la superficie y ubicación del cono aluvial del Arroyo del Partido ha experimentado un desplazamiento hacia las marismas y un crecimiento notable en las últimas décadas, pasando de una superficie de 32 ha en 1983 a más de 300 ha en la actualidad.

### 8.3. Resultados de los casos de estudio

Tras la descripción de las características principales de los casos de estudio, a continuación se presentan los resultados obtenidos tras aplicar la metodología basada en el régimen de inundación natural y los análisis biológicos llevados al efecto en función de la información disponible. En este apartado también analizan los resultados (incluyendo la comparación de ambas aproximaciones) y se finaliza con la recomendación de necesidades hídricas para cada uno de los espacios y justificación de la propuesta finalmente adoptada.

#### 8.3.1. Metodología basada en el régimen de inundación natural

##### 8.3.1.1 Laguna de Gallocanta

Tras la aplicación de la metodología basada en el régimen de inundación natural, los volúmenes mínimos del régimen de inundación para condiciones ordinarias y en función del tipo de año hidrológico se muestran en la tabla 8.22 y la figura 8.71.

Tabla 8. 22. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para la laguna de Gallocanta

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
<b>Años húmedos</b>	5,00	5,56	6,13	6,63	7,27	7,92	8,69	9,13	9,38	8,52	7,34	6,44
<b>Años medios</b>	0,93	1,29	1,63	2,00	2,37	2,65	3,00	3,06	2,83	2,26	1,84	1,43
<b>Años secos</b>	0,19	0,45	0,79	1,16	1,42	1,68	1,94	1,71	1,41	1,11	0,80	0,30

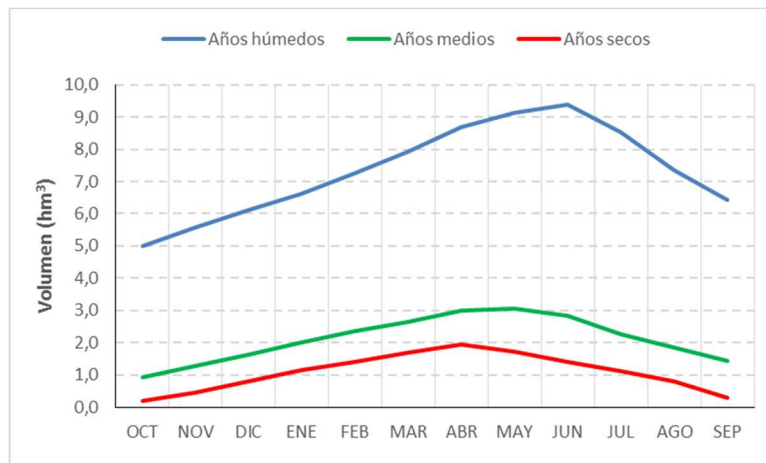
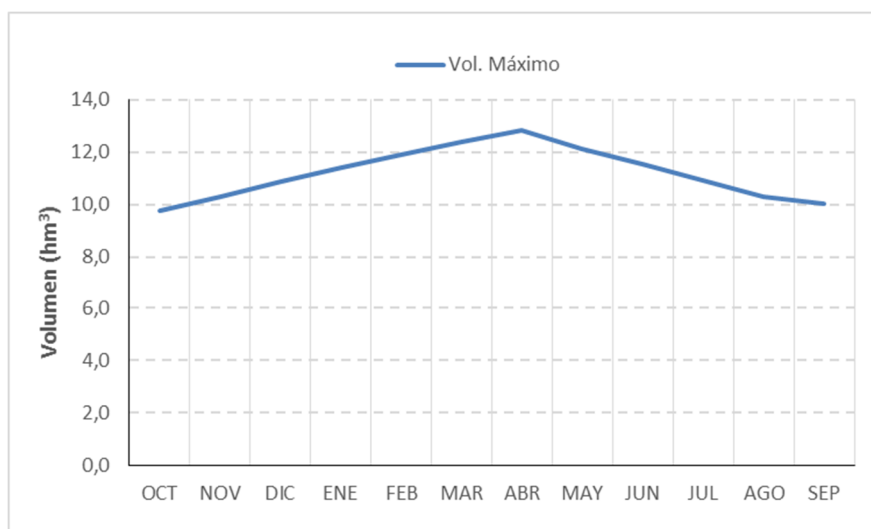


Figura 8. 71. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para la laguna de Gallocanta

El volumen máximo de inundación en condiciones ordinarias de la laguna de Gallocanta queda reflejado en la tabla 8.23 y la figura 8.72.

**Tabla 8. 23. Volúmenes máximos del régimen de inundación propuestos para la laguna de Gallocanta**

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
<b>Vol. Máximo</b>	9,8	10,3	10,9	11,4	11,9	12,4	12,9	12,1	11,6	10,9	10,3	10,0



**Figura 8. 72. Volúmenes máximos del régimen de inundación propuestos para la laguna de Gallocanta**

En lo que respecta a los pulsos de inundación, la tabla 8.24 muestra los volúmenes asociados a los periodos de retorno de 1.5, 2.5 y 5 años.

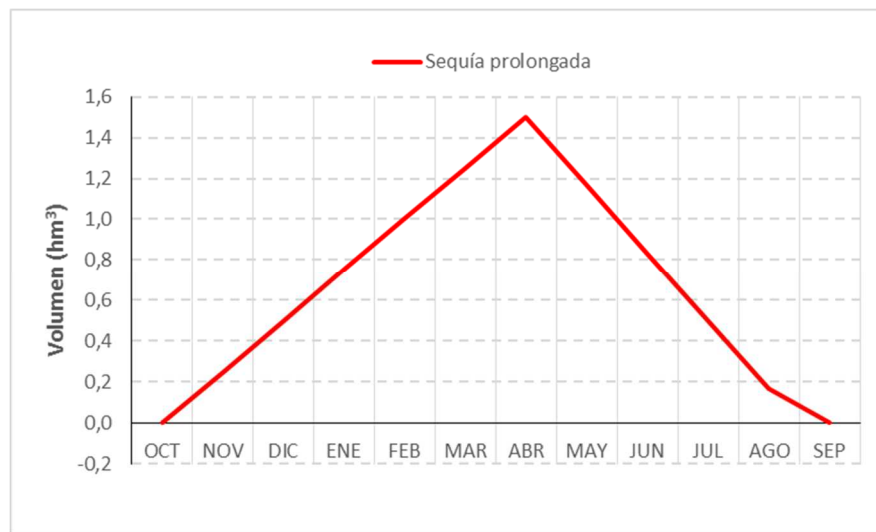
**Tabla 8. 24. Volúmenes de pulsos de inundación para la laguna de Gallocanta**

Periodo de retorno	Volumen (hm <sup>3</sup> )
1,5	3,5
2,5	5,25
5,0	10

Por otra parte, los volúmenes mínimos en situación de sequía prolongada se muestran en la tabla 8.25 y la figura 8.73.

**Tabla 8. 25. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para la laguna de Gallocanta en situaciones de sequía prolongada**

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
Sequía prolongada	0,0	0,2	0,5	0,7	1,0	1,2	1,5	1,2	0,8	0,5	0,2	0,0



**Figura 8. 73. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para la laguna de Gallocanta en situaciones de sequía prolongada**

### 8.3.1.2 Laguna de Fuentedepiedra

Los volúmenes mínimos del régimen de inundación en condiciones ordinarias para la laguna de Fuentedepiedra se muestran en la tabla 8.26 y la figura 8.74.

**Tabla 8. 26. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para la laguna de Fuentedepiedra**

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
Años húmedos	42,37	42,87	43,24	46,67	51,82	53,10	52,82	51,69	49,38	46,33	43,80	42,15
Años medios	1,45	2,86	5,30	9,10	9,33	10,83	10,06	9,46	7,65	5,44	3,48	2,57
Años secos	0,16	0,40	0,56	0,84	0,84	1,02	0,71	0,03	0,00	0,00	0,00	0,03

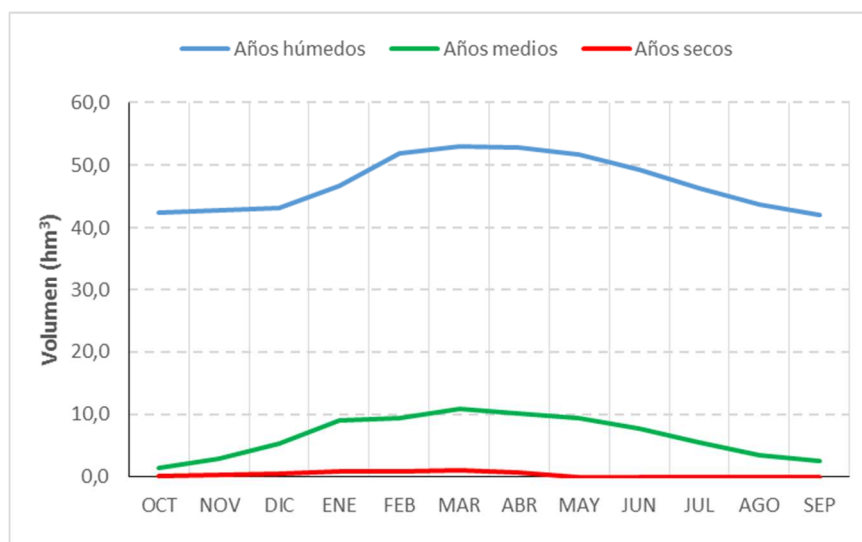
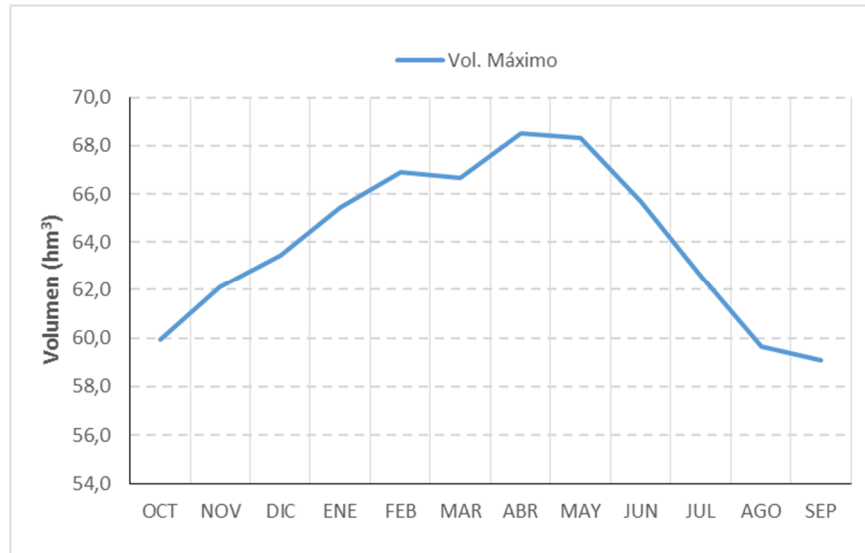


Figura 8. 74. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para la laguna de Fuentedepiedra

El volumen máximo de inundación de la laguna de Fuentedepiedra para cada mes y en condiciones ordinarias se muestra en la tabla 8.27 y la figura 8.75.

Tabla 8. 27. Volúmenes máximos del régimen de inundación propuestos para la laguna de Fuentedepiedra

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
<b>Vol. Máximo</b>	59,93	62,14	63,45	65,42	66,89	66,66	68,52	68,34	65,66	62,59	59,65	59,10



**Figura 8. 75. Volúmenes máximos del régimen de inundación propuestos para la laguna de Fuentedepiedra**

En lo que respecta a los pulsos de inundación, la tabla 8.28 muestra los volúmenes asociados a los periodos de retorno de 1,5, 2,5 y 5 años para la laguna de Fuentedepiedra.

**Tabla 8. 28. Volúmenes de pulsos de inundación para la laguna de Fuentedepiedra**

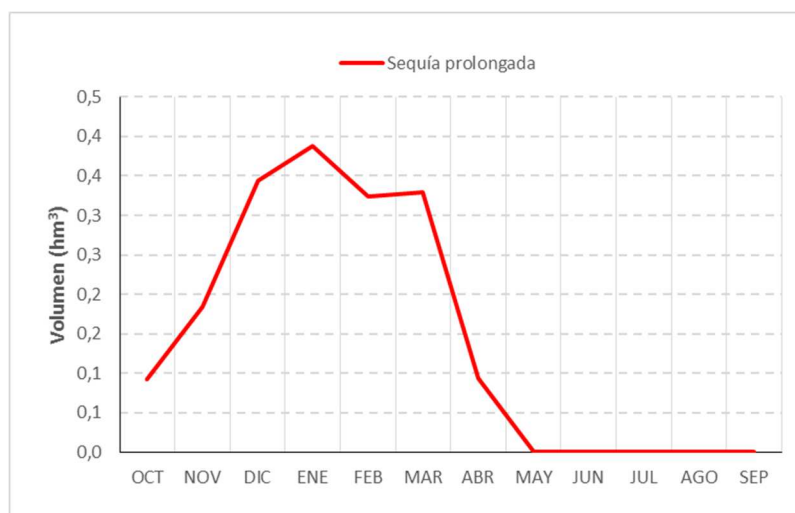
Periodo de retorno	Volumen (hm³)
1,5	6,8
2,5	26,1
5,0	53,1

Por su parte, los volúmenes mínimos en situación de sequía prolongada se muestran en la tabla 8.29 y la figura 8.76.

**Tabla 8. 29. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para la laguna de Fuentedepiedra en situaciones de sequía prolongada**

hm³	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
Sequía prolongada	0,09	0,18	0,34	0,39	0,32	0,33	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00





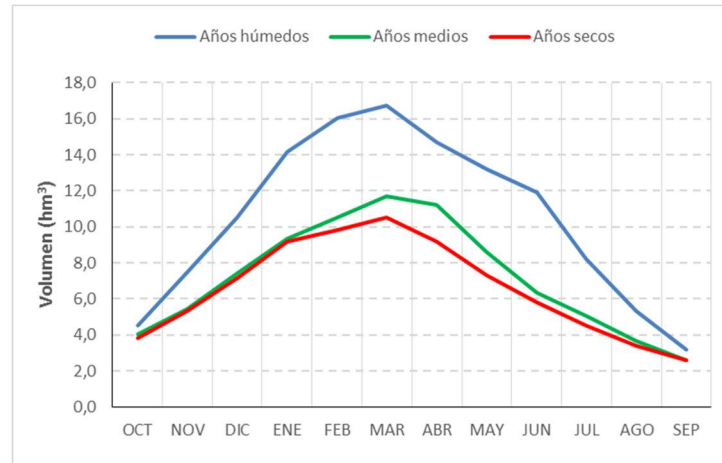
**Figura 8. 76. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para la laguna de Fuentedepiedra en situaciones de sequía prolongada**

### 8.3.1.3 Tablas de Daimiel

Para las Tablas de Daimiel, los volúmenes mínimos del régimen de inundación en condiciones ordinarias y para las tres situaciones hidrológicas se muestran en la tabla 8.30 y la figura 8.77.

**Tabla 8. 30. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para las Tablas de Daimiel**

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
<b>Años húmedos</b>	4,50	7,48	10,54	14,16	16,06	16,76	14,69	13,19	11,89	8,22	5,34	3,17
<b>Años medios</b>	4,04	5,46	7,41	9,35	10,50	11,72	11,24	8,58	6,33	5,04	3,66	2,58
<b>Años secos</b>	3,82	5,34	7,13	9,19	9,84	10,50	9,19	7,31	5,82	4,51	3,38	2,58

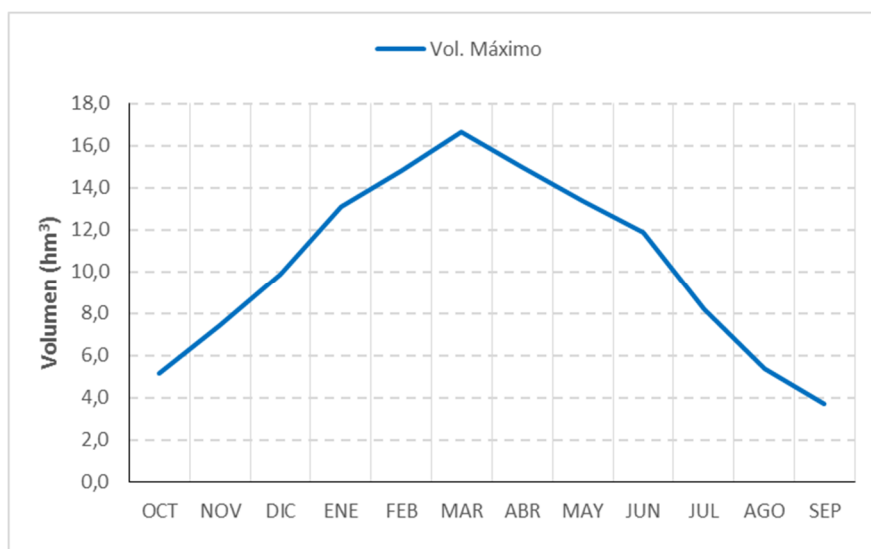


**Figura 8. 77. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para las Tablas de Daimiel**

Por lo que respecta al volumen máximo de inundación, la tabla 8.31 y la figura 8.78 muestran los valores para cada mes en condiciones ordinarias.

**Tabla 8. 31. Volúmenes máximos del régimen de inundación propuestos para las Tablas de Daimiel**

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
<b>Vol. Máximo</b>	5,17	7,44	9,85	13,08	14,84	16,62	14,95	13,38	11,89	8,21	5,38	3,68



**Figura 8. 78. Volúmenes máximos del régimen de inundación propuestos para las Tablas de Daimiel**

En lo que respecta a los pulsos de inundación de las Tablas de Daimiel, la tabla 8.32 muestra los volúmenes asociados a los periodos de retorno de 1.5, 2.5 y 5 años.

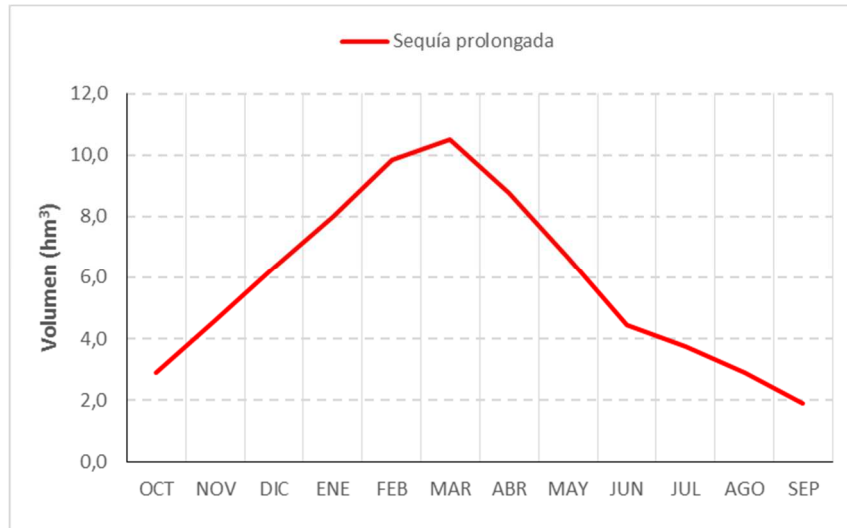
**Tabla 8. 32. Volúmenes de pulsos de inundación para las Tablas de Daimiel**

Periodo de retorno	Volumen (hm³)
1,5	13,4
2,5	15,0
5,0	16,6

Por su parte, los volúmenes mínimos mensuales en situación de sequía prolongada para las Tablas de Daimiel se muestran en la tabla 8.33 y la figura 8.79.

**Tabla 8. 33. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para las Tablas de Daimiel en situaciones de sequía prolongada**

hm³	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
Sequía prolongada	2,91	4,58	6,33	7,98	9,84	10,50	8,78	6,68	4,44	3,75	2,91	1,90



**Figura 8. 79. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para las Tablas de da-  
muel en situaciones de sequía prolongada**

#### 8.3.1.4 Lago de San Mauricio

Los volúmenes mínimos mensuales en condiciones ordinarias del régimen de inundación del Lago de San Mauricio se muestran en la tabla 8.34 y la figura 8.80.

**Tabla 8. 34. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para el lago de San Mauricio**

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
<b>Años húmedos</b>	1,14	1,02	1,41	0,45	0,38	0,36	2,95	3,88	1,44	0,89	1,00	0,71
<b>Años medios</b>	0,71	0,86	0,62	0,35	0,30	0,93	0,68	1,38	1,07	0,62	0,56	0,65
<b>Años secos</b>	0,94	0,41	0,31	0,27	0,24	0,33	0,80	0,59	0,88	0,44	0,43	0,90

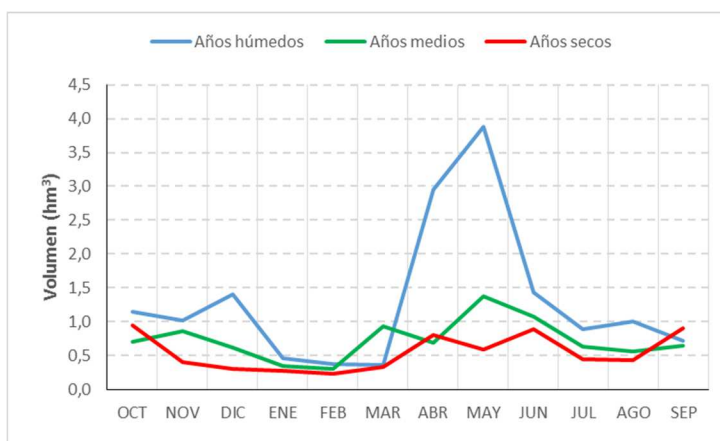


Figura 8. 80. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para el lago de San Mauricio

El volumen máximo de inundación mensual en condiciones ordinarias del Lago de San Mauricio se muestra en la tabla 8.35 y la figura 8.81.

Tabla 8. 35. Volúmenes máximos del régimen de inundación propuestos para el lago de San Mauricio

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
Vol. Máximo	3,90	4,20	3,16	1,40	0,82	2,44	3,12	4,31	3,53	1,94	2,10	2,21

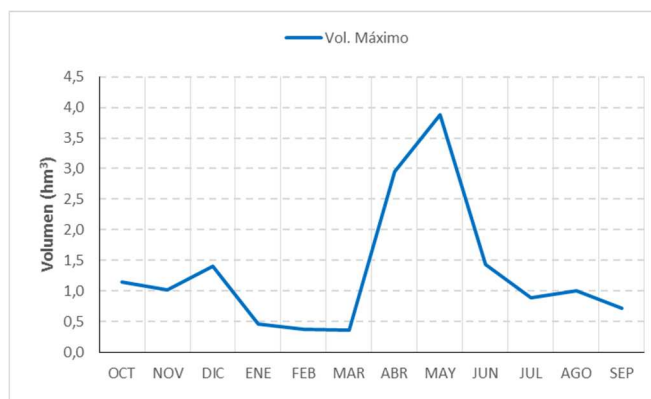


Figura 8. 81. Volúmenes máximos del régimen de inundación propuestos para el lago de San Mauricio

En lo que respecta a los pulsos de inundación, la tabla 8.36 muestra los volúmenes asociados a los periodos de retorno de 1.5, 2.5 y 5 años para el Lago de San Mauricio.

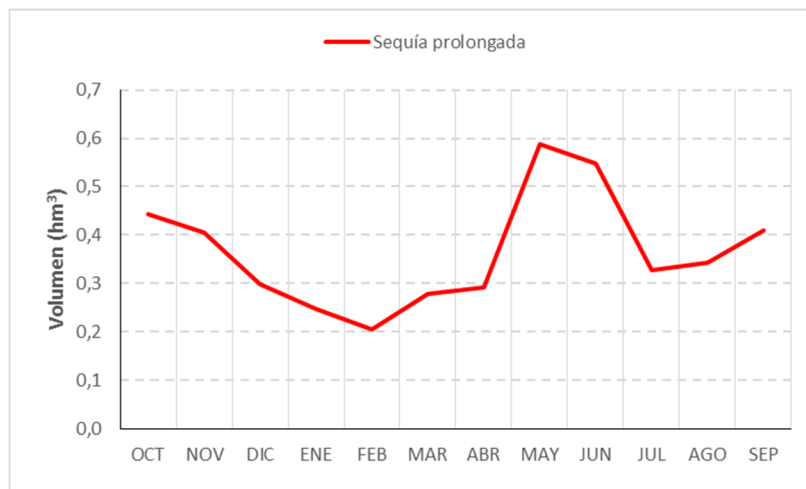
**Tabla 8. 36. Volúmenes de pulsos de inundación para el lago de San Mauricio**

Periodo de retorno	Volumen (hm <sup>3</sup> )
1,5	4,3
2,5	4,5
5,0	5,3

Por su parte, los volúmenes mínimos mensuales en situación de sequía prolongada se muestran en la tabla 8.37 y la figura 8.82.

**Tabla 8. 37. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para el lago de San Mauricio en situaciones de sequía prolongada**

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
Sequía prolongada	0,44	0,41	0,30	0,25	0,21	0,28	0,29	0,59	0,55	0,33	0,34	0,41



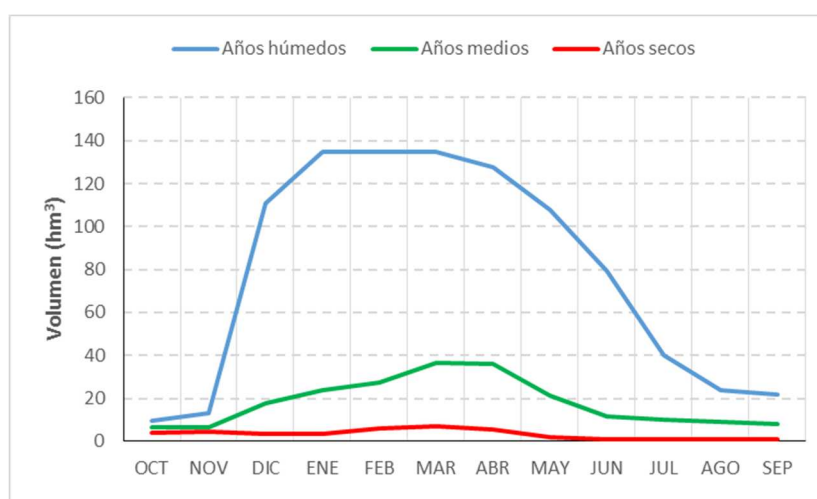
**Figura 8. 82. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para el lago de San Mauricio en situaciones de sequía prolongada**

### 8.3.1.5 Marismas de Doñana

Los volúmenes mínimos mensuales del régimen de inundación en condiciones ordinarias y las tres situaciones hidrológicas se muestran en la tabla 8.38 y la figura 8.83.

**Tabla 8. 38. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para la marisma de Doñana**

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
<b>Años húmedos</b>	9,4	13,3	110,6	135,0	135,0	135,0	127,6	107,7	79,2	39,9	24,0	21,8
<b>Años medios</b>	6,3	6,7	17,9	24,0	27,4	36,7	36,0	21,3	11,8	10,1	8,9	8,3
<b>Años secos</b>	4,1	4,5	3,5	3,6	6,0	7,1	5,4	2,0	0,8	0,9	1,0	0,8



**Figura 8. 83. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para la marisma de Doñana**

El volumen máximo de inundación mensual en condiciones ordinarias se muestra en la tabla 8.39 y la figura 8.84.

**Tabla 8. 39. Volúmenes máximos del régimen de inundación propuestos para la marisma de Doñana**

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
<b>Vol. Máximo</b>	37,4	61,8	135,0	135,0	135,0	135,0	135,0	124,4	100,8	58,3	35,1	28,4



**Figura 8. 84. Volúmenes máximos del régimen de inundación propuestos para la marisma de Doñana**

En lo que respecta a los pulsos de inundación, la tabla 8.40 muestra los volúmenes asociados a los periodos de retorno de 1,5, 2,5 y 5 años para la marisma de Doñana.

**Tabla 8. 40. Volúmenes de pulsos de inundación para la marisma de Doñana**

Periodo de retorno	Volumen (hm <sup>3</sup> )
1,5	28,03
2,5	99,31
5,0	135

Los volúmenes mínimos mensuales de la marisma de Doñana en situación de sequía prolongada se muestran en la tabla 8.41 y la figura 8.85.

**Tabla 8. 41. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para la marisma de Doñana en situaciones de sequía prolongada**

hm <sup>3</sup>	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
Vol. Sequía	0,39	0,47	0,79	0,90	0,85	0,61	0,34	0,46	0,49	0,43	0,50	0,46



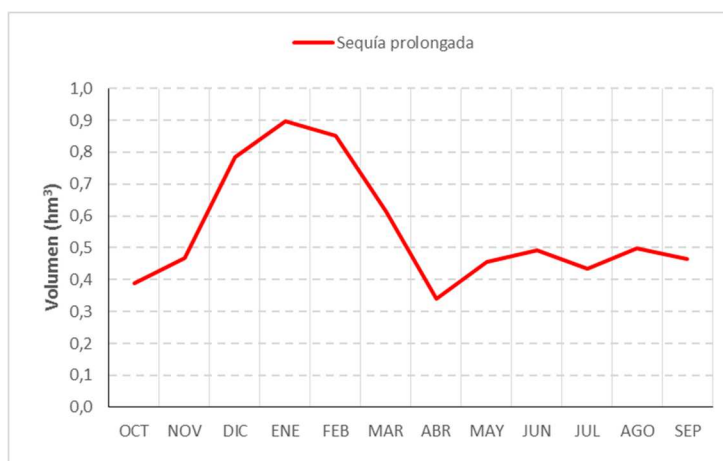


Figura 8. 85. Volúmenes mínimos del régimen de inundación propuestos para la marisma de Doñana en situaciones de sequía prolongada

### 8.3.2. Resultados de los análisis biológicos

En los siguientes apartados se describe para cada caso de estudio la metodología empleada para definir las superficies o los criterios de referencia coherentes con el estado de conservación favorable y se presentan los resultados de dichas estimaciones.

#### 8.3.2.1 Laguna de Gallocanta

A partir de la información biológica existente se ha realizado la determinación de las superficies y criterios de referencia a partir de los siguientes elementos:

- Determinación de la superficie potencial de referencia del estado de conservación favorable para los tipos de hábitats de interés comunitario 3140, 1310 y 1410.
- Determinación de la superficie potencial útil de las especies en peligro de extinción *Puccinellia pungens* y las especies del género *Riella* sp.
- Determinación de capacidad de acogida de la laguna en condiciones hidrológicas naturales para poblaciones invernantes y nidificantes de aves.

A continuación se muestran los análisis realizados y resultados obtenidos.

#### A. Superficies de referencia para los hábitats de interés comunitario 3140, 1310 y 1410

En primer lugar se han analizado los aspectos ecológicos y funcionales de los hábitats relacionados con el régimen de inundación. Para el tipo de hábitat 3140 la relevancia de

los aportes hídricos se refiere principalmente a la capacidad de asegurar, mediante alimentación a través del acuífero y/o aportes superficiales, un balance hídrico que permita el mantenimiento de las condiciones de inundación para el desarrollo de las comunidades biológicas asociadas. La presencia/ausencia de agua condiciona su comportamiento, su dinámica y su evolución, por lo que los patrones hidrodinámicos naturales (duración de la inundación, frecuencia, momento de inundación, tasas de ascenso y descenso, etc.) deben preservarse para conseguir la conservación de estos ecosistemas.

En el caso del hábitat 1310, este tipo está compuesto casi en su totalidad por especies anuales que se establecen sobre suelos salinos poco evolucionados. La ecología del banco de semillas y los factores que controlan los mecanismos de dormancia y germinación de las semillas son, en gran medida, determinantes de la distribución y estructura de sus poblaciones. La mayoría de las especies características de este tipo de hábitat pueden establecerse y completar su ciclo en áreas con elevada salinidad pero casi ninguna de ellas tolera periodos de inundación anual. Al tratarse mayoritariamente de especies anuales, los aspectos relacionados con la reproducción sexual tienen una gran importancia. El banco de semillas de estos tipos de hábitat se comporta como una reserva potencial de todas las especies presentes en el área; en cada situación, se producen “ventanas de germinación” (condiciones óptimas de salinidad y humedad) que permitirán el establecimiento de unas u otras especies dependiendo, principalmente, de sus requerimientos de salinidad y humedad edáfica. La germinación de semillas dependerá de factores bióticos (disponibilidad de semillas y presencia de especies perennes) y abióticos (precipitación, salinidad del suelo y humedad) que variarán espacial y temporalmente en función del régimen de inundación de la laguna.

El tipo de hábitat 1410 puede presentarse en situaciones de fuertes variaciones en el nivel de inundación, la humedad edáfica y/o la salinidad que se asocian a la variabilidad en la hidrología propia del clima mediterráneo. En suelos en los que el nivel freático suele presentar fuertes variaciones estacionales, además del estrés hídrico ocasionado por las oscilaciones en la humedad del suelo, existen importantes variaciones en la concentración y en la dominancia entre diferentes cationes. Estos cambios en las proporciones catiónicas también han sido definidas como factores importantes en la zonación de sus comunidades vegetales características. La salinidad y el régimen de inundación son dos factores de estrés ambiental que determinan la composición de las comunidades vegetales, su productividad, sus patrones de regeneración sexual a través de su efecto sobre el banco de semillas y los patrones de germinación de las semillas, y puede determinar la intensidad de las interacciones biológicas entre especies a través de mecanismos de facilitación y competencia. Las estrategias frente a la salinidad facilitan que la germinación y el establecimiento de las plántulas se produzcan en situaciones de baja salinidad, generalmente asociadas a situaciones de elevada humedad edáfica que garantizan además la disponibilidad de agua. Estas condiciones asegurarán el éxito reproductivo y el aporte

de semillas al suelo por lo que se garantizará el mantenimiento de las poblaciones en el área.

Dentro del análisis inicial también se han estudiado las especies catalogadas asociadas a los tipos de hábitats para conocer mejor el interés de conservación de cada uno de ellos. El Hábitat 3140 se caracteriza por la presencia de praderas de caráceas y briófitos en su comunidad macrofítica. Entre las especies que forman parte de este tipo de hábitat encontramos *Lamprothamnium papulosum*, *Chara galioides*, *Ruppia drepanensis* y *Potamogeton pectinatus*. *Riella notarisii* y *Riella helicophylla* crecen en las aguas someras (profundidad hasta 30 cm) formando céspedes y mezclándose con otras plantas acuáticas. *Baldellia ranunculoides* y *Apium repens* son hidrófitos radicantes que desarrollan su ciclo biológico en las aguas someras y en las orillas de las lagunas de Gallocanta, pero en este caso asociadas a aguas menos mineralizadas. En el caso del hábitat 1310, se encuentran frecuentemente asociadas *Salicornia ramosissima*, *Suaeda vera* y *Puccinellia fasciculata*. *Pterygoneurum subsessile* es un briófito (musgo) que crece en las orillas en grupos de 6-10 plantas juntas, cubiertos por matorrales halófilos de *Suaeda vera*. Por su parte, *Microcnemum coralloides* es un terófito escaposo anual que habita en las zonas poco profundas donde se acumulan sales mezclado con *Salicornia ramosissima*, *Suaeda vera*, etc. Soporta concentraciones de sal altas, pero requiere de una cierta humedad edáfica. Finalmente, para el hábitat 1410, entre las especies con gran interés de conservación que aparecen en este hábitat destaca el hemicriptófito cespitoso *Puccinellia pungens*. *Lythrum flexuosum* es un terófito rastrero que crece sobre suelos compactos inundados temporalmente, que conservan algo de humedad hasta el verano. Su aparición coincide los años en los que la laguna tiene un cierto nivel de agua, cuyas especies acompañantes (*Elocharis palustris*, *Baldellia ranunculoides*, *Juncus pygmaeus*, etc.) indican condiciones del agua relativamente dulces.

En la figura 8.86, se muestran las especies de plantas catalogadas en el ámbito de Gallocanta y los hábitats tipificados asociados a la dinámica hidrológica de la laguna.

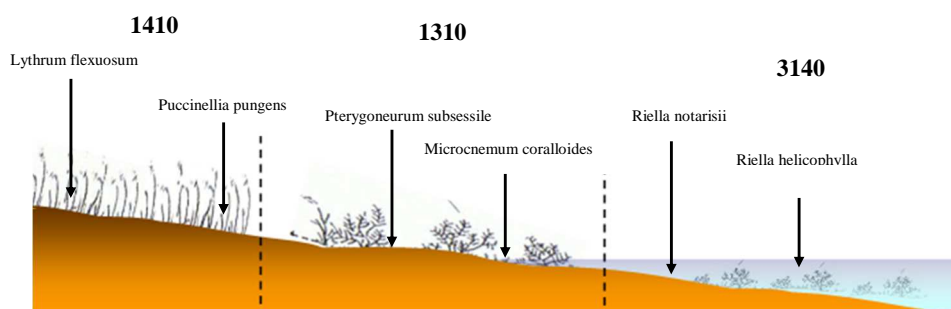


Figura 8. 86. Especies de plantas catalogadas en el ámbito de Gallocanta y hábitats tipificados asociados a la dinámica hidrológica de la laguna.

Una vez conocidos los aspectos ecológicos y funcionales más relevantes de los tipos de hábitats, así como las especies de alto valor de conservación que los integran, a continuación se ha procedido a determinar de la superficie potencial en Gallocanta de cada uno de ellos. La superficie potencial de los hábitats en Gallocanta está determinada por las características de salinidad edáficas, las frecuencias de inundación correspondientes y la ocupación espacial de las especies perennes (actuando como factor limitante para el desarrollo de determinadas especies anuales). Para el caso de la laguna de Gallocanta, la determinación de las superficies potenciales de cada hábitat se ha realizado siguiendo el siguiente procedimiento:

- a. Determinación de un transecto tipo de vegetación. A partir de los datos de campo obtenidos en la campaña al efecto, la realización de perfiles batimétricos permitió la ubicación altimétrica de las comunidades vegetales. La posterior interpretación de estos transectos (el número 3 respondía a una zona con retornos de riego y nivel freático somero) permitió definir un transecto tipo de la laguna, mostrando una referencia altimétrica homogénea y sus correspondientes tipos de hábitats asociados. Los resultados se muestran en la tabla 8.42.

**Tabla 8. 42. Distribución altimétrica de hábitats y especies en la laguna de Gallocanta**

HABITAT		3140	1310			1410	
Comunidades		Desierto salino	Anuales pioneras			Juncales halófilos	
Especies características		Sin vegetación	<i>Salicornia; Puccinellia</i>	<i>Puccinellia pungens</i>	<i>Suaeda maritima</i>	<i>Juncus maritimus</i>	<i>Phragmites australis</i>
Trans. 1	Cota inf.	991,2	992,2	992,6	992,9	993,3	...
	Cota sup.	992,2	992,6	992,9	993,3	994,7	...
Trans. 2	Cota inf.	991,2	992,1	992,5	....	992,8	...
	Cota sup.	992,1	992,5	992,8	...	993,4	...
Trans. 3	Cota inf.	991,2	991,8	...	...	992,1	992,3
	Cota sup.	991,8	992,1	...	...	992,3	993,3
Trans. tipo	Cota inf.	991,2	992,0	992,5	992,8	993,0	....
	Cota sup.	992,0	992,5	992,8	993,0	993,5	.....

- b. Determinación de las frecuencias de inundación. La ubicación altimétrica de las comunidades vegetales permite estudiar su régimen de inundación a partir de los datos de nivel de lámina de agua de la laguna. Los niveles considerados han sido medidos en la escala limnimétrica vieja de la laguna, una vez considerados los cm de escala clavados en el lecho de la laguna (18 cm). Estos niveles, no obstante, han sido ajustados teniendo en cuenta que la escala vieja se sitúa en la cota 991.349, mientras que

el fondo de la laguna se sitúa en la cota 991.200 (15 cm por debajo). En el periodo entre 1984 y 1994 se han ajustado los valores a partir de los resultados obtenidos con el análisis de imágenes de satélite. El análisis de las frecuencias de inundación mensuales permite definir los valores medios para cada uno de los tipos de hábitats de interés comunitario de la laguna. Estos valores, y su porcentaje de hábitat correspondiente, se presentan en la tabla 8.43. A partir de estos resultados, se puede afirmar que el hábitat 3140 ha estado inundado entre 12 y 5 meses, entre 5 y 3 meses el hábitat 1310 y entre 0 y 3 meses en el caso del 1410. Si nos fijamos en el 50% de la superficie potencial de cada hábitat, el tipo 3140 requiere una duración promedio de 7 meses, 4 meses en el caso del hábitat 1310 y 1 mes en el caso del hábitat 1410.

**Tabla 8. 43. Valores medios de inundación para los diferentes tipos de hábitats**

Hábitat	Porcentaje del hábitat (%)	Superficie (has)	Altura inundación (m)	Duración promedio inundación (meses)
3140	0	0	0,00	12
	25	200	0,30	8
	50	400	0,43	7
	75	600	0,50	6
	100	800	0,82	5
1310	0	0	0,82	5
	25	62,5	0,92	5
	50	125	1,00	4
	75	187,5	1,10	4
	100	250	1,25	3
1410	0	0	1,25	3
	25	112,5	1,45	2
	50	225	1,69	1
	75	337,5	1,92	1
	100	450	2,25	0

- c. Determinación de la variabilidad natural de las superficies potenciales de cada hábitat en la laguna. Asumiendo que el régimen de inundación es el factor ecológico principal que organiza la distribución de las comunidades vegetales en la laguna, en la figura 8.87 se muestra la superficie potencial de cada tipo de hábitat en el periodo 1926/2001 para una superficie máxima de la laguna de 1.500 ha. En este caso, se han tomado como referencia las frecuencias de inundación determinadas anterior-

mente. En esta aproximación, se supone que el hábitat 1510\* cubriría toda la superficie potencial de la laguna (1.500 ha) que no estuviera ocupada por los hábitats 1410, 1310 y 3140.

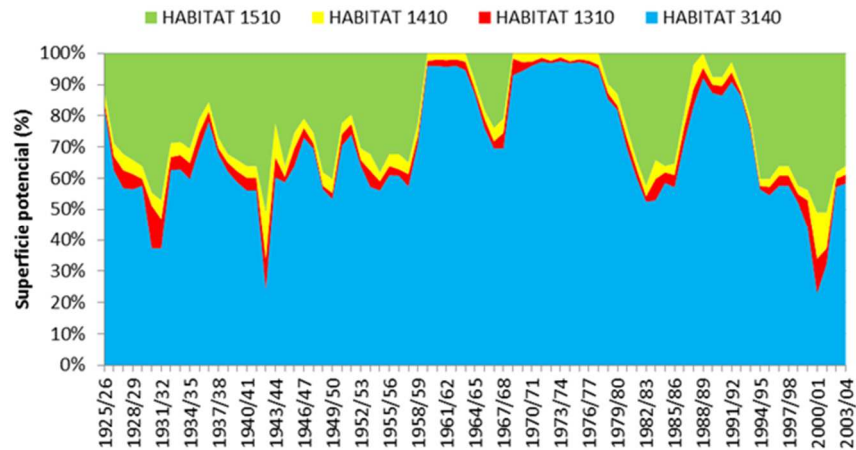


Figura 8. 87. Evolución histórica de las superficies potenciales de los hábitats de interés comunitario en la laguna de Gallocanta.

- d. Obtención de superficies potenciales de referencia. La evolución histórica de estas superficies en condiciones naturales permite disponer de unos valores de referencia de las mismas. Al disponer de una serie temporal extensa, se han determinado las superficies potenciales de referencia para años secos, medios y húmedos aplicando los percentiles 12.5, 50 y 87.5 sobre la serie de valores anuales obtenidos (tabla 8.84).

Tabla 8. 44. Superficies de referencia en hectáreas para los hábitats de interés comunitario en la laguna de Gallocanta

Hábitats (ha)	Años secos	Años medios	Años húmedos
3140	647,9	763,5	1198,5
1310	17,1	35,4	65,0
1410	27,5	40,3	58,2
1510	480,1	303,5	0,0

**B. Superficie de referencia a partir del hábitat potencial de la especie en peligro de extinción *Puccinellia pungens*.**

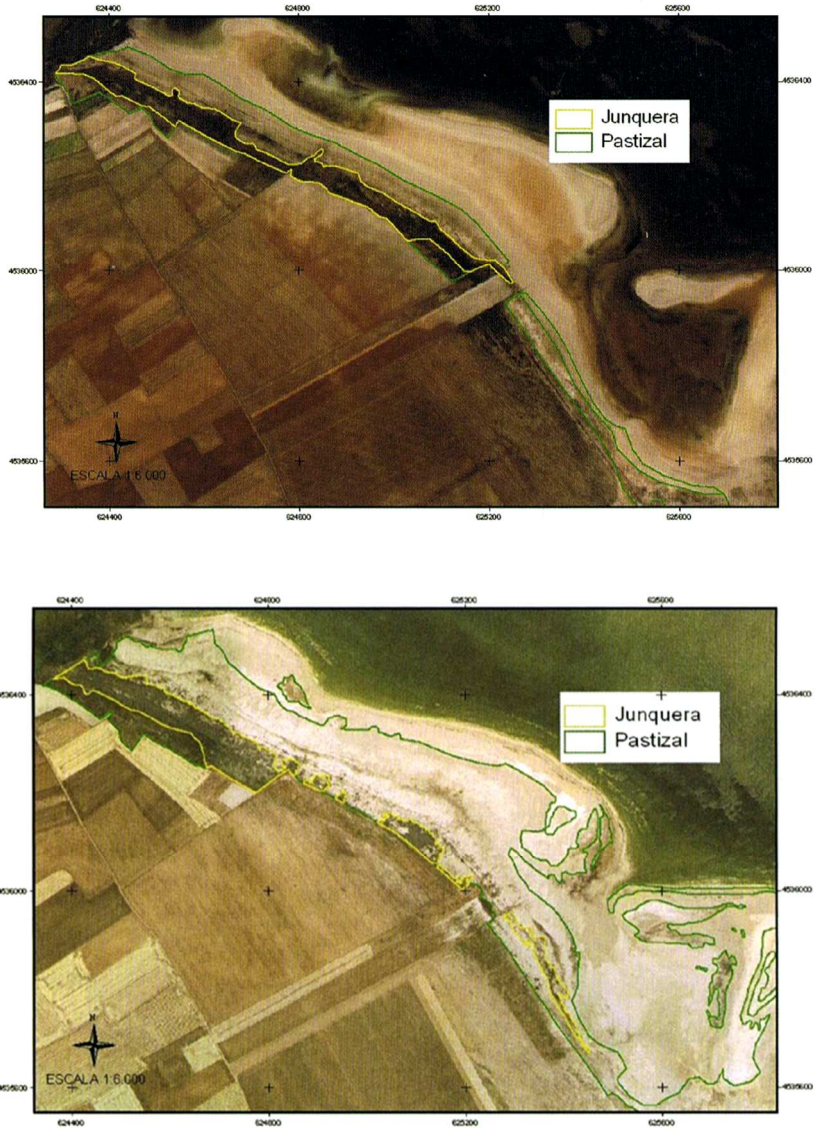
Tal como establece la Instrucción de Planificación Hidrológica, la selección de las especies se deberá basar en la consideración de especies autóctonas, dando prioridad a las especies recogidas en los Catálogos de Especies Amenazadas dentro de las categorías de: En Peligro de Extinción, Vulnerables, Sensibles a la Alteración de su Hábitat y De Interés Especial, así como a las especies recogidas en los anexos II y IV de la Directiva 92/43/CEE, de 21 de mayo de 1992. De forma simplificada, se ha definido la superficie potencial que ocupa la especie en la laguna de Gallocanta en condiciones naturales. A partir de la serie histórica de superficies potenciales anuales se ha definido la superficie mínima que anualmente debe mantener la laguna.

Para la determinación de la superficie potencial en Gallocanta de la especie *Puccinellia pungens* se ha considerado que la superficie potencial de esta especie está determinada por las características de salinidad edáficas, las frecuencias de inundación correspondientes y la ocupación espacial de las especies perennes (actuando como factor limitante). La determinación de la superficie potencial de *Puccinellia pungens* se ha realizado siguiendo el siguiente procedimiento:

- a. **Determinación de un transecto tipo de vegetación.** A partir de los datos de campo se ha realizado la ubicación altimétrica de la especie. En las condiciones actuales la especie se localiza entre las cotas 992,5 y 992,8 (tabla 8.45). Esta localización altimétrica encontrada en la visita de campo debe ser contextualizada a la dinámica hidrológica de la laguna, ya que la especie muestra una dinámica poblacional asociada al régimen de fluctuaciones a partir del banco de semillas presente en la cubeta. En los largos periodos de sequía, *Puccinellia pungens* extiende el cinturón hacia el interior de la laguna mientras que, al aumentar el nivel del agua, estos ejemplares mueren por la inundación continua (fig. 8.88).

**Tabla 8. 45. Ubicación altimétrica de *Puccinellia pungens* en la laguna de Gallocanta**

Especies características		<i>Salicornia-Puccinellia</i>	<i>Puccinellia pungens</i>	<i>Suaeda maritima</i>
Trans. 1	Cota inf.	992,2	992,6	992,9
	Cota sup.	992,6	992,9	993,3
Trans. 2	Cota inf.	992,1	992,5	....
	Cota sup.	992,5	992,8	...
Trans. 3	Cota inf.	991,8	...	...
	Cota sup.	992,1	...	...
Trans. tipo	Cota inf.	992,0	992,5	992,8
	Cota sup.	992,5	992,8	993,0



FUENTE: Comín y Sorando, 2009

Figura 8. 88. Cambios en la superficie ocupada por las comunidades vegetales en función de los niveles de inundación de la laguna.



- b. Determinación de las frecuencias de inundación. La ubicación altimétrica de la especie permite estudiar su régimen de inundación a partir de los datos de nivel de lámina de agua de la laguna. Al igual que en el caso de los hábitats de interés comunitario, los niveles considerados han sido medidos en la escala limnimétrica vieja de la laguna. El análisis de las frecuencias de inundación mensuales permite definir la duración promedio de inundación en relación a la posición que ocupa la especie en la laguna. Estos valores, y su porcentaje de hábitat correspondiente, se presentan en la tabla 8.46. A partir de estos resultados, se puede afirmar que la franja altimétrica ocupada por *Puccinellia pungens* ha estado inundada entre 2 y 3 meses. Si nos fijamos en el 50% de la superficie potencial, esta especie requiere una duración promedio de 3 meses.

**Tabla 8. 46. Superficie potencial de *Puccinellia pungens* en la laguna de Gallocanta y su duración promedio de inundación**

Porcentaje del hábitat (%)	Superficie (has)	Altura inundación (m)	Duración promedio inundación (meses)
0	0	1,25	3
25	37,5	1,33	3
50	75	1,41	3
75	112,5	1,49	2
100	150	1,55	2

- c. Determinación de la variabilidad natural de las superficies potenciales de cada hábitat en la laguna. Asumiendo que el régimen de inundación es el factor ecológico principal que organiza la distribución de esta especie en la laguna, en la figura 8.89 se muestra su superficie potencial para el periodo 1926/2001. En este caso, se ha tomado entre 2 y 3 meses la referencia de frecuencia de inundación.

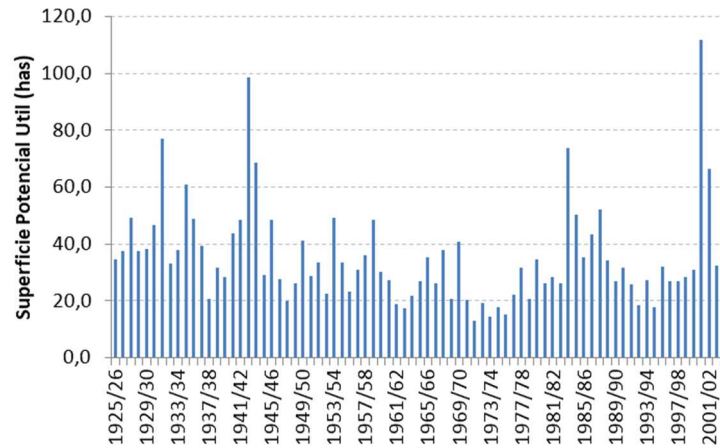


Figura 8. 89. Superficie potencial de *Puccinellia pungens* en la laguna de Gallocanta

- d. Obtención de superficies potenciales de referencia. La evolución histórica de estas superficies en condiciones naturales permite disponer de unos valores de referencia de las mismas. Al disponer de una serie temporal extensa, se han determinado las superficies potenciales de referencia para años secos, medios y húmedos aplicando los percentiles 12.5, 50 y 87.5 sobre la serie de valores anuales obtenidos (tabla 8.47).

Tabla 8. 47. Superficie potencial de referencia en hectáreas para *Puccinellia pungens* en la laguna de Gallocanta

Años secos	Años medios	Años húmedos
20,2	31,5	49,3

C. Superficie de referencia a partir del hábitat potencial del género *Riella* sp.

Entre los rasgos biológicos y ecológicos más destacados de este género se puede decir que la desecación anual del humedal y la salinidad son caracteres coincidentes en las localidades donde se presentan las especies *Riella notarisii* y *Riella helicophylla*. La exclusión competitiva que ejercen estas otras especies de macrófitos acuáticos obliga a que *Riella* ocupe los ambientes de escasa profundidad de la capa de agua, pudiendo ser calificadas como especies de aguas efímeras. *Riella* es un género precoz, muy fértil, de desarrollo rápido. Su ciclo acelerado de unos 4 meses se corresponde con el escaso período de inundación propio de las cubetas llanas endorreicas asociadas a climas semiáridos. El ciclo biológico de estas especies se desarrolla en primavera, adentrándose al verano si

existen las condiciones adecuadas. Para la determinación del hábitat potencial de las especies del género *Riella* en la laguna de Gallocanta se ha considerado que la profundidad útil de la especie es inferior a 30 cm.

Teniendo en cuenta estos rasgos ecológicos del género, se ha procedido a obtener sus series anuales de superficie potencial útil y valores de referencia. Para determinar la superficie potencial del género *Riella*, se ha calculado mes a mes la superficie con una profundidad inferior a 30 cm a partir de las series mensuales de volúmenes en régimen natural y la topografía de la laguna. Teniendo en cuenta que el ciclo biológico de estas especies se desarrolla entre primavera y verano y que el ciclo biológico se cierra en 4 meses, comenzando por el mes de abril, se ha calculado en grupos de 4 meses (duración de un ciclo biológico) la superficie con profundidades inferiores a 30 cm, acabando en el mes de septiembre. Se ha trabajado, por tanto, con 3 grupos (de abril a julio, de mayo a agosto y junio a septiembre), que representan el periodo mínimo en el cual una planta puede desarrollar su ciclo. Dentro de cada grupo de 4 meses, se ha seleccionado el mes mínimo como máximo valor potencial, ya que este mes actuará como limitante en el ciclo de la especie. El valor potencial para un año ha sido la suma de los valores potenciales de los tres grupos. Bajo estos supuestos, los resultados de superficie potencial anual para este género se muestran en la figura 8.90.

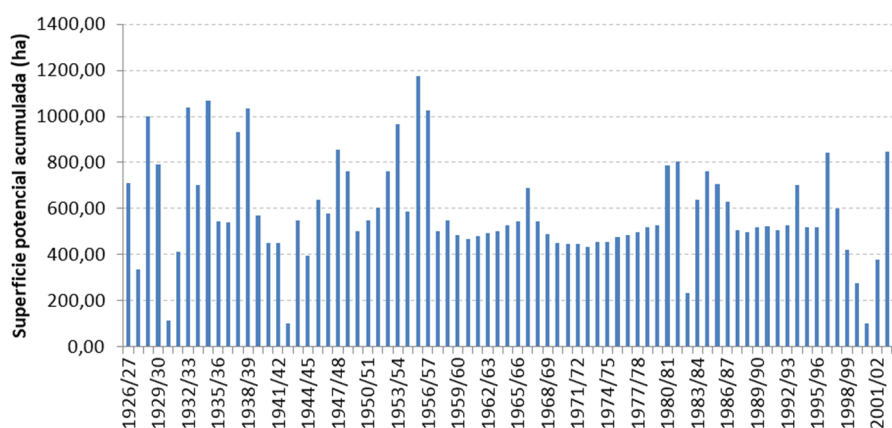


Figura 8. 90. Superficie potencial de *Riella* sp. en la laguna de Gallocanta

Según el modelo aplicado, las dos especies del género *Riella* se encontrarían en promedio 587 ha potenciales para completar su ciclo biológico anual, oscilando entre las 100 ha del año 1942/43 y las 1.177 ha del año 1955/56. Al disponer de una serie temporal ex-

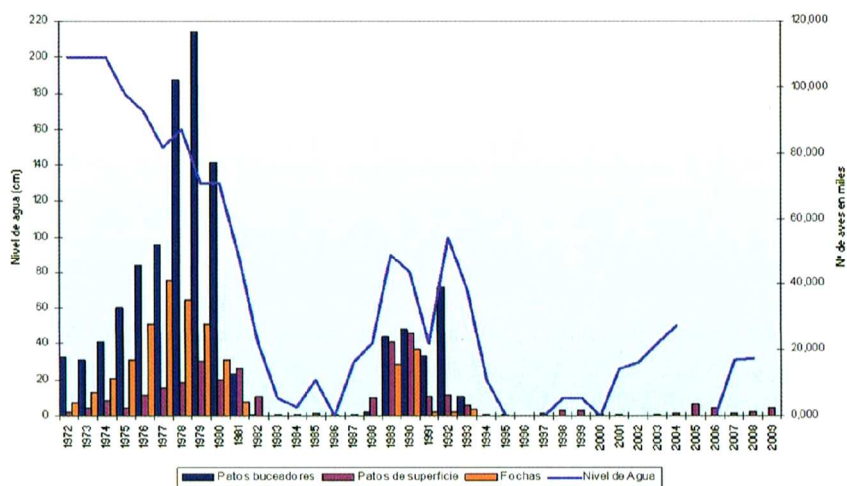
tensa, se han determinado las superficies potenciales de referencia para años secos, medios y húmedos aplicando los percentiles 12.5, 50 y 87.5 sobre la serie de valores anuales obtenidos (tabla 8.48).

**Tabla 8. 48. Superficie potencial de referencia en hectáreas para el género *Riella sp* en la laguna de Gallocanta**

Años secos	Años medios	Años húmedos
430	528	843

**D. Criterios de referencia a partir de la capacidad de acogida de aves acuáticas de la laguna.**

En primer lugar se han revisado las características más relevantes de la laguna en relación a las comunidades orníticas. En la laguna de Gallocanta se puede observar un 72% de las especies de aves presentes en España. Esta riqueza aviar está relacionada con la variedad de ecosistemas existentes: lámina de agua con diferente profundidad y composición, prados húmedos, playas y orillas de la laguna, etc. El número de aves acuáticas que visitan la laguna y la diversidad de especies son un reflejo de los niveles de inundación de la laguna (fig. 8.91). Sin lugar a dudas, la mayor importancia de la laguna con respecto a las aves acuáticas resulta de su capacidad de acogida en el periodo invernal. En condiciones óptimas de nivel de agua, se registran concentraciones invernales de más de 100.000 anátidas y fochas, siendo las especies buceadoras como el porrón común (*Aythya ferina*), el pato colorado (*Netta rufina*) y la focha común (*Fulica atra*) las dominantes, sumando entre ellas más del 85% de los censos totales. Estas especies dependen, desde el punto de vista trófico, del desarrollo de las praderas de macrófitos. El descenso del nivel de las aguas favorece, en general, a los patos de superficie, siendo dominantes en estas circunstancias la cerceta común (*Anas crecca*) y el ánade real (*Anas platyrhynchos*). Por debajo de los 50 cm de nivel de agua, la laguna prácticamente no alberga aves acuáticas en invierno. Especies como el somormujo lavanco (*Podiceps cristatus*), zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis*), pato colorado (*Netta rufina*) y focha común (*Fulica atra*) nidifican sólo con nivel de agua por encima de 50 cm.



FUENTE: Longares, 2009

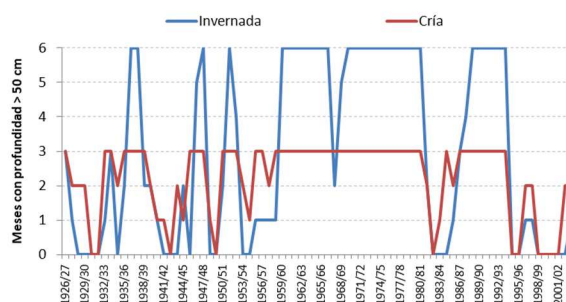
**Figura 8. 91. Número de aves en relación a los volúmenes de inundación en la laguna de Gallocanta**

Teniendo en cuenta estos rasgos generales, se ha procedido a determinar las series anuales de capacidad de acogida y establecer de esta forma valores de referencia. A partir de las series mensuales de volúmenes en régimen natural y la topografía de la laguna, se han calculado los meses en los que la laguna presentaba una profundidad superior a 50 cm. Desde el punto de vista fenológico, se han considerado como meses de invernada para aves acuáticas aquellos que van desde octubre hasta marzo, mientras que los meses de cría se han considerado desde abril hasta junio. Los criterios de evaluación de la capacidad de acogida de la laguna han sido los descritos en la tabla 8.49.

**Tabla 8. 49. Capacidad de acogida de avifauna de la laguna de Gallocanta**

	Meses con profundidad > 50 cm	Capacidad de acogida
Invernada	0-2	Mala
	2-4	Buena
	4-6	Optima
Cría	0-1	Mala
	1-2	Buena
	2-3	Optima

La evolución en la serie histórica en condiciones naturales permite disponer de unos valores de referencia de capacidad de acogida de la laguna para aves acuáticas. La serie histórica natural con el número de meses con calado superior a 50 cm se muestra en la figura 8.92.



**Figura 8. 92. Número de meses con profundidad mayor a 50 cm en la laguna de Gallocanta**

Según los criterios adoptados para la evaluación de la capacidad de acogida de la laguna para las aves, los resultados obtenidos para el total de años de la serie hidrológica natural se muestran en la tabla 8.50.

**Tabla 8. 50. Número de años y su capacidad de acogida en la laguna de Gallocanta**

		Capacidad de acogida	Nº años	%
Invernada		Mala	34	43,6
		Buena	12	15,4
		Optima	32	41,0
Cría		Mala	11	14,1
		Buena	20	25,6
		Optima	47	60,3

### 8.3.2.2 Laguna de Fuentedepiedra

En el ámbito del Plan de Ordenación de Recursos Naturales de la Laguna de Fuentedepiedra se han seleccionado como prioridades de conservación sobre las que se orientará la gestión del espacio natural al hábitat 1510\*, la presencia de *Althenia orientalis* y *Haloplepis amplexicaulis*, la presencia de aves acuáticas destacando al menos 19 especies figuran en el Anexo IV de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, de las cuales 2 están

catalogadas en peligro de extinción, la *Oxyura leucocephala* y la *Marmaronetta angustirostris*, el flamenco común que presenta el principal núcleo de nidificación regular de la Península Ibérica y, en condiciones favorables, el más importante del Mediterráneo Occidental y la presencia de aves esteparias.

A partir de la información biológica existente, el análisis biológico de las superficies y criterios de referencia se ha realizado con los siguientes elementos:

- Determinación de la superficie potencial de referencia a partir de las condiciones de nidificación del flamenco rosado (*Phoenicopterus ruber*)
- Determinación de las superficies de referencia del ECF de los hábitats de interés comunitario 3140, 1310, 1410 y 1510\*
- Determinación de la superficie potencial útil del género *Riella* sp., calculada en función de las superficies de referencia de la especie en un contexto de hidrología natural.
- Criterios de referencia a partir del hábitat potencial de cría de la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*)
- Criterios de referencia a partir del hábitat potencial de cría de la malvasía cabeblanca (*Oxyura leucocephala*)

A continuación se muestran los análisis realizados y resultados obtenidos.

A. Criterios de referencia a partir de las condiciones de nidificación del flamenco rosado (*Phoenicopterus ruber*)

El flamenco rosado es una especie singular dentro de la laguna de Fuentedepiedra que presenta ciertas particularidades biológicas y ecológicas en la época de reproducción que pueden ser relacionadas con el régimen de inundación. El estudio del ciclo biológico del flamenco en Fuente de Piedra pone de manifiesto una serie de factores que inciden negativamente sobre el éxito reproductor de la colonia, entre los cuales destacan la desecación de la laguna, como consecuencia de un adelanto en el estiaje en años de pocas precipitaciones (la zona de cría debe proporcionar unas condiciones hidráulicas adecuadas, así como oportunidades de una alimentación y un sitio seguro de anidación), la falta de alimento en la laguna al final del periodo de cría, la predación por zorros (*Vulpes vulpes*), tejón (*Meles meles*), perro (*Canis familiaris*), la interferencia intraespecífica entre grandes grupos reproductores de flamencos, la pérdida de sustrato útil en la colonia, como consecuencia de la erosión y las molestias sobre la colonia, por parte de fotógrafos o vuelos rasantes de aeronaves.

La mayoría de estos factores están relacionados con las condiciones hidrológicas de la laguna. En este sentido, las propuestas de necesidades hídricas de la laguna tendrán una

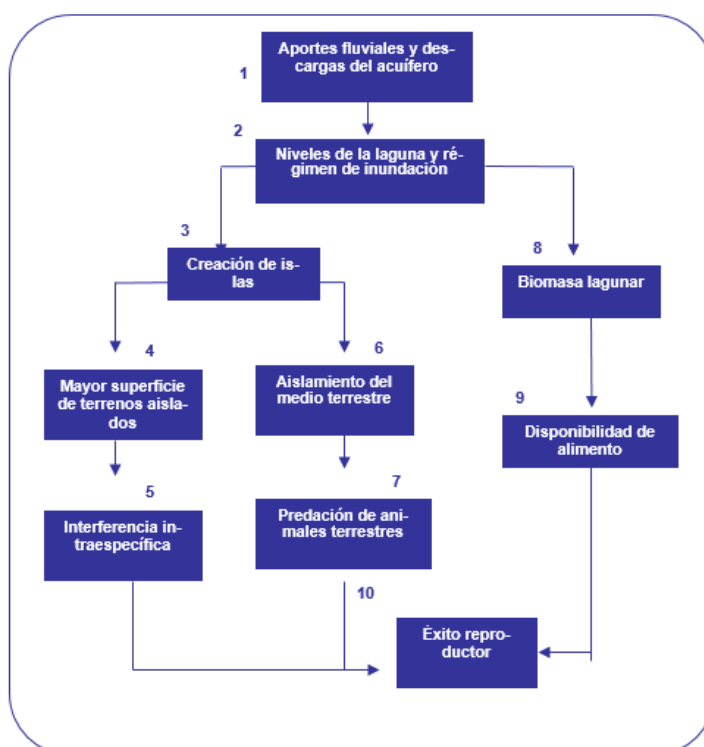
influencia directa sobre el éxito reproductor de la especie. Los factores anteriores que guardan una mayor relación con la hidrología del humedal y que más influyen en el éxito reproductivo del flamenco son: i) la disponibilidad de sitios apropiados para la ubicación de los nidos, ii) la disponibilidad de alimentos, iii) la predación y iv) las interferencias intraespecíficas.

Para el caso de la laguna de Fuentedepiedra, la determinación de las condiciones de referencia para la cría del flamenco se ha realizado siguiendo el siguiente procedimiento:

- a. Desarrollo de un modelo conceptual del éxito reproductor del flamenco en relación al régimen de inundación. Para relacionar el éxito reproductor del flamenco, se ha desarrollado, en primer lugar, un modelo conceptual para entender las relaciones causales que inciden en el mismo. Las variables del medio influyen en diversos aspectos biológicos y ecológicos de la especie y de su hábitat, que influyen a la postre en el éxito reproductor del flamenco. De manera conceptual general, los factores anteriores que inciden en el éxito reproductor del flamenco se relacionan según se muestra en la figura 8.93. El régimen hidráulico de la laguna está fundamentalmente condicionado por los aportes fluviales y las descargas del sistema acuífero (1). Las entradas y salidas del sistema (balance hídrico) junto a las características topográficas del terreno determinan los niveles de inundación lagunares en cada momento del año. El régimen de inundación (número de días de inundación, niveles máximos y mínimos de encharcamiento, distribución estacional, etc.) define el hidroperiodo de la laguna y sus niveles a lo largo de un ciclo (2). Los niveles de lámina de agua están relacionados con la aparición de elementos topográficos del terreno que quedan aislados (4), manteniendo estas condiciones de aislamiento en función de la duración en la inundación (6). Las colonias, por lo general, ocupan restos de diques de las antiguas salinas, pero en los años más húmedos, estos diques son inundados y las colonias se establecen en islotes naturales. Los terrenos aislados son los más propicios para el establecimiento de las colonias reproductoras de flamencos. Una mayor superficie de terrenos aislados evita que la entrada masiva de flamencos en la zona del dique ocupada por las aves reproductoras provoque una gran perturbación en la colonia de cría, reduciendo la interferencia intraespecífica (5). Cuando no existen suficientes espacios adecuados para establecer los nidos, los recién llegados caminan sobre la colonia y se sitúan entre las aves que la ocupan, molestando a los flamencos que incuban o tienen pollos de pocos días en el nido. Estas aves llegan, incluso, a desplazar a parte de las parejas reproductoras, se sitúan en sus nidos o hacen la puesta en cualquier lugar del dique, dejando los huevos abandonados a los pocos días. Esta es la causa del alto índice de puesta que diversos autores han dado para la colonia de Fuente de Piedra y del éxito reproductor de esta colonia. Unos niveles altos de primavera mantienen en condiciones de aislamiento a estas islas frente al exterior. De esta forma se reduce la depredación (7) por zorros (*Vulpes vulpes*), tejón (*Meles*



meles), perro (*Canis familiaris*). Cuando la superficie inundada es elevada, la producción de biomasa del conjunto lagunar es mayor (8). Esto permite a la larga una mayor disponibilidad de los recursos tróficos para el flamenco (9), lo que evita a los progenitores permanecer fuera por más tiempo.

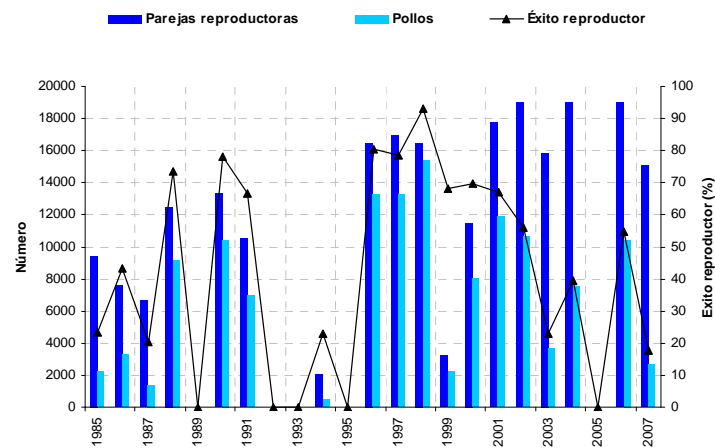


FUENTE: Sánchez y Viñals, 2012

Figura 8. 93. Modelo conceptual del éxito reproductor del flamenco en la laguna de Fuentedepiedra

- b. Modelo empírico que relaciona el éxito reproductor del flamenco con los niveles de inundación de la laguna. A partir de este modelo teórico se ha desarrollado un modelo empírico a partir de los estudios biológicos de seguimiento de la colonia de flamenco de Fuentedepiedra llevado a cabo en los últimos 20 años. En este modelo conceptual, se pone de manifiesto la importancia de los niveles de lámina de agua en la reproducción del flamenco, ya que se trata de un factor físico clave que incide directa e indirectamente en el resto de variables que a grandes rasgos marcan el éxito

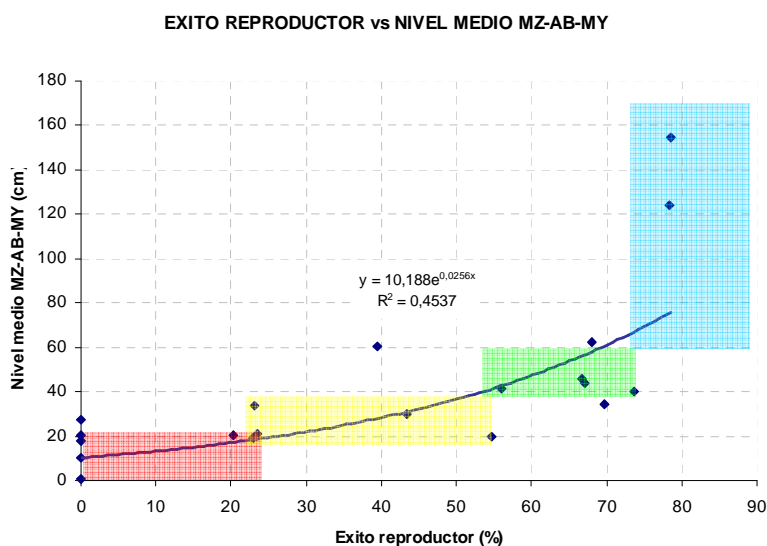
reproductor de la especie. En la laguna de Fuente de Piedra, la estimación de los parámetros de la reproducción se ha desarrollado dentro del Programa de Anillamiento de flamencos de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Este programa de seguimiento aporta información clave para relacionar de forma empírica el éxito reproductor con los niveles de lámina de agua de la laguna (fig. 8.94).



FUENTE: Sánchez y Viñals, 2012

**Figura 8. 94. Parámetros reproductivos del flamenco en la laguna de Fuentedepiedra**

Para relacionar el éxito reproductor de las especie con los niveles de lámina de agua se han utilizado diferentes indicadores hidrológicos. El indicador que presentaba un mejor ajuste era el promedio de los niveles de la laguna de los meses de marzo, abril y mayo en relación al éxito reproductor (fig. 8.95).



FUENTE: Sánchez y Viñals, 2012

**Figura 8.95. Relación entre el éxito reproductor del flamenco en Fuentedepiedra y los niveles medios de la laguna den los meses de marzo, abril y mayo.**

A partir de esta figura, se deducen algunas consideraciones del éxito reproductor del flamenco de gran utilidad. Así, por ejemplo, cuando la profundidad media de la lámina de agua durante los tres meses (marzo-abril-mayo) es inferior a 20 cm, el éxito reproductor es “nulo”. Si el nivel medio de la lámina en estos tres meses se sitúa entre 20 y 40 cm, el éxito reproductor es “bajo”. Cuando la lámina se encuentra entre 40 y 60 cm, el éxito reproductor es “medio”, mientras que si esta profundidad media es superior a 60 cm, el éxito reproductor es “alto”.

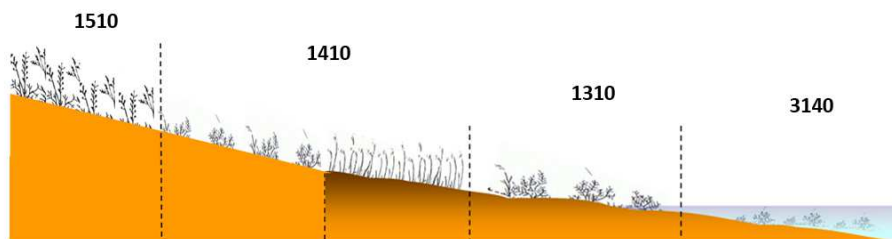
- c. Evaluación del éxito reproductor del flamenco en condiciones hidrológicas naturales. El régimen de inundación en condiciones naturales ha sido determinado mediante el modelo SIMPA. Por su parte, a partir del modelo empírico descrito anteriormente se asume que cuando la profundidad media de la lámina de agua durante los tres meses (marzo-abril-mayo) es inferior a 20 cm, el éxito reproductor es “nulo”. Si el nivel medio de la lámina en estos tres meses se sitúa entre 20 y 40 cm, el éxito reproductor es “bajo”. Cuando la lámina se encuentra entre 40 y 60 cm, el éxito reproductor es “medio”, mientras que si esta profundidad media es superior a 60 cm, el éxito reproductor es “alto. Teniendo en cuenta la serie histórica, para la serie histórica y en condiciones hidrológicas naturales el éxito reproductor del flamenco se muestra en la tabla 8.51.

**Tabla 8. 51. Éxito reproductor del flamenco en la laguna de Fuentedepiedra en condiciones hidrológicas naturales**

Éxito reproductor	Años	%
Sin cría	2	3,0
Bajo	6	9,1
Medio	11	16,7
Alto	47	71,2

**B. Superficies de referencia para los hábitats de interés comunitario 3140, 1310, 1410 y 1510\***

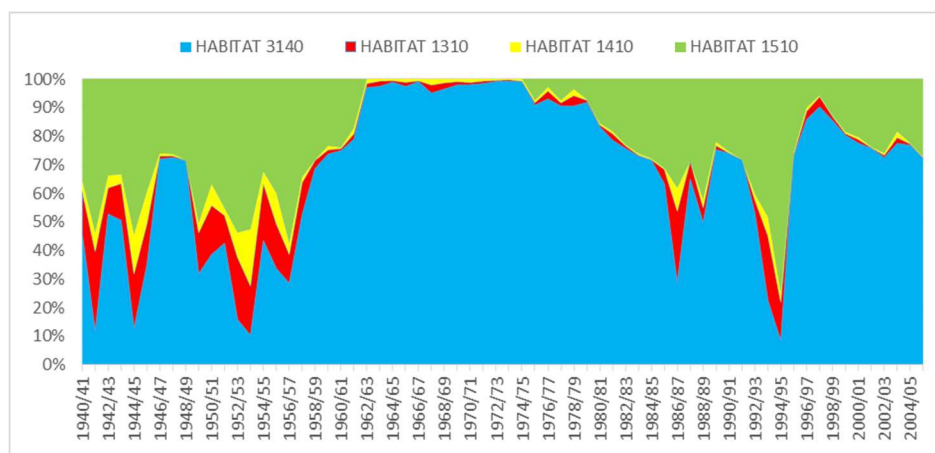
En relación a los aspectos ecológicos y funcionales de los hábitats relacionados con el régimen de inundación de los hábitats 3140, 1310 y 1410, son aplicables las mismas consideraciones realizadas para la laguna de Gallocanta. El tipo de hábitat 1510\* está asociado a los complejos salinos de cuencas endorreicas, donde ocupan las partes más secas del gradiente de humedad edáfica. La salinidad del sustrato, la situación topográfica de estas comunidades (situadas en zonas un tanto más elevadas y en los márgenes de los saladares) y, por tanto, una menor humedad, así como los fuertes períodos de sequía estival, condicionan la presencia de este tipo de vegetación. El grado de humedad del suelo (y en su caso encharcamiento) y la salinidad del mismo son factores ecológicos en gran medida responsables de la estructuración de este tipo de comunidades. Ambos factores generarían gradientes más o menos intensos a los que responderían las diferentes especies generando una zonación que desde los suelos zonales, ocupados por vegetación climatófila serial, pasaría a una fase o banda de albardinal sobre suelos húmedos (pero no encharcados) muy salinos y llegaría a una zona con encharcamiento temporal menos salina que la anterior, en la que predominarían las comunidades dominadas por quenopodiáceas. En la figura 8.96, se muestra un modelo teórico de la disposición concéntrica de los tipos de hábitats en función de su régimen de inundación.



**Figura 8. 96. Hábitats de interés comunitario según el gradiente de inundación en la laguna de Fuentedepiedra.**

Para el caso de la laguna de Fuentedepiedra, la determinación de las superficies potenciales de cada hábitat se ha realizado teniendo en cuenta la duración de la inundación de cada uno de ellos. A partir de los estudios llevados a cabo en la laguna de Gallocanta, los estudios de Doñana y otras referencias bibliográficas, se asume que el hábitat 3140 presenta una inundación entre 12 y 5 meses, entre 5 y 3 meses el hábitat 1310 y entre 0 y 3 meses en el caso del 1410. Para el hábitat 1510\* se establece una inundación esporádica asociada a un periodo de retorno de 5 años.

Asumiendo que el régimen de inundación es el factor ecológico principal que organiza la distribución de las comunidades vegetales en la laguna, en la figura 8.97 se muestra la superficie potencial de cada tipo de hábitat en el periodo 1940/2006.



**Figura 8.97. Evolución histórica de las superficies potenciales de los hábitats de interés comunitario en la laguna de Fuentedepiedra.**

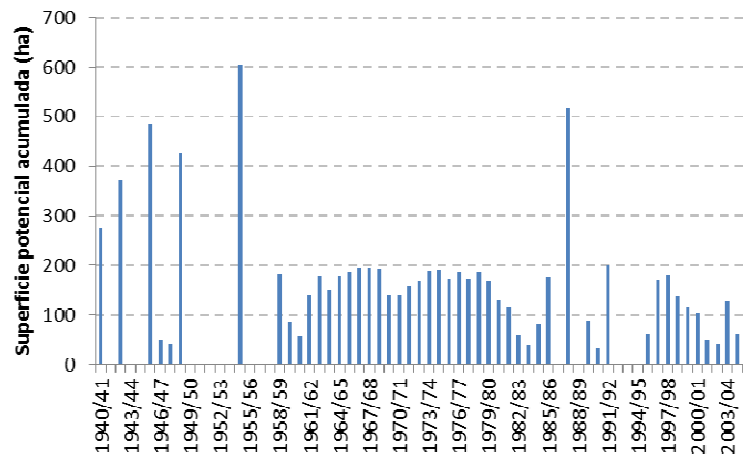
La evolución histórica de estas superficies en condiciones naturales permite disponer de unos valores de referencia de las mismas. La tabla 8.52 muestra las superficies potenciales de los hábitats de interés comunitario para años secos, medios y húmedos.

**Tabla 8. 52. Superficies de referencia en hectáreas para los hábitats de interés comunitario en la laguna de Fuentedepiedra**

Hábitats (ha)	Años secos	Años medios	Años húmedos
3140	560,4	1291,1	1860,8
1310	7,1	30,9	271,7
1410	4,9	17,7	107,9
1510	784,6	431,6	0,0

C. Superficies de referencia a partir del hábitat potencial del género *Riella* sp.

Para la laguna de Fuentedepiedra se han considerado los mismos requerimientos hidráulicos que en el caso de la laguna de Gallocanta. Bajo estos supuestos, los resultados de superficie potencial anual para este género en la laguna de Fuentedepiedra se muestran en la figura 8.98.



**Figura 8. 98. Superficie potencial de *Riella* sp. en la laguna de Fuentedepiedra**

Al disponer de una serie temporal extensa, se han determinado las superficies potenciales de referencia para años secos, medios y húmedos aplicando los percentiles 12.5, 50 y 87.5 sobre la serie de valores anuales obtenidos (tabla 8.53).

**Tabla 8. 53. Superficie potencial de referencia en hectáreas para el género *Riella* sp en la laguna de Fuentedepiedra**

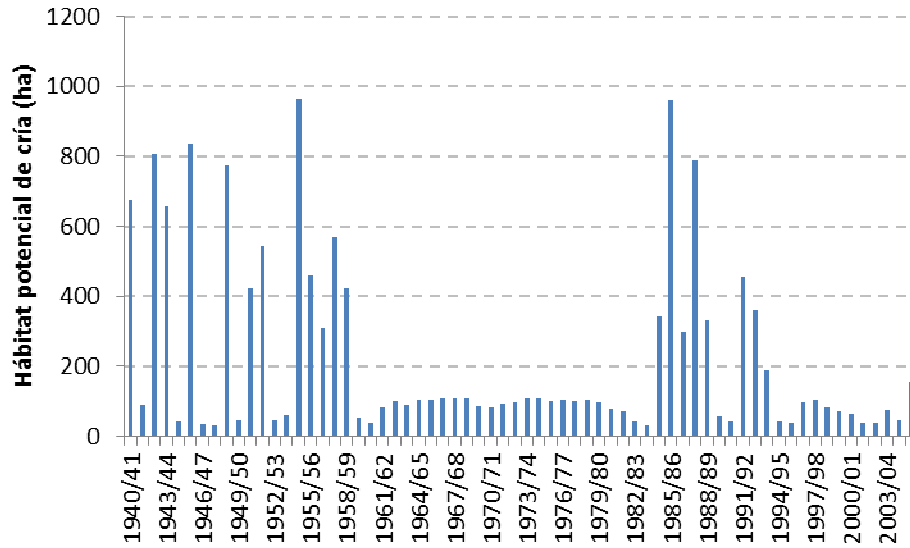
Años secos	Años medios	Años húmedos
0,0	123,5	194,5

D. *Criterios de referencia a partir del hábitat potencial de cría de la cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris)*

En primer lugar se han analizado aspectos biológicos, ecológicos y fenológicos de la especie que pudieran ser relacionados con el régimen de inundación. El hábitat de reproducción de la cerceta pardilla se caracteriza por masas de aguas poco profundas y permanentes, bordeadas por abundante vegetación emergente y ribereña (*Phragmites*, *Juncus*, *Scirpus*, *Typha*, *Tamarix*, *Salicornia*) y también sumergida (*Potamogeton*, *Ruppia*, *Chara*). Prefiere criar en lagunas medianas o pequeñas de hasta 1 m de profundidad y sobre todo de menos de 0,5 m, más bien salobres (10-22 g/l de salinidad). Uno de los componentes de hábitat más importantes para la especie es sin duda la disponibilidad de alimento en áreas someras. Dados sus hábitos alimentarios y su longitud corporal, se estima que se alimentan en zonas que no exceden los 30 cm de profundidad, zonas someras donde el alimento parece estar más concentrado (semillas, larvas de insectos, etc.). También pueden alimentarse en zonas más profundas sobre vegetación acuática o filtrando o picoteando las partículas de la superficie del agua. En comparación con el resto de anátidas simpátricas es la que hace un uso más intenso de las zonas someras (Green, 1998a, 1998b). La Cerceta pardilla cría relativamente más tarde que cualquiera del resto de especies simpátricas de patos y en años buenos de precipitación y régimen de inundación tiene un elevado éxito reproductor que puede explicar sus marcadas fluctuaciones interanuales en el tamaño poblacional. Se han citado nidos entre el 13 de abril y el 26 de junio, y se reproduce más tarde en latitudes superiores. Debido a la reproducción tardía de la cerceta pardilla, el acortamiento del ciclo hidrológico dificulta en buena medida la cría exitosa en el Parque Nacional de Doñana, donde la marisma se seca rápidamente en junio y julio.

Teniendo en cuenta estos rasgos biológicos y ecológicos de la especie, se ha procedido a obtener sus series anuales de superficie potencial útil y valores de referencia. Para determinar el hábitat potencial de la cerceta pardilla en la laguna de Fuentedepiedra, se ha calculado mes a mes la superficie con una profundidad inferior a 50 cm a partir de las series mensuales de volúmenes en régimen natural y la topografía de la laguna. Teniendo en cuenta que la reproducción de esta especie se desarrolla entre abril y junio, se ha calculado la superficie con profundidades inferiores a 50 cm. Para definir el hábitat potencial de cada temporada se ha seleccionado el promedio de los tres meses. Bajo estos

supuestos, los resultados de superficie potencial anual para la especie se muestran en la figura 8.99.



**Figura 8. 99. Hábitat potencial de reproducción de la cerceta pardilla en la laguna de Fuente de Piedra**

Al disponer de una serie temporal extensa, se han determinado las superficies potenciales de referencia para años secos, medios y húmedos aplicando los percentiles 12.5, 50 y 87.5 sobre la serie de valores anuales obtenidos (tabla 8.54).

**Tabla 8. 54. Superficie potencial de referencia en hectáreas para la cerceta pardilla en época de cría en la laguna de Fuente de Piedra**

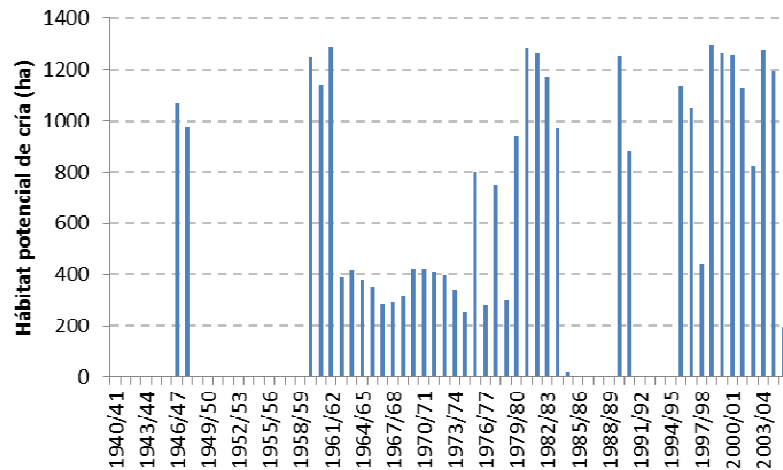
Años secos	Años medios	Años húmedos
41,9	100,5	565,5



E. *Criterios de referencia a partir del hábitat potencial de cría de la malvasía cabeciblanca (Oxyura leucocephala)*

La malvasía en época reproductora (en España a finales de invierno, normalmente en marzo, aunque puede fluctuar) habitualmente escoge aquellas zonas palustres con extensiones de aguas libres, semipermanentes o temporales, dulces o salobres y alcalinas, que presenten cierta profundidad, y que posean pequeñas zonas protegidas, incluidas en humedales de mayor extensión. El periodo reproductor se considera que se extiende desde mayo hasta el mes de julio. La profundidad que más le satisface es la comprendida entre 1,5 y 3 metros, si bien necesita un nivel mínimo de profundidad de 1 metro. Los lugares preferidos en invernada son grandes áreas profundas y de escasa vegetación emergente, momentos en los que son muy gregarias, formando grandes bandos mientras descansan en el centro del lago para evitar la predación, desde donde se dispersan para alimentarse. Parece ser más tolerante a hábitats más salinos en invernada. Se trata de un pato buceador que obtiene su alimento en el fondo de los humedales. En ellos captura semillas de plantas acuáticas, larvas de insectos (preferentemente Quironómidos) y otros pequeños invertebrados. Normalmente para el mes de mayo comienzan a seleccionar los mejores lugares de puesta. La malvasía sitúa sus nidos entre la vegetación de las orillas de determinadas lagunas de aguas ligeramente salobres, preferentemente en la zona donde la vegetación, cañas o carrizos, se adentra en el agua. De esta forma el acceso a los nidos se realiza desde el agua, y así se protegen de posibles depredadores.

Teniendo en cuenta estos rasgos biológicos y ecológicos de la especie, se ha procedido a obtener sus series anuales de superficie potencial útil y valores de referencia. Para determinar el hábitat potencial de la malvasía, se ha calculado mes a mes la superficie con una profundidad entre 1 y 3 metros a partir de las series mensuales de volúmenes en régimen natural y la topografía de la laguna. Teniendo en cuenta que la reproducción de esta especie se desarrolla entre mayo y julio, se ha calculado la superficie con profundidades entre el rango de 1 y 3 metros para esos meses. Para definir el hábitat potencial de cada temporada se ha seleccionado el promedio de los tres meses. Bajo estos supuestos, los resultados de superficie potencial anual para la especie se muestran en la figura 8.100.



**Figura 8. 100. Hábitat potencial de reproducción de la malvasía cabeciblanca en la laguna de Fuente de Piedra**

Al disponer de una serie temporal extensa, se han determinado las superficies potenciales de referencia para años secos, medios y húmedos aplicando los percentiles 12.5, 50 y 87.5 sobre la serie de valores anuales obtenidos (tabla 8.55).

**Tabla 8. 55. Superficie potencial de referencia en hectáreas para la malvasía cabeciblanca en época de cría en la laguna de Fuente de Piedra**

Años secos	Años medios	Años húmedos
0,0	330,2	1239,9

### 8.3.2.3 Tablas de Daimiel

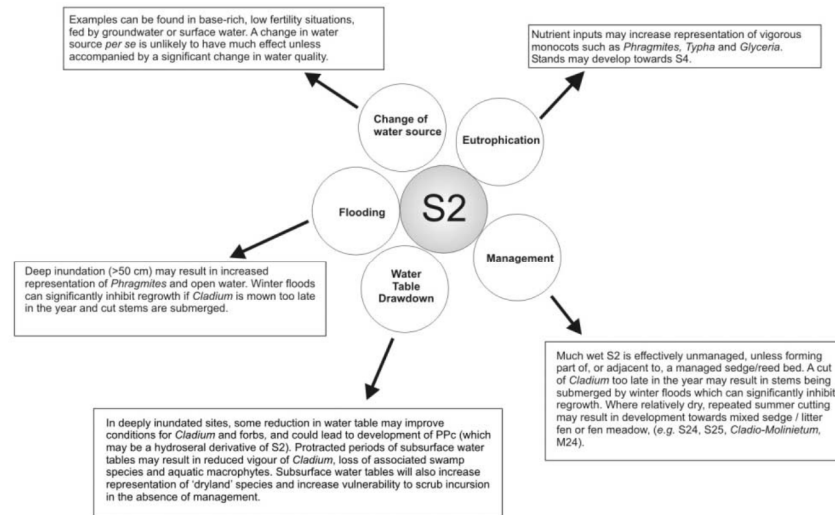
En el Plan de Gestión de la ZEC Tablas de Daimiel se han considerado como elementos clave para la gestión del espacio la "Flora y formaciones vegetales asociadas al espacio" (Vegetación acuática flotante o sumergida, masegares ibéricos (*Cladium mariscus*) y vegetación halófila) y las "Aves asociada al medio acuático". En cuanto al Elemento Clave de gestión de la flora y formaciones vegetales, quedan expresamente incluidos los hábitats 3140, 1310, 1410, 1510\* y 7210\*. A partir de la información biológica existente, el análisis biológico de las superficies y criterios de referencia se ha realizado con los siguientes elementos:

- Determinación de las superficies de referencia del ECF de los hábitats de interés comunitario 3140, 7210\*, 1310, 1410 y 1510\*
- Criterios de referencia a partir del número de anátidas nidificantes en las Tablas.
- Criterios de referencia a partir del hábitat potencial de cría de la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*)
- Criterios de referencia a partir del hábitat potencial de cría de la malvasía cabeblanca (*Oxyura leucocephala*)

A continuación se muestran los análisis realizados y resultados obtenidos.

A. Superficies de referencia para los hábitats de interés comunitario 3140, 7210\*, 1310, 1410 y 1510\*

En relación a los aspectos ecológicos y funcionales de los hábitats relacionados con el régimen de inundación de los hábitats 3140, 1310, 1410 y 1510\*, son aplicables las mismas consideraciones realizadas para la laguna de Gallocanta y la laguna de Fuentedepiedra. Por su parte los masegares característicos del tipo de hábitat 7210\* en las Tablas de Daimiel colonizan suelos turbosos, inundados durante todo o la mayor parte del año, en los que se acumula la hojarasca y los restos de masiega. Suelen ocupar márgenes de lagunas o zonas pantanosas poco profundas. Cuando las características ecológicas son adecuadas, la masiega se desarrolla con gran vitalidad y da lugar a formaciones prácticamente puras y que superan los 2 metros de altura (asociación *Cladietum marisci*). Los masegares son muy exigentes en un nivel freático alto y permanente a lo largo de todo el año (aunque llegue a soportar cierta sequía estival). Si estas condiciones cambian durante un periodo de tiempo relativamente corto son sustituidos por carrizales, juncales y en las situaciones más favorables por molinietas y comunidades riparias de grandes cárices amacollados (fig. 8.101). *Cladium* aparentemente crece mejor cuando el nivel freático se mantenga entre 15 cm por debajo del suelo y 40 cm por encima. La especie también parece estar limitada por la profundidad del agua, de tal forma que una duración prolongada de los niveles freáticos del subsuelo o un nivel de inundación por encima de 40-50 cm pueden conducir a una pérdida de vigor, y, en otros casos, a la pérdida de la cobertura y creación de aguas libres de vegetación. Las poblaciones de macrófitos acuáticos estarán ausentes en aquellas zonas que permanezcan secas durante periodos prolongados del verano. El impacto de la fluctuación del nivel del agua depende de la posición del nivel freático respecto a la superficie. Por ejemplo, mientras que el nivel freático se mantiene por encima de la superficie, incluso cambios muy sustanciales en el nivel (por ejemplo, 50 cm) pueden tener un impacto limitado sobre la vegetación, siempre que se mantengan dentro de las tolerancias de profundidad de las principales especies. Sin embargo, una reducción comparable de nivel de agua bajo la superficie puede tener repercusiones mucho mayores, sobre todo en la supervivencia de las especies acuáticas.



FUENTE: Wheeler et al., 2004

**Figura 8. 101. Cambios de la comunidad vegetal del masegar (S2) según factores ambientales en el Reino Unido**

En la figura 8.102, se muestra un modelo teórico de la disposición concéntrica de los tipos de hábitats en función de su régimen de inundación.

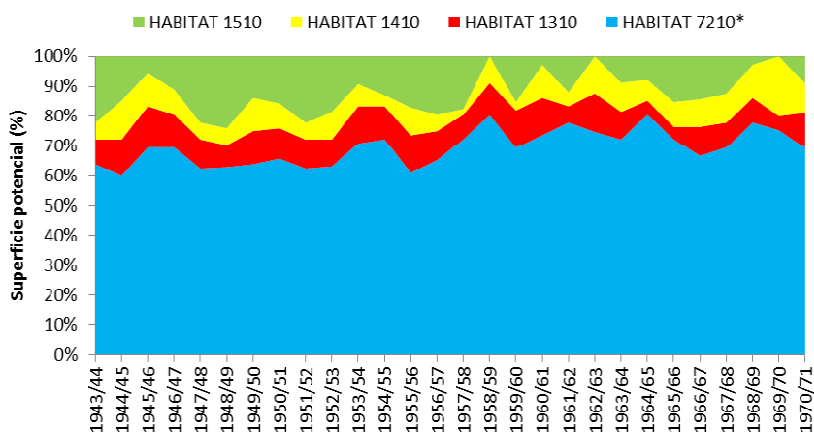


**Figura 8. 102. Hábitats de interés comunitario de las Tablas de Daimiel en relación a su régimen de inundación.**

Para el caso de las Tablas de Daimiel, la determinación de las superficies potenciales de cada hábitat se ha realizado teniendo en cuenta la duración de la inundación de cada uno de ellos. A partir de la revisión histórica de los niveles de inundación y la cartografía del año 1956 se ha determinado que la duración de la inundación del masegar se sitúa entre 12 y 7 meses, coincidiendo en el espacio con aguas libres características del hábitat 3140. Para el resto de hábitats se asume la duración de inundación adoptada para la laguna de

Gallocanta y de Fuentedepiedra, es decir, entre 5 y 3 meses el hábitat 1310, entre 0 y 3 meses en el caso del 1410 y para el hábitat 1510\* se establece una inundación esporádica asociada a un periodo de retorno de 5 años.

Asumiendo que el régimen de inundación es el factor ecológico principal que organiza la distribución de las comunidades vegetales en la laguna, en la figura 8.103 se muestra la superficie potencial de cada tipo de hábitat en el periodo 1943/1970.



**Figura 8. 103. Evolución histórica de las superficies potenciales de los hábitats de interés comunitario en las Tablas de Daimiel.**

La evolución histórica de estas superficies en condiciones naturales permite disponer de unos valores de referencia de las mismas. La tabla 8.56 muestra las superficies potenciales de los hábitats de interés comunitario para años secos, medios y húmedos.

**Tabla 8. 56. Superficies de referencia en hectáreas para los hábitats de interés comunitario en las Tablas de Daimiel**

Hábitats (ha)	Años secos	Años medios	Años húmedos
<b>7210*</b>	1128,1	1250,0	1400,0
<b>1310</b>	112,5	175,0	225,0
<b>1410</b>	89,6	158,3	200,0
<b>1510</b>	381,3	241,7	0,0

B. Criterios de referencia a partir del hábitat potencial de cría de la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*)

Para el análisis del hábitat potencial de la cerceta pardilla en época de cría se han considerado los mismos aspectos biológicos, ecológicos y fenológicos de la especie que en el caso de la laguna de Fuentedepiedra. Bajo estos supuestos, los resultados de superficie potencial anual para la especie en las Tablas de Daimiel se muestran en la figura 8.104.

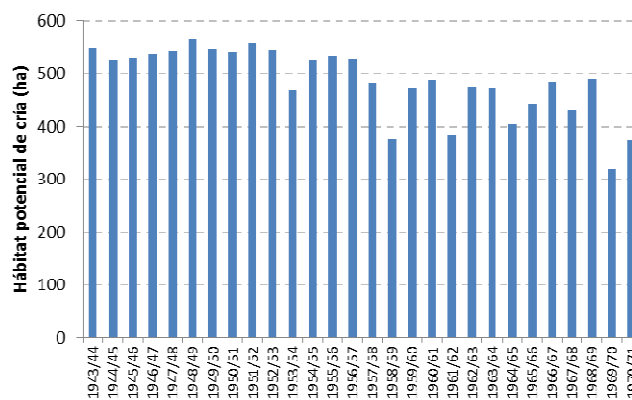


Figura 8. 104. Hábitat potencial de reproducción de la cerceta pardilla en las Tablas de Daimiel

Al disponer de una serie temporal extensa, se han determinado las superficies potenciales de referencia para años secos, medios y húmedos aplicando los percentiles 12.5, 50 y 87.5 sobre la serie de valores anuales obtenidos (tabla 8.57).

Tabla 8. 57. Superficie potencial de referencia en hectáreas para la cerceta pardilla en época de cría en las Tablas de Daimiel

Años secos	Años medios	Años húmedos
392,6	488,9	545,2

C. Criterios de referencia a partir del hábitat potencial de cría de la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*)

Para el análisis se han considerado los mismos aspectos biológicos, ecológicos y fenológicos de la especie que en el caso de la laguna de Fuentedepiedra. Bajo estos supuestos, los resultados de superficie potencial anual para la especie se muestran en la figura 8.105.

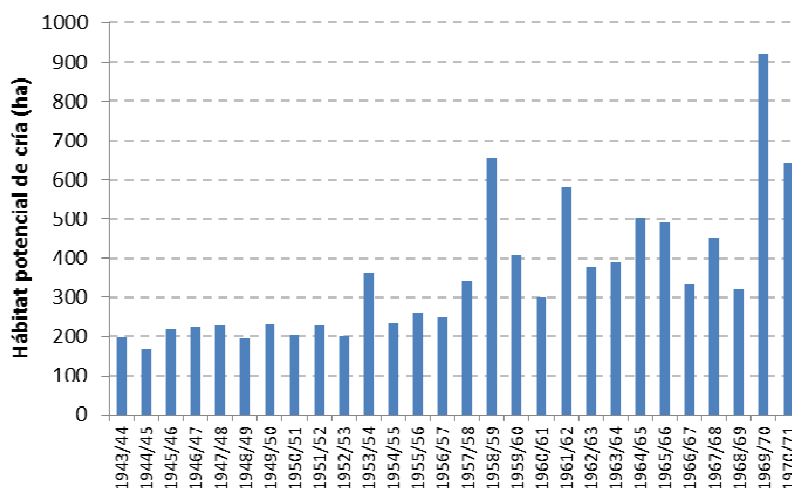


Figura 8. 105. Hábitat potencial de reproducción de la malvasía cabeciblanca en las Tablas de daimiel

Al disponer de una serie temporal extensa, se han determinado las superficies potenciales de referencia para años secos, medios y húmedos aplicando los percentiles 12.5, 50 y 87.5 sobre la serie de valores anuales obtenidos (tabla 8.58).

Tabla 8. 58. Superficie potencial de referencia en hectáreas para la malvasía cabeciblanca en época de cría en las Tablas de Daimiel

Años secos	Años medios	Años húmedos
202,6	309,8	552,5

D. Criterios de referencia a partir de las anátidas nidificantes en las Tablas.

El número de aves acuáticas que visitan las Tablas de Daimiel y la diversidad de especies son un reflejo de sus niveles de inundación de la laguna (fig. 101). En condiciones óptimas de nivel de agua, se registran concentraciones invernales de más de 100.000 anátidas y fochas, siendo las especies buceadoras como el porrón común (*Aythya ferina*), el pato colorado (*Netta rufina*) y la focha común (*Fulica atra*) muy abundantes. Estas especies dependen, desde el punto de vista trófico, del desarrollo de las praderas de macrófitos. El descenso del nivel de las aguas favorece, en general, a los patos de superficie, siendo dominantes en estas circunstancias la cerceta común (*Anas crecca*) y el ánade real (*Anas platyrhynchos*). Especies como el somormujo lavanco (*Podiceps cristatus*), zampullín

cuellinegro (*Podiceps nigricollis*), pato colorado (*Netta rufina*) y focha común (*Fulica atra*) nidifican sólo con nivel de agua por encima de 50 cm. A partir de las series mensuales de volúmenes en régimen natural y la topografía de las Tablas, se han calculado los meses en los que la laguna presentaba una profundidad superior a 50 cm. Desde el punto de vista fenológico, se han considerado como meses de invernada para las aves acuáticas aquellos que van desde octubre hasta marzo, mientras que los meses de cría se han considerado desde abril hasta julio.

La evolución en la serie histórica en condiciones hidrológicas naturales permite disponer de unos valores de referencia de superficie potencial máxima de las Tablas para la invernada y cría de anátidas, teniendo en cuenta el criterio general de una profundidad superior a 50 cm.

La serie histórica de superficie potencial de invernada para anátidas en las Tablas de Daimiel se muestra en la figura 8.106.

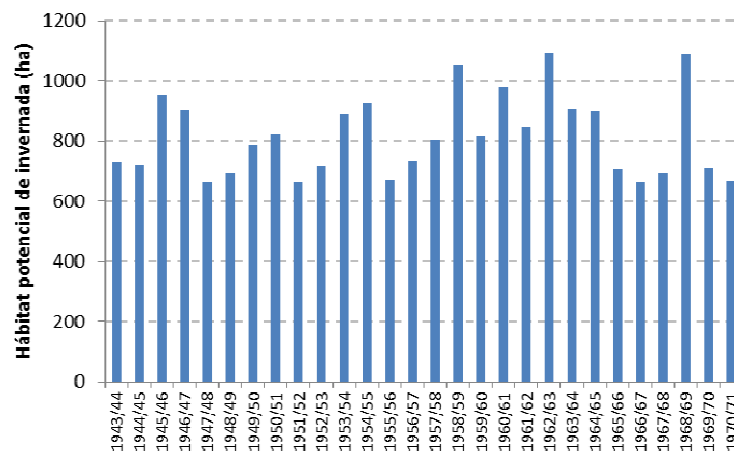


Figura 8. 106. Superficie potencial para anátidas invernantes en las Tablas de Daimiel

Al igual que en los casos anteriores, se han utilizado los percentiles 12.5, 50 y 87.5 sobre la serie de valores anuales obtenidos para conocer la superficie potencial para anátidas invernantes en años, secos, medios y húmedos (tabla 8.59).

Tabla 8. 59. Superficie potencial de referencia de anátidas invernantes en las Tablas de Daimiel

Años secos	Años medios	Años húmedos
668,3	795,8	970,2



Por su parte, la serie histórica de superficie potencial de cría para anátidas en las Tablas de Daimiel se muestra en la figura 8.107.

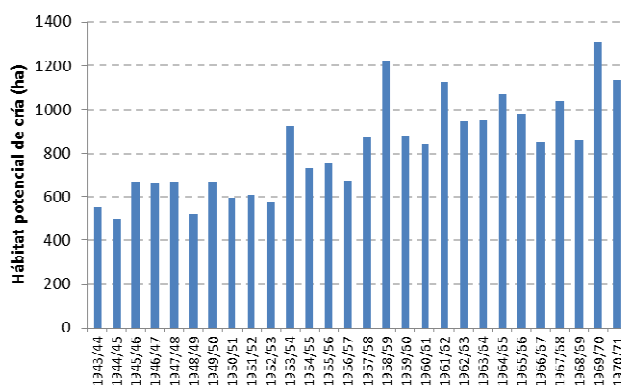


Figura 8. 107. Superficie potencial para anátidas nidificantes en las Tablas de Daimiel

Los valores de superficie potencial de cría de las anátidas de las tablas de daimiel para años, secos, medios y húmedos (tabla 8.60).

Tabla 8. 60. Superficie potencial de referencia de anátidas nidificantes en las Tablas de Daimiel

Años secos	Años medios	Años húmedos
582,0	845,8	1105,5

#### 8.3.2.4 Lago de San Mauricio

En el caso del lago de San Mauricio no se dispone de información biológica para llevar a cabo el análisis de superficies o criterios de referencia en relación al ECF. Tan sólo se conoce un criterio general de que el régimen de fluctuaciones del nivel de lámina del agua **no debe fluctuar más allá de 20 centímetros** al objeto de conservar las comunidades vegetales de referencia. Este valor podría ser coherente con otros lagos del Pirineo donde no se observan fluctuaciones naturales significativas del nivel del agua. También sería coherente con el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional, donde se establece en su artículo 8 que “*se protegerá el régimen hídrico natural de ríos, arroyos, estanques, manantiales y acuíferos*”.

#### 8.3.2.5 Marisma de Doñana

En el Plan de Ordenación de Recursos Naturales queda establecido que serán áreas de acción preferente a la hora de llevar a cabo medidas de conservación y mejora de ecosistemas las zonas donde se localizan los hábitats de interés comunitario prioritarios, entre los que se encuentran el HIC: 1150. Lagunas costeras; 1510. Estepas salinas mediterráneas (Limonietalia); 3170. Estanques temporales mediterráneos y 7210. Turberas calcáreas del *Cladium mariscus* y con especies del *Caricion davallianae*. También se consideran preferentes para el desarrollo de actuaciones de conservación determinados taxones de flora por constituir especies amenazadas, por estar incluidas en el Anexo II de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, o por ejercer un papel ecológico relevante en los ecosistemas donde localizan sus hábitats. Por su parte, las especies de fauna preferentes en materia de conservación serán las amenazadas, las incluidas en los Anexos II y IV de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre y aquellas de interés para el espacio que aun sin estar protegidas por la normativa vigente sean merecedoras de una atención especial por su rareza o estado de conservación o por representar especies indicadoras del estado de salud de los ecosistemas identificados como prioridades de conservación.

En el contexto del PORN se han identificado aquellos elementos -hábitats, especies y procesos ecológicos- cuya gestión se considera prioritaria. Dada la complejidad de la realidad ecológica de Doñana y el excepcional valor de los elementos naturales que alberga, en el PORN se opta por agrupar los hábitats y especies en prioridades de conservación estructuradas sobre la base de los grandes ecosistemas que caracterizan el Espacio Natural, los cuales dan soporte a su extraordinaria diversidad biológica. De esta forma puede darse respuesta también a la relación-conexión ecológica que se produce entre dichos elementos naturales. Las prioridades de conservación sobre las que se orientará la gestión y la conservación del ámbito del Plan incluyen como ecosistemas las marismas, humedales y sistemas lagunares, mientras que en relación con los grupos de especies se seleccionan las aves acuáticas.

A partir de la información biológica existente, el análisis biológico de las superficies y criterios de referencia para Doñana se ha realizado con los siguientes elementos:

- Determinación de las superficies de referencia del ECF de los hábitats de interés comunitario 3170, 1310, 1410 y 1510\*
- Criterios de referencia a partir del número de anátidas nidificantes en las Tablas.
- Criterios de referencia a partir del hábitat potencial de cría de la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*)
- Criterios de referencia a partir del hábitat potencial de cría de la malvasía cabeceblanca (*Oxyura leucocephala*)

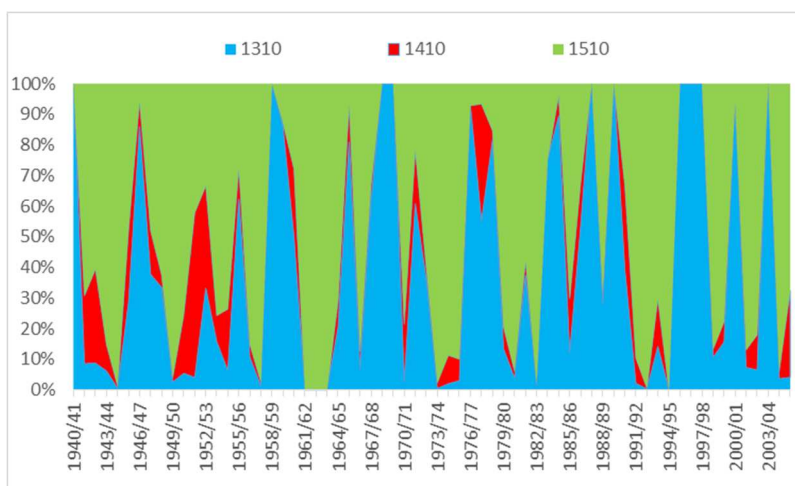
A continuación se muestran los análisis realizados y resultados obtenidos.

A. Superficies de referencia para los hábitats de interés comunitario 1310, 1410 y 1510\*

En relación a los aspectos ecológicos y funcionales de los hábitats relacionados con el régimen de inundación de los hábitats 1310, 1410 y 1510\*, son aplicables las mismas consideraciones realizadas para la laguna de Gallocanta y la laguna de Fuentedepiedra. Por su parte los masegares característicos del tipo de hábitat 7210\* en las Tablas de

Para el caso de la Marisma de Doñana, la determinación de las superficies potenciales de cada hábitat se ha realizado teniendo en cuenta la duración de la inundación de cada uno de ellos. Se asume que la duración de inundación adoptada para la laguna de Gallocanta y de Fuentedepiedra, es decir, entre 5 y 3 meses el hábitat 1310, entre 1 y 3 meses en el caso del 1410 y para el hábitat 1510\* se establece una inundación entre 0 y 1 mes.

Asumiendo que el régimen de inundación es el factor ecológico principal que organiza la distribución de las comunidades vegetales en la laguna, en la figura 8.108 se muestra la superficie potencial de cada tipo de hábitat en el periodo 1940/2006.



**Figura 8. 108. Evolución histórica de las superficies potenciales de los hábitats de interés comunitario en las Marismas de Doñana.**

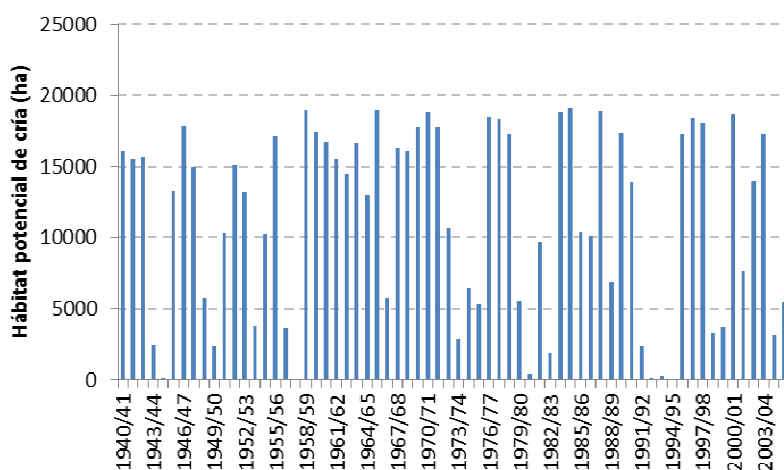
La evolución histórica de estas superficies en condiciones naturales permite disponer de unos valores de referencia de las mismas. La tabla 8.61 muestra las superficies potenciales de los hábitats de interés comunitario para años secos, medios y húmedos.

**Tabla 8. 61. Superficies de referencia en hectáreas para los hábitats de interés comunitario en las Marismas de Doñana**

Hábitats (ha)	Años secos	Años medios	Años húmedos
1310	247,6	1204,2	4941,1
1410	0,0	597,2	2653,3
1510	20588,4	6330,9	0,0

B. Criterios de referencia a partir del hábitat potencial de cría de la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*)

Para el análisis del hábitat potencial de la cerceta pardilla en época de cría se han considerado los mismos aspectos biológicos, ecológicos y fenológicos de la especie que en el caso de la laguna de Fuentedepiedra. Bajo estos supuestos, los resultados de superficie potencial anual para la especie en las Marismas de Doñana se muestran en la figura 8.109.



**Figura 8. 109. Hábitat potencial de reproducción de la cerceta pardilla en las Marismas de Doñana**

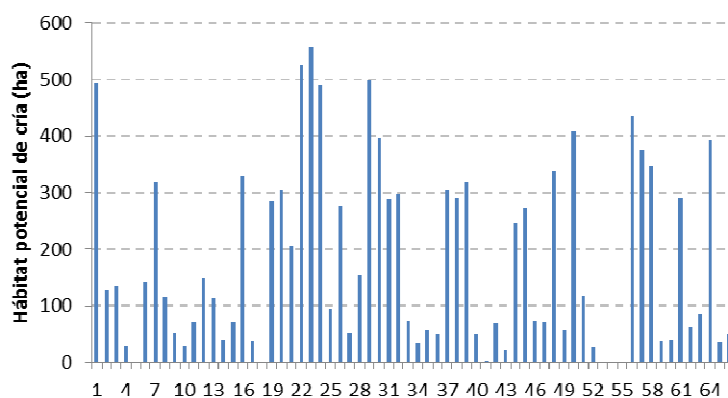
Al disponer de una serie temporal extensa, se han determinado las superficies potenciales de referencia para años secos, medios y húmedos aplicando los percentiles 12.5, 50 y 87.5 sobre la serie de valores anuales obtenidos (tabla 8.62).

**Tabla 8. 62. Superficie potencial de referencia en hectáreas para la cerceta pardilla en época de cría en las Marismas de Doñana**

Años secos	Años medios	Años húmedos
2363,8	13617,0	18380,4

C. Crterios de referencia a partir del hábitat potencial de cría de la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*)

Para el análisis se han considerado los mismos aspectos biológicos, ecológicos y fenológicos de la especie que en el caso de la laguna de Fuentedepiedra. Bajo estos supuestos, los resultados de superficie potencial anual para la especie se muestran en la figura 8.110.



**Figura 8. 110. Hábitat potencial de reproducción de la malvasía cabeciblanca en las Marismas de Doñana**

Al disponer de una serie temporal extensa, se han determinado las superficies potenciales de referencia para años secos, medios y húmedos aplicando los percentiles 12.5, 50 y 87.5 sobre la serie de valores anuales obtenidos (tabla 8.63).

**Tabla 8. 63. Superficie potencial de referencia en hectáreas para la malvasía cabeciblanca en época de cría en las Marismas de Doñana**

Años secos	Años medios	Años húmedos
29,2	115,8	390,4

### 8.3.3. Análisis de resultados

#### 8.3.3.1 Resultados por hábitats, grupos y especies

A continuación se presentan los resultados de los elementos biológicos según las propuestas basadas en el régimen de inundación formuladas en esta tesis. Estos resultados se presentan comparados con las condiciones de referencia obtenidas en el apartado 8.3.2.

En primer lugar se muestran los resultados para los hábitats de interés comunitario. La tabla 8.64 muestra los resultados de superficie potencial de los diferentes tipos para condiciones hidrológicas secas, medias y húmedas.

**Tabla 8. 64. Comparación de la superficie potencial de referencia en hectáreas para todos los hábitats de interés comunitario analizados**

	Hábitats (ha)	Años secos		Años medios		Años húmedos	
		Referencia	Método	Referencia	Método	Referencia	Método
Gallocanta	3140	647,9	533,5	763,5	700,3	1198,5	1099,8
	1310	17,1	90,5	35,4	47,1	65,0	36,9
	1410	27,5	29,8	40,3	21,9	58,2	30,9
	1510	480,1	540,4	303,5	424,9	0,0	26,7
Fuentede Piedra	3140	560,4	168,9	1291,1	1203,1	1860,8	1661,3
	1310	7,1	507,2	30,9	48,6	271,7	70,6
	1410	4,9	130,4	17,7	6,3	107,9	18,0
	1510	784,6	942,1	431,6	490,7	0,0	0,0
Tablas de Datmiel	7210*	1128,1	1070,7	1250,0	1094,5	1400,0	1388,7
	1310	112,5	158,1	175,0	145,1	225,0	108,1
	1410	89,6	82,4	158,3	68,0	200,0	77,0
	1510	381,3	488,7	241,7	492,4	0,0	226,2
Marisma de Doñana	1310	247,6	741,4	1204,2	1960,9	4941,1	1234,0
	1410	0	1354,5	597,2	2128,4	2653,3	0,0
	1510	20588,4	23758,9	6330,9	10443,7	0	408,6

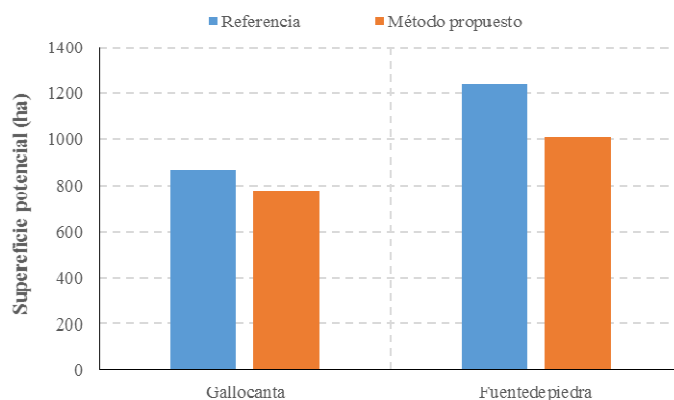
Haciendo un análisis más detallado por cada tipo de hábitat, la tabla 8.65 muestra la superficie potencial del hábitat 3140 en años secos, medios y húmedos, comparando los

valores de referencia con los obtenidos según las condiciones hidrológicas del método basado en el régimen de inundación.

**Tabla 8. 65. Superficie potencial en hectáreas para el hábitat 3140**

HABITAT 3140		Años secos	Años medios	Años húmedos	Promedio
Gallocanta	Referencia	647,9	763,5	1198,5	870,0
	Método	533,5	700,3	1099,8	777,9
Fuentedepiedra	Referencia	560,4	1291,1	1860,8	1237,5
	Método	168,9	1203,1	1661,3	1011,1

La figura 8.11 muestra los valores promedio del hábitat 3140 en condiciones de referencia y según el método propuesto.

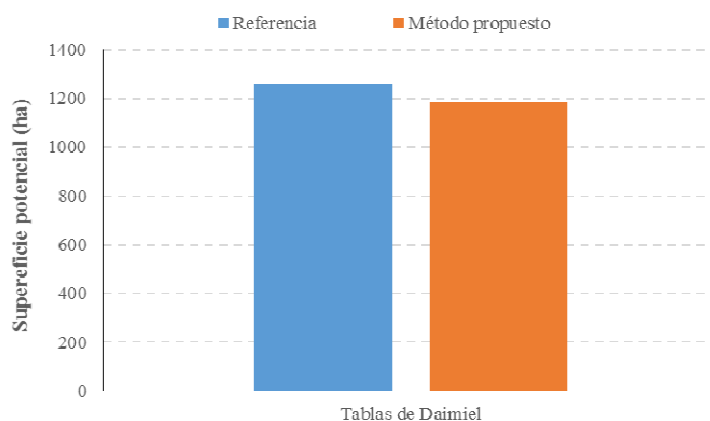


**Figura 8. 111. Comparación de superficie potencial del hábitat 3140**

La tabla 8.66 muestra en este caso la superficie potencial del hábitat 7210\* en años secos, medios y húmedos, mientras que la figura 8.112 muestra los valores promedio de hábitat entre los años, secos, medios y húmedos, comparando los valores de referencia y los proporcionados por el método basado en el régimen de inundación.

**Tabla 8. 66. Superficie potencial en hectáreas para el hábitat 7210\***

HABITAT 7210*		Años secos	Años medios	Años húmedos	Promedio
Tablas de Daimiel	Referencia	1128,1	1250,0	1400,0	1259,4
	Método	1070,7	1094,5	1388,7	1184,7



**Figura 8. 112. Comparación de superficie potencial del hábitat 7210\***

La tabla 8.67 muestra los valores del hábitat de interés comunitario 1310 para los cuatro humedales, en diferentes condiciones hidrológicas y comparando los valores de referencia respecto a los obtenidos con el método propuesto.

**Tabla 8. 67. Superficie potencial en hectáreas para el hábitat 1310**

HABITAT 1310		Años secos	Años medios	Años húmedos	Promedio
Gallocanta	Referencia	17,1	35,4	65,0	39,2
	Método	90,5	47,1	36,9	58,2
Fuentedepiedra	Referencia	7,1	30,9	271,7	103,2
	Método	507,2	48,6	70,6	208,8
Tablas de Daimiel	Referencia	112,5	175,0	225,0	170,8
	Método	158,1	145,1	108,1	137,1
Marisma de Doña	Referencia	247,6	1204,2	4941,1	2131,0
	Método	741,4	1960,9	1234,0	1312,1

Por su parte, la figura 8.113 muestra los valores promedio del hábitat para los cuatro humedales.



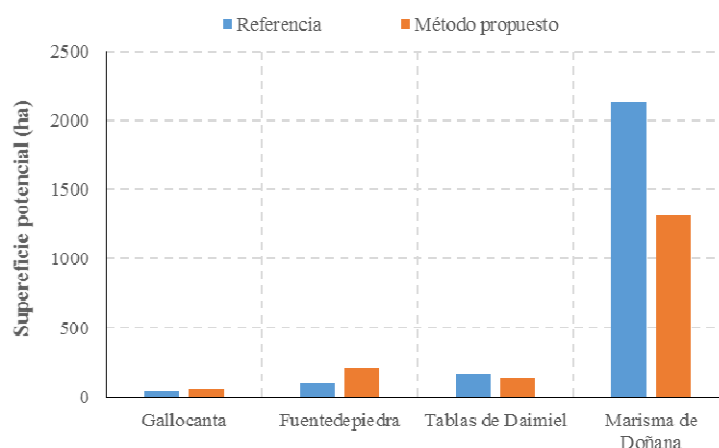


Figura 8. 113. Comparación de superficie potencial del hábitat 1310

La tabla 8.68 muestra los valores del hábitat 1410 en diferentes condiciones hidrológicas y para los 4 humedales, mientras que la figura 8.114 muestra la comparación entre los valores promedio de los valores de referencia y los obtenidos con el método basado en el régimen de inundación natural.

Tabla 8. 68. Superficie potencial en hectáreas para el hábitat 1410

HABITAT 1410		Años secos	Años medios	Años húmedos	Promedio
Gallocanta	Referencia	27,5	40,3	58,2	42,0
	Método	29,8	21,9	30,9	27,5
Fuentedepiedra	Referencia	4,9	17,7	107,9	43,5
	Método	130,4	6,3	18,0	51,6
Tablas de Daimiel	Referencia	89,6	158,3	200,0	149,3
	Método	82,4	68,0	77,0	75,8
Marisma de Doñana	Referencia	0	597,2	2653,3	1083,5
	Método	1354,5	2128,4	0,0	1161,0

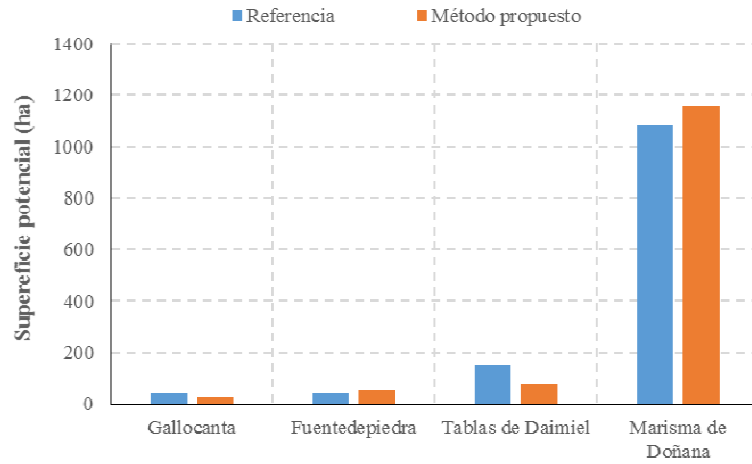


Figura 8. 114. Comparación de superficie potencial del hábitat 1410

Finalmente, la tabla 8.69 muestra los valores del hábitat prioritario 1510\* en diferentes condiciones hidrológicas y para cada uno de los humedales, indicándose los valores promedio que se muestran en la figura 8.115.

Tabla 8. 69. Superficie potencial en hectáreas para el hábitat 1510\*

HABITAT 1510*		Años secos	Años medios	Años húmedos	Promedio
Gallocanta	Referencia	480,1	303,5	0,0	261,2
	Método	540,4	424,9	26,7	330,6
Fuentedepiedra	Referencia	784,6	431,6	0,0	405,4
	Método	942,1	490,7	0,0	477,6
Tablas de Daimiel	Referencia	381,3	241,7	0,0	207,6
	Método	488,7	492,4	226,2	402,4
Marisma de Doñana	Referencia	20588,4	6330,9	0	8973,1
	Método	23758,9	10443,7	408,6	11537,1

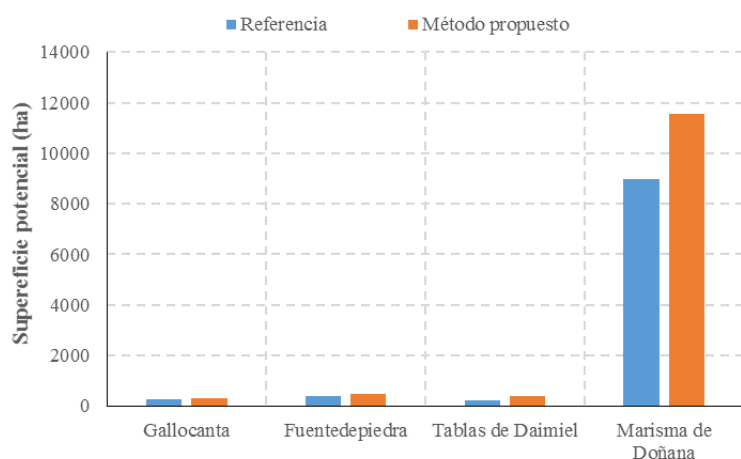
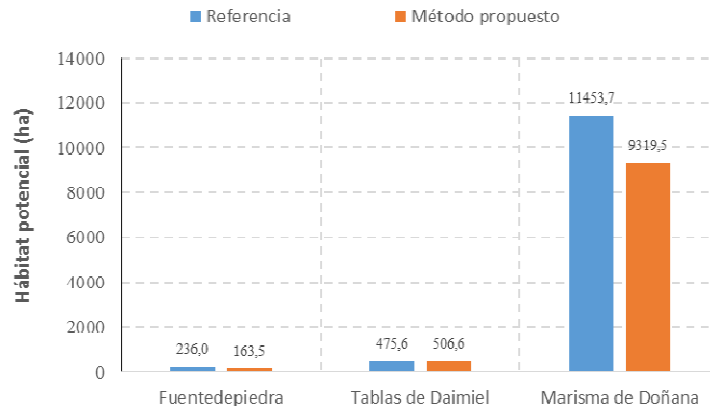


Figura 8. 115. Comparación de superficie potencial del hábitat 1510\*

En relación a las aves, se ha realizado el análisis del hábitat potencial i la capacidad de acogida del medio tanto a nivel de especies como para grupos de especies. Por lo que respecta a la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*), la tabla 8.70 muestra los resultados obtenidos para los 3 sitios evaluados mientras que en la figura 8.116 se observan los valores promedios comparados.

Tabla 8. 70. Hábitat potencial en hectáreas para la cerceta pardilla

<i>Marmaronetta angustirostris</i>		Años secos	Años medios	Años húmedos	Promedio
Fuentedepiedra	Referencia	41,9	100,5	565,5	236,0
	Método	22,6	360,1	107,8	163,5
Tablas de Daimiel	Referencia	392,6	488,9	545,2	475,6
	Método	545,7	538,9	435,2	506,6
Marisma de Doñana	Referencia	2363,8	13617	18380,4	11453,7
	Método	250,9	9421,2	18286,5	9319,5



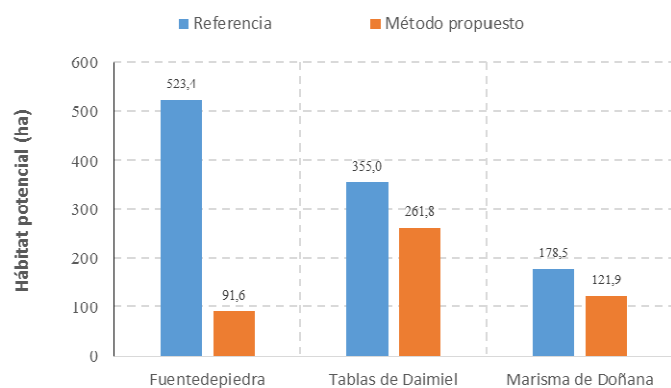
**Figura 8. 116. Comparación del hábitat potencial de la cerceta pardilla**

Por lo que respecta a la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucicephala*), la tabla 8.71 es la que muestra los resultados obtenidos de la comparación del hábitat potencial para los 3 sitios evaluados, observándose los valores correspondientes en diferentes condiciones hidrológicas.

**Tabla 8. 71. Hábitat potencial en hectáreas para la malvasía cabeciblanca**

<i>Oxyura leucocephala</i>		Años secos	Años medios	Años húmedos	Promedio
Fuentedepiedra	Referencia	0	330,2	1239,9	523,4
	Método	0,0	17,6	257,3	91,6
Tablas de Daimiel	Referencia	202,6	309,8	552,5	355,0
	Método	179,3	203,8	402,2	261,8
Marisma de Doñana	Referencia	29,2	115,8	390,4	178,5
	Método	0,0	68,4	297,2	121,9

La figura 8.117 muestra la comparación de los valores promedio del hábitat potencial de la malvasía en los 3 humedales donde se ha analizado esta variable.



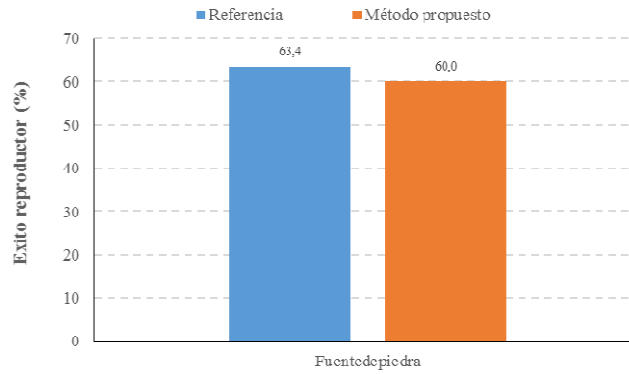
**Figura 8. 117. Comparación del hábitat potencial de la malvasía cabeciblanca**

Por lo que respecta a las condiciones de cría del flamenco en la laguna de Fuentedepiedra, la tabla 8.72 muestra los valores correspondientes del éxito reproductor para diferentes condiciones hidrológicas, comparando los valores de referencia con los obtenidos con el método basado en el régimen de inundación.

**Tabla 8. 72. Éxito reproductor potencial en porcentaje del flamenco rosado en la laguna de Fuentedepiedra**

<i>Phoenicopterus ruber</i>		Años secos	Años medios	Años húmedos	Promedio
Fuentedepiedra	Referencia	30,1	80,0	80,0	63,4
	Método	20,1	80,0	80,0	60,0

La figura 8.118 muestra los valores promedio del éxito reproductor.



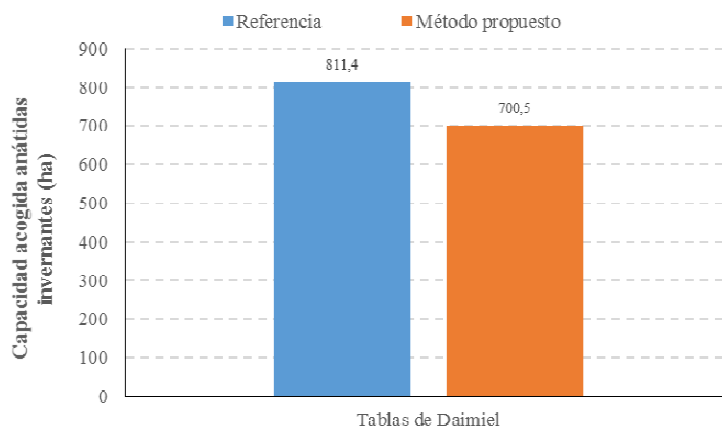
**Figura 8. 118. Comparación del éxito reproductor potencial del flamenco en la laguna de Fuente de Piedra**

En relación a las Tablas de Daimiel, la tabla 8.73 muestra la capacidad de acogida de las Tablas para las anátidas invernantes en diferentes condiciones hidrológicas, comparando los valores de referencia con los del método basado en el régimen de inundación natural.

**Tabla 8. 73. Capacidad de acogida en hectáreas de anátidas invernantes en las Tablas de Daimiel**

<i>Aves invernantes</i>		<b>Años secos</b>	<b>Años medios</b>	<b>Años húmedos</b>	<b>Promedio</b>
Tablas de Daimiel	Referencia	668,3	795,8	970,2	811,4
	Método	583,8	621,4	896,2	700,5

La figura 8.119 muestra los valores promedio de capacidad de acogida de anátidas invernantes en las Tablas.

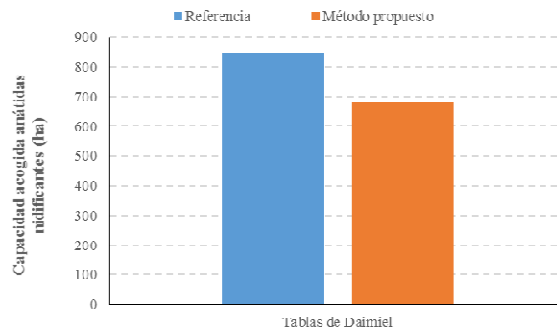


**Figura 8. 119. Comparación de la capacidad de acogida de anátidas invernantes en las Tablas de Daimiel**

Por su parte, la tabla 8.74 muestra la capacidad de acogida de anátidas nidificantes en las Tablas de Daimiel en diferentes condiciones hidrológicas y para las dos situaciones consideradas. La figura 8.120 muestra la comparación de los valores promedio.

**Tabla 8. 74. Capacidad de acogida en hectáreas de anátidas nidificantes en las Tablas de Daimiel**

<i>Aves nidificantes</i>		<b>Años secos</b>	<b>Años medios</b>	<b>Años húmedos</b>	<b>Promedio</b>
Tablas de Daimiel	Referencia	582	845,8	1105,5	844,4
	Método	478,8	588,2	969,6	678,9

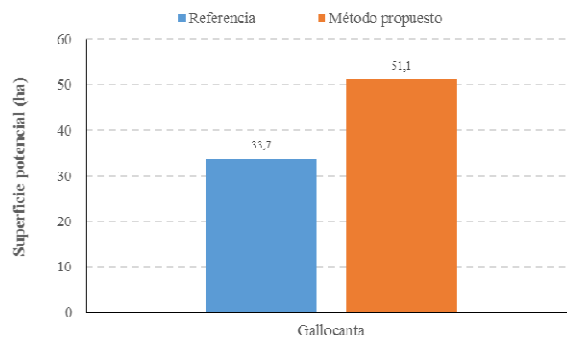


**Figura 8. 120. Comparación de la capacidad de acogida de anátidas nidificantes en las Tablas de Daimiel**

En lo que respecta a las especies vegetales, la tabla 8.75 y la figura 8.121 muestran los valores de la superficie potencial que ocuparía la especie *Puccinellia pungens* en diferentes condiciones hidrológicas. Los valores muestran la comparación de superficie potencial de la especie en condiciones hidrológicas de referencia y los obtenidos con el método basado en el régimen de inundación natural.

**Tabla 8. 75. Superficie potencial en hectáreas para *Puccinellia pungens***

<i>Puccinellia pungens</i>		Años secos	Años medios	Años húmedos	Promedio
Gallocanta	Referencia	20,2	31,5	49,3	33,7
	Método	91,7	33,7	27,9	51,1



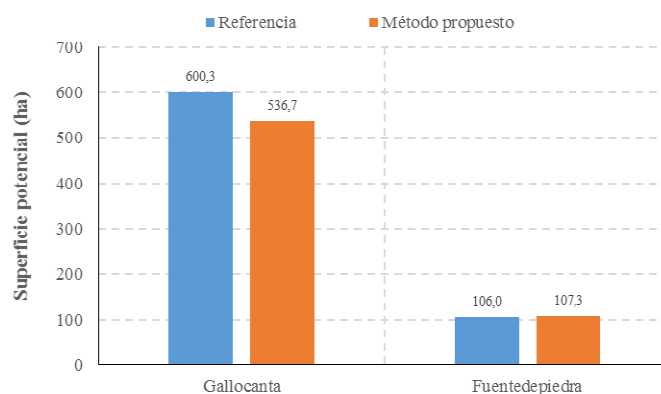
**Figura 8. 121. Comparación de la superficie potencial de *Puccinellia pungens* en la laguna de Gallocanta**



Finalmente, la tabla 8.76 y la figura 8.122 muestran los valores de superficie potencial de *Riella sp* para Gallocanta y Fuentedepiedra en diferentes condiciones hidrológicas y las dos situaciones simuladas (de referencia versus modelo propuesto que podría denominarse bajo el acrónimo NAHRINA<sup>26</sup>).

**Tabla 8. 76. Superficie potencial en hectáreas para *Riella sp*.**

<i>Riella sp.</i>		Años secos	Años medios	Años húmedos	Promedio
Gallocanta	Referencia	430	528	843	600,3
	Método	289,5	819,4	501,3	536,7
Fuentedepiedra	Referencia	0	123,5	194,5	106,0
	Método	0,0	130,9	191,0	107,3



**Figura 8. 122. Comparación de la superficie potencial de *Riella sp*.**

### 8.3.3.2 Resultados generales

Los resultados generales de la simulación biológica para los diferentes hábitats, grupos o especies se muestran en la tabla 8.77, donde se pueden observar los valores promedio de referencia comparados con los valores obtenidos al aplicar el método basado en el régimen de inundación natural.

<sup>26</sup> Acrónimo de Necesidades de Agua en Humedales basadas en el Régimen de Inundación Natural Ajustado. En inglés WANAFLOR WATER Needs based on the Adjusted natural FLOOD Regime.

**Tabla 8. 77. Resultados generales mostrando la comparación de valores de referencia respecto a los obtenidos mediante el modelo basado en el régimen de inundación**

Hábitat, grupo o especies	Humedal	Referencia	Método	Porcentaje (%)
3140	Gallocanta	870,0	777,9	89,4
	Fuentedepiedra	1237,5	1011,1	81,7
7210	Tablas de Daimiel	1259,4	1184,7	94,1
1310	Gallocanta	39,2	58,2	148,6
	Fuentedepiedra	103,2	208,8	202,3
	Tablas de Daimiel	170,8	137,1	80,2
	Marisma de Doñana	2131,0	1312,1	61,6
1410	Gallocanta	42,0	27,5	65,5
	Fuentedepiedra	43,5	51,6	118,6
	Tablas de Daimiel	149,3	75,8	50,8
	Marisma de Doñana	1083,5	1161,0	107,2
1510	Gallocanta	261,2	330,6	126,6
	Fuentedepiedra	405,4	477,6	117,8
	Tablas de Daimiel	207,6	402,4	193,8
	Marisma de Doñana	8973,1	11537,1	128,6
<i>Marmaroneta angustirostris</i>	Fuentedepiedra	236,0	163,5	69,3
	Tablas de Daimiel	475,6	506,6	106,5
	Marisma de Doñana	11453,7	9319,5	81,4
<i>Oxyura leucocephala</i>	Fuentedepiedra	523,4	91,6	17,5
	Tablas de Daimiel	355,0	261,8	73,7
	Marisma de Doñana	178,5	121,9	68,3
<i>Phoenicopterus ruber</i>	Fuentedepiedra	63,4	60,0	94,7
Aves invernantes	Tablas de Daimiel	811,4	700,5	86,3
Aves nidificantes	Tablas de Daimiel	844,4	678,9	80,4
<i>Riella sp.</i>	Gallocanta	600,3	536,7	89,4
	Fuentedepiedra	106,0	107,3	101,2
<i>Puccinellia pungens</i>	Gallocanta	33,7	51,1	151,7

En esta tabla general de resultados para los 27 elementos en los que se ha realizado el análisis biológico, se observa que en todos ellos salvo en 1 (96.3%) los valores de la variable analizada están por encima del 50% respecto a los valores de referencia, mientras que el método basado en el régimen de inundación mantiene más del 80% de la variable de referencia en 20 de los 27 casos (77,4%). Si se realiza el promedio de todos los casos analizados, el método basado en el régimen de inundación natural supone el 99,5% del hábitat respecto a los valores de referencia, es decir, se produce una compensación entre valores inferiores en algunos hábitats, grupos o especies.

### 8.3.4. Propuesta final del método basado en el régimen de inundación

El objeto del estudio de casos era analizar la aplicación de la metodología propuesta para el cálculo de las necesidades hídricas en un contexto real. Con el estudio de casos, además, se pretendía hacer un primer ejercicio de validación biológica de los parámetros y criterios empleados en la metodología basada en el régimen de inundación natural de los humedales, cuyos resultados generales se han presentado en el apartado anterior. A la vista de estos resultados, se propone que la metodología basada en el régimen de inundación natural mantenga los mismos criterios de cálculo al entenderse que los resultados de la validación biológica han sido satisfactorios. La tabla 8.78 muestra el resumen de los componentes y criterios de cálculo que se proponen.

**Tabla 8. 78. Propuesta final de componentes, parámetros y criterios numéricos para la propuesta basada en el régimen de inundación natural**

Componente	Parámetro utilizado
Niveles mínimos, distribución estacional y variabilidad interanual	La variabilidad interanual de las condiciones hidrológicas secas, medias y húmedas se conseguirá separando en tres bloques las aportaciones anuales históricas del humedal. Se emplearán sobre la serie de aportaciones anuales los percentiles 25 y 75, correspondiendo al bloque de los años secos los valores anuales comprendidos entre el percentil 0 y 25, el bloque medio estará comprendido entre los valores anuales de los percentiles 25 y 50 y el bloque húmedo estaría comprendido por los valores anuales entre el percentil 75 y 100. Para definir el valor de cada bloque que formará la propuesta de volúmenes, dentro de cada bloque se empleará el percentil 25 de los meses correspondientes a cada bloque. Complementariamente y teniendo en cuenta los objetivos de conservación de cada sitio, se podrá utilizar como referencia la frecuencia de ocurrencia de cada una de las condiciones hidrológicas que se muestran en la tabla 7.2.
Niveles máximos y su distribución estacional	Se definen los niveles máximos de inundación que no deberían superarse en las condiciones ordinarias. Estos niveles máximos estarían definidos por el percentil 90 de cada serie mensual, teniendo en cuenta todos los años de registro (no se separa en tres bloques de años secos, medios y húmedos como en el caso anterior). De esta forma, quedaría definida la magnitud, duración y momento de los niveles máximos que no deberían sobrepasarse en condiciones ordinarias.
Valores extremos en episodios de inundación	Para determinar los episodios de inundación máxima se debe tipificar y caracterizar el régimen de inundación del humedal. Para ello, sobre la serie hidrológica completa se deben identificar los niveles máximos anuales (mes de máximo nivel). Sobre esta serie de niveles máximos anuales se calculan los periodos de retorno para 1.5, 2.5 y 5 años según los procedimientos hidrológicos estándar, sirviendo así para identificar la magnitud de los pulsos de inundación de frecuencia de ocurrencia bajas y media. A partir de estos valores y sobre la serie completa mensual se identifica la duración y el momento de ocurrencia de estos tres tipos de eventos de inundaciones. Al igual que en el caso de los niveles mínimos, para la frecuencia de ocurrencia de cada uno de estos tipos de inundaciones se recomienda la utilización de la tabla 7.3, donde se define la ocurrencia de cada tipo de pulso de inundación en función de los objetivos de conservación
Valores extremos en episodios de sequías prolongadas	Se definen los niveles mínimos de inundación en condiciones de sequía prolongada a partir del percentil 0 de cada serie mensual, considerando la serie completa (sin diferenciar en los tres bloques de años húmedos, medios y secos). De esta forma, quedaría definida la magnitud, duración, momento y frecuencia de ocurrencia de los niveles mínimos que no deberían bajarse en condiciones de sequía prolongada.

# Capítulo 9

## Discusión

### 9.1. La metodología y su enfoque ecosistémico

El objetivo de las tesis es el desarrollo de herramientas para el cálculo de las necesidades hídricas de humedales. Un primer aspecto que conviene reflexionar está relacionado con el propio concepto de humedal y cómo su interpretación determina el estudio de las necesidades de agua de lagos y humedales.

Tal como quedó expresamente manifiesto en el capítulo 7, en esta tesis se entienden los lagos y humedales como ecosistemas, es decir, complejos dinámicos de comunidades vegetales, animales y microorganismos que interactúan como unidades funcionales en su medio abiótico. En esta definición científica se considera de forma explícita que la conservación de los humedales requiere mantener la integridad ecológica de estos ecosistemas, entendida esta última como la capacidad natural de los ecosistemas para perpetuar su funcionamiento en el tiempo y para poder recuperar su estructura, su composición y sus funciones tras una perturbación.

La visión ecosistémica en el contexto de la conservación no es nueva. Esta visión arranca desde la Comisión de Desarrollo Sostenible en 1987 y como tal, se ha adoptado por diferentes convenciones y acuerdos internacionales. Desde sus inicios en 1998, el Convenio de Diversidad Biológica (CDB) consideró al enfoque ecosistémico y se adopta plenamente en la COP 4 en la Decisión IV/1. Los principios básicos para la aplicación

de este enfoque se consolidaron en la Decisión V/6 de la CBD, destacando en relación a la dinámica ecosistémica el Principio 5 donde se defiende que la conservación de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas debería ser un objetivo prioritario del enfoque por ecosistemas y el Principio 6 explicitando que los ecosistemas se deben gestionar dentro de los límites de su funcionamiento. Este enfoque por ecosistemas ha sido también uno de los pilares conceptuales de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio, realizada en el 2005. La UNESCO (2000) incluye el enfoque por ecosistemas como marco para la gestión de las Reservas de Biosfera, igual que sucede con el Comité de Pesca de FAO y la Comisión de Recursos Genéticos para la Alimentación y la Agricultura de la FAO, en el año 2007.

En el marco europeo, esta consideración del humedal como ecosistema coincide con el enfoque que hace la Directiva Marco del Agua de las masas de agua. Antes de su aprobación, la política de aguas de la Unión Europea era un mosaico de directivas muy focalizadas en la problemática de la contaminación y con diferentes instrumentos y objetivos ambientales. La DMA constituye una importante inversión del enfoque fragmentario anterior y convierte la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos en una prioridad de gestión. El estado ecológico según se define en el Artículo 2 de esta Directiva se define como una expresión de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Se evalúa a partir de los elementos de calidad biológica, hidromorfológica y físico-química pero, por encima de un aspecto particular, son más bien las interacciones del ecosistema las que determinan el estado ecológico. Para resaltar la relevancia de este concepto ecosistémico sólo cabe recordar que el objeto de esta Directiva es alcanzar una determinada estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos de tal forma que se mantenga en gran medida sus características naturales (definición del Buen estado).

Algo similar ocurre con la Directiva Hábitats cuando se persigue el *estado de conservación favorable* de hábitats y especies. Efectivamente, según el artículo 1e de esta Directiva, el estado de conservación de un hábitat natural se considera que es favorable cuando “la estructura y las funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en un futuro previsible”. Cabe lo que se entiende por estructura y funciones en el caso de esta Directiva. Según la Guía de la Generalitat Valenciana, por “estructura” de un hábitat se entiende el conjunto de componentes físicos del mismo, tanto elementos estructurales inertes como especies, vivas o muertas. Las “funciones” del hábitat hacen referencia a los procesos ecológicos que ocurren en el hábitat, tanto en su dimensión espacial como temporal. En el caso de las especies, la Directiva también requiere que “exista y, probablemente, siga existiendo un hábitat de extensión suficiente para mantener sus poblaciones a largo plazo”, es decir, los tipos de hábitats para que esta especie pueda desarrollar sus procesos vitales.

Pues bien, a pesar de que no existen dudas desde el punto de vista científico y normativo del carácter ecosistémico de los lagos y humedales; en algunos casos, se han observado

grandes simplificaciones a la hora de definir las normas de gestión de estos espacios. Este es el caso de la gestión de los humedales, que han estado basadas en determinadas especies objetivo bajo el concepto del "efecto paraguas" donde se supone que los requerimientos particulares de estas especies pueden englobar las necesidades de todas las otras (o al menos de la mayoría de ellas). La estrategia de utilizar especies objetivo (*flag species*) ha sido probada en algunas circunstancias y muy criticada por una serie de autores. En esencia, estas críticas se apoyan en que las especies objetivo son generalmente vertebrados de gran tamaño que son sustitutos poco adecuados de la enorme diversidad de especies animales y vegetales de un ecosistema.

Teniendo en cuenta que el objeto de la política de aguas europea es la conservación y recuperación de los ecosistemas acuáticos, en este contexto de la discusión también resultan ilustrativos los diferentes conceptos que se barajan en la restauración de humedales. Así, por ejemplo, la 'restauración ecológica' se refiere al proceso de recuperar integralmente un ecosistema que se encuentra parcial o totalmente degradado, en cuanto a su estructura vegetal, composición de especies, funcionalidad y autosuficiencia, hasta llevarlo a condiciones semejantes a las presentadas originalmente, sin dejar de considerar que se trata de sistemas dinámicos que se encuentran influenciados por factores externos que provocan que las características anteriores varíen dentro de un rango a lo largo del tiempo. La 'rehabilitación' se refiere a aquellos proyectos que no pretenden recuperar las funciones alteradas del sistema ecológico, sino uno o varios elementos singulares de su estructura que, en general, suelen coincidir con poblaciones o comunidades de organismos incluidos en leyes y convenios nacionales e internacionales de conservación. La 'recreación' hace referencia a proyectos cuyas actuaciones incluyen total o parcialmente la creación de ecosistemas o elementos de estos que no existían antes de la perturbación de origen antrópico.

De este modo, el enfoque ecosistémico adoptado en esta tesis plantea específicamente la necesidad de conservar la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (en este caso leníticos), de tal forma que sea la propia dinámica ecosistémica la que permita mantener sus comunidades biológicas características a partir de las cuales se define su estado de conservación. Se puede decir, por tanto, que existe una plena coincidencia entre el concepto de humedal utilizado en esta tesis, la definición científica de humedal y el concepto adoptado en convenciones y acuerdos internacionales, destacando también su congruencia con el marco legal impuesto por las Directivas europeas.

## 9.2. Diseño de la metodología

Antes de comenzar la discusión, conviene aclarar que: por diseño de la metodología se entiende la estructura, componentes y criterios numéricos que conforman la metodología y el producto final que se obtiene para aplicar, como por ejemplo las normas de gestión.

En el contexto de esta discusión, la estructura se refiere a los diferentes bloques de análisis que forman metodología. En este caso, se habla de dos bloques representados por una primera aproximación general donde las necesidades hídricas del humedal están basadas en el régimen de inundación del humedal y un segundo bloque en el que se analizan en detalle los requerimientos particulares de hábitats y especies. Los componentes de la metodología se refieren a los diferentes elementos hidrológicos que constituyen el régimen de inundación producto de la metodología, es decir, los pulsos de inundación, sequías, etc. Los criterios hacen referencia a los criterios numéricos que se emplean en la metodología para definir la magnitud, duración, frecuencia y momento de ocurrencia de cada uno de los componentes hidrológicos mencionados anteriormente. Finalmente, el producto se refiere a la forma en que se presenta la propuesta de régimen de inundación como norma de gestión de los ecosistemas acuáticos.

### **9.2.1. Estructura de la metodología**

En primer lugar, señalar que el régimen de inundación definido en esta tesis pretende mantener o reestablecer la organización y funcionamiento de un humedal, tomando como referencia las condiciones dinámicas que permiten la existencia de sus comunidades biológicas de referencia. No cabe duda que la gestión del agua de los humedales en el contexto de la Directiva Marco se aproxima a un concepto de gestión ecosistémica. Ahora bien, la Directiva Hábitats requiere el estado de conservación favorable de todos los hábitats y especies presentes en el lugar, lo cual quiere decir que, en determinados casos, se deberá hacer una comprobación complementaria para asegurar que, efectivamente, se cumple con los requerimientos ecológicos de estos hábitats y especies.

Esta aproximación de doble enfoque (general en relación a la globalidad del ecosistema y particular en relación a las especies), engarza muy bien con el modelo de gestión de ecosistemas conocido como aproximación "filtro grueso/filtro fino". Bajo este enfoque se realiza, en primer lugar, una identificación de los elementos ecológicos clave del ecosistema (filtro grueso) para asegurar una buena estructura y funcionalidad del mismo, mientras que en segundo lugar se revisa si las especies individuales de interés (como especies vulnerables, raras o en peligro de extinción) están adecuadamente consideradas por el abordaje general. Aquellas especies que no se tratan de manera adecuada a través de la conservación de los ecosistemas a escala general se incluyen como elementos adicionales de estudio para la planificación y la acción de conservación, el "filtro fino".

Esta aproximación del doble enfoque es congruente con los postulados de la Directiva Marco del Agua. El Artículo 4.2 establece que cuando en una masa de agua coincida más de un objetivo de conservación (por ejemplo el del buen estado y el específico de una zona protegida) se deberá aplicar el objetivo más riguroso. En el caso de espacios de la Red Natura 2000, esto quiere decir que será necesario identificar sistemáticamente y en cada caso, los requerimientos del régimen de inundación de los hábitats y especies de interés comunitario que dependen del agua y comprobar si estos requerimientos son más

rigurosos que los objetivos de la DMA. Es decir, el buen estado es el objetivo general y después se ha de verificar que se cumple con las exigencias ecológicas de hábitats y especies.

En relación a la legislación de aguas española, la IPH también establece que en la determinación de los requerimientos hídricos de los humedales se deberá considerar obligatoriamente una serie de aspectos. En estos estudios se deberá incluir como mínimo el funcionamiento hidrológico y balance hídrico, las variaciones estacionales e interanuales de la superficie encharcada y de la profundidad, la composición y estructura de las comunidades biológicas que albergan (hábitat y especies) y las variaciones estacionales e interanuales de la composición química del agua.

La metodología desarrollada en esta tesis se fundamenta específicamente en el balance hídrico y funcionamiento hidrológico de los humedales. El régimen de inundación se construye precisamente a partir de este balance hídrico definido a escala mensual y considerando, al menos, un periodo de 20 años. La propuesta de régimen de inundación incluye los niveles mínimos definidos a escala mensual y la variabilidad interanual definida, en este caso, en cuatro situaciones diferentes (años húmedos, medios, secos y sequía prolongada), cumpliendo con las exigencias de la IPH en cuanto a las variaciones estacionales e interanuales.

La segunda parte de la metodología incluye el análisis biológico y ecológico de detalle para poder ajustar los valores del régimen de inundación en caso de ser necesario y disponer de información adecuada. En el ejercicio de la tesis, se han considerado específicamente los hábitats y especies de interés comunitario presentes en los humedales. A partir de la información disponible, se han buscado relaciones entre el régimen de inundación y estos indicadores biológicos, tratando de ajustarlos a los objetivos particulares de gestión de cada uno de ellos. En este sentido, hay que decir que la metodología no incorpora explícitamente un módulo de calidad físico química, pero sí que pueden ser consideradas estas características indirectamente a través de la contribución al humedal de las aguas de diferente origen, de las comunidades de referencia, o del análisis de presiones o impactos que se incorpora como protocolo de aplicación. Cuando ha existido información adecuada, también se han realizado consideraciones y recomendaciones en torno a la mineralización de las aguas.

Se puede decir, por tanto, que la metodología de la tesis se ha basado en un doble enfoque, persiguiendo por una parte una estructura y funcionamiento adecuada de los humedales y, posteriormente, realizando un análisis complementario de los posibles requerimientos adicionales de hábitats y especies. Este enfoque es congruente con los procedimientos y objetivos que establecen las Directivas, cumpliendo específicamente con los requerimientos de la legislación de aguas española.



### **9.2.2. Componentes de la metodología**

La estructura de la metodología ha sido concebida para elaborar progresivamente una propuesta de régimen de inundación de un humedal en función del nivel de información disponible. No obstante, una cuestión relevante a discutir es qué variables son significativas para la estructura y funcionamiento de los humedales y cómo se deben integrar en la metodología de esta tesis.

Pickett y Thompson (Pickett, 1978) propusieron que los sistemas naturales son inherentemente dinámicos y que los eventos de perturbación repetidos son la clave para la estructuración de los ecosistemas y el mantenimiento de la diversidad biológica. Este concepto cambió radicalmente la visión de cómo funciona el mundo natural, y, en consecuencia, de cómo debería enfocarse su gestión.

Efectivamente, la metodología asume que los ecosistemas acuáticos son heterogéneos y dinámicos, cambiando la composición de las especies y la densidad de las poblaciones. Tal como ponen de manifiesto los principios básicos del enfoque por ecosistemas, un régimen de inundación para la conservación de los humedales debe reflejar explícitamente estos cambios relacionados con la dinámica intrínseca de los ecosistemas. El régimen de perturbaciones (ciclos húmedos y secos) y la variabilidad interanual son imprescindibles para la conservación de los humedales a largo plazo. La capacidad de adaptación de los ecosistemas depende de una relación dinámica entre las especies, y entre éstas y su entorno abiótico, así como las interacciones físicas y químicas en el medio ambiente. Desde esta perspectiva, la conservación de tales interacciones y procesos es el elemento clave para el mantenimiento, a largo plazo, de la diversidad biológica, mucho más que la simple protección de las especies. La conservación del régimen hidrológico se convierte, de esta manera, en un elemento fundamental para la conservación de los humedales.

Se puede decir pues que existe un gran consenso a nivel científico sobre que el hidropereodo marca, en gran medida, la dinámica ecológica del humedal, y condiciona aspectos biológicos y ecológicos de las especies presentes en el mismo, afectando, en particular, a los factores que controlan su abundancia y distribución, los requerimientos de hábitat o sus patrones de reproducción. Ahora bien, el régimen de inundación está compuesto por diferentes elementos hidrológicos (inundaciones y sequías) que se alternan en el tiempo y de manera particular según las condiciones climáticas y geomorfológicas del humedal. Se trata, por tanto, de averiguar cuáles de estos elementos y en qué magnitud, duración, frecuencia y momento deben ocurrir para permitir la existencia a largo plazo de dichas especies.

La revisión de trabajos anteriores permite observar que hay una evolución en el número de componentes que configuran las propuestas de necesidades hídricas para la conservación de los ecosistemas. El paralelismo con los ríos permite ilustrar bien esta evolución. En la década de los años '80-'90, se habla de unos caudales mínimos que deben circular

por los ríos con la finalidad de garantizar su conservación. La década de los años '90 introduce la variabilidad estacional del régimen hidrológico como un elemento relevante para sincronizar las condiciones impuestas por los caudales con los ciclos biológicos de las especies. Comienza a destacarse el papel de las crecidas como elementos clave que deben configurar las propuestas de caudales ecológicos, debido a los múltiples procesos que llevan asociadas (configuración del hábitat, dinámica de nutrientes, etc.). Posteriormente, se acoge la idea de que las sequías son eventos hidrológicos y ecológicos de gran significado, sin olvidar las circunstancias particulares que imponen en la gestión de los recursos hídricos. En la actualidad, cada vez son más frecuentes las metodologías que consideran varias condiciones hidrológicas que deben reflejar las propuestas de caudales ecológicos (sequía prolongada, años medios y húmedos) y se pasa de una crecida a un régimen de crecidas, habida cuenta de que existen diferentes procesos asociados a la distinta magnitud de las crecidas. Es decir, hay una clara tendencia en el tiempo al incremento de los componentes de las propuestas de caudales ecológicos en ríos que va asociada al mejor conocimiento de cómo funcionan los sistemas naturales.

En este punto, es interesante traer a colación el origen de las metodologías holísticas en ríos a finales de la década de los años '90 como respuesta a las metodologías de cálculo de caudales ecológicos basadas en los caudales mínimos o un número limitado de especies. El enfoque holístico planteó como primer objetivo evaluar las necesidades de agua del ecosistema completo. Basándose en los conceptos teóricos se asume que el régimen natural de caudales de un río mantiene, de manera dinámica, toda la biota en el cauce, la vegetación de ribera, los sistemas de llanuras de inundación y humedales, estuarios y cualquier sistema asociado afectado por los caudales del río. No obstante, bajo este enfoque se sugiere que algunas de las características del régimen de caudales son más importantes que otras. La idea principal de este enfoque es identificar las características esenciales del régimen hidrológico natural, definir su influencia en las características geomorfológicas y ecológicas clave del ecosistema, estimar cada atributo hidrológico y progresivamente combinarlos para construir un régimen de inundación ecológicamente adecuado.

En consonancia con un enfoque ecosistémico y un cierto paralelismo en las tendencias recientes de las propuestas de caudales ecológicos en ríos, la metodología propuesta en la tesis define un régimen de inundación integrado por diferentes componentes hidrológicos que incluyen los niveles mínimos de inundación (incluyendo su variabilidad estacional e interanual), niveles máximos de inundación en condiciones ordinarias, pulsos de inundación y episodios de sequías extraordinarias.

Los componentes asumidos en la metodología propuesta en esta tesis no sólo tienen su justificación en el ámbito científico, sino que encuentran un buen reflejo en la normativa española. La IPH establece de manera específica que cuando se trata de humedales, en el proceso de determinación de los requerimientos hídricos se deberán considerar como mínimo "las variaciones estacionales e interanuales de la superficie encharcada y de la

profundidad". Los niveles mínimos de la metodología propuesta en la tesis incluyen la variabilidad estacional (al ser definidos a escala mensual) y también se incluyen las variaciones interanuales al considerarse explícitamente tres condiciones hidrológicas diferentes.

En relación a los pulsos de inundación que incluye la metodología, estos eventos en los humedales dan lugar a procesos ecológicos equivalentes a los caudales de crecida cuando se refiere al caso de los ríos. En este sentido, la IPH establece que en las propuestas de caudales ecológicos de los ríos se deben definir los caudales de crecida, con objeto de controlar la presencia y abundancia de las diferentes especies, mantener las condiciones físico-químicas del agua y del sedimento, mejorar las condiciones y disponibilidad del hábitat a través de la dinámica geomorfológica y favorecer los procesos hidrológicos que controlan la conexión de las aguas de transición con el río, el mar y los acuíferos asociados. Los pulsos de inundación de los humedales también controlan la presencia y abundancia de las especies en el humedal, dan lugar a unas determinadas condiciones del agua y sedimento propias de los humedales y favorecen los procesos hidrológicos. Por ejemplo, los pulsos de inundación extraordinarios en dos sistemas cerrados como Gallocanta y Fuentedepiedra son una muestra de la importancia de estos fenómenos extremos. Los ciclos hiperanuales que pueden llegar a 15-20 años superan con creces los rangos de variación estacionales del humedal e implican cambios muy relevantes a nivel de superficies y de la ecología de los humedales, lo cual demuestra la importancia de considerar diferentes condiciones hidrológicas. Desde el punto de vista de la gestión, estos niveles máximos son un criterio de delimitación del humedal y, en consecuencia, de su régimen jurídico de protección.

Otro ejemplo son las sequías prolongadas. Desde el punto de vista ecológico son relevantes estos eventos para la puesta en práctica de las estrategias adaptativas de las especies autóctonas. Por su parte, desde una perspectiva de la gestión de los recursos hídricos se requiere la adopción de medidas especiales que afectan en diferente proporción a los usuarios del agua según el grado de severidad. Considerar las necesidades de agua de los ecosistemas en situaciones de sequía prolongada es una componente que ayuda, en gran medida, a la gestión de los recursos hídricos en situaciones de sequía prolongada. De hecho, la IPH establece que, en caso de sequías prolongadas, podrá aplicarse un régimen de caudales menos exigente siempre que se cumplan las condiciones que establece el artículo 38 del Reglamento de la planificación hidrológica sobre deterioro temporal del estado de las masas de agua, y de conformidad con lo determinado en el correspondiente Plan especial de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía.

Además, es interesante también resaltar el paralelismo que se puede establecer entre los ríos y los humedales en el caso de los ecosistemas acuáticos temporales. El apartado 3.4.1.4.2. de la IPH establece que para la caracterización del régimen de caudales ecológicos en ríos temporales, intermitentes y efímeros se realizará una caracterización del periodo de cese de caudal atendiendo a la frecuencia, duración, estacionalidad y tasa de

recesión de los episodios de cese de caudal característicos del régimen natural, utilizando una serie hidrológica representativa de, al menos, 20 años. La metodología adoptada en la tesis considera este tipo de ecosistemas temporales de los humedales, y son debidamente considerados al caracterizar mensualmente los niveles según sus patrones naturales.

Se puede decir por tanto, que en la metodología de esta tesis se adopta un número de componentes del régimen de inundación suficiente y presumiblemente todos relevantes para la dinámica ecosistémica. Esta tendencia al incremento del número de componentes analizados se ha observado también en las metodologías de cálculo de caudales ecológicos en ríos, si bien hasta la fecha esta evolución en el caso de los humedales no es tan clara. Probablemente, el origen de esta ralentización no se encuentra en la incertidumbre de asumir los principios y avances de la teoría ecológica, sino más bien en la parte relativa a la hidrología de los humedales y la posibilidad de analizar y caracterizar las series hidrológicas largas del régimen de inundación que permiten visualizar sus diferentes componentes y atributos. Para finalizar, cabe decir que la justificación de optar por un número elevado de componentes es fundamentalmente ecológica, pero también subyacen razones de gestión que encuentran su reflejo en la normativa española.

### **9.2.3. Criterios de la metodología**

La metodología cuenta con diversos componentes del régimen de inundación que pueden considerarse a priori adecuados para la estructura y funcionamiento de un ecosistema acuático. No obstante, es necesario definir adecuadamente los atributos que caracterizan a estos componentes, es decir, deben ser considerados a través de su magnitud, duración, frecuencia y momento de ocurrencia.

En el caso de la presente metodología, se ha realizado la caracterización de todos los componentes hidrológicos, tomando como referencia las características del régimen de inundación natural y considerando el rango natural de variabilidad tanto en las condiciones ordinarias como en los eventos extremos (inundaciones y sequías).

El concepto del rango natural de variabilidad está siendo ampliamente aplicado en situaciones de manejo ecosistémico, a menudo para mantener y restaurar la integridad ecológica y los procesos clave. La utilización de la variabilidad natural para la gestión de ecosistemas se basa en dos conceptos interrelacionados. En primer lugar, las condiciones y procesos en condiciones naturales proporcionan contexto y orientación para la gestión de los sistemas ecológicos de hoy en día y, en segundo lugar, que los elementos de perturbación a diferentes escalas espaciales y la variabilidad temporal son atributos esenciales de todos los sistemas ecológicos.

Esta aproximación de los ecosistemas encuentra su reflejo en los principios del enfoque ecosistémico. Así, el Principio 6 enuncia que los ecosistemas se deben gestionar dentro de los límites de su funcionamiento. De esta manera, se viene a decir que existen límites

respecto del nivel de presión que puede imponerse a un ecosistema y mantener al mismo tiempo su integridad ecológica. Nuestra comprensión actual de los procesos naturales es limitada como para permitir que se definan estos límites en forma precisa, por lo que en la CDB recomienda que se adopte un enfoque de precaución acoplado a la gestión adaptable.

En la Resolución X.16 de la Convención de Ramsar, se define un marco para los procesos de detección de cambios en las características ecológicas de los humedales. En esta resolución se solicita al Grupo de Examen Científico Técnico que elabore orientaciones sobre la delimitación del rango de variabilidad natural de los humedales y su aplicación para establecer los “límites de cambio aceptable” en el contexto del Artículo 3.2 de la Convención. La Resolución XI.9 desarrolla el marco integrado y lineamientos para evitar, mitigar y compensar la degradación de los humedales a los que hacía referencia la anterior resolución. Una etapa preliminar fundamental consiste en establecer la condición de referencia de las características ecológicas del humedal, situando la información en el contexto de la variabilidad natural de las características ecológicas.

Los ejemplos de la CDB y la Convención de Ramsar muestran como el rango natural de variabilidad es un referente para la gestión y conservación de los humedales. En el caso específico de humedales, la normativa española también establece las condiciones naturales como referente de la gestión de los ecosistemas. La IPH establece específicamente que “los criterios numéricos a partir de los cuales se formulan las propuestas de régimen hídrico, como percentiles, periodos de retorno de eventos, presencia o ausencia de taxones o éxito reproductivo, tendrán como referencia las condiciones naturales y permitirán alcanzar condiciones coherentes con la consecución de las funciones y objetivos ambientales perseguidos”.

En relación a los criterios numéricos específicos, los resultados globales del ejercicio de validación muestran cómo el método basado en el régimen de inundación mantiene más del 80% de la variable de referencia (superficie, hábitat o éxito reproductor) en 20 de los 27 casos (77,4%), mientras que en el 93% de los casos se mantiene más del 60% de la variable de referencia. A efectos de comparación, es interesante resaltar que en el caso de los ríos naturales, la IPH establece que el caudal mínimo se definirá considerando el caudal correspondiente a un umbral del hábitat potencial útil comprendido en el rango 50-80%.

Resulta también interesante remarcar el paralelismo de criterios entre la IPH y la metodología adoptada en esta tesis a la hora de definir las necesidades hídricas de los ecosistemas. La IPH establece que en la caracterización de los caudales ecológicos mínimos para ríos se aplicarán métodos hidrológicos mediante la definición de variables de centralización móviles anuales, de orden único o variable o la definición de percentiles. La metodología propuesta en esta tesis utiliza el percentil 10 (criterio “b” anterior) para la definición de los niveles mínimos en los humedales. Por su parte, la IPH recomienda el

percentil 90 para la definición de los caudales máximos en condiciones ordinarias, el mismo percentil que utiliza la metodología de la presente tesis para definir los niveles máximos que no deberán superarse en condiciones ordinarias.

Un último aspecto a resaltar es la compatibilidad de la metodología de esta tesis con la IPH en relación a la información hidrológica que sirve de cálculo para definir las necesidades de agua de los ecosistemas. La IPH establece que se utilizará una serie hidrológica representativa de, al menos, 20 años, preferentemente consecutivos, que presente una alternancia equilibrada entre años secos y húmedos. En la metodología propuesta en la tesis se establece también este periodo mínimo de 20 años coincidiendo con el criterio de la IPH. No obstante, a la vista de los casos de estudio en los que se ha aplicado resulta recomendable utilizar series hidrológicas que abarquen un periodo mayor de tiempo. Esta recomendación responde fundamentalmente a dos razones; en primer lugar, una serie más larga permite captar adecuadamente los ciclos hidrológicos hiperanuales y la gran variabilidad que representa para los humedales como se observa en el caso de estudio de la laguna de Gallocanta. Un criterio más útil podría ser el de una duración mínima recomendable de 30 años, coincidiendo con el criterio de la OMM para análisis de eventos extremos. Además de esta razón, hay que añadir una segunda relacionada con el hecho de que en la metodología se dividen las series en tres grupos de años. Considerar percentiles dentro de cada uno de estos grupos recomienda utilizar series más largas para que haya una población suficientemente extensa.

#### **9.2.4. El producto de la metodología**

Tal como se ha puesto de manifiesto con anterioridad, el producto de la metodología de esta tesis es un régimen de inundación como propuesta para incorporar en las normas de gestión y que viene expresado en forma de volúmenes, niveles y superficies encharcadas.

Un aspecto interesante a reflexionar se encuentra en relación a las tres formas en las que se presenta el producto de la metodología (volumen/superficie/nivel). Camacho (2008) planteaba si era posible el concepto de “nivel ecológico” como análogo al “caudal ecológico” empleado en los ríos. Su respuesta era afirmativa, entendiéndose que debe ser un nivel de agua adecuado donde se defina el balance entre aportes y pérdidas, la renovación del agua, así como el patrón natural de fluctuación (e incluso desecación en algunos casos).

El nivel de lámina de agua es una variable de directa relevancia ecológica ya que determina la zona expuesta de los márgenes y, a través de su variabilidad, el momento y duración de la exposición. Directamente relacionado con la profundidad, incluye un conjunto de variables de gran relevancia ecológica, como el efecto de las olas sobre el fondo y la resuspensión de sedimentos. Además de su importancia ecológica, una propuesta de régimen de inundación basada en niveles presenta la ventaja de que puede ser objeto de

un programa de seguimiento y control por parte de los gestores, lo cual incrementa en gran medida su utilidad.

Por su parte, la superficie inundada representa la extensión que ocupa el humedal. Numerosos autores han relacionado la extensión del hábitat con la riqueza de especies. En los lagos, la biodiversidad se incrementa con la superficie, por lo que la superficie se ha considerado, en algunos casos, como un indicador de la protección de los ecosistemas lacustres.

La IPH hace referencia a que la propuesta debe considerar las variaciones estacionales e interanuales de la superficie encharcada y la profundidad, siendo estas dos variables relevantes desde el punto de vista ecológico y de gestión. No obstante, considerar solamente estas variables puede ser insuficiente para reflejar adecuadamente el funcionamiento ecológico de lagos y humedales. Por ejemplo, en el caso del lago de Sant Maurici que se ha sido analizado, se observa que, de manera natural, no presenta oscilación en los niveles de lámina de agua, ya que se trata de un humedal abierto donde las entradas son siempre superiores a las pérdidas. Tomando como referencia el rango natural de variación, se formularía la propuesta según su nivel máximo y la superficie correspondiente a dicho nivel. En cambio, son los volúmenes aportados al lago los que, en este caso, se aproximan mejor a las necesidades hídricas del mismo, ya que estos volúmenes determinan la tasa de renovación del humedal, variable ecológica clave que además es un indicador de estado ecológico según la DMA.

En el caso de estudio de las Tablas de Daimiel, al tratarse de un humedal fluvial abierto, la superficie y profundidad se pueden mantener con un aporte de agua relativamente escaso, debido a la construcción de la presa Puente de Navarro. Estos niveles y superficies se pueden mantener aportando las pérdidas del humedal por evaporación. En cambio, en estas pérdidas se deben considerar también los caudales ecológicos que deben circular por el tramo del río Guadiana aguas abajo de la presa. Al igual que en el caso del lago de San Mauricio, los niveles y superficies se pueden garantizar con escasas aportaciones, pero la tasa de renovación sería una variable claramente distinta a la ocurrida de forma natural.

Un ejemplo interesante del efecto de la tasa de renovación se encuentra en la Albufera de Valencia. La aparición temprana de las fases claras en el lago parece responder a varios factores como el mantenimiento de las temperaturas del agua en invierno dentro de un rango óptimo de crecimiento para *Daphnia magna*, la reducción de las poblaciones de peces y la alta tasa de renovación del agua y poblaciones algales producida por el vaciado de los arrozales entre enero y marzo. Algunos estudios apoyan la idea de que la reducción de la biomasa fitoplanctónica y de las cianobacterias puede verse potenciada con una tasa alta de renovación del agua. Por su parte, Villena (2006) encontró que sus

resultados estaban de acuerdo con el modelo de Reynolds (1992), según el cual las oscilatorias pueden dominar en los lagos someros polimícticos y eutróficos, pero alternando con diatomeas centrales si las tasas de renovación hidrológicas se incrementan.

Estos ejemplos ilustran porqué es importante definir el régimen de inundación de los humedales a partir de estas tres variables, todas ellas relevantes y complementarias desde el punto de vista de las necesidades ecológicas de lagos y humedales.

### **9.3. La metodología en relación a los objetivos ambientales**

La metodología de esta tesis parte de la hipótesis de que el régimen de inundación propuesto (tanto los componentes hidrológicos como su frecuencia, magnitud, etc.) es coherente con la consecución de los objetivos de conservación de los humedales en cuanto a la cantidad de agua se refiere. Se asume que una dinámica adecuada del ecosistema permite la existencia de las comunidades biológicas características, lo que en términos formales se debería traducir en que el régimen de inundación dará como respuesta unos valores de los indicadores biológicos consistentes con los objetivos de conservación.

En primer lugar, hay que decir que la metodología adoptada en la presente tesis consta de una doble aproximación, donde se parte de una propuesta preliminar basada en el régimen de inundación natural y posteriormente se ajusta la misma a los objetivos de conservación en caso de que exista información biológica adecuada. Una parte relevante de esta discusión se debe centrar en si el régimen de inundación definido por defecto en la metodología basada en el régimen de inundación es por sí misma coherente con los objetivos de conservación del humedal sin necesidad de ajustes posteriores.

Para comenzar este bloque de discusión es importante destacar que el desarrollo de la tesis ha puesto de manifiesto algunas dificultades para traducir en términos cuantitativos relacionados con el régimen de inundación “los valores de los indicadores biológicos coherentes con los objetivos de conservación” (*sensu* DMA y Directivas Aves/Hábitats).

En el caso de la DMA, el objetivo ambiental general de la gestión del agua es conseguir el Buen Estado Ecológico, surgiendo la primera dificultad de la propia definición del estado ecológico a partir de los indicadores biológicos. Los índices basados en macrófitos (hidrófitos y helófitos) son probablemente los mejores indicadores de la modificación del régimen de inundación. No obstante, el diseño y aplicación de estos índices en los lagos y humedales españoles están muy orientados a detectar los problemas de eutroficación (uso de especies sensibles al nivel de nutrientes) o, en los casos más avanzados la valoración se realiza en función de la riqueza o cobertura de especies sin llegar a interpretar en profundidad el significado ecológico de las comunidades vegetales. Por ejemplo, simplemente una referencia a la cobertura de helófitos como expresión del estado ecológico no recoge adecuadamente la información sobre la estructura y funcionamiento del humedal. Según la extensión y abundancia de estas comunidades serán indicadoras



de cambios ecológicos significativos, sin olvidar que algunas de ellas están tipificadas como hábitats de interés comunitario sujetas a objetivos específicos de conservación.

Otra dificultad reside en relacionar un determinado régimen de inundación con los valores de los indicadores biológicos tal como se plantean en algunos protocolos. No se trata simplemente de disponer de un valor umbral, sino de conocer la variabilidad de este indicador y relacionar el mismo con el régimen de inundación del humedal. En términos de gestión, conocer esta variabilidad natural es un aspecto clave para entender lo que son valores fuera de rango de lo que son valores propios de la variabilidad natural.

Ante la dificultad de usar los indicadores biológicos, algunos autores han defendido que la integridad ecológica de lagos y humedales es un concepto similar al de estado ecológico. Haciendo uso de este concepto, el Plan Andaluz de Humedales crea un sistema de valoración integrada de los humedales a partir de 8 criterios científicos básicos de los que 5 están relacionados con el agua. Todos estos criterios se consideran explícitamente en la metodología basada en el régimen de inundación natural, por lo que presuntamente la metodología estaría bien diseñada para alcanzar la integridad ecológica de los humedales, y, por extensión, el buen estado ecológico.

En relación a la Directiva Hábitats, el régimen de inundación propuesto debe ser congruente con el estado de conservación favorable de los hábitats y especies. En primer lugar es necesario aclarar que el régimen de inundación contribuirá adecuadamente al estado de conservación si tiene alguna influencia en las variables lo definen. Por ejemplo, el régimen de inundación no influye en el rango de un hábitat ya que este se define a partir de toda la “amplitud geográfica” en la que se encuentra el hábitat o la especie. Después de revisar los criterios de la Directiva, las variables más claramente dependientes del régimen de inundación en el caso de los hábitats de interés comunitario son la superficie ocupada, la estructura y funciones específicas así como las especies características. Para las especies de interés comunitario, la variable más claramente relacionada con su régimen de inundación sería el hábitat de la especie. Se puede decir por tanto que el régimen de inundación contribuye adecuadamente al estado de conservación favorable de hábitats y especies si mantiene las superficies y hábitats potenciales de los hábitats y especies, así como una adecuada estructura y funcionamiento.

En relación a este último aspecto, una propuesta basada en el régimen de inundación natural teóricamente mantiene los procesos ecológicos que ocurren en el hábitat, tanto en su dimensión espacial como temporal. Por tanto, se puede decir que este criterio se cumple por lo que respecta al régimen de inundación. En relación a las especies típicas, el estado de conservación de las especies típicas del hábitat puede ser fijado a través de diferentes metodologías. En el contexto de la validación del régimen de inundación se ha considerado que la evaluación del hábitat potencial de las especies seleccionadas es una primera aproximación que puede ser adecuada en ausencia de otras evaluaciones específicas.

En lo que respecta a las superficies y hábitats potenciales, un aspecto necesario de aclarar se refiere a la situación de referencia a partir de la cual se establece el estado actual. Los manuales de aplicación de la Directiva explican que cuando no exista otro dato mejor, un valor de referencia que se suele emplear es aquel conocido para el año en el que entró en vigor la correspondiente Directiva, o el más próximo posible. En el caso de los humedales españoles, el trienio 92-95 se caracterizan por ser unos años desde el punto de vista hidrológico extremadamente secos, con la consiguiente respuesta a nivel biológico. Otro ejemplo sería la situación del hábitat prioritario 7210\* en las Tablas de Daimiel. En condiciones más o menos naturales (equivalentes a las de referencia) ocupaba una extensión superior a las 1200 has, mientras que en el 94 su extensión se había reducido en un 95%. En este sentido resulta más útil disponer de una serie histórica más extensa que permita conocer las condiciones naturales y su variabilidad, para poder establecer con mejor criterio las condiciones de referencia.

En lo que respecta al ejercicio de validación biológica llevada a cabo con los casos de estudio, los resultados globales muestran como usando los criterios numéricos del método basado en el régimen de inundación se mantiene más del 80% de la variable de referencia (superficie, hábitat o éxito reproductor) en 20 de los 27 casos (77,4%). Además, atendiendo a todos los criterios biológicos usados en los humedales, el valor promedio supone el 99,5% del hábitat proporcionado por el método basado en el régimen de inundación respecto a los valores de referencia, es decir, se produce una compensación entre valores inferiores en algunos hábitats, grupos o especies. En este sentido cabe decir, que no siempre todos los hábitats y especies se ven favorecidos frente a un determinado régimen de inundación, por lo que orientar la gestión a maximizar alguno de ellos podría producirse en detrimento de otros elementos de gestión y la integridad ecológica del sistema en su conjunto. Estos valores avalan por tanto los criterios numéricos usados por defecto en la metodología basada en el régimen de inundación natural.

## **9.4. Aplicabilidad y transferibilidad de la metodología**

### ***9.4.1. Aplicación de la metodología en los casos de estudio***

La metodología ha sido aplicada en los casos de estudio seleccionados al efecto, con independencia de las particularidades ecológicas, hidrológicas y geomorfológicas de cada uno de ellos. Precisamente, una de las ventajas de la metodología es que la aplicación por defecto se basa en el régimen de inundación natural, una variable que puede ser estimada para un gran número de humedales si se dispone de la batimetría correspondiente.

En los casos en los que se ha dispuesto de información biológica, la metodología de validación y ajuste biológico se ha aplicado en 4 de los 5 casos de estudio utilizando en su conjunto 27 elementos de validación (hábitats, especies y grupos de especies). La

excepción ha sido el lago de San Mauricio del que no ha sido posible disponer de información biológica para llevar a cabo la validación. No obstante, a pesar de que en este último caso no se ha podido aplicar criterios biológicos en el propio lago, en algunos otros lagos del Pirineo se dispone de información detallada de las comunidades de hidrófitos y su estructuración ordenada a partir de los gradientes de luz y el régimen de oscilación. Este podría ser un criterio biológico que debería ser estudiado en el futuro.

Por lo que respecta a la información utilizada, el balance hidrometeorológico de los humedales se ha realizado a partir de los datos del modelo SIMPA, disponiendo de series completas mensuales en condiciones naturales desde 1940 hasta 2006/2011. La gran ventaja que presenta este modelo es que se puede calcular el balance hidrometeorológico de cualquier humedal al cubrir toda la geografía peninsular. No obstante, es necesario advertir que el modelo presenta algunas limitaciones que deben tenerse en cuenta a la hora de su aplicación en el estudio de las necesidades hídricas de los humedales. Por ejemplo, en el modelo SIMPA, la masa de agua subterránea descarga mediante una ley de agotamiento de tipo exponencial de un único parámetro conocido como es el coeficiente de recesión o agotamiento del acuífero. Este coeficiente se obtiene a partir del conocimiento cualitativo del funcionamiento de los acuíferos, de sus propiedades hidrodinámicas, si son conocidas, y, fundamentalmente, de las curvas de agotamiento de los acuíferos observadas en los hidrogramas de las estaciones de aforo de los ríos. Cuando no existen aforos en condiciones naturales para su calibración, los resultados del modelo pueden llegar a ser muy inciertos. A pesar de esta limitación, en el caso de la presente tesis ha sido aplicado con fiabilidad cuando han existido posibilidades de calibración (datos de niveles o imágenes de teledetección).

Hay que decir, no obstante, que la batimetría es un elemento clave para poder traducir el balance hidrometeorológico en un régimen de inundación. Para la presente tesis, se han utilizado batimetrías a partir de trabajos previos aunque este aspecto es una limitación a la hora de usar la metodología, ya que sin la curva de llenado de la cubeta no es posible definir el régimen de inundación. Es interesante destacar los avances realizados en teledetección, ya que las técnicas de análisis (específicamente imágenes LIDAR) pueden ayudar a definir la batimetría de algunos humedales, especialmente los temporales, como es el caso de la laguna de Fuentedepiedra.

Por lo que respecta al ajuste de los resultados a partir de información biológica, los casos de estudio han puesto de manifiesto que las situaciones entre ellos son muy dispares. El seguimiento interanual de algunas especies o hábitats de interés comunitario permite valorar en términos biológicos las propuestas de régimen de inundación y, en su caso, ajustarlas. Por ejemplo, en Fuentedepiedra hay un seguimiento regular del éxito reproductivo del Flamenco que se extiende ininterrumpidamente por más de 25 años, hecho que ha permitido definir el éxito reproductor en función de variables hidráulicas de la cubeta. Los estudios de la vegetación en la marisma de Doñana en relación a su régimen hidráu-

lico permiten definir con precisión sus requerimientos de inundación y predecir su respuesta en diferentes escenarios hidrológicos. Por el contrario, en el caso del lago de Sant Maurici existe poca información biológica relacionada con las comunidades vegetales acuáticas y, de manera natural, no existe vegetación perlagunar para valorar las propuestas. Pese a todo, en todos los humedales se ha realizado una propuesta de requerimientos hídricos atendiendo a la obligación legal, en unos casos solamente basada en el régimen de inundación y, en otros, validada/calibrada con información biológica.

#### **9.4.2. Aplicación de la metodología en ecosistemas peculiares**

A continuación, se discutirán algunos aspectos de aplicación de la metodología en ecosistemas peculiares, entendidos estos en el sentido de que presentan alguna particularidad de interés.

Para comenzar, hay que hacer una mención a los humedales incluidos en el extremo del concepto a los que González Bernáldez y Montes (1989) designan bajo el término criptohumedales; es decir, humedales ocultos o poco aparentes en los que la presencia de agua no es visible pero sí lo son sus efectos en forma de comunidades de vegetación freatofítica. Existen comunidades vegetales, tipificadas en el Anexo I de la Directiva Hábitats, que pueden catalogarse como este tipo específico de humedales donde el agua aparece de forma esporádica o bien sólo en el subsuelo. El hábitat de interés comunitario 6420 está constituido por comunidades mediterráneas de juncos (fundamentalmente *Scirpus* y *Juncus*) y grandes hierbas, ambos de carácter higrófilo (agua dulce o con escasa salinidad) que dependen de un freatismo de agua dulce o de escasa salinidad, pero siempre estacional. También resulta ilustrativo y de gran interés el hábitat prioritario 1510\*, formaciones ricas en plantas perennes que suelen presentarse sobre suelos temporalmente húmedos (no inundados) por agua salina. Los episodios de inundación máximos propuestos en la metodología de esta tesis son un claro ejemplo en la inundación periódica que requiere este tipo de hábitat para afectar a los procesos físicos, químicos y biológicos responsables de una flora, fauna y microorganismos diferentes a los de las zonas adyacentes.

Desde el punto de vista hidrológico, los ecosistemas temporales también presentan peculiaridades de cara al manejo del agua que merecen ser resaltadas. En la Resolución VIII.33, la COP8 de Ramsar, se reconoce que las lagunas temporales son humedales pequeños existentes en todas las regiones climáticas que contribuyen al mantenimiento de la diversidad biológica mundial en razón de las comunidades de flora y fauna muy especializadas que dependen de ellas. Entre las características más importantes de las lagunas temporales se pueden mencionar: la naturaleza efímera de la etapa húmeda, normalmente con aguas poco profundas, lo que significa que la mayor parte del tiempo quizás no sea obvio que se trata de humedales; su total dependencia de la hidrología local, especialmente con una falta de todo tipo de vínculo con los hábitat acuáticos permanentes; el carácter único de su vegetación, por ejemplo, comunidades típicas de helechos

acuáticos (de las especies *Isoetes*, *Marsilea* y *Pilularia*), normalmente especies en peligro, y otras plantas anfibias como la especie *Ranunculus* y la especie *Calitriche*; el carácter único de sus comunidades de invertebrados y particular abundancia de grupos de fauna en peligro, como anfibios y crustáceos braquiópodos, a menudo debido a la falta de peces depredadores; y su especialmente buena representación en zonas áridas, semi-áridas y de tipo mediterráneo (incluso apareciendo en la superficie en paisajes cársticos). Finalmente, el anexo de la resolución apuntaba que el manejo sostenible de las lagunas temporales afronta varias amenazas y, entre las más importantes, se encontraba la alteración del delicado funcionamiento hidrológico del que dependen, incluso su drenaje para la conversión de la tierra e, inversamente, su transformación en lagunas más permanentes, lo que provoca el avance del frente de especies de flora y fauna menos especializadas y más competitivas y que pueden llegar a plantear una amenaza contra los valores cruciales de la biodiversidad de las lagunas temporales mediante el aumento de depredadores y competidores. La Resolución finalmente plantea que para asegurar el manejo sostenible de las lagunas temporales, se debería velar para que se mantenga el funcionamiento hidrológico específico del que dependen las lagunas temporales, incluso su independencia de las aguas superficiales permanentes.

En el ámbito europeo, un buen representante de las lagunas temporales es el hábitat prioritario 3170\*, compuesto por sistemas someros que rara vez superan medio metro en su inundación máxima y que se encuentran principalmente en zonas de clima mediterráneo en la Península y Baleares. Para estos ecosistemas es fundamental la conservación de toda la superficie inundable, incluso en períodos de recurrencia largos, ya que en ella existen semillas y huevos durables u otros propágulos de especies típicas de aguas temporales y, es en ella, donde, fundamentalmente, se asientan las comunidades más temporales. La temporalidad del agua determina la composición de las biocenosis acuáticas que presentan mecanismos para sobrevivir a la sequía, siendo especies faunísticas características los grandes branquiópodos (anostráceos, notostráceos y conostráceos) así como diatómidos monocíclicos con rápido desarrollo de las poblaciones tras la fase de inundación. Con la metodología propuesta en la tesis se proponen específicamente los pulsos de inundación y la variabilidad interanual de los niveles de lámina de agua siguiendo los patrones naturales, incluyendo los episodios en los que el humedal se encuentra sin lámina superficial.

Otro tipo de ecosistemas que merece una atención son los humedales leníticos cuyas aguas tienen una influencia salina significativa (humedales en aguas de transición), donde la salinidad es el gradiente ecológico más relevante. A pesar de que la metodología no aborda específicamente los requerimientos en las aguas de transición, los aportes continentales siguen siendo un referente para la dinámica y distribución de los gradientes de salinidad en los humedales. En estos casos, la propuesta, por ejemplo, el Informe Técnico de Ramsar describe los métodos basados en los caudales de agua continental que entran en estos sistemas. Se basan en los análisis hidrológicos y asumen que si los caudales de

entrada que reflejan las condiciones naturales se mantienen, entonces se mantendrán la condición del humedal y sus recursos. El método basado en el porcentaje del caudal de entrada se aplicó a los estuarios suroeste de Florida aplicando unos límites de extracción en función de los caudales circulantes en cada momento. Los Indicadores de Alteración Hidrológica se han aplicado a los estuarios de Georgia en EE.UU. Otro ejemplo fue la determinación de las necesidades hídricas de la Encañizada, la cual se realizó a partir de sus objetivos establecidos en el Plan de Gestión 2005/2009 del Parque Natural del Delta del Ebro donde venían determinadas las necesidades de aguas continentales en función de los objetivos de salinidad estacionales.

L'Albufera de Valencia es también un ejemplo de ecosistema interesante desde el punto de vista de la determinación de sus necesidades de agua. El humedal es considerado actualmente un sistema hipertrófico por las entradas excesivas de materia orgánica alóctona y de nutrientes inorgánicos, principalmente, compuestos de nitrógeno y fósforo. Como consecuencia, se han producido crecimientos explosivos de cianobacterias que han provocado el incremento de la turbidez del agua y desaparición de la vegetación sumergida. Los macrófitos sumergidos desempeñan un papel estructurador y estabilizador en la ecología de los lagos someros, particularmente el grupo de las carófitas donde su desaparición como consecuencia de la eutrofización provoca el aumento drástico de la turbidez. La recuperación de las comunidades de macrófitos sumergidos proporcionarían unas condiciones de hábitat adecuadas y disponibilidad de recursos que incrementarían la riqueza de la fauna vertebrada de peces, anfibios y aves. De esta forma, se contribuiría a la recuperación de especies características de L'Albufera, algunas de ellas endémicas del Levante español e incluidas en el catálogo de especies protegidas, como por ejemplo, algunas especies de crustáceos y moluscos o los peces ciprinodóntidos. Teniendo en cuenta la importancia que tienen los nutrientes en la dinámica ecológica de L'Albufera, en este caso se considera que una aproximación basada en las características físico-químicas del agua (particularmente las concentraciones de fosfatos) podría ser adecuada para determinar los volúmenes de agua necesarios para el humedal y su calidad correspondiente.

#### ***9.4.3. Aplicación de la metodología en situaciones particulares***

La metodología propuesta en esta tesis ofrece como resultados un régimen de inundación consistente con un nivel elevado de conservación del humedal. Por su condición de ecosistemas acuáticos, el objetivo general de gestión de los humedales europeos responde a este nivel elevado de protección, bien sea a través del objetivo general del Buen Estado o de los objetivos particulares como zonas protegidas. Ahora bien, existen humedales que responden a las salvedades que marcan las directivas, bien por tratarse de masas de agua muy modificadas, estar sujetas a objetivos menos exigentes o incurrir en costes desproporcionados. En estos casos, los resultados obtenidos por defecto en la metodología deben ser revisados.

También hay que decir que, a pesar de que la metodología propuesta ha sido contextualizada al marco normativo europeo, sus componentes y diseño parten de una amplia fundamentación científica que permite su aplicabilidad a humedales de todos los continentes. La metodología basada en el régimen de inundación natural se basa en los principios de la gestión de ecosistemas, y tal como se ha comentado anteriormente abarcan desde humedales temporales a permanentes, costeros y de alta montaña, extensos y pequeños. A nivel de otros continentes, esta metodología también sería adecuada para el cálculo de las necesidades hídricas de marcos normativos específicos. Por ejemplo, en el caso de México, la NMX habla de la necesidad de definir las necesidades hídricas de los ecosistemas basadas en su régimen de inundación y considerando objetivos de conservación, algo que permite la presente metodología. Las modificaciones actuales de la Ley de Aguas en Marruecos también están orientadas a la conservación de ríos y humedales partiendo de unas condiciones naturales de referencia y manteniendo un régimen hidrológico adecuado. La Resolución de Ramsar XII.12 también advierte que la mayoría de los métodos para el cálculo de caudales ecológicos están fundamentalmente enfocados a ecosistemas de aguas corrientes (ríos), mientras que éstos representan sólo el 10% en el conjunto de los humedales Ramsar. Esta metodología podría ser aplicable a un gran número de humedales Ramsar para los que actualmente no se dispone de una aproximación para conocer sus necesidades de agua.

#### **9.4.4. Aplicación progresiva de la metodología**

Las aplicaciones progresivas de cálculo de caudales ecológicos están siendo avaladas en todo el mundo. Por ejemplo, en España la IPH propone utilizar primero métodos hidrológicos y después ajuste con simulación del hábitat en las masas de agua estratégicas. Algo similar ocurre en el Reino Unido, Sudáfrica, Nueva Zelanda y otros países.

Dentro del panorama de métodos para el cálculo de necesidades de agua de los ecosistemas, en términos generales, se diferencian entre evaluaciones de alta confiabilidad, muy explicativas y fácilmente defendibles que contrastan con las evaluaciones rápidas y fáciles, de bajo costo, y normalmente con resultados de menor confianza que deben ser supervisados y revisados. Como regla general, los esfuerzos y el tiempo necesario aumentan a medida que la escala espacial de las evaluaciones disminuye (Arthington *et al.*, 1998).

La elección de los métodos para un caso concreto es compatible con un contexto más amplio de aplicación estratégica. Efectivamente, cuando se plantea el desarrollo de la política de satisfacer las necesidades de agua de los ecosistemas en un país o región, el enfoque jerárquico gradual es probablemente la forma más eficaz para hacer frente a la aplicación de métodos. Por ejemplo, Sudáfrica fue uno de los primeros países en adoptar una jerarquía de métodos de complejidad variable (King *et al.*, 1999). Dos niveles de evaluación se han aplicado extensamente en España para incorporar los caudales ecológicos en los planes hidrológicos de cuenca (MARM, 2009). Se proponen tres niveles de

evaluación de caudales ecológicos para su aplicación al Reino Unido, con el criterio de que se debe hacer una mayor inversión en la evaluación de caudales ecológicos cuando sea necesario tener una menor incertidumbre en los resultados (UK TAG, 2007).

La metodología propuesta en esta tesis incluye dos niveles de evaluación, uno más general basado en el régimen de inundación que puede ser aplicado con escasos recursos y tiempo, y otro nivel de justificación biológica que requiere mayores esfuerzos, tiempo y recursos. La aplicación progresiva también puede ser aplicada en la metodología de la tesis, de tal forma que esta aplicación gradual puede ser un mecanismo para superar algunas barreras iniciales (por ejemplo, recursos limitados) permitiendo al mismo tiempo la evolución de los enfoques y métodos de aplicación. Esta aplicación gradual podría llevarse a cabo en diferentes dimensiones (Le Quesne *et al.*, 2010), que en este caso podría venir determinada por el aumento de la complejidad de la evaluación científica, o el análisis geográfico estratégico, identificando los sitios de alta prioridad para aplicar los métodos más detallados. Este planteamiento coincide con el criterio muy utilizado para seleccionar la metodología en un caso concreto suele ser el enfoque basado en el riesgo, lo que significa que cuando las decisiones de los caudales ecológicos entrañen mayores riesgos ambientales, sociales o económicos, entonces se aplicarán metodologías más sofisticadas (UK TAG, 2007; Beca, 2008; MARM, 2009).

### **9.5. Acerca de los costos y beneficios de aplicación de la metodología**

Desde el punto de vista de los costes, el tiempo y recursos necesarios para la aplicación de la metodología propuesta en la tesis, estos dependen del nivel de información existente y el grado de detalle que se quiera alcanzar. En el caso de esta tesis, la metodología ha sido aplicada en España a partir de información pública y partiendo de trabajos anteriores, permitiendo una aplicación de la metodología relativamente rápida y con bajos costes de personal.

Un personal entrenado puede llevar a cabo una aplicación completa de la metodología en el plazo de un año si no se dispone información previa, desarrollando el modelo hidrológico, batimetría y la información biológica básica. En el caso de que esta información esté disponible, los plazos pueden acortarse y el equipo de trabajo limitarse a dos personas con cierto dominio en el ámbito de la hidrología y ecología de los humedales.

En relación a los beneficios que aporta esta tesis, en primer lugar hay que señalar que existe una obligación legal de protección de los humedales a través de diferentes normativas españolas y comunitarias (DMA, DH/Aves, Ley de Aguas). La alteración hidrológica tanto de las aguas superficiales como de las aguas subterráneas es una de las mayores presiones a las que están sometidos los humedales mediterráneos y es la causa más frecuente de su degradación. En estas circunstancias, garantizar un régimen de inundación adecuado ha sido identificado por numerosos autores e instituciones como una de



las principales herramientas para su protección o recuperación. Esta situación también se reproduce a nivel europeo cuando se analizan las amenazas y medidas necesarias para la conservación de los hábitats y especies de interés comunitario ligadas a humedales.

A pesar de que existen mecanismos legales para solucionar este problema a nivel comunitario y de manera muy específica en el caso español, todavía queda mucho camino por desarrollar. Por ejemplo, en los planes hidrológicos españoles sólo el 5% de los humedales disponen de estudios para sus necesidades hídricas a pesar de que la IPH fue aprobada en 2008 y sus disposiciones han sido incorporadas en los planes de cuenca. Una de las razones expuestas para no avanzar en la determinación de las necesidades hídricas ha sido la falta de una metodología.

La metodología propuesta en la tesis permite realizar una estimación de las necesidades de agua de los humedales salvando este obstáculo, lo cual permitirá incorporarlo en los instrumentos de gestión (planes hidrológicos o planes de gestión de espacios, hábitats o especies) para contribuir a la protección de los humedales. Hay que señalar además, que la implantación de un régimen de inundación adecuado en un humedal favorecerá también a las comunidades biológicas características. Esto quiere decir que por defecto, se cubrirán de manera preliminar (a falta de verificación biológica) las necesidades de agua de todos los hábitats y especies de la Red Natura 2000 dependientes del agua, pudiendo ser incluidas de esta forma en los planes de gestión correspondientes.

El hecho de disponer de una metodología para el cálculo de las necesidades hídricas no sólo es un tema de interés español y europeo. Tal como ha quedado de manifiesto en diferentes resoluciones Ramsar y del Convenio de Biodiversidad, se trata de un problema de alcance mundial. Prueba de ello es la Resolución XII.12 donde se hace un llamado a la acción para asegurar y proteger las necesidades hídricas de los humedales para el presente y el futuro. No hay que olvidar que un humedal en buen estado de conservación proporciona múltiples servicios a la sociedad. Precisamente, en esa Resolución se reconoce y reitera que la falta de agua en los humedales es un problema mundial de gran alcance con graves consecuencias para los ecosistemas y los medios de subsistencia de las personas. En particular, se observa en las comunidades en situación de vulnerabilidad que dependen de los humedales; este problema no está aún resuelto sino que más bien se verá acrecentado en el futuro por el incremento de la demanda de agua y los efectos del cambio climático. Además, alienta a las Partes Contratantes e invita a otros gobiernos y actores pertinentes a que redoblen sus esfuerzos para atender a las necesidades hidrológicas de los humedales, en particular identificando oportunidades para anticiparse a los impactos negativos sobre los humedales de proyectos e infraestructuras relacionadas con el uso del agua, su diversidad biológica y los servicios que estos prestan.

Conocer las necesidades hídricas de los humedales también reportará beneficios a la hora de realizar un manejo más sostenible de los recursos hídricos. Tal como se establece en el artículo 174 del Tratado, la política de la Comunidad Europea en el ámbito del medio

ambiente debe contribuir a alcanzar los objetivos de conservación, protección y mejora de la calidad del medio ambiente, y la utilización prudente y racional de los recursos naturales basándose, entre otros, en el principio de cautela y de acción preventiva. Las necesidades de agua de los ecosistemas son una pieza clave de la sostenibilidad de los recursos hídricos y de la protección del medio ambiente.

Por su parte, la política de aguas europea enmarca el uso del agua dentro del manejo de los ecosistemas acuáticos. Los Estados miembros deben tratar de lograr el objetivo mínimo del buen estado de las aguas mediante la definición y aplicación de las medidas necesarias dentro de los programas integrados de medidas, teniendo en cuenta los requisitos comunitarios existentes. En este proceso, es necesario realizar un análisis de presiones, la evaluación del estado ecológico y el diseño del programa de medidas para alcanzar los objetivos.

Conocer el régimen de inundación que requiere un humedal permitirá hacer un seguimiento de los niveles de lámina del agua del humedal. El registro de valores de nivel del agua fuera del rango natural de variabilidad puede indicar posibles problemas derivados de la extracción de agua subterránea, derivación de caudales en los ríos que pertenecen a la cuenca del humedal, o situaciones de sequías extremas vinculadas o no al cambio climático. A partir de la identificación de estos cambios en el régimen de niveles y las causas subyacentes, es posible diseñar un programa de medidas adecuado que permita reducir las presiones por el uso del agua y recuperar los valores de niveles para mantener una estructura y funcionamiento adecuados.

Tal como se ha visto con anterioridad, la evaluación del estado de conservación de lagos y humedales presenta grandes dificultades. En algunos de los sistemas de evaluación se han considerado aspectos hidrológicos, pero de manera muy limitada (por ejemplo en el índice ECLECTIC). Conocer el régimen de inundación que requiere un humedal para su conservación puede suponer un gran avance en la evaluación del estado de conservación de estos ecosistemas.

El estado cuantitativo de una masa de agua subterránea puede tener repercusiones en la calidad ecológica de las aguas superficiales y de los ecosistemas terrestres asociados con dicha masa de agua subterránea. Para la estimación de los recursos subterráneos disponibles, la IPH considera específicamente las descargas necesarias para mantener la parte correspondiente de los caudales ecológicos de los ríos y de las necesidades hídricas de los humedales, así como las condiciones hidráulicas necesarias para evitar la intrusión salina. Conocer estas necesidades hídricas contribuirá a un uso más sostenible de las aguas subterráneas.

Otros beneficios de la tesis están en relación al desarrollo de los métodos para el cálculo de las necesidades hídricas de los humedales y la mejora del conocimiento de estos ecosistemas. La revisión bibliográfica llevada a cabo en el contexto de este trabajo de investigación ha permitido valorar el número y grado de desarrollo de los métodos de cálculo

de necesidades hídricas en España y a nivel internacional. Cuando se realiza la comparación de estas metodologías con sus homólogas para el caso de los ríos, se pone de manifiesto que existe un largo camino por recorrer fundamentalmente en relación a los análisis hidrológicos en los humedales y la forma de diseñar un régimen de inundación coherente con la conservación de los humedales.

En el caso de España, se ha observado que algunas metodologías realizan solamente un balance hídrico de los humedales sin llegar a definir propiamente sus necesidades de agua en la forma de volúmenes aportados, superficies o niveles. En otros casos, se observa que, en la estimación de las necesidades hídricas, se hace referencia sólo a las aportaciones subterráneas sin considerar las aportaciones superficiales como relevantes para completar el régimen de inundación. En otros casos, se trata sólo del volumen único anual que representaría la necesidad global del humedal, pero donde faltaría, al menos, definir el régimen estacional y la variabilidad interanual para alcanzar una dinámica ecosistémica adecuada.

A nivel internacional, la situación observada en España también se reproduce. Los métodos presentan limitaciones en cuanto a la definición de un régimen de inundación que refleje adecuadamente una variabilidad necesaria para los ecosistemas acuáticos. Además, en la mayoría de los casos no se relacionan con los objetivos de conservación del humedal y el régimen de inundación necesario para alcanzarlos, al menos de forma explícita.

La metodología propuesta en esta tesis permite avanzar en este sentido. Encaja adecuadamente en el marco legal europeo y se fundamenta en principios rigurosos que son ampliamente aceptados en la comunidad científica (Rango Natural de Variabilidad, Régimen Natural de Perturbaciones, etc.). En este sentido, la tesis contribuye al desarrollo de los métodos y mejora el conocimiento de las necesidades de agua de los humedales.

# Capítulo 10

## Conclusiones

Los trabajos llevados a cabo en el contexto de la presente tesis permiten enunciar las siguientes conclusiones:

- La revisión del marco legal realizado en esta tesis ha puesto de manifiesto que existe una obligación legal de protección de los lagos y humedales que incluye garantizar sus necesidades de agua. Este marco legal explicita la necesidad de desarrollar y aplicar las metodologías de cálculo de necesidades hídricas de humedales con la finalidad de contribuir a su protección y la consecución de objetivos de conservación específicos.
- El desarrollo científico existente permite establecer las bases para el desarrollo de una metodología de cálculo de necesidades hídricas que responda a la protección de estos ecosistemas. En este sentido, la revisión de múltiples fuentes bibliográficas destaca el papel del régimen de inundación como variable clave para la conservación de lagos y humedales. Se ha constatado que este régimen de inundación debe incluir diferentes componentes que reflejen explícitamente los cambios relacionados con la dinámica intrínseca de los ecosistemas, incluyendo el régimen de perturbaciones y la variabilidad interanual. La conservación de los procesos y la relación dinámica entre especies son elementos clave

para la capacidad de adaptación y el mantenimiento, a largo plazo, de la diversidad biológica, llegando más allá que la mera protección de las especies.

- La revisión de las metodologías de cálculo de necesidades hídricas de lagos y humedales aplicadas en España y en el ámbito internacional ponen de manifiesto determinadas insuficiencias e incongruencias con el marco legal europeo y los principios científicos de gestión de ecosistemas. No obstante, existen bases científicas suficientes para desarrollar una metodología de cálculo de las necesidades hídricas adecuada para la protección de los humedales. La revisión de los métodos de cálculo empleados para ríos permiten establecer ciertos paralelismos que benefician el desarrollo de los métodos para lagos y humedales.
- Esta tesis contribuye a la resolución de este problema, aportando una metodología que permite un enfoque y aplicación muy ajustada a las necesidades de los gestores. La metodología se estructura bajo un doble enfoque que ofrece una propuesta preliminar por defecto y su ajuste posterior en caso de que exista o se genere la información biológica adecuada. La propuesta preliminar se basa en el régimen de inundación natural del humedal persiguiendo una adecuada estructura y funcionamiento, mientras que, en un segundo análisis complementario, se estudian los posibles requerimientos adicionales de hábitats y especies. Con este doble enfoque, se obtiene una primera aproximación rápida y consistente que se complementa con un análisis detallado y específico del lugar. No obstante, tal como está estructurada la metodología propuesta en la tesis, el procedimiento permite una aplicación progresiva de ambas aproximaciones.
- Por los contenidos y formulación, esta nueva metodología podría denominarse con el acrónimo NAHRINA (Necesidades de Agua en Humedales basadas en el Régimen de Inundación Natural Ajustado). Su acrónimo equivalente en inglés sería WANAFLO (WATER Needs based on the Adjusted natural FLOOD Regime).
- La metodología propuesta en esta tesis para el cálculo de las necesidades hídricas de lagos y humedales es congruente con el marco legal vigente y ayuda a su mejor implementación. Esto es debido a que la alteración hidrológica tanto de las aguas superficiales como de las aguas subterráneas es una de las mayores presiones a las que están sometidos los humedales y causa muy frecuente de su degradación. El marco legal español y europeo obliga a la adopción de medidas adecuadas para la conservación de lagos y humedales, entre las que se incluye garantizar un régimen de inundación adecuado como una de las principales herramientas para la protección o recuperación de estos lagos y humedales.

- Los fundamentos científicos sobre los que se basa esta metodología son ampliamente aceptados ya que se apoyan en un enfoque ecosistémico y en el rango de natural de variabilidad o el régimen natural de perturbaciones. Asimismo, la metodología ha sido diseñada para mantener la capacidad natural de los ecosistemas para perpetuar su funcionamiento en el tiempo y para poder recuperar su estructura, su composición y sus funciones tras una perturbación.
- La metodología propuesta en esta tesis permite su aplicación para un amplio rango de ecosistemas acuáticos, incluyendo los lagos y humedales temporales, de montaña, costeros, etc. A pesar de estar contextualizada al marco legal europeo, los principios científicos sobre los que se asienta permiten su aplicación en un ámbito geográfico muy amplio, incluyendo otros continentes. En este sentido, es destacable el uso potencial de la metodología para el desarrollo de diferentes convenciones y acuerdos internacionales como la Convención de Ramsar o el Convenio de Diversidad Biológica.
- Existen múltiples beneficios asociados a la determinación de las necesidades hídricas. Entre algunos de estos beneficios se encuentran:
  - que contribuye al cumplimiento de la obligación legal de protección de los humedales, en particular, garantizando un régimen de inundación que favorezca las comunidades biológicas características, incluyendo los hábitats y especies de interés comunitario dependientes del agua.
  - que contribuirá a una mayor protección y desarrollo sostenible en el uso de los recursos hídricos, particularmente en el control, seguimiento y evaluación del estado de conservación de los mismos y en el desarrollo de un programa de medidas eficaz para su conservación.
  - que facilitará el uso sostenible de los recursos hídricos subterráneos.
  - que contribuirá al desarrollo de los métodos de cálculo de las necesidades hídricas de los humedales y un mejor conocimiento del funcionamiento de estos sistemas.

# Capítulo 11

## Referencias bibliográficas

### 11.1. Referencias bibliográficas

- Acosta, C. A. and S. A. Perry, 2001. "Impact of hydropattern disturbance on crayfish population dynamics in the seasonal wetlands of Everglades National Park, USA," *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 11(1):45-57, 2001.
- Acreman, M. C. and M. J. Dunbar. 2004. "Methods for defining environmental river flow requirements - a review." *Hydrology and Earth System Sciences*, 8: 861-876.
- Acreman, M.C., M.J. Dunbar, J. Hannaford, A. Black, O. Bragg, J. Rowan, and J. King. 2005. Development of environmental standards (Water Resources). Stage 3: Environmental Standards for the Water Framework Directive. Report to the Scotland and Northern Ireland Forum for Environment Research. Wallingford and Dundee: Centre for Ecology and Hydrology and University of Dundee.
- Allredge, J.R, D.L. Thomas, y L.L. McDonald. 1998. Survey and comparison of methods for study of resource selection. *Journal of Agriculture, Biological and Environmental Statistics* 3:231-253

- Alonso, E. 2009. Manual de métodos de estudio y cuantificación de flujos hídricos en humedales. PFC dirigido por: Dr. Marisol Manzano Arellano. UPCT. E:U:I:T: Civil.
- Alvarez, M., J. Catalán y D. García de Jalón. 2005. Impactos sobre los ecosistemas acuáticos continentales. In MORENO, J. M. (ed.), Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Madrid, España, Ministerio de Medio Ambiente
- Alvarez Cobelas, M., S. Cirujano, M. Colom y V. López. 2009. Plan regata para la restauración gradual de las Tablas de Daimiel. Convenio CHG-CSIC. Informe técnico. 105 pp.
- Álvarez Rogel, J., 1997. Relaciones suelo-vegetación en saladares del sureste de España. Murcia. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Álvarez Rogel, J., Ortiz, R. & Alcaraz, F.J., 2001. Edaphic Characterization and Soil Ionic Composition Influencing Plant Zonation in a Semiarid Mediterranean Salt Marsh. *Geoderma* 99: 81-98.
- Amat, J. A. (1984).- «Las poblaciones de aves acuáticas en las lagunas andaluzas: Composición y diversidad durante un ciclo anual»; *Ardeola*, 31:61-79
- Amat, J.A. y Ferrer, X. (1988).- «Respuestas de los patos invernantes en España a diferentes condiciones ambientales »; *Ardeola*, 35(1): 59-70
- Annear, T., I. Chisholm, H. Beecher, A. Locke, and 12 other authors. 2004. Instream Flows for Riverine Resource Stewardship, Revised Edition. Instream Flow Council, Cheyenne, Wyoming. Arthington, A.H. 1998. Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Holistic Methodologies. LWRRDC Occasional Paper 26/98. ISBN 0 642 26745 6.
- Aragonés, D., R. Díaz-Delgado y J. Bustamante. 2005. “Tratamiento de una serie temporal larga de imágenes Landsat para la cartografía de la inundación histórica de las marismas de Doñana”. Actas del XI Congreso Nacional de Teledetección. Tenerife.
- Arthington, A.H. and J.M. Zalucki (Eds). 1998. Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Methods. (Authors – Arthington, A.H., Brizga, S.O., Pusey, B.J., McCosker, R.O., Bunn, S.E., Loneragan, N., Growns, I.O. & Yeates, M.) LWRRDC Occasional Paper 27/98. ISBN 0 642 26746 4.
- Arthington, A.H., Brizga, S.O. and Kennard, M.J. 1998 Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Best Practice Framework. LWRRDC Occasional Paper 25/98. ISBN 0 642 26744 8.



- Arthington, A. H., and B. J. Pusey. 2003. Flow restoration and protection in Australian rivers. *River Research and Applications* 19:377–395.
- Arthington, A.H., S.E. Bunn, N.L. Poff y R.J. Naiman. 2006. “The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems”. *Ecological Applications* 16:1311-1318.
- Arthington, A. H. 2012. *Environmental Flows: Saving Rivers in the Third Millennium*. University of California Press, 2012. 422 pp., illus.
- Auct. Pl. 2009. “Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España”. Dir. Gral. de Medio Natural. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid. ISBN 978-84-491-0911-9.
- Baraza, F.; Aledo, E.; López Hernández, A.; Vicente, M; Franco, A.; Alcaraz, F. y Sánchez Gómez, P. 1999. Los habitats comunitarios en la Región de Murcia. Aplicación de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo, relativa a la conservación de los habitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Natura 2000 & Dirección General de Medio Ambiente, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Murcia.
- Barrios E, Barajas N, Rodríguez A & González I. 2007. Three models for implementation of environmental flows in Mexico. 2007 Proceeding on 10th International Riversymposium and Environmental Flows Conference. Brisbane, Australia.
- Batzer D., R. Sharitz, (ed.). 2006. “Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands”. University of California Press, Berkeley, California, USA. xiii þ 568 pp.
- Bayley PB. 1995. Understanding large river Floodplain ecosystems. *BioScience* 45: 153-158.
- Beca. (2008). Draft guidelines for the selection of methods to determine ecological flows and water levels. Report by Beca Infrastructure Ltd for Ministry for the Environment. Wellington: Ministry for the Environment. New Zealand.
- Beltzer, A. H. Y J. J. Neiff. 1992. Distribución de las aves en el valle del río Paraná. Relación con el régimen pulsátil y la vegetación. *Ambiente Subtropical*, 2: 77-102.
- Benetti AD, AE Lanna & MS Cobalchini. 2002. Current practices for establishing environmental flows in Brazil. *Enviro Flows 2002*, 4th Ecohydraulics.
- Benítez, C. and Schmidt, G. 2012. Analysis of the implementation of Environmental Flows in the wider context of the river basin management plans (Report drafted in the framework of the Comparative Study of Pressures and Measures in the

- Major River Basin Management Plans. Task 3d: Water Abstraction and Water Use).
- Bernués, M. (Ed.) 1998. Humedales Españoles inscritos en la lista del Convenio de Ramsar. (2.<sup>a</sup> edición, 1998). Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- Bertness, M.D. 1991. Interspecific interactions among high marsh perennials in a New England salt marsh. *Ecology*, 72, 125–137.
- Bertness, M.D. & Ellison, A.M. 1987. Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological Monographs*, 57, 129–147.
- Blanca, G., B. Cabezudo, J. E. Hernández-Bermejo, C. M. Herrera, J. Muñoz y B. Valdés. 2000. “Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía”. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía
- Black, Peter E., *Watershed Hydrology*, Second Edition, Lewis Publishers: Washington, DC, 1996.
- Black, A.R., Bragg, O.M., Duck, R.W., Jones, A.M., Rowan, J.S. and Werritty, A. 2000. Anthropogenic impacts upon the hydrology of rivers and lochs: Phase I. A user manual introducing the Dundee Hydrological Regime Assessment Method. Report to SNIFFER, SR(00)01/2F.
- Borja, C., M. Florín y A. Camacho. 2011. “Lagos y humedales de interior” en “Evaluación de los ecosistemas del milenio de España. Ecosistemas y biodiversidad de España para el bienestar humano”. Informe final.
- Bovee, K.D., B.L. Lamb, J.M. Bartholow, C.D. Stalnaker, J. Taylor, and J. Henriksen. 1998. Stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Information and Technical Report. USGS/BRD19980004. U.S. Geological Survey, Biological Resources. Division, Fort Collins, Colorado. 131p.
- Brizga S., Arthington A., Choy S., Craigie N., Mackay S., Poplawski W., Pusey B. y Werren G., 2001. Environmental Flow Report: Pioneer Valley. Water Resource Plan. Natural Resources and Mines. Queensland Government.
- Brown, C. A., and A. Joubert. 2003. Using multicriteria analysis to develop environmental flow scenarios for rivers targeted for water resource development. *Water SA* 29:365-374.
- Brown, C. and King, J. 2003. Environmental Flows: Concepts and methods. In Davis, R. and Hirji, R. (eds). *Water Resources and Environment Technical Note C.1*. Washington, D.C.: The World Bank.

- Bunn, S E. y A.H. Arthington. 2002. "Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity". *Environmental Management* 30:492-507.
- Caballero, J.M., Calvo, J.F., Esteve, M.A., Nicolás, E. & Robledano, F., 1996. Saladares del Guadalentín, Spain. En: Morillo, C. & González, J.L. (eds.) *Management of Mediterranean Wetlands*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. pp 109-127.
- Calvo Alvarado JC, JA Jiménez, E. González, F Pizarro & A Jiménez. 2008. Determinación preliminar del caudal ambiental en el río Tempisque, Costa Rica: el enfoque hidrológico con limitación de datos. *Kurú* 5(13).
- Calvo Charro, María (1995). *El régimen jurídico de los humedales*. Madrid: Instituto Pascual Madoz - Universidad Carlos III - BOE. 312 pp.
- Camacho, A. 2008: "La gestión y protección de humedales en la política de aguas en España", en Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas. Del Moral, L.; Hernández, N. (eds.) *Fundación Nueva Cultura del Agua, Convenio Universidad de Sevilla-Ministerio de Medio Ambiente*, 37 p.
- Camacho, A., Borja, C., Valero-Garcés, B., Sahuquillo, M., Cirujano, S., Soria, J.M., Rico, E., De la Hera, A., Santamans, A. C., García de Domingo, A., Chicote, A. & Gosálvez, R.U., 2009. 31 Aguas continentales retenidas. Ecosistemas leníticos de interior. En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 412 p.
- Cambronero, G. y De Pourq, K., 2006. *Modelo Digital del Terreno de la Marisma de Doñana obtenido a partir de un vuelo láser escáner (LIDAR)*. Barcelona: Grupo de Investigación Flumen, E.T.S. d'Enginyers de Camins Canals i Ports de la Universitat Politècnica de Catalunya.
- Carreño, M.F., J. Martínez, M. R. Vidal-Abarca y M.L. Suárez. 2008. "Indicadores bibliográficos para la valoración de las metodologías de determinación de los caudales ambientales". *Actas del VI Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua*. Fundación Nueva Cultura del Agua. Vitoria.
- Casado, S. & Montes, C. 1995. *Guía de los lagos y humedales de España*. J.M. Reyero Ed. Madrid, 225 pp.
- Casas, J. y C. Urdiales. 1995. "Introducción a la Gestión Hidráulica de las Marismas del Parque Nacional de Doñana" en *Bases ecológicas para la restauración de humedales en la cuenca Mediterránea*. Montes, C. (ed.) *Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía*. Sevilla.

- CEDEX. 2010. Base de datos sobre series hidrológicas en régimen natural del modelo SIMPA para España.
- Clausen B. Y Biggs B.J.F., 2000. Flow variables for ecological studies in temperate streams: groupings based on covariance. *Journal of Hydrology* 231(2000)184-197.
- Collischonn W, SG Agra, GK de Reitas, G Rocha Priante, R Tassi & C Freire Souza. Em busca do hidrograma gico. Sin especificar otros datos.
- Comisión Europea. 2003. "Interpretation manual of European Union habitats". EUR25. 128 pp. D.G. Environment, Nature and Biodiversity.
- Comisión Europea, 2014. Un medio ambiente sano y sostenible para las generaciones venideras. Serie Comprender las políticas de la Unión Europea: Medio Ambiente. ISBN 978-92-79-42634-6. doi:10.2775/90875
- Comín, F. A., y R. Sorando. 2009. "Bases ecológicas para la conservación y restauración de la vegetación de las orillas de la Laguna de Gallocanta" en La Laguna de Gallocanta: Medio natural, conservación y teledetección / coord. por María A. Casterad, Carmen Castañeda del Álamo, 2009, ISBN 978-84-936677-4-0, págs. 47-58.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), 2009. Establecimiento de las normas de explotación de la unidad hidrogeológica "Gallocanta" y la delimitación de los perímetros de protección de la laguna. Informe Técnico 09/97. 402 pp.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). 2010. Asistencia técnica para el control del estado de los lagos de la cuenca del Ebro según la Directiva 2000/60/CE. Campaña 2009.
- Cowardin, L. M., V. Carter, F. C. Golet, and E. T. LaRoe. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-79/31. Washington, DC.
- CRCA. 2005. Establishing Environmental Flow Requirements for Millhaven Creek: Pilot Project. Cataraqui Region Conservation Authority, Glenburnie, Ontario.
- Cuttelod, A., Seddon, M. and E. Neubert. 2011. European Red List of Non-marine Molluscs. Publications Office of the European Union, Luxembourg
- Davis, J. A., Froend, R.H., Hamilton, D.P., Horwitz, P., McComb, A.J., Oldham, C.E. 2001. Environmental Water Requirements to Maintain Wetlands of National and International Importance, Environmental Flows Initiative Technical Report Number 1, Commonwealth of Australia, Canberra.

- Davis, M., and Riestra, E 2002. Instream flow policies and procedures within integrated water management in Chile. 4th Ecohydraulics Conference, Enviro-flows, 2002.
- Davies S. P. y Jackson S.K. 2006. "The Biological Condition Gradient: A Descriptive Model for Interpreting Change in Aquatic Ecosystems". *Ecological Applications*: Vol. 16, No. 4 pp. 1251–1266
- Díez Hernández JM. 2008. Evaluación de requerimientos ecológicos para el diseño de regímenes ambientales de caudales fluviales. *Revista de ingeniería, Universidad de los Andes, Bogotá*: 15-23.
- Díez Hernández JM & DH Ruiz Corbo. 2007. Determinación de caudales ambientales confiables en Colombia: el ejemplo del río Placé (Cauca). *Gestión y Ambiente* 10: 153-166.
- DOF. 2012. Declaratoria de vigencia de la norma Mexicana: NMX-AA-159-SCFI- 2012 que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas. *Diario Oficial de la Federación*, 20 de septiembre de 2012. México, D.F
- Dunbar, M. J., A. Gustard, M. C. Acreman, and C. R. N. Elliot. 1998. "Overseas approaches to setting river flow objectives". Institute of Hydrology, Wallingford, Oxon, United Kingdom. R&D Technical Report W6-161. 83pp.
- Dyson, M., G. Bergkamp, y J. Scanlon, (eds). 2003. "Flow. The Essentials of Environmental Flows". IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xiv + 118 pp.
- Espinoza C, Vargas X, Pardo M. sin año. Metodología incremental para la asignación de caudales mínimos aconsejables, IFIM. VI Jornadas del CONAPHI-CHILE.13pp.
- Esselman PC & Opperman JJ. 2010. Overcoming information limitation for the prescription of an environmental flow regime for a Central American river. *Ecology and Society*, 15(1): 6. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss1/art6/>
- European Environment Agency (EEA), 2009. Water resources across Europe confronting water scarcity and drought. EEA Report No 2/2009. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- EEA, 2010. The European Environment State and Outlook 2010. Water resources: quantity and flows. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- EEA, 2012. Towards efficient use of water resources in Europe. Report 1/2012. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

- EEA, 2015. State of nature in the EU Results from reporting under the nature directives 2007–2012. EEA Technical report No 2/2015. ISSN 1725-2237
- Espinar, J.L., 2006. The Importance of Sample Size for the Detection of a Biomass-Diversity Pattern in Mediterranean Wetlands. *Journal of Vegetation Science* 17: 227-232.
- Espinar, J.L., García, L., García Murillo, P., & Toja, J., 2002. Submerged Macrophyte Zonation in a Mediterranean Salt Marsh: A Facilitation Effect from Established Helophytes? *Journal of Vegetation Science* 13: 831-840.
- Failache Gallo N & D Motta Marques. Propuesta para el establecimiento de un caudal ecológico en la cuenca del Río Quaraí. No especifica otros datos.
- Finlayson, C. M., B. J. Bailey, and I. D. Cowie. 1989. Macrophyte Vegetation of the Magela Creek Floodplain, Alligator Rivers Region, Northern Territory. Supervising Scientist for the Alligator Rivers Region, Australian Government Publishing Service, Canberra.
- Freyhof, J. and Brooks, E. 2011. European Red List of Freshwater Fishes. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Galicia, D., Hidalgo, C., Guerra, L. & Hervás, J. 2010. Metodología para la preparación del informe de aplicación de la Directiva Hábitat en España 2007-2012. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid. Documento inédito.
- García, L.V., Marañón, T., Moreno, A. & Clemente, L., 1993. Above-Ground Biomass and Species Richness in a Mediterranean Salt Marsh. *Journal of Vegetation Science* 4: 417-424.
- García-Rodríguez E, González-Villela R, Martínez-Austria P, Athala-Molano J y Paz Soldán G. 1999. Guía de aplicación de los métodos de cálculo de caudal de reserva ecológicos en México. CNA-IMTA. México.
- García Vera, M. A., J. San Román, O. Blasco y P. Coloma. 2009. “Hidrogeología de la Laguna de Gallocanta e implicaciones ambientales” en *La Laguna de Gallocanta: Medio natural, conservación y teledetección* / coord. por María A. Castedad, Carmen Castañeda del Álamo, 2009, ISBN 978-84-936677-4-0, págs. 79-103.
- García Viñas, J. I., J. A. Mintegui y J. C. Robredo. 2005. “La vegetación en la marisma del Parque Nacional de Doñana en relación a su régimen hidráulico”. *Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Técnica*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

- Gardner, R. C., M. Bonells, E. Okuno, J. M. Zaram. 2012. Evitar, Mitigar y Compensar la Pérdida y Degradación de Humedales en Leyes y Políticas Nacionales. Nota Informativa del GECT. Ramsar Secretariat
- Generalitat Valenciana, 2013. Guía para la Evaluación del Estado de Conservación de los Hábitats y Especies en Red Natura 2000. INFORME TÉCNICO 06/2013.
- Gippel, C. J. 2001. Hydrological analyses for environmental flow assessment. In Ghassemi, F. and Whetton, P. (eds) Proceedings MODSIM 2001. International Congress on Modelling and Simulation, Modelling & Simulation Society of Australia & New Zealand. The Australian National University, Canberra, Australian Capital Territory. p. 873-880.
- González Bernáldez, F. y Montes, C. (1989).- «Los humedales del acuífero de Madrid. Inventario y tipología según su origen y funcionamiento»; Canal de Isabel II; Madrid.
- González Villela R & Banderas Tarabay A. 2007. Estudio comparativo de tres metodologías para el manejo y cálculo de caudales ambientales en el río Santiago, Nayarit, México. Congreso Nacional y Reunión Mesoamericana de Manejo de Cuencas Hidrográficas. UAQ-INE-FIRO. México.
- Grace, J.B., Wetzel, R.G., 1981. Habitat partitioning and competitive displacement in cattails (Typha): experimental field studies. *American Naturalist* 118, 463–474.
- Gracia, F.J.; Gutiérrez, F. y Gutiérrez, M. (1999).- Evolución geomorfológica del polje de Gallocanta (Cordillera Ibérica). *Rev. Soc. Geol. España*, 12, 351-368.
- Green, A.J. y J. Figuerola. 2003. Aves acuáticas como bioindicadores en los humedales. Pp. 47-60. In: Paracuellos, M. (ed.). *Ecología, manejo y conservación de los humedales*, Instituto de Estudios Almerienses. Almería, España.
- Grime, J. P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, Chichester.
- Growns J. y Marsh N., 2000: *Characterisation of Flow in Regulated and Unregulated Streams in Eastern Australia*. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology. Technical Report 3/2000.
- Grubb, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 52:107–145.
- Grubaugh, J. W., and R. V. Anderson. 1988. Spatial and temporal availability of floodplain habitat: Long-term changes at Pool 19, Mississippi River. *American Midland Naturalist* 119: 402–411.

- Hawes, I.; Riis, T.; Sutherland, D.; Flanagan, M. (2003). Physical constraints to aquatic plant growth in New Zealand lakes. *Journal of Aquatic Plant Management* 41: 44-52.
- Hellsten S (1997). Environmental factors related to water level regulation – a comparative study in northern Finland. *Boreal Environmental Research* 2, 345–367.
- Hellsten S, M Marttunen, M Visuri, A Keto, S Partanen, & EA Järvinen (2002). Indicators of sustainable water level regulation in northern River Basins: a case study from the River Paatsjoki water system in northern Lapland. *Archiv fuer Hydrobiologie (Supplementband)* 141: 3–4, 353–370.
- Hill M.T., Platts W.S., Beschta R.L., 1991. Ecological and geomorphological concepts for instream and out-of channel flow requirements. *Rivers*. 2 (3): 198-210.
- Hirji, R. and T. Panella (2003). "Evolving policy reforms and experiences for addressing downstream impacts in World Bank water resources projects." *River Research and Applications* 19(5-6): 667-681.
- Hirji, R. and R. Davis. 2009. *Environmental Flows in Water Resources Policies, Plans, and Projects: Findings and Recommendations*. The World Bank. Environment and Development series.
- Howell, D. y González García, R. 2010. *La Directiva Marco del Agua y la conservación de los humedales y los espacios de la Red Natura 2000 que dependen del agua*. SEO/BirdLife, Madrid.
- ICONA. 1994. "Desarrollo Sectorial del Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de Doñana en Materia de Manejo de los Recursos Hídricos". Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- IGME 1984. "Estudio hidrogeológico de la laguna de Fuente de Piedra". 4 tomos, 20 planos.
- ITGE 1998. "Hidrogeología de la reserva natural de la laguna de Fuente de Piedra (Málaga)". Ed. ITGE. 80 pp.
- IGME 2009. "Caracterización hidrogeológica y modelación numérica de un sistema de flujo con densidad variable: Sistema Hidrogeológico de la laguna de Fuente de Piedra (Málaga)". Parte I: Caracterización hidrogeológica y modelo conceptual. IGME, inédito. Madrid. 170pp.
- International Water Management Institute (IWMI). 2004. <http://www.lk.iwmi.org/ehdb/EFM/efm.asp>



- International Water Management Institute (IWMI) 2011. Eco-hydrological databases. Estimates of environmental flows worldwide. <http://dw.iwmi.org/ehdb/efr/wetlandvisitor/information.aspx>
- Izaguirre Remón, R., Rivera Oliva, R. & Mustelieer Necolardes, S. (2009). La revisión bibliográfica como paso lógico y método de la investigación científica. *Revista Electrónica de Ciencias Médicas de Guinea Ecuatorial*, 1(2)
- James, M., Mark, A. and Single, M. (2002) Lake level management. *Lake Manager's Handbook*. Ministry for the Environment, Wellington.
- Jenkins, R. E. 1976. Maintenance of natural diversity: approach and recommendations. In: K. Sabol (ed.) *Transactions—Forty - first North American Wildlife and Natural Resources Conference*. Washington, D. C. March 21-25, 1976. Pp. 441-451.
- Jiménez J. 2005. Propuesta de caudales ambientales para el río Tempisque-Costa Rica: Resumen de aspectos biológicos e hidrológicos. Organización de Estudios Tropicales. Reporte.
- Jowett, LG. 1989. River hydraulic and habitat simulation, RHYHABSIM computer manual. New Zealand Ministry of Agriculture and Fisheries, Fisheries Miscellaneous Repon 49. Christchurch. 39 pp.
- Junk WJ (eds). 1997. *The Central Amazon Floodplain*. Springer-Verlag: New York.
- Junk, W. J.; P. B Bayley y R.E. Sparks. 1989. "The Flood Pulse Concept In River-Floodplain Systems". In: Doge, D.P.(Ed.). *Proc. Int. Large River Symp (Lars) – Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 110-127.
- Junta de Andalucía. 2004. "Plan Andaluz de Humedales". Consejería de medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla. 263 pp.
- Junta de Andalucía. 2005. "Modelo Digital del Terreno de Andalucía generado a partir de fotografías aéreas a escala 1:20.000". Consejería de Obras Públicas y Transportes, Consejería de Agricultura y Pesca, Consejería de Medio Ambiente.
- Junta de Andalucía. 2010. "Caracterización Ambiental de Humedales en Andalucía". En: <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/web>. Visitado en agosto 2010.
- Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, 2015. PLAN DE GESTIÓN Humedales de La Mancha ES4250010/ ES0000091. Documento 2. Objetivos y Medidas de Conservación.
- Keddy, P.A. (2002). *Wetland ecology: Principles and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. 614pp.

- Keddy, P.A. 1985. Wave disturbance on lakeshores and the within lake distribution of Ontario's Atlantic coastal plain flora. *Canadian Journal of Botany* 63:656-660.
- Keddy, P.A. and L.H. Fraser. 2000. Four general principles for the management and conservation of wetlands in large lakes: the role of water levels, nutrients, competitive hierarchies and centrifugal organization. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 5:177-185.
- King, J. M., and D. Louw. 1998. Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the Building Block Methodology. *Aquatic Ecosystems Health and Restoration* 1:109-124.
- King, J. R. Tharme and C. Brown. 1999. Definition and Implementation of Instream flows. Contributing Paper. World Commission on Dams.
- King, J., C. Brown y H. Sabet. 2003. "A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers". *Regulated Rivers: Research and Assessment*. Volume 19 Issue 5-6, Pages 619 – 639
- King R. S., C. J. Richardson, D. L. Urban, and E. A. Romanowicz, 2004. "Spatial dependency of vegetation-environment linkages in an anthropogenically influenced wetland ecosystem," *Ecosystems*, 7(1):75-97.
- King, J., C. Brown. 2004. "Development of Drift, a Scenario-Based Methodology for Environmental Flow Assessments". Report No 1159/1/04
- King, J. M., R. E. Tharme, y M. S. de Villiers, editors. 2008. "Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block Methodology". WRC Report No TT 354/08. Updated Edition. Water Research Commission, Pretoria, South Africa.
- Kirk, R. M., Henriques, P. R. 1986: Physical and biological aspects of shoreline change: Lake Ohau, South Island, New Zealand. *Journal of Shoreline Management* 2: 305-326.
- Lacalle, A. 2003. El régimen jurídico comunitario e internacional de los humedales en "Ecología, manejo y conservación de los humedales". Coord. Mariano Paracuellos. ISBN 84-8108-276-7, págs. 13-23
- Longares, L. A., 2009. "Avifauna de la Laguna de Gallocanta" en La Laguna de Gallocanta: Medio natural, conservación y teledetección / coord. por María A. Castorad, Carmen Castañeda del Álamo, 2009, ISBN 978-84-936677-4-0, págs. 29-46.
- Lytle, D, y N. Poff. 2004. "Adaptation to natural flow regimes". *Trends in Ecology & Evolution* 19:94-100.

- MacKay, H 1999. Minutes of RDM Project Steering Committee Meeting, DWAF Pretoria, April 14, 1999.
- Maingi J.K. y Marsh S.E., 2002. Quantifying hydrologic impacts following dam construction along the Tana River, Kenya. *Journal of Arid Environments* (2002) 50: 53-79.
- Marañón, T., 1998. Soil Seed Bank and Community Dynamics in an Annual Dominated Mediterranean Salt-Marshes. *Journal of Vegetation Science* 9: 371-378.
- Martínez Santa-María, C., & Fernández Yuste, J.A. (2010). IAHRIS 2.2 Índices de alteración hidrológica en ríos: Manual de referencia metodológica. [http://www.ecogesfor.org/IAHRIS\\_es.html](http://www.ecogesfor.org/IAHRIS_es.html)
- MAVDT 2008. Metodología para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 135pp.
- McKee, K. L., and P. L. Faulkner. 1999. Biogeochemical Functioning of Restored and Natural Mangrove Forests in Southwest Florida. Final Report to NOAA/NERRS/SRD. National Wetlands Research Center, Lafayette, LA.
- Méndez, M. (2010). El papel de los científicos en polémicas ambientales. *Ecosistemas* 19(3):66-68
- Menges, E.S., Waller, D.M., 1983. Plant strategies in relation to elevation and light in floodplain herbs. *American Naturalist* 122, 454-473.
- Merron, G.; M. Bruton and P. La Hausse de Lalouviere. 1993. Changes in fish communities of the Phongolo floodplain, Zululand (S. Africa) before, during and after a severe drought. *Regulated Rivers* 8: 335-344.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). 2014. Informe 2013 sobre el estado del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad en España. Madrid. 300 pp.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). 2015. Situación del Inventario Español de Zonas Húmedas. [http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/mapa\\_IEZH\\_sept\\_2014\\_tcm7-157908.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/mapa_IEZH_sept_2014_tcm7-157908.pdf). Accedido el 14/12/2015
- Ministerio de Medio Ambiente (MMA) (2000). Libro Blanco del Agua. Ed: Centro de Publicaciones. Secretaría General Técnica del Ministerio de Medio Ambiente. Texto completo. I.S.B.N.: 84-8320-128-3.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2001. "Propuesta para la Redacción del Plan de Protección Hídrica de la Laguna de Fuente de Piedra (Málaga)". Estudio clave 0.6.803.173/0411. Madrid.

- Ministerio de Medio Ambiente, 2003. La delimitación del Dominio Público Hidráulico y de sus zonas inundables. El Proyecto Linde. Dirección General de obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM). 2009. ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. BOE Núm 229.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM). 2010. Guía para la determinación de los caudales ecológicos en ríos, lagos y humedales españoles. Informe inédito.
- Mitsch, W. y J. Gosselink. 2000. "Wetlands". 3rd Edition. Wiley and Sons, Nueva Cork. 920 pp.
- Montes, C.; Borja, F.; Bravo, M. A. y Moreira, J. M. (1998).- «Reconocimiento Biofísico de Espacios Naturales Protegidos. Doñana: Una Aproximación Ecosistémica»; CMA. Junta de Andalucía; Sevilla.
- Moore, M. 2004. Perceptions and interpretations of environmental flows and implications for future water resource management: A survey study. Masters Thesis, Department of Water and Environmental Studies, Linköping University, Sweden.
- Naiman, R. J., J. J. Magnuson, D. M. McKnight, and J. A. Stanford. 1995. "The fresh-water imperative: A research agenda". Island Press, Washington, DC, 165 pp.
- Neiff, J. J., 1978. Fluctuaciones de la vegetación acuática en ambientes del valle de inundación del Paraná Medio. *Physis*, B, Buenos Aires, 85(38): 41-53.
- Neiff, J. J., H. J. Reboratti, M. C. Gorleri, y M. Basualdo., 1985. Impacto de las crecientes extraordinarias sobre los bosques fluviales del Bajo Paraguay. *Bol. Com. Espec. Río Bermejo. Cámara de Diputados de la Nación (Buenos Aires)* 4: 13-30.
- Neiff, J. J., M. H. Iriondo, and R. Carignan, 1994. Large tropical south american wetlands: an overview. pp. 156-165. En: Link, G. L. and Naiman, R. J. (eds): *The Ecology and Management of Aquatic-terrestrial Ecotones*. Proceedings book, Univ. of Washington.
- Niering, W. 1994. Wetland vegetation change: A dynamic process, *Wetland Journal* 6: 6-15.
- Nilsson, C., C.A. Reidy, M. Dynesius, and C. Revenga, 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science* 308:405-408.

- NIWA, National Institute of Water and Atmospheric Research 2004. An ecosystem approach to Lake Management. <http://www.niwa.co.nz/pubs/an/21/ecosystem> (accessed 28/11/04)
- Noe, G.B., 2002. Temporal Variability Matters: Effects of Constant vs. Varying Moisture and Salinity on Germination 72: 427-443.
- Noe, G.B. & Zedler, J.B., 2000. Differential Effects of Four Abiotic Factors on the Germination of Salt Marsh Annuals. *American Journal of Botany* 87: 1679-1692.
- Noe, G.B. & Zedler, J.B., 2001. Spatio-Temporal Variation of Salt Marsh Seedling Establishment in Relation to the Abiotic and Biotic Environment. *Journal of Vegetation Science* 12: 61-74.
- Noss, R. F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: A look at The Nature Conservancy (USA). *Biological Conservation* 41:11-37.
- OAPN (1999): Plan estratégico español para la conservación y el uso racional de los humedales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, 88pp
- Observatorio de la Sostenibilidad de España OSE (2010) Biodiversidad en España. Base de la Sostenibilidad ante el Cambio Global, Ministerio de Medio Ambiente, Fundación Biodiversidad, Fundación Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, Madrid (<http://www.sostenibilidad-es.org/es/informes/informes-tematicos/biodiversidad-en-espanabase-de-la-sostenibilidad-ante-el-cambio-global>)
- Opdyke, D.R., Oborny, E.L., Vaugh, S.K., and Mayes, K.B., 2014. Texas environmental flow standards and the hydrology-based environmental flow regime methodology. *Hydrological Sciences Journal*, 59 (3–4), 820–830.
- Pennings, S.C. & Bertness, M.D. (2001) Salt marsh communities. *Marine Community Ecology* (ed. M.E. Hay), pp. 289–316.
- Pickett, S. T. A., and White, P. S. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, New York.
- Poff, N.L., J.D. Allan, M. B. Bain, J.R. Karr, B. Richter, R. Sparks, y J. Stromberg. 1997. "The natural flow regime: a new paradigm for riverine conservation and restoration". *BioScience* 47:769-784.
- Poff N.L., Richter B., Arthington A.H., Bunn S.E., Naiman R.J., Kendy E., Acreman M., Apse C., Bledsoe B.P., Freeman M., Henriksen J., Jacobson R.B., Kennen J., Merritt D.M., O’Keeffe J., Olden J.D., Rogers K., Tharme R.E. y Warner A. 2009. "The Ecological Limits of Hydrologic Alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards". *Freshwater Biology*.

- Poff, L. & J. K. Zimmerman. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* (2010) 55, 194–205
- Porcel GH & JM Malán. 2005. Estudio para La determinación Del caudal mínimo necesario para El reestablecimiento del sistema ecológico fluvial en El curso inferior Del río Atuel. Universidad Nacional de La Pampa. Argentina.
- Postel, S., and Richter, B. 2003. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*, Island Press, Washington, D.C.
- Ramos, A. 2012. Hidrometeorología y balance térmico de la marisma de Doñana. Tesis doctoral. UPC. Escola Tècnica Superior d'Enginyers de Camins, Canals i Ports de Barcelona. 381 pp.
- Reiser, D.W., Wesche, T.A. & Estes, C. 1989. Status of instream flow legislation and practise in North America. *Fisheries* 14(2): 22-29.
- Rendón, M. (1986): La reproducción del flamenco en Fuente de Piedra (España). *Flamingo Research Specialist Group Newsletter*; 3.6-8.
- Rendón, M. (1987): Situación actual de la colonia de flamenco (*Phoenicopterus ruber roseus*) en la laguna de Fuentedepiedra. II Jornadas Ibéricas sobre Estudio y Protección de Zonas Húmedas. 153-161. FAT. Diputación de Valencia. Bétera. Valencia.
- Rendón, M. y Johnson, A. R.; (1996). Management of Nesting Sites for Greater Flamingos. *Colonial Waterbirds*, 19 (Special Publication 1): 167-183.
- Rendón-Martos, M., Garrido, A., Rendón, M. A. y Amat, J. A. 2009. El flamenco común. En, M. Máñez y M. Rendón-Martos (Eds.). *El morito, la espátula y el flamenco en España. Población en 2007 y método de censo*, pp 57-93. SEO/BirdLife. Madrid.
- Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Reice S.R., Sheldon A.L., Wallace J.B. & Wissmar R. (1988) The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 433–455.
- Rey Benayas, J.M., 1991. *Aguas subterráneas y Ecología. Ecosistemas de descarga de acuíferos en los arenales*. Madrid: ICONA, CSIC.
- Richter B. D., J.V. Baumgartner, J. Powell y D.P. Braun. 1996. "A method for assessing hydrological alteration within ecosystems". *Conservation Biology* 10(4): 1163-1174.

- Richter B. D., J.V. Baumgartner, R. Wigington y D.P. Braun. 1997. "How much water does a river need?" *Freshwater Biology* 37: 231-249.
- Richter BD, Richter HE, 2000. Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers. *Conservation Biology* 14(5): 1467-1478.
- Richter, B. D., A. T. Warner, J. L. Meyer, y K. Lutz. 2006. "A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations". *River Research and Applications*, 22, 297-318.
- Riis, T.; Hawes, I. (2002). Relationships between water level fluctuations and vegetation diversity in shallow water of New Zealand lakes. *Aquatic Botany* 74:133-148
- Riis, T., Hawes, I. (2002) Relationships between water level fluctuations and vegetation diversity in shallow water of New Zealand lakes. *Aquatic Botany*, 74, 133-148.
- Rodríguez-Gallego L., C. Chreties, M. Crisci, M. Hernández, N. Colombo, B. Lanzilotta, M. Saravia, C. Neme, V. Sabaj & D. Conde. 2012. Fortalecimiento del concepto de Caudales Ambientales como Herramienta para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. Acuerdo PNUMA y Vida Silvestre Uruguay. INFORME FINAL.
- Roxburgh, S.H., Shea, K. & Wilson, J.B. (2004). The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*, 85, 359–371.
- Rowan, J.S. Bragg, O.M., Duck, R.W. and Black, A.R. 2003.. Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS): scoping study. JNCC Report F90-01-628.
- Sánchez, R. 2015. Informe sobre la consideración de los planes hidrológicos españoles de caudales ecológicos de ríos y las necesidades hídricas de lagos y humedales. Informe Técnico para la SGPUSA. MAGRAMA.
- Sánchez, R. y Martínez, J. 2007. Los caudales ambientales: Diagnóstico y perspectivas. en Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas. Del Moral, L.; Hernández, N. (eds.) Fundación Nueva Cultura del Agua, Convenio Universidad de Sevilla-Ministerio de Medio Ambiente, 26 p.
- Sánchez, R. y E. Barrios. 2011. Caudal ecológico: propuesta metodológica. Ejemplo de caso río San Pedro mezquital, Marismas Nacionales, Nayarit. En: De la Lanza, G. y S. Hernández (comps.), *Ambiente, Biología, Sociedad, Manejo y Legislación de la Zona Costera Mexicana*. pp 437-469.
- Sánchez, R., M. Oñorbe y M. J. Viñals. 2011. "Requerimientos de las directivas europeas en relación con las necesidades hídricas de los humedales" en Viñals, M.J., Blasco, D., y Morant, M. (eds). 2011. *Los humedales mediterráneos: el contexto*

- ambiental y social. Reflexiones para su estudio y gestión eficaz. Ed. Fundación Biodiversidad. 266 pp
- Sánchez, R. y Viñals, M.J. (2012). Manual para la determinación de las necesidades hídricas de los humedales. El contexto español. Ed. Fundación Biodiversidad, 68 pp.
- Sánchez, R. and G. Schmidt. 2012. Environmental flows as a tool to achieve the WFD objectives. Study for the European Commission.
- Sánchez, J. M., M. Blasco, C. de la Cruz y E. da Silva. 1989. "Segregación y sincronismo de la avifauna acuática en la Laguna de Fuente Piedra (Málaga) en el período reproductor". *Mediterránea. Serie de Estudios Biológicos*. N. 11. ISSN 1130-6203, pp. 35-45.
- Santacruz de León G & M. Ahuilar-Robledo. 2009. Estimación de los caudales ecológicos en el Río Valles con el método Tennant. *Hidrobiológica*, 19(1): 25-32.
- Sculthorpe, C. D. 1967. *The Biology of Aquatic Vascular Plants*. Edward Arnold, London. 610 pp.
- SEO/BirdLife, 2012. Revisión del estado de conservación de los humedales Ramsar en España. Informe técnico.
- Smith, B.D., Maitland, P.S. and Pennock, S.M. 1987.. A comparative study of water level regimes and littoral benthic communities in Scottish lochs. *Biological Conservation*, 39, 291-316.
- Smithers, H. & Durie, C. 1998. Modelling hydrological and ecological interactions in the English Lake District during the 1995/6 drought. In: Wheater, H. & Kirby, C. (eds.) *Hydrology in a Changing Environment*. John Wiley, Chichester. pp. 289-301.
- Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 15, 353-91.
- Sparks, R. E., J. C. Nelson, and Y. Yin. 1998. Naturalization of the flood regime in regulated rivers. *BioScience* 48: 706–720.
- Stalnaker, C.B. & Arnette, S.C. 1976. Methodologies for the determination of stream resource flow requirements: an assessment. U.S. Fish and Wildlife Services, Office of Biological Services Western Water Association. 199 pp.
- Stanford, J. A., M. S. Lorang, and F. R. Hauer. 2005. The shifting habitat mosaic of river ecosystems. *Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen* 29:123–136.



- Sugiyama H., Vudhivanich V., Whitaker C. y Lorsirirat K., 2003. Stochastic Flow Duration Curves for evaluation of Flow Regimes in Rivers. *Journal of the American Water Resources Association*. February 2003: 47-59.
- The Nature Conservancy (TNC). 2011a. Conservation Gateway. "Environmental Flow Components" <http://www.conservationgateway.org/content/environmental-flow-components>
- The Nature Conservancy (TNC). 2011b. Conservation Gateway. "Three-Level Hierarchy of Environmental Flow Methods" <http://www.conservationgateway.org/content/environmental-flow-components>
- Tharme, R.E. 1996. Review of international methodologies for the quantification of the instream flow requirements of rivers. *Water law review*. Final report for policy development. Commissioned by the Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria. Freshwater Research Unit, University of Cape Town, Cape Town. 116 pp.
- Tharme, R. 2003. "A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers". *River Research and Applications* 19: 397-441.
- Townsend, C. R. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8:36-50.
- Tundisi, J. G., 1994. Tropical South America: present and perspectives. pp. 353-424. In: MARGALEF, R. (ed): *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Elsevier, Amsterdam.
- UKTAG 2003. UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive. Guidance on Morphological Alterations and the Pressures and Impacts Analyses. TAG 2003 WP7c 2<sup>nd</sup> draft, 7 July 2003.
- UK TAG 2007. Guidance on environmental flow releases from impoundments to implement the Water Framework Directive. Final report
- UNESCO. 2005. Taller de caudales ambientales: experiencias y desafíos regionales. San José. Costa Rica.
- USEPA, 2005. "Use of Biological Information to Better Define Designated Aquatic Life Uses in State and Tribal Water Quality Standards: Tiered Aquatic Life Uses".
- U.S. EPA. 2008. Methods for Evaluating Wetland Condition: Wetland Hydrology. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-08-024.

- van der Valk, A. G. 1981. Succession in wetlands: A Gleasonian approach. *Ecology* 62: 688–696.
- van der Valk, A. G. 1999. Succession theory and wetland restoration. In *Proceedings of INTECOL's V International Wetlands Conference*, ed. by A. J. McComb and J. A. Davis, pp. 657–667. Gleneagles Press, Adelaide, Australia
- Villalobos Megía, M. 2006. “Geodiversidad y Patrimonio Geológico de Andalucía. Itinerario Geológico por Andalucía. Guía didáctica de campo”. *Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía*.
- Wang, C. 2008. Detecting the effect of water regime on waterbirds population using remote sensing. A case study in the lagoon of Fuente de Piedra, Spain. *International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation Enschede, The Netherlands*.
- Ward, J. V., and J. A. Stanford. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. Pages 29-42 in T. D. Fontaine and S. M. Bartell, editors. *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Sciences.
- Wheeler, B.D., D.J.G. Gowing, S.C. Shaw, J.O. Mountford and R.P. Money. (2004). *Ecohydrological Guidelines for Lowland Wetland Plant Communities*. Final Report Environment Agency.
- Westra, L. et al. (2000).- «Ecological integrity and the aims of the global integrity project». En: D. Pimentel, L. Westra & R.F. Noss (eds). *Ecological Integrity. Integrating Environment, Conservation and Health*:19-44; Island Press. Washington, D.C. (USA)
- WFD CIS (Water Framework Directive's Common Implementation Strategy). 2003a. *Guidance Document No. 4. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies – HMWB*.
- WFD CIS (Water Framework Directive's Common Implementation Strategy). 2003b. *Guidance Document No. 7. Monitoring under the Water Framework Directive – Monitoring*.
- WFD CIS (Water Framework Directive's Common Implementation Strategy). 2003c. *Guidance Document No. 12. Horizontal Guidance on the Role of Wetlands in the Water Framework Directive*.
- WFD CIS (Water Framework Directive's Common Implementation Strategy). 2005. *Guidance Document No. 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential – Classification*.

- WFD CIS (Water Framework Directive's Common Implementation Strategy) 2015. Guidance Document No. 31. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive.
- Wisheu, I. C. and P.A. Keddy. 1991. Seed banks of a rare wetland plant community: distribution patterns and effects of human induced disturbance. *Journal of Vegetation Science* 2: 181-188.
- WWF (2009). Caudales ecológicos de la marisma del Parque Nacional de Doñana y su área de influencia: 145-160.
- Zedler, J. B., and J. C. Callaway. 1999. Tracking wetland restoration: Do mitigation sites follow desired trajectories? *Restoration Ecology* 7: 69-73.