

ECOLOGÍA, MANEJO Y CONSERVACIÓN DE HUMEDALES

Ecología, manejo y conservación de humedales



Editor

Mariano Paracuellos



INSTITUTO DE ESTUDIOS ALMERIENSES
DIPUTACIÓN DE ALMERÍA



INSTITUTO DE ESTUDIOS ALMERIENSES
DIPUTACIÓN DE ALMERÍA

ECOLOGÍA, MANEJO Y CONSERVACIÓN DE LOS HUMEDALES

Editor

Mariano Paracuellos

Dpto. de Ecología y Medio Ambiente, Instituto de Estudios Almerienses, Diputación de Almería

Comité Revisor

José Jesús Casas *

Dpto. de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Almería

Luis Cruz-Pizarro *

Instituto del Agua, Universidad de Granada

Antonio Embí

Dpto. de Ecología y Medio Ambiente, Instituto de Estudios Almerienses, Diputación de Almería

Manuel Martín-Vivaldi

Estación Experimental de Zonas Áridas, CSIC

Juan Gabriel Martínez

Dpto. de Biología Animal y Ecología, Universidad de Granada

Juan Carlos Nevado *

Dpto. de Flora y Fauna, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía

Manuel Ortega *

Dpto. de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Almería

Juan María Pleguezuelos

Dpto. de Biología Animal y Ecología, Universidad de Granada

* Revisor de más de un artículo

Instituto de Estudios Almerienses

Diputación de Almería

2003

-
- © Edición: Instituto de Estudios Almerienses
 - © Textos y fotos: Los autores
 - ISBN: 84-8108-276-7
 - Dep. Legal: Al-53-2003
 - Composición: Armando Fuertes Panizo
 - Imprime: ESCOBAR IMPRESORES, S.L. - EL EJIDO (Almería)
 - Foto de portada: Salinas de Guardias Viejas (foto: M. Paracuellos)

COLECCIÓN ACTAS

Núm. 49

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	11
PRESENTACIÓN	11
EL RÉGIMEN JURÍDICO COMUNITARIO E INTERNACIONAL DE LOS HUMEDALES	13
Abel La Calle	
APLICACIÓN DE TÉCNICAS DE BIOMANIPULACIÓN PARA LA GESTIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN EN LAS ALBUFERAS DE ADRA. PRIMEROS RESULTADOS	25
Luis Cruz-Pizarro, Enrique Moreno-Ostos, Sergio Luiz Rodrigues da Silva, Inmaculada de Vicente, María Victoria Amores, Kaltoum El Mabrouki y Daniel Fabián Roland	
CONSERVACIÓN Y GESTIÓN DE LA FLORA Y LA VEGETACIÓN ACUÁTICAS	35
Santos Cirujano	
AVES ACUÁTICAS COMO BIOINDICADORES EN LOS HUMEDALES	47
Andy J. Green y Jordi Figuerola	
CRITERIOS ECOLÓGICOS PARA EL DESLINDE DE HUMEDALES RIBEREÑOS	61
Carlos Montes	
EL PLAN ANDALUZ DE HUMEDALES	77
Hermelindo Castro y Fernando Molina	
LAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS BENTÓNICOS DE LAS ALBUFERAS DE ADRA (ALMERÍA, SURESTE IBÉRICO)	85
María del Mar Bayo, José Jesús Casas, Peter Langton, Soledad Vivas, Dalila López y Francisco Calvache	
DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES MEDIANTE HUMEDALES ARTIFICIALES: LA EDAR DE LOS GALLARDOS (ALMERÍA)	99
Agustín Lahora	

LOS HUMEDALES DEL ALTO GUADALQUIVIR: INVENTARIO, TIPOLOGÍAS Y ESTADO DE CONSERVACIÓN	113
Fernando Ortega, Gema Parra y Francisco Guerrero	
ASPECTOS METODOLÓGICOS PARA EVALUAR LA CALIDAD AMBIENTAL DE LOS HUMEDALES	125
Manuel Ortega, Francisco Martínez y Francisco Padilla	
RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA FINCA EL RINCÓN (PARQUE NATURAL EL HONDO, CREVILLENTE, ALICANTE): CREACIÓN DE UN HÁBITAT IDÓNEO PARA LA CERCETA PARDILLA <i>MARMARONETTA ANGUSTIROSTRIS</i>	139
José Luis Echevarrias	
ESTADO DE CONSERVACIÓN DE ENCLAVES ACUÁTICOS EN LA SIERRA DE LOS FILABRES (ALMERÍA): IMPLICACIONES PARA LOS ANFIBIOS	151
Emilio González Miras, Joaquín Valero y Juan Carlos Nevado	
BALANCE DE RECUPERACIÓN DE ESPECIES LIGADAS A LOS HUMEDALES ALMERIENSES	163
Juan José Alesina, Sergio López y Pedro Pérez	
INVENTARIO ABIERTO DE LOS HUMEDALES DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA ALMERIENSE: CONSIDERACIONES SOBRE SU TIPIFICACIÓN	171
José Jesús Casas, Francisco Calvache, Sergio Delgado, Jaime García-Mayoral, Soledad Vivas, María del Mar Bayo, Dalila López y Manuel Ortega	
EL PROYECTO LIFE-NATURALEZA 1998 “CONSERVACIÓN DE LAS ALBUFERAS DE ADRA (ALMERÍA)”	187
Juan Carlos Nevado y Mariano Paracuellos	
BIBLIOGRAFÍA Y BIBLIOMETRÍA RELACIONADAS CON LOS HUMEDALES ALMERIENSES (SUDESTE IBÉRICO)	199
Mariano Paracuellos y Manuel Ortega	
HUMEDALES ALMERIENSES	221
José Javier Matamala y Francisco Joaquín Aguilar	
ITINERARIO DIDÁCTICO POR LOS HUMEDALES DE LA BAJA ALPUJARRA (ALMERIA)	245
Antonio Embí	
RESÚMENES	249

AGRADECIMIENTOS

El éxito alcanzado con la celebración de la XIII Aula de Ecología, con una afluencia plena que sobrepasó el centenar de asistentes, no pudo haber sido factible si no es por el prestigio y el interés prestado por los distintos ponentes que cerraron el ciclo de conferencias y exposiciones impartidas, por el compromiso adquirido por parte de aquellos contertulios que concurrieron en la mesa redonda, por la experiencia de los componentes del Comité Asesor, así como por la aportación de los autores de las comunicaciones que contribuyeron a promover, no en vano, la calidad de la información vertida durante el desarrollo de las jornadas. Además, es de reconocer que el logro obtenido tuvo mucho que deber a la actividad de difusión desplegada por parte del colectivo Ecoalmanzora (Centro de Estudios de Ecología y Medio Ambiente del Río Almanzora) y su responsable Martín Berbel, que colaboró decisivamente divulgando el evento a través de su página web (www.ecoalmanzora.tuportal.com). A todos le agradecemos cordialmente su participación, dispensándoles nuestro más sincero reconocimiento.

PRESENTACIÓN

Los humedales, ampliamente distribuidos por el planeta, conforman en conjunto una extensión de superficie relativamente escasa en comparación con la de otros ecosistemas. Sin embargo, los rasgos naturales que confluyen en su entorno confieren a este tipo de biotopos una productividad y diversidad biológicas de las más altas del mundo. Pese a su trascendental valor ecológico, las condiciones ambientales de los entornos palustres constituyen características especialmente sensibles a cambios provocados por agentes externos. Tal peculiaridad de dichas zonas las ha configurado, junto a su inicial escasez, como uno de los hábitats más amenazados a escala mundial ante el intenso deterioro del medio que viene siendo provocado por el hombre. Las consideraciones mencionadas han propiciado un cada vez mayor interés conservacionista de los citados sistemas, donde los procesos de manejo se revelan en muchos de los casos como herramientas fundamentales para la preservación de los aguazales. Caso particular es el de la provincia de Almería donde, pese a su extrema aridez en el contexto europeo, se han dado las condiciones suficientes para la aparición de ámbitos húmedos con una elevada importancia ecológica. En relación con ellos, el papel del gestor constituye un requisito indispensable para su mantenimiento futuro debido a la continua degradación provocada en el entorno que los rodea.

El XIII Aula de Ecología: “Ecología, Manejo y Conservación de los Humedales” fue dirigida, en forma de jornadas participativas desarrolladas desde el 28 de noviembre al 1 de diciembre de 2001, a todos aquellos interesados en el conocimiento, la investigación y la gestión de los humedales. En ellas se pretendieron valorar los componentes y mecanismos integradores de los medios palustres, así como los instrumentos existentes para su manejo, evaluando la importancia de los mismos en el ámbito de la conservación. En el presente volumen queda reflejada de forma representativa la información aportada en las mencionadas jornadas.

Los Coordinadores de la
XIII Aula de Ecología

Mariano Paracuellos
Antonio Embí

EL RÉGIMEN JURÍDICO COMUNITARIO E INTERNACIONAL DE LOS HUMEDALES

ABEL LA CALLE

Dpto. de Derecho Público, Universidad de Almería, Cañada de San Urbano, s/n, 04120, Almería, e-mail: alacalle@ual.es

INTRODUCCIÓN

En cualquier reflexión sobre la regulación jurídica de los humedales se ha de partir de la referencia negativa que tuvieron en el pasado como lugares improductivos, insalubres y fuente de todo tipo de males.

La literatura gótica de finales del siglo XVIII y principios del XIX acudió a ellos con profusión para crear un ambiente propicio al terror y al misterio, despertó espectros y encantamientos en ciénagas oscuras. Incluso hoy, herederos de esa tradición, las películas de terror recurren al tópico ¿Quién cerrando sus ojos no puede recordar alguno de aquellos perversos monstruos en un pantano, de noche entre la niebla?

Desde la ciencia esta imagen ha ido disipándose en gran medida y a ello han contribuido la educación y la divulgación de los documentales que tantos sueños velan en las sobremesas españolas.

No voy a detenerme sobre las importantes funciones sociales, culturales, hidrológicas, biológicas y económicas de los humedales ya que otros autores más conocedores de estas virtudes lo van a hacer en estas jornadas, que por otra parte reúne a un auditorio convencido de ellas.

Lo que sí voy a subrayar es que a pesar de esta oportuna intervención de la ciencia y la razón, los humedales siguen estando en peligro. La amenaza sobre estos espacios es, lamentablemente, constante y creciente. Aunque ya no se piense en acabar con el hogar de monstruos y asesinos sigue siendo despreciado por el mercado, como se ha puesto de manifiesto en el ámbito internacional entre otras por la OCDE (*Market and Government Failures in Environmental Management: Wetlands and Forests*, París, 1992).

La desaparición de los humedales en Europa no es una mera obsesión de los ecologistas, está constatada de manera objetiva. En Europa han desaparecido dos tercios de los humedales existentes durante el siglo XX y el cincuenta por ciento de los principales humedales que nos quedan se hallan «amenazados» (AEMA, 1999). En España el sesenta por ciento de los humedales han desaparecido entre 1948 y 1990. Tengamos en cuenta que España tiene el mayor número de ecosistemas de aguas poco profundas de Europa (1.400 exceptuando ríos, cursos de aguas y embalses) y que en Andalucía existen unos 110 humedales (56% de los humedales

españoles) de los que sólo 11 están declarados de importancia internacional e incluidos en la lista Ramsar. En Almería tenemos dos de esta escasa lista: Las Salinas de Cabo de Gata y las Albuferas de Adra.

Esta riqueza en humedales no se corresponde con una intervención pública suficiente para atajar la amenaza que se cierne sobre ellos y siguen desapareciendo físicamente por desecación artificial o funcionalmente por la contaminación.

Tenemos pues los dos elementos necesarios para preguntarnos por el Derecho: el humedal como bien de carácter público y una amenaza antrópica generalizada que debe contenerse.

La protección jurídica del medio ambiente es un ámbito joven del Derecho que se ocupa de esta regulación a través del fomento de actividades respetuosas, el establecimiento de un régimen jurídico de protección y de un sistema disciplinario de las actividades que puedan perjudicarles. Ello en el ámbito internacional, de la Unión Europea e interno de los Estados.

Vamos a limitarnos a exponer de forma no exhaustiva la regulación internacional y comunitaria de esta protección, que es en definitiva el sustrato común en los países de la Unión sobre la protección de humedales. Las políticas nacionales de protección de humedales suelen limitarse a aplicar los criterios y medios recomendados o exigidos en el plano internacional o de la Unión Europea.

LA PROTECCIÓN DE LOS HUMEDALES EN EL ÁMBITO INTERNACIONAL

En la Comunidad Internacional las preocupaciones de carácter propiamente ambiental se desvelaron públicamente a finales de los años sesenta y principios de los setenta. Con anterioridad en su mayor parte iban acompañadas de preocupaciones sociales, como la salud, o económicas, como los recursos de la caza. Es común fijar como Carta Magna de la protección ambiental internacional la Declaración de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano (ONU, Doc. A/CONF. 48/14/Rev.1), más conocida como Declaración de Estocolmo de 1972.

Sin embargo, el “Convenio relativo a los humedales de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas”, adoptado en Ramsar (Irán) el dos de febrero de 1971, se adelantó a la citada Declaración de Estocolmo.

Las aves siempre han ejercido un atractivo especial para el ser humano y no siempre relacionado con la gastronomía. Las aves migratorias, además, constituyen una realidad internacional y un paradigma de la existencia de un patrimonio natural común a todos los países que son lugares de paso o estancia.

El Convenio Ramsar no es sólo un tratado internacional avanzado en el momento en que se adoptó, sino el único tratado multilateral, de ámbito universal, referido a un tipo específico de ecosistema.

Desde su adopción en 1971 ha sido objeto de distintas enmiendas entre las que destacan el Protocolo de París de 3 de diciembre de 1982 y las Enmiendas de 28 de mayo de 1987. Su entrada en vigor en el ámbito internacional tuvo lugar el 21 de diciembre de 1975; para España entró en vigor el 4 de setiembre de 1982 (BOE de 20 de agosto de 1982).

La finalidad del convenio es la protección de los humedales, en especial como hábitat de las aves acuáticas, para lo que tiene como objetivo la creación y mantenimiento de una red internacional de humedales (Lista de humedales de importancia internacional) que revistan importancia para la diversidad biológica mundial y para el sustento de la vida humana, debido a sus funciones ecológicas e hidrológicas. Así como promover una gestión sostenible de éstos.

En fecha veintidós de noviembre de 2001, son partes contratantes ciento treinta Estados del mundo y en su lista de humedales de importancia internacional se reúnen mil ciento ocho que ocupan una superficie de más ochenta y siete millones de hectáreas.

En la Unión Europea, los quince Estados son partes del Convenio Ramsar y han designado un total de cuatrocientos ochenta y cinco humedales que suman algo más de seis millones de hectáreas. Esta unanimidad también se predica de los trece candidatos a la Unión Europea con noventa y un humedales incluidos en la lista que ocupan una superficie de casi un millón y medio de hectáreas.

Cuando España se incorporó como parte en el Convenio Ramsar designó como primer humedal el de Doñana, y desde entonces ha incluido en la Lista un total de treinta y ocho, que ocupan una superficie de casi ciento sesenta mil hectáreas. Entre estos humedales se encuentran las Albuferas de Adra y las Salinas de Cabo de Gata desde el cinco de diciembre de 1989. Para el cumplimiento de las obligaciones del Convenio existe un Plan estratégico para la conservación y el uso racional de los humedales aprobado por la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza el 19 de octubre de 1999. Por otra parte, en el segundo semestre del año 2002 será la anfitriona de la VIII Conferencia de las partes (COP8) en Valencia.

Pero una vez embriagados con estas cifras procede que nos despejemos con realidades jurídicas y veamos que obligaciones contrae cualquier Estado miembro de este tratado internacional.

El Convenio Ramsar impone como requisito para la adhesión que el Estado candidato designe al menos un humedal de importancia internacional (artículo 2.4), además el país signatario deberá elaborar y aplicar su planificación de forma que favorezca la conservación del humedal designado y todos aquellos que se sumen a la lista (artículo 3.1). De manera complementaria a estas obligaciones que podríamos calificar de principales, también debe adoptar otras medidas de protección entre las que destacan: la creación y salvaguarda de reservas naturales en el interior de los humedales designados en su territorio (artículo 4.1), informar sobre las modificaciones que se produzcan respecto de dichos humedales (artículo 3.2), favorecer el uso racional de los humedales en su territorio (artículo 3.1) y mantener una cooperación con el resto de los Estados parte para alcanzar los objetivos del Convenio (artículo 5).

Como puede apreciarse las obligaciones son mínimos fáciles de cumplir que, además, están enunciados en términos generales con un amplísimo margen de discrecionalidad por parte de los Estados. Al Estado adherido al Convenio no se le exige que identifique e incluya en la lista todos los humedales que en su territorio tengan importancia internacional, sólo viene obligado a incluir al menos uno. Tampoco se le exige que establezca una regulación de protección y control con unos resultados concretos en un plazo determinado, bastará con la realización y aplicación de una planificación que favorezca su conservación, gestión y uso racional, así como una voluntad de cooperación en esta materia.

La generalidad de las obligaciones, aún siendo determinantes, no debe llevarnos a menospreciar el papel internacional de este tratado ya que ha realizado una apreciable labor a favor de los humedales en el mundo. De hecho, aquello que puede ser considerado su debilidad, la flexibilidad de sus compromisos, fomenta que la mayoría de los Estados del mundo sean parte del mismo, lo cual tiene evidentes efectos generalizadores.

Por otra parte ha creado una serie de instrumentos para facilitar la labor de protección de los Estados miembros y, en general, fomentar la protección internacional de los humedales. Estos instrumentos son la Lista de humedales de importancia internacional, la Base de datos sobre los sitios Ramsar y la Ramsar Wetland Data Gateway, el Fondo para la Conservación de los Humedales que permite la financiación de acciones de proyectos encaminados a lograr los objetivos del Convenio, los Procedimientos de control que previa solicitud de un país signatario permite obtener ayuda para establecer medidas de recuperación, uso sostenible y seguimiento de los humedales incluidos en la lista, la asociación con organizaciones líderes en la conservación y uso sostenible de humedales como son actualmente BirdLife International, UICN, Wetlands International y WWF, así como las Misiones Ramsar de Asesoramiento que brindan asistencia a las Partes contratantes para dar solución a los cambios negativos que se han producido o podrían producirse en las condiciones ecológicas de los sitios Ramsar.

Muestra de la influencia que puede desplegar el tratado sobre la opinión pública lo tenemos en la reciente Misión Ramsar de Asesoramiento número 43 sobre el Delta del Ebro realizada durante los días 18 a 22 de setiembre de 2000.

En esta Misión se llevó a cabo un análisis y un diagnóstico de la situación en el Delta del Ebro, en especial sobre la gestión del agua en la cuenca de que es tributaria y los problemas que produce esta gestión en la actualidad y con el Plan Hidrológico Nacional.

Una de las conclusiones de la Misión a este respecto es que la aplicación del citado Plan Hidrológico Nacional podría tener un “severo” impacto sobre el Delta del Ebro pese a que en el Análisis Ambiental, incluido en dicho Plan, se afirma que los impactos serían mínimos (apartado 149). Recomienda al efecto que se realice previamente una Evaluación ambiental estratégica (14) y que se garantice el caudal necesario para usos conservacionistas gratuitos (15).

Este informe final de la Misión Ramsar ha provocado el correspondiente disgusto del Gobierno español y la inclusión de una nota de *excusa* en la que informa que va a realizar un Plan Integral del Delta del Ebro y que realizará una Evaluación ambiental estratégica *a posteriori* del citado Plan. Este informe final ha sido uno de los fundamentos objetivos de la protesta que las organizaciones no gubernamentales han llevado a la Unión Europea frente al Plan Hidrológico Nacional español.

Antes de concluir esta visión general sobre la protección de los humedales en el Derecho internacional de ámbito universal no podemos dejar de mencionar la interacción y refuerzo que se produce entre el comentado Convenio de Ramsar y el Convenio sobre la Diversidad Biológica adoptado en Río de Janeiro (Brasil) el 5 de junio de 1992 (BOE de 01 de febrero de 1994). Ambos tratados internacionales tienen como objetivo la protección ambiental de la diversidad biológica y el su uso sostenible en el ámbito universal, sólo que Ramsar se limita a una clase específica de ecosistemas mientras que el Convenio sobre la Diversidad Biológica no viene

limitada por el espacio e introduce la responsabilidad compartida pero diferenciada entre los países desarrollados y los países en desarrollo.

Por último, y aunque no implique una obligación jurídica como las nacidas de los tratados internacionales, mencionemos las declaraciones como Reservas de la Biosfera en el marco del Programa sobre el Hombre y la Biosfera (MAB) de la UNESCO. Estas tienen un marcado carácter de sensibilización y obligación moral cuyo principal garante es la opinión pública. En España tienen la doble distinción de Reserva de la Biosfera y humedales Ramsar: Doñana (1980 y 1982), Las Tablas de Daimiel (1980 y 1982), las Marismas del Odiel (1983 y 1989), la Ría de Mundaka-Guernika (1984 y 1993) y las Salinas del Cabo de Gata (1997 y 1989).

Analizada hasta aquí la protección ambiental de los humedales en el ámbito internacional, procede que nos detengamos ahora sobre esta protección en el ámbito regional, donde ha alcanzado el mayor grado de desarrollo.

LA PROTECCIÓN DE LOS HUMEDALES EN LA UNIÓN EUROPEA

La política comunitaria de protección ambiental nació de forma paralela a la preocupación internacional de finales de los sesenta y principios de los setenta.

En un principio se adoptaron normas con la necesidad de armonizar el mercado interior para que las exigencias ambientales de los productos fueran uniformes y no se produjeran obstáculos en la libre circulación de mercancías. En la actualidad el desarrollo sostenible constituye uno de los objetivos de la Unión con autonomía propia.

Podemos seguir este desarrollo de la política ambiental comunitaria a través de los Programas de acción que diagnostican el estado ambiental de Europa, establecen los objetivos generales y concretos que alcanzar y el calendario para ello.

En lo que respecta a los humedales el desarrollo del II Programa (1977-1982) nos aportó la primera norma que redundaba en una específica protección de estos ecosistemas. Así la Directiva 79/409 (Directiva Aves), en su artículo 4.2, establece la obligación de protegerlos de manera expresa como hábitats de la avifauna.

La Directiva Aves es una vieja compañera de fatigas de las organizaciones no gubernamentales de carácter ambiental que ha cosechado importantes éxitos en la protección ambiental y de la que contamos ya con una aquilatada experiencia de interpretación y aplicación. Tengamos en cuenta que casi una treintena de sentencias del Tribunal de Justicia de las Comunidades Europeas la avalan y que han sido condenados por su incumplimiento Bélgica, Italia, Alemania, Países Bajos, Francia y España. Estudiar con detenimiento esta interesante jurisprudencia nos llevaría más tiempo del que disponemos, no obstante más adelante comentaremos alguna de estas resoluciones judiciales.

Pero sigamos el breve recorrido histórico y recordemos que el III Programa (1983-1987) se desarrolla destinando para 1984-1992 un total de 27 millones de ecus para 60 proyectos relativos a la protección de los humedales europeos (Reglamentos 1872/84, 2242 y 3907/91).

A mediados de los años ochenta se produce la constitucionalización de la competencia ambiental de la Comunidad Europea en el Acta Única Europea de 1986 y tras ello se aprueba

el IV Programa (1987-1992) que trae la aprobación de la Directiva 92/43 (Directiva Hábitats) y del Programa Life (Reglamento 1973/92).

La Directiva Hábitats pretende por una parte completar la protección de especies y espacios iniciada con la Directiva Aves y, por otra, constituir una red de espacios protegidos en Europa que salvaguarde nuestra diversidad biológica, la Red Natura 2000. Entre las Zonas de Especial Conservación que se han de establecer recoge los humedales.

El Programa Life es una iniciativa comunitaria que cofinancia proyectos que contribuyen a la protección ambiental con ayudas económicas no reembolsables y que destinó entre 1992 y 1994 treinta millones de ecus a proyectos que tenían como objetivo la protección de los humedales.

Con la terminación de este programa se adoptó el Tratado de Unión Europea que modificó los objetivos de la Comunidad Europea introduciendo el Desarrollo sostenible, elevando así esta competencia de una política específica a una finalidad que había de integrarse en toda la actuación de la Comunidad.

La Comunidad Europea aprobó el V Programa (1992-2000) «Hacia un desarrollo sostenible», de forma paralela a la Conferencia de Río de Janeiro de 1992, pretendió así asumir sus propios objetivos y ser coherente con el pretendido papel de organización internacional líder en pro de la protección ambiental universal.

El desarrollo de este V Programa, que concluye en el presente año 2001, nos trajo una importante reflexión en las Instituciones comunitarias sobre la protección de los humedales, nos referimos a la comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo sobre el “Uso prudente y conservación de los humedales” (XI/721/1994). Se trata de un trabajo sopesado en el que se analiza la importancia de estos ecosistemas, de sus problemas y de las soluciones estratégicas que deben asumirse por parte de la Unión Europea.

Además, y no menos importante, a finales del año 2000 se aprobó la Directiva 2000/60, más conocida como Directiva Marco del Agua, que constituye un código básico para la protección de los ecosistemas acuáticos y su uso sostenible, en definitiva el marco jurídico del desarrollo sostenible en materia de aguas. Evidentemente contempla como uno de sus objetivos la protección de los humedales.

También durante la vigencia del V Programa se han producido dos modificaciones de los tratados constitutivos de la Unión, el Tratado de Ámsterdam de 1997 y el Tratado de Niza de 2000. El primero de ellos ha supuesto un paso más en materia ambiental ya que ha elevado a objetivo de la Unión Europea el desarrollo sostenible, convirtiéndose en una finalidad que habrá de integrarse en la cooperación en Política exterior y de seguridad común (PESC) y en las materia de cooperación en Justicia y asuntos de interior (JAI).

Llegamos por último a la propuesta del VI Programa (2001-2010) denominado “Medio Ambiente 2010: El Futuro Está en Nuestras Manos”, en la que no se mencionan expresamente los humedales ya que su salvaguarda viene incluida por los objetivos y estrategias establecidas para la protección de la biodiversidad y los ecosistemas acuáticos.

Hemos hecho un breve recorrido para comprobar como desde los años setenta la Unión Europea ha incluido en la protección ambiental una atención especial a los humedales; conviene ahora detenernos en la configuración actual de este marco jurídico constituido a través del tiempo.

MARCO DEL DERECHO COMUNITARIO PARA LA PROTECCIÓN DE LOS HUMEDALES

Este ámbito de la protección ambiental es posible gracias a la competencia que para ello le han atribuido los Estados miembros a la Unión Europea en las sucesivas modificaciones de los tratados constitutivos. No olvidemos que la Unión tiene como objetivo el desarrollo sostenible (artículo 2 TUE y 2 TCE) y ello exige la conservación, protección y mejora del medio ambiente, la utilización prudente y racional de los recursos naturales y la consecución de un nivel alto de protección (artículo 174 TCE).

Para lograr estos objetivos la Unión Europea realiza una actividad de planificación, ya hemos dicho que estamos ante el VI Programa; una acción de fomento a través de la financiación de proyectos ambientales en los Programas Life e indirectamente en los Fondos Estructurales y otros programas como Leader o PRODER; una acción de información capitalizada por la Agencia Europea de Medio Ambiente; una acción normativa intensa; una acción exterior de cooperación internacional y, por último, una acción de control de cumplimiento del Derecho comunitario ambiental.

De todo este abanico de actuación nos vamos a centrar en las disposiciones normativas que protegen los humedales y del control de su cumplimiento. Notemos que, a diferencia de lo que ocurría con el Convenio Ramsar comentado más arriba, en la Unión Europea existe una atribución de competencias por parte de los Estados que le faculta para dictar normas obligatorias directamente y controlar su cumplimiento. Es decir nos encontramos ante un sistema de garantías jurídicas eficaz y completo.

La protección de los ecosistemas que nos ocupan se apoya en dos ámbitos normativos concurrentes. Uno de carácter indirecto que son las medidas horizontales, integradas por la evaluación de impacto ambiental de proyectos (Directiva 85/337) y la evaluación ambiental estratégica (Directiva 2001/42); y otro ámbito de carácter directo que comprende la protección de la biodiversidad a través de la Directiva Aves y la Directiva Hábitats, así como la protección de las aguas con la Directiva Marco del Agua. Nos vamos a centrar en este último ámbito de carácter directo.

La Red Natura 2000 se construye sobre la Directiva Aves y la Directiva Hábitats e integra las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y las Zonas de Especial Conservación (ZEC). Los espacios ZEPA se encuentran en un desarrollo de declaración avanzado aunque todavía inconcluso; en la actualidad los 15 Estados miembros han declarado un total de 2.920 lugares que ocupan una superficie de 209.792 kilómetros cuadrados, correspondiendo a España 260 lugares y una superficie de 53.602 kilómetros cuadrados lo que la Comisión considera "incompleto". La protección de los espacios ZEC se halla en un momento menos avanzado ya que aún no existe la declaración, por la Comisión Europea, de los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) que tras el procedimiento nacional de declaración se convertirán en las futuras ZEC. Respecto de los LIC las propuestas actuales de los Estados miembros es de 12.225 lugares que ocupan un total de 388.243 kilómetros cuadrados, de los que corresponden a España 937 lugares con una superficie de 88.076 kilómetros cuadrados, aproximadamente el 17% del territorio nacional, designación que la Comisión también considera «incompleto».

Analicemos brevemente la forma en que las citadas directivas protegen los humedales.

La Directiva Aves recoge como objetivo la conservación de todas las especies de aves silvestres lo que implica también la de sus huevos, nidos y hábitats (artículo 1) y exige la adopción por los Estados de todas las medidas necesarias para lograr dicho objetivo (artículo 2). Entre estas medidas, cuando un lugar sea hábitats de especies cuya supervivencia esté amenazada (Anexo I) y de forma similar cuando sean migratorias, se exige la clasificación como ZEPA y un estatuto jurídico que evite cualquier contaminación o deterioro (artículo 4).

La Directiva Hábitats tiene como objetivo contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y la flora y fauna silvestre (artículo 2) y para ello crea la mencionada Red Natural 2000 que aglutina las ZEPA mencionadas y los ZEC. Estos ZEC son lugares que albergan tipos de hábitats naturales recogidos en el Anexo I, entre los que se encuentran distintos tipos de humedales 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 la mayoría de los supuestos, los humedales clasificados como ZEPA también han sido propuestos como LIC y por tanto se incluirán con esa doble cualidad en la Red Natura 2000.

Veamos ahora la forma en que la regulación comunitaria sobre las aguas protege directamente los humedales. Nos referimos a la Directiva Marco del Agua ya que otras directivas como las de aguas residuales (Directiva 91/271), lucha contra la contaminación de nitratos (Directiva 91/676), o contra la contaminación de sustancias peligrosas (Directiva 76/464), aunque tienen indudables efectos beneficiosos sobre los humedales, no tienen como objetivo expreso esta protección sino la de las aguas en general.

La Directiva Marco del Agua es la primera norma comunitaria de una nueva generación basada en el desarrollo sostenible. La finalidad es llevar los principios del desarrollo sostenible a la política de aguas, lo que implica invertir el orden hasta ahora existente. El primer objetivo de la Directiva es la protección de los ecosistemas acuáticos y el segundo, el uso sostenible de dicho elemento (artículo 1). Para alcanzarlos, establece un método basado en la ciencia, la razón y la planificación que exige, para cada demarcación hidrográfica, la realización de unos estudios previos de caracterización de las aguas, de evaluación de los impactos ambientales existentes, y de carácter económico; una vez concluidos éstos, requiere la realización de instrumentos de control, como son los Programas de medidas y de seguimiento, y un instrumento de participación que es el Plan Hidrológico de Cuenca.

La protección de los humedales tiene en esta Directiva un importantísimo instrumento que viene a completar junto a las Directivas de Aves y Hábitats sus mejores valedores. En su exposición de motivos ya hace una mención expresa a las bases estratégicas de la protección de estos ecosistemas en la mencionada comunicación de la Comisión de 1994 (considerando 8) y por otra parte llama la atención sobre la necesidad de principios comunes para protegerlos (considerando 23). Además establece que la prevención, protección y mejora de los humedales es una objetivo general de la Directiva y por tanto planificación y gestión de las aguas (artículo 1). Por último también realiza una mención expresa de estos ecosistemas al establecer como medidas complementarias la nueva creación y restauración de humedales (Anexo VI, Parte B, vii).

Así, en un futuro cercano, tendremos en cada demarcación hidrográfica un Plan Hidrológico de Cuenca que deberá establecer un marco de protección para los humedales existentes en su territorio, un Programa de medidas que determinará y aplicará medidas concretas para la protección, así como un Programa de seguimiento, que basado en una red de análisis objetivos, determinará cuando las constantes de calidad ecológica y físico-químicas de las aguas cambian y provocará la obligación de reforzar las medidas para evitar el deterioro de la calidad de las aguas y la protección del humedal. De forma complementaria dicho humedal si reúne los valores ambientales establecidos por la Red Natura 2000 estará incluido en ésta y con un estatuto jurídico que impida todo deterioro o contaminación.

Pero lo más importante es que parte de esta protección ya es efectiva en la medida en que las Directivas Aves y Hábitats tienen ya un considerable camino andado y que existe un sistema completo y muy avanzado de control del Derecho comunitario que mejora continuamente su eficacia.

Los controles establecidos por la Unión Europea para el cumplimiento de su ordenamiento jurídico son de carácter administrativo, político y judicial. El control administrativo viene encarnado por la Comisión Europea, auténtica guardiana del Derecho comunitario, que está abierta a recibir de cualquier ciudadano denuncias de dicho incumplimiento. El control de carácter político respecto de la Comisión, lo ejerce el Parlamento Europeo y el Defensor del Pueblo Europeo, abiertos también a recibir quejas de los particulares por la mala administración comunitaria. Por último, el control judicial está en manos del Tribunal de Justicia de las Comunidades Europeas.

El Tribunal de Justicia de las Comunidades Europeas conoce de forma exclusiva sobre el incumplimiento del Derecho comunitario que puedan realizar los Estados miembros en un proceso que sólo pueden iniciar la Comisión o los Estados. Los particulares no están legitimados para presentar estas demandas ya que su participación se limita a denunciarlo ante la Comisión.

Este órgano jurisdiccional supremo de la Unión Europea tiene ya una copiosa jurisprudencia sobre el incumplimiento del Derecho comunitario ambiental por parte de los Estados miembros y para dar muestra de ello voy a mencionar algunas de las sentencias más significativas que ha pronunciado en materia de humedales.

En el asunto del dique de Leybucht de la Comisión contra Alemania se discutía el cumplimiento de la Directiva Aves cuando está en juego el peligro de inundación y protección de la costa. El Tribunal declaró que el Estado miembro tiene un margen de discrecionalidad para escoger los territorios más apropiados como lugares ZEPA, pero no lo tiene para modificar o reducir la superficie de dichas zonas que sólo podrá realizarse si existe una razón excepcional de interés general superior, nunca por meras exigencias de carácter económico o de recreo y ocio (STJCE 28-02-1991, Comisión contra Alemania, C-57/89).

En el asunto de las Marismas de Santoña de la Comisión contra España, el Tribunal de Justicia condenó por incumplimiento de la Directiva Aves a nuestro país porque, aunque habían clasificado este humedal como una reserva natural en la Ley 6/1992, esta clasificación no satisfacía las exigencias protectoras de la Directiva Aves ni en cuanto a la extensión territorial ni en cuanto al estatuto jurídico de protección. Además de no haberse clasificado como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA), tampoco se habían adoptado las medidas

necesarias para su protección real y en cambio: se había construido una carretera (Argoños-Santoña) que las atravesaba, se habían proyectado la creación de dos polígonos industriales colindantes (Laredo y Colindres), se había previsto la implantación de una industria de acuicultura de almejas en su centro, y se vertían las aguas residuales de las poblaciones cercanas sin depurar. No se trataba de una cuestión de detalle (STJCE 02-08-1993, Comisión contra España, C-355/90).

En el asunto prejudicial de Lappel Bank se discutía los criterios que el Estado podía tener en cuenta a la hora de clasificar un determinado lugar como ZEPa. El problema había surgido por la futura ampliación de un puerto que lindaba con el humedal en cuestión. El Tribunal de Justicia declaró que en el momento de clasificar un lugar como ZEPa únicamente se pueden tener en cuenta los criterios ornitológicos establecidos por la Directiva Aves, sin que puedan tomarse en consideración criterios económicos o sociales (STJCE 11-07-1996, La Corona contra Autoridad ambiental, C-44/95; ratificada por STJCE 07-11-2000, La Corona contra Autoridad ambiental, C-371/98).

En el asunto Comisión contra Países Bajos relativo al número de ZEPa declaradas en el territorio de dicho país, la Comisión entendía que el Gobierno holandés no había declarado suficientes lugares ZEPa tomando como referencia los inventarios (IBA) realizados por la organización SEO/BirdLife de reconocida solvencia científica. El Tribunal de Justicia declaró que la obligación de clasificar como ZEPa los lugares más apropiados para los objetivos de la Directiva Aves ha de realizarse conforme a criterios ornitológicos y en un número y superficie total que sea suficiente para alcanzar los referidos objetivos comunitarios, considerando que en el supuesto enjuiciado eran manifiestamente insuficientes tomando como referencia los mencionados inventarios (STJCE 19-05-1998, Comisión contra Países Bajos, C-3/96).

En el asunto sobre el Estuario del Sena en que la Comisión demandó a Francia, lo que estaba en discusión era el estatuto jurídico necesario para satisfacer las exigencias de protección que establece la Directiva Aves. El Tribunal de Justicia declaró que los Estados miembros están obligados a establecer en todos los lugares tributarios de la calificación de ZEPa un régimen de protección que no se satisface por el hecho de que sea dominio público y reserva de caza marítima, olvidando otros dominios de posibles deterioros (STJCE 18-03-1999, Comisión contra Francia, C-166/97).

Con ello he sintetizado en la medida de lo posible el régimen comunitario de protección jurídica de los humedales pero nuestra visión general no estaría completa si no dejáramos apuntada una breve reflexión sobre un asunto que ocupa la actualidad: los efectos del Plan Hidrológico Nacional sobre dos humedales de especial importancia, el Delta del Ebro y la Albufera de Valencia.

LA PROTECCIÓN DE LOS HUMEDALES Y EL PLAN HIDROLÓGICO NACIONAL

La compatibilidad del Plan con el derecho comunitario se centra en los trasvases, y las disposiciones que se toman de referencia son: la Directiva marco, la Directiva Aves y la

Directiva Hábitats; así como el efecto que su incompatibilidad pudiera tener en la aportación de fondos comunitarios en las obras previstas por el Plan.

En primer lugar respecto de la compatibilidad del Plan con la Directiva Marco del Agua, el debate se ha centrado en las obras previstas, especialmente en los trasvases y sus efectos sobre el Delta del Ebro y, en menor medida, en la Albufera de Valencia. La cuestión es si dichas obras, y en especial los embalses de nueva construcción en la cuenca del Ebro, así como la detracción de parte importante del caudal, puede significar un incumplimiento del principio de no deterioro del agua establecido en la Directiva Marco del Agua. De los estudios realizados por Carles Ibáñez Martí (“Impacto ambiental del Plan Hidrológico en el estuario del río Ebro” 2000) y de María Rosa Miracle (“Influencia de las aportaciones en origen a la Acequia Real del Júcar y al Cano de Sueca en la conductividad de la Albufera de Valencia” 2001) resulta evidente que se va a producir un severo deterioro como ya anunció la citada Misión Ramsar de Asesoramiento citada más arriba.

Respecto a la incompatibilidad del Plan con las Directivas Aves y Hábitats, es preocupante el considerable efecto que pueden tener las obras previstas en los hábitats y para las especies objeto de protección.

WWF/Adena ha realizado un estudio del impacto ambiental de los embalses y encauzamientos sobre los espacios naturales que deben designarse como LIC de la Red Natura 2000 (no se han contemplado los efectos de las nuevas zonas de regadío que producirían). Según este estudio se verían negativamente afectadas 18 especies y 14 hábitats protegidos por la legislación comunitaria. Estos efectos importantes del Plan sobre los hábitats, la flora y fauna protegidos, nos lleva a la necesidad de una evaluación de impacto ambiental del mismo con carácter previo que no se ha realizado.

Estas razones han motivado la presentación de una queja comunitaria ante la Comisión Europea de más de sesenta organizaciones no gubernamentales de carácter ambiental por el incumplimiento del Derecho comunitario con la aprobación de la Ley del Plan Hidrológico Nacional.

Con este último caso he querido ilustrarles cómo el Derecho internacional y más específicamente el Derecho comunitario, suponen una herramienta imprescindible para la protección de los humedales cuyo alcance y penetración en el ordenamiento jurídico interno de los Estados es cada vez mayor.

APLICACIÓN DE TÉCNICAS DE BIOMANIPULACIÓN PARA LA GESTIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN EN LAS ALBUFERAS DE ADRA. PRIMEROS RESULTADOS

LUIS CRUZ-PIZARRO¹, ENRIQUE MORENO-OSTOS¹, SERGIO LUIZ RODRIGUES DA SILVA^{1,2}, INMACULADA DE VICENTE¹, MARÍA VICTORIA AMORES¹, KALTOUM EL MABROUKI¹ Y DANIEL FABIÁN ROLAND¹
¹Instituto del Agua, Universidad de Granada, C/ Ramón y Cajal, 4, 18071, Granada, e-mail: lcruz@ugr.es. ²Departamento de Ecotoxicología, Universidade Santa Cecília, Rua Oswaldo Cruz, 266, 11045-907, Santos - SP, Brasil

INTRODUCCIÓN

Las zonas húmedas son reconocidas como sistemas especialmente importantes y valiosos que desarrollan una amplia serie de funciones ecológicas (Keddy, 2000). Así, a menudo soportan elevadas tasas de producción primaria (Brinson *et al.*, 1981), son hábitats indispensables para gran cantidad de especies silvestres (Odum *et al.*, 1979), median en un rango importante de transformaciones bioquímicas y representan un importante patrimonio para las sociedades actuales y futuras. La importancia de estos ecosistemas se hace aun mayor en las regiones semiáridas mediterráneas.

La fragilidad de los humedales, su relativa escasez en nuestra región así como la creciente presión a la que son sometidos ha convertido a la adecuada gestión y conservación de los mismos en un objetivo prioritario para las administraciones y entidades científicas implicadas.

La Reserva Natural de las Albuferas de Adra constituye una zona húmeda de extraordinario valor ecológico y puede ser considerada como un tesoro de biodiversidad en una zona semiárida. En los últimos años se ha visto afectada por la acción antrópica y muestra evidentes manifestaciones de un proceso de eutrofización de sus aguas (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002). Resulta necesario, por lo tanto, adoptar medidas de diagnóstico y control de la eutrofización así como de conservación de este hábitat amenazado.

Entre las numerosas técnicas de gestión que se plantean en torno a la conservación de humedales, la reducción en la carga externa de nutrientes a la masa de agua se considera uno de los principales métodos para el control a largo plazo de su biomasa algal (en ocasiones constituida por especies “no deseables”). De manera incuestionable cuando el Fósforo en la columna de agua se reduce de manera significativa sobre largos periodos de tiempo, lo hace subsiguientemente la biomasa algal.

Sin embargo, los lagos no son únicamente “recipientes” de aguas fertilizados en mayor o menor grado con Nitrógeno y Fósforo, entendibles estrictamente en términos de entradas y salidas de estos nutrientes. Se trata de ecosistemas cuya fracción viva participa activamente en el “trasiego” de estos nutrientes una vez que llegan a ellos. Esto abre la posibilidad de tratar al menos los síntomas del problema de la eutrofización, modificando convenientemente la estructura de la comunidad biótica de las aguas libres.

De hecho, es bastante común observar algo que hemos puesto de manifiesto en nuestra investigación en las Albuferas de Adra (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002): el que una determinada concentración de Fósforo se corresponda con un rango de concentraciones de Clorofila a. Esto significa que otros factores, además de la concentración de nutrientes (la mezcla turbulenta de las aguas; acontecimientos climáticos y/o la actividad de los peces), afectan al metabolismo y a la biomasa y productividad de las algas.

La herbivoría, la depredación y el reciclado de los nutrientes por los animales se han considerado durante mucho tiempo como factores con efectos esenciales sobre la biomasa y composición de especies de poblaciones presa en ambientes acuáticos y terrestres.

Estas ideas se han desarrollado en un conjunto de hipótesis sobre las cadenas tróficas y los mecanismos que controlan la biomasa en los diferentes niveles tróficos (Hairston *et al.*, 1960; Porter, 1977; Paine, 1980). De forma resumida, la literatura limnológica sustenta dos puntos de vista aparentemente contradictorios acerca de la regulación de la biomasa y de la abundancia de organismos en una cadena trófica. El primero supone que la biomasa de un determinado nivel trófico está controlada “desde abajo” por los productores. Las evidencias que apoyan este modelo “productor-controlador” (“bottom-up”) están basadas en relaciones empíricas sobre datos en un gran número de lagos. Las evidencias que sostiene el modelo “consumidor-controlador” (“top-down”), han dado lugar, por su parte, a las teorías de “Biomaniplulación Trófica” (Shapiro *et al.*, 1975) o de “Interacción en Cascada Trófica” (Carpenter *et al.*, 1985).

Shapiro (1990) define el término “biomaniplulación” como “una serie de manipulaciones de la (cima) de la estructura trófica de lagos y de sus hábitats para facilitar ciertas interacciones y resultados que consideramos “beneficiosos”: reducir la biomasa algal y particularmente la de Cianobacterias”, aceptando que los efectos de tales manipulaciones se transmiten en cascada a lo largo de la cadena trófica.

Como técnica de gestión y recuperación de sistemas eutrofizados, la biomaniplulación se ha aplicado a lagos y embalses de diferentes tamaños y características (hidrodinámicas, tróficas) y ha conducido a resultados muy dispares, desde los incuestionablemente satisfactorios en los que la respuesta esperable se ha producido, como en el Round Lake (Wright y Shapiro, 1984), en el lago Zwenlust (Gulati, 1990), a mayor escala en el lago Michigan (Scavia *et al.*, 1986) o en el lago Washington (Edmondson y Abella, 1988), hasta otros menos exitosos (Mc Queen *et al.*, 1989; Benndorf, 1987; van Donk *et al.*, 1990...); difícilmente explicables o de absoluto fracaso. En la mayoría de los casos, sin embargo, las condiciones (exitosas) alcanzadas no se han mantenido en el tiempo y, siempre que las experiencias de biomaniplulación han seguido a una previa reducción de la carga externa de nutrientes, el porcentaje de éxito ha sido muy superior.

En cualquier caso y, en resumen, se trata de un método prometedor cuya aplicación sería, al menos teóricamente, recomendable especialmente en sistemas eutróficos someros y polimícticos, en los que necesariamente se ha de tener un conocimiento profundo de la

naturaleza y magnitud de las interacciones tróficas pelágicas y de las relaciones entre la zona litoral y la zona pelágica.

Por todo ello hemos llevado a cabo unas experiencias previas en limnocorales (mesocosmos artificiales) que servirán de punto de partida a otras más completas con las que profundizar los resultados que ahora se presentan.

ÁREA DE ESTUDIO

Las Albuferas de Adra constituyen la zona húmeda natural de mayor importancia en el litoral almeriense. Localizadas en el extremo oriental del Delta del río Adra, al suroeste de la provincia de Almería, su origen está estrechamente relacionado con la dinámica litoral, favorecida por una corriente de deriva paralela a la costa que facilita el movimiento de materiales arrastrados por el río en su desembocadura. Constituyen un complejo palustre que comprende actualmente dos “grandes” lagunas: la laguna Honda y la laguna Nueva.

El área donde se encuentra, que no llega a superar los 2 m sobre el nivel del mar, es el cierre de una extensa llanura deltaica limitada al Sur por el mar Mediterráneo y al Norte, por un paleorelieve excavado en calcarenitas en el que aparecen depósitos costeros de conglomerados con grandes bolas de cuarcita pertenecientes a una terraza marina. Representan el sector de descarga del acuífero del Delta del río Adra, constituido por materiales post-tectónicos neógenos y cuaternarios, de naturaleza detrítica predominante y cuya principal recarga corresponde a las aguas de dicho río, de caudal condicionado por la descarga del acuífero carbonatado de Turón-Peñarrodada (Fuentes de Marbella).

El aporte superficial de agua en las Albuferas procede del río Adra, a través de la Acequia Real de Adra que desemboca en ambas lagunas tras bifurcarse poco antes de llegar a las mismas.

En la laguna Honda desembocan tres ramblas situadas en la zona occidental del borde sur de la Sierra de Gador, denominadas de “La Estanquera”; de “Las Adelfas” y “Del Alto”, de caudal extremadamente irregular y fluctuante. De ellas, la primera drena un área de captación mayor.

Los primeros datos sobre el balance hídrico de las lagunas (El Amrani-Paaza, 1997; de Vicente, 1999) destacan la importancia de las acequias como fuente más o menos continua de alimentación hídrica y de entrada puntual externa de nutrientes a las mismas.

La Ley 2/89 de 18 de Julio sobre “Inventario de Espacios Naturales Protegidos de la Comunidad Autónoma Andaluza y Medidas Adicionales de Protección” declara las Albuferas de Adra como Reserva Natural por ser uno de los enclaves de Andalucía Oriental de Mayor relevancia en la conservación de la avifauna ligada a humedales. Destaca la presencia de especies como la Garza imperial (*Ardea purpurea*), la Malvasia cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), la Cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*), el Ánade azulón (*Anas platyrhynchos*) o la Focha común (*Fulica atra*) y especies piscícolas como la Anguila (*Anguilla anguilla*), el Fartet común (*Lebias iberica*) o el Pejerrey (*Atherina mochon*).

Desde 1994 se encuentra incluida en la Lista de Espacios Protegidos del Convenio Ramsar.

El cinturón perilagunar de vegetación hidrófila de estos sistemas, caracterizado por la presencia de Carrizos (*Phragmites australis*), Juncos (*Juncus maritimus*) y Eneas (*Thypha dominguensis*), se ha visto sometido a un proceso de reducción paralelo al que ha sufrido el tamaño de las lagunas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Con el fin de examinar los efectos directos de la presión de depredación (herbivoría) del zooplancton sobre la estructura de tamaños de la comunidad de fitoplancton se llevó a cabo entre los días 21 al 30 de Septiembre de 2000 (laguna Nueva) y entre los días 17 al 27 de Octubre del mismo año (laguna Honda) una serie de experimentos en los que se ensayaron cuatro tipos de tratamientos diferentes:

- C = Control. La comunidad de zooplancton no se modificó.
- SZ = Limnocorrales “sin zooplancton”.
- CR = Limnocorrales sin zooplancton mayor de 200 μm (Rotíferos representan el componente mayoritario).
- CC = Limnocorrales sin zooplancton menor de 200 μm (Copépodos representan el componente mayoritario).

La hipótesis de partida era que una reducción de la biomasa del zooplancton se seguiría de un incremento de la biomasa algal y que la eliminación del zooplancton de mayor tamaño tendría mayor impacto relativo que la del zooplancton de tamaño inferior.

De cada uno de estos de estos tratamientos se realizaron tres réplicas, existiendo así un total de 12 limnocorrales. Estos limnocorrales consistían en bolsas de polietileno transparente de 0,12 mm de espesor , 2 m de longitud y 50 cm de diámetro, con una capacidad de aproximadamente 400 litros. Estas bolsas fueron ensambladas en una estructura de aluminio y colocadas en la zona pelágica de las lagunas (Fig. 1). Un lastre en el extremo inferior de las bolsas las mantenía en posición vertical. Toda la estructura sobresalía del agua aproximadamente unos 50 cm con el fin de evitar la entrada de agua por efecto del oleaje.

Para el llenado de las bolsas se utilizó una bomba peristáltica que no dañaba (al menos apreciablemente) los organismos zooplanctónicos. Para tener una buena representatividad de

Contaminante	Proceso de eliminación
Materia orgánica	Sedimentación Asimilación Mineralización
Sólidos en suspensión	Floculación Sedimentación Filtración Degradación
Nitrógeno	Amonificación Volatilización de amonio Nitrificación Desnitrificación
Fósforo	Adsorción Sedimentación Precipitación química Asimilación vegetal
Patógenos	Sedimentación y muerte gradual Radiación UV Antibióticos naturales Predación
Compuestos inorgánicos	Asimilación Inmovilización
Metales pesados	Fijación al sedimento Adsorción por las plantas

FIG. 1.- Imagen de la disposición de los mesocosmos utilizados para los experimentos.

las comunidades, el agua era bombeada hacia las bolsas desde toda la columna de agua, realizando movimientos lentos descendentes y ascendentes desde la superficie hasta el fondo de las lagunas.

Las bolsas control (C) se llenaron directamente sin ninguna manipulación; el agua destinada a las bolsas sin zooplancton (SZ) se filtraba previamente por una red doble de nylon de 40 μm de tamaño de poro que se limpiaba cada cierto tiempo para evitar su colmatación. Para el llenado de las bolsas con organismos zooplanctónicos menores de 200 μm (CR) el agua era previamente filtrada por una malla de 200 μm y para obtener una comunidad experimental de zooplancton mayor de 200 μm (CC), el procedimiento consistía en llenar en primer lugar las bolsas con agua filtrada por una malla de 40 μm (que elimina todos los organismos de zooplancton) a la que, posteriormente se añadía el zooplancton recolectado mediante arrastres horizontales con una red de 200 μm .

La duración de los experimentos fue de 10 días en la laguna Nueva y 11, en la laguna Honda. A partir de aquí, el desarrollo de poblaciones de perifiton en las paredes de las bolsas hacía muy difícil extrapolar los resultados experimentales a las condiciones naturales. De cada una de las bolsas se tomaron muestras en el día del llenado y, posteriormente, cada dos días. El último de los muestreos se llevó a cabo el décimo día de “incubación” en la laguna Nueva y el décimo primero, en la Honda.

Se procuraba una homogenización del agua en el interior de las bolsas mediante agitación mecánica, previa a la obtención de las muestras y de las medidas “*in situ*” de Temperatura del agua, pH, Conductividad eléctrica y Oxígeno disuelto, mediante una sonda Multiparamétrica TURO (Modelo T- 611) y de la transparencia del agua con un disco de Secchi de 20 cm de diámetro.

De cada una de las bolsas se obtuvieron muestras (procedimiento similar al habitual para aguas libres) para la identificación y recuento de fitoplancton y zooplancton, así como para la cuantificación de los valores de Clorofila *a*.

Sobre los resultados obtenidos se llevó a cabo un ANOVA de una vía para medidas repetidas. La homogeneidad de las varianzas y la normalidad se examinaron con las pruebas de Bartlett y Shapiro respectivamente (software Statística, Statsoft, Inc. 1998).

También se les aplicó un análisis del número de réplicas estadísticamente significativas, según queda descrito en Elliott (1983), con el objetivo de optimizar esta metodología para futuros estudios.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los primeros resultados obtenidos se muestran en la Fig. 2. Los valores de Clorofila *a* corresponden al promedio obtenido entre las tres réplicas, en cada caso.

Es posible una interpretación de la evolución de la concentración de Clorofila *a* sobre la base de las siguientes comparaciones:

- Entre lagunas.
- Entre tratamientos.

En los limnocorrales en los que la comunidad de zooplancton estaba compuesta casi que exclusivamente por rotíferos la reducción en la concentración de Clorofila fue menor que la que se produjo en las bolsas en las que los Copépodos constituían los herbívoros dominantes.

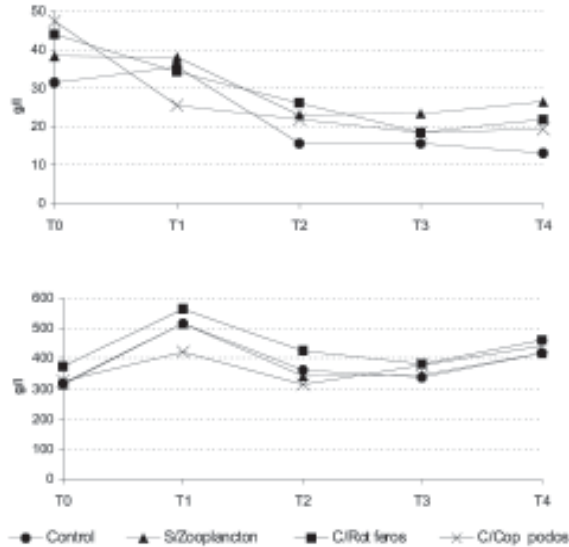


FIG. 2.- Variaciones en los valores medios de concentración de Clorofila-*a* ($\mu\text{g/l}$) para los diferentes tratamientos ensayados en la laguna Honda (abajo) y en la laguna Nueva (arriba). T_0 - T_4 representan los diferentes días de muestreo.

En el caso de la laguna Nueva la reducción de la presión de herbivoría que supuso la eliminación del zooplankton condujo, como era esperable, a un incremento en la concentración de Clorofila *a* en relación con las condiciones control. En esta laguna el efecto del consumo por parte de los Copépodos fue superior al que se determinó en el caso del tratamiento con Rotíferos.

Evidentemente se trata de valores preliminares sobre los que no sería sensato basar conclusiones que sostuvieran recomendaciones definitivas, pero estos parecen prometedores y sugieren una exploración más detallada del funcionamiento de la red trófica de los sistemas.

Estos resultados confirman lo observado por Cruz-Pizarro *et al.* (2002) en el sentido de que en la laguna Honda una “potencial” reducción en la presión de herbivoría no modificó significativamente la biomasa algal y, sin la (deseable) sustitución de pequeños herbívoros por grandes Cladóceros filtradores indiscriminados (ej. grandes *Daphnia*) los efectos de un incremento en el consumo herbívoro tampoco producen el efecto directo deseado.

Sobre las bases del análisis estadístico (ANOVA) llevado a cabo podemos extraer una serie de conclusiones preliminares:

- Los resultados obtenidos en las dos lagunas no son comparables entre sí, mostrando estas importantes diferencias de partida;
- En todo momento se han detectado diferencias significativas entre tratamientos y a lo largo del tiempo para las dos lagunas (Tabla 1).
- Se ha encontrado un patrón común para el consumo herbívoro en ambas lagunas, siendo este siempre más eficiente en el caso de Copépodos que de Rotíferos (Figs. 3 y 4).

TABLA 1

Resultados del Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía con medidas repetidas para los valores totales de Clorofila obtenidos en las réplicas de los tratamientos, en los sucesivos tiempos de muestreo.

Efectos	d.f.	MS	F	p
Laguna Honda				
Tratamientos	3	12181,61	6,29	0,00688
Tiempo	4	59434,18	54,14	<0,00001
Tratamientos x Tiempo	12	2479,61	2,26	0,03279
Error	32	1097,83		
Laguna Nueva				
Tratamientos	3	175,51	9,62	0,00496
Tiempo	4	1061,96	112,31	<0,00001
Tratamientos x Tiempo	12	62,13	6,45	0,00001
Error	32	9,63		

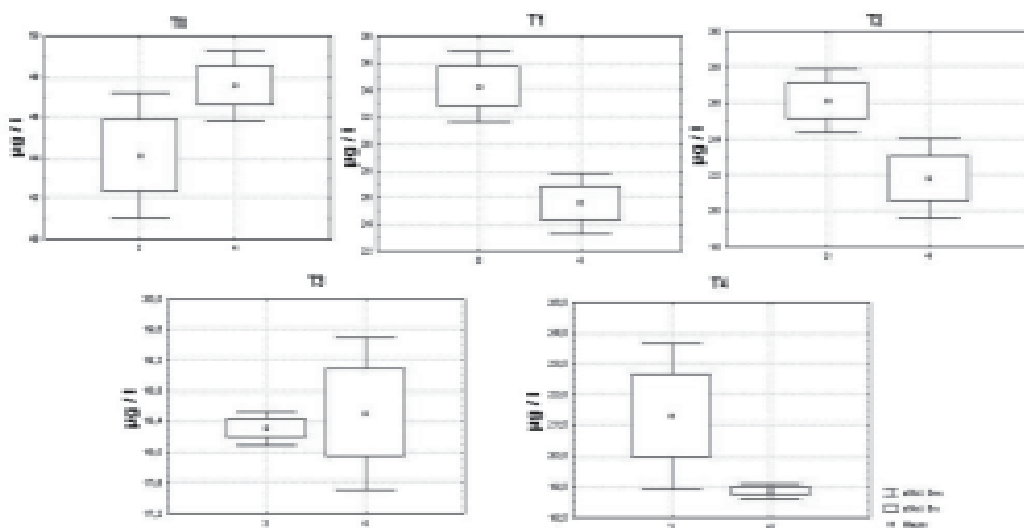


FIG. 3.- Valores promedio de Clorofila-a ($\mu\text{g/l}$), error estándar y desviación estándar para los tratamientos con Rotíferos (3) y con Copépodos (4) en cada uno de los días de muestreo (T0-T4) en la laguna Nueva.

Para la adecuación de futuras experiencias conviene considerar la ampliación del número de réplicas por tratamiento, como ha demostrado el método estadístico utilizado (Elliott, 1983), así como el control exhaustivo no sólo de la biomasa fitoplanctónica, sino también de la estructura poblacional de zooplancton (tratamiento Control) y de la densidad poblacional (todos los tratamientos).

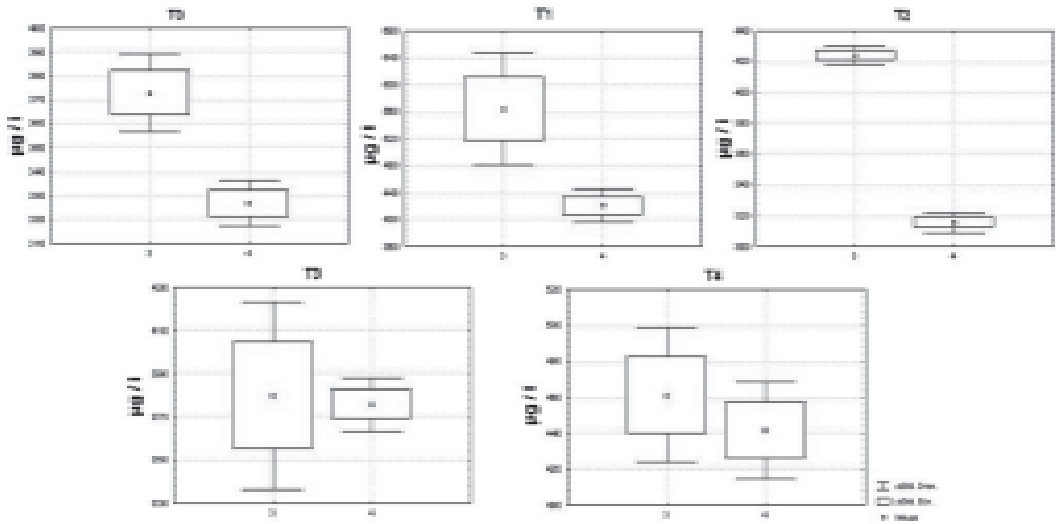


FIG. 4.- Valores promedio de Clorofila-a ($\mu\text{g/l}$), error estándar y desviación estándar para los tratamientos con Rotíferos (3) y con Copépodos (4) en cada uno de los días de muestreo (T0-T4) en la laguna Honda.

De lo hasta ahora expuesto se desprende que el zooplancton de pequeño tamaño no es capaz de controlar de forma eficiente el desarrollo algal mediante consumo. No obstante, recientes investigaciones en la laguna Honda (Moreno-Ostos *et al.*, 2002) ponen de manifiesto el desarrollo ocasional y no periódico de poblaciones de Cladóceros (*Daphnia magna*, *Ceriodaphnia* sp.) que desencadenan en la laguna fases de aclaramiento del agua, caracterizadas por una drástica reducción de las abundancias fitoplanctónicas, incremento de la transparencia del agua y, en consecuencia, importante desarrollo de poblaciones de macrófitos (*Najas marina* y *Potamogeton pectinatus*). En definitiva estas explosiones poblacionales de Cladóceros suponen un considerable incremento en la calidad del ecosistema, que pasa de estar “controlado” por fitoplancton a estarlo por zooplancton y macrófitos.

Por tanto, una amplia bibliografía (Paine, 1980; Carpenter *et al.*, 1985, 1991; Gulati, 1990; Lammers *et al.*, 1990, etc.) y la investigación llevada a cabo en esta Albufera por nuestro grupo, induce a pensar que los resultados de la aplicación de biomanipulación a la laguna Honda en particular y a las Albuferas de Adra en general sería más satisfactoria si la comunidad zooplanctónica estuviera representada en su mayoría por especies filtradoras de gran tamaño, como Cladóceros. Así, desde el punto de vista de la gestión de este sistema, parece interesante profundizar en el conocimiento de las condiciones ambientales que han favorecido el desarrollo de estas fases de aguas claras y tratar de favorecerlas en la medida de lo posible.

Según Cruz-Pizarro *et al.* (2002) esta “ecotecnología” (no requiere tratamientos químicos ni tecnologías mecánicas agresivas) resulta, en principio, aconsejable medio-ambientalmente.

Sin embargo, en el momento actual se encuentra en fase experimental ya que muchas de las interacciones en las que se basa, todavía son desconocidas o pobremente conocidas.

De hecho, y como se indica en Cruz-Pizarro *et al.* (2002), aunque existen evidencias de que los efectos “top-down” derivados de la manipulación en la cima de la pirámide trófica del sistema se transmiten en cascada y afectan a la biomasa algal en lagos pobres en nutrientes, su aplicación a lagos someros, de pequeño tamaño y eutróficos está aún poco documentada.

BIBLIOGRAFÍA

- Benndorf, J. (1987). Food web manipulation without nutrient control: a useful strategy in lake restoration. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 49: 237-248.
- Brinson, M. M.; Lugo, A. E. y Brown, S. (1981). Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 12: 123-161.
- Carpenter, S. R.; Kitchell, J. F. y Hodgson, J. R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience*, 35: 634-639.
- Cruz-Pizarro, L.; Benavente, J.; Casas, J. J.; Amores, V.; May, L.; Fabián, D.; Rodríguez, M.; El Mabrouki, K.; Rodríguez-París, I.; de Vicente, I.; Moreno-Ostos, E.; Rodrigues da Silva, S. L.; Bayo, M. M.; Moñino, A. y Paracuellos, M. (2002). *Control de la eutrofización de las lagunas de la Albufera de Adra. Diagnóstico, evaluación y propuesta de recuperación*. Informe Final. Universidad de Granada, Junta de Andalucía. Granada. Inédito.
- De Vicente, I. (1999). *Control de la eutrofización en las Albuferas de Adra. Papel del sedimento en el ciclo del fósforo*. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Granada. Granada. Inédito.
- Edmondson, W. T. y Abella, S. E. B. (1988). Uplanded Biomanipulation in Lake Washington. *Limnologica*, 19: 73-79.
- El Amrani-Paaza, N. (1997). *Caracterización y modelización hidroquímica en el acuífero del delta del Río Adra*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Granada. Inédito.
- Elliott, J. M. (1983). *Some Methods for the Statistical Analysis of Samples of Benthic Invertebrates*. Scientific Publication, 25. Freshwater Biological Association. The Ferry house, Ambleside, Cumbria.
- Gulati, R. D. (1990). Structural and grazing responses of zooplankton community to biomanipulation of some Dutch water bodies. *Hidrología*, 2000/2001: 99-118.
- Hairston, N. G.; Smith, F. E. y Slobodkin, L. B. (1960). Community structure, population control, and competition. *American Naturalist*, 94: 421-425.
- Keddy, P. A. (2000). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge.
- McQueen, D. J.; Post, J. R. y Mills, E. L. (1986). Trophic relationship in Freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 1571-1581.
- Moreno-Ostos, E.; Fabian-Roland, D. y Cruz-Pizarro, L. (2002). Descripción y seguimiento de la evolución de una “fase de aclaramiento del agua” en la laguna Honda de la Albufera de Adra (Almería). *Actas del XI Congreso de la Asociación Española de Limnología y III Congreso Ibérico de Limnología*, pp. 154. Madrid.

- Odum, W. E.; Dunn, M. L. y Smith, T. J. (1979). Habitat value of tidal freshwater wetlands. En, Greeson, P. E.; Clark, J. R. y Clark, J. E. (eds): *Wetland functions and values: The state of our understanding. Proceedings of the National Symposium on Wetlands*, pp. 248-255. American Water Resources Association. Minneapolis.
- Porter, K. G. (1977). The plant-animal interface in fresh water ecosystems. *Animal Sciences*, 65: 159-170.
- Scavia, D.; Fahenstiel, G. L.; Evans, M. S.; Lude, D. J. y Lehman, J. T. (1986). Influence of salmonid predation and weather on long-term water quality trends in Lake Michigan. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 435-443.
- Shapiro, J.; Lamarra, V. y Lynch, M. (1975). Biomanipulation: an ecosystems approach to lake restoration. En, Brezonik, P. L. y Fox, J. L. (eds.): *Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control*, pp. 85-96. University of Florida. Gainesville.
- Van Donk, E.; Grimm, M. P.; Gulati, R. D.; Heuts, P. G. M.; deKloet, W. A. y van Lieere, L. (1990). First attempt to apply whole-lake food-web manipulations on large scale in The Netherlands. *Hidrobiología*, 2000/2001: 291-301.
- Wright, D. I. y Shapiro, J. (1984). Nutrient reduction by biomanipulation: an unexpected phenomenon and its possible cause. *Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology*, 22: 518-524.

CONSERVACIÓN Y GESTIÓN DE LA FLORA Y LA VEGETACIÓN ACUÁTICAS

SANTOS CIRUJANO

Dpto. de Biodiversidad y Conservación, Real Jardín Botánico de Madrid, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Plaza de Murillo 2, 28014, Madrid, e-mail: santos@ma-rjb.csic.es

INTRODUCCIÓN

Las lagunas, humedales y saladares son ecosistemas fácilmente alterables. En la actualidad muchos de estos enclaves han sido destruidos o alterados de modo irreversible. Pero todavía quedan algunos, mejor o peor conservados, que nos muestran la riqueza biológica que encerraban. Su protección y su gestión debe basarse en el conocimiento de sus características ecológicas y biológicas.

PROBLEMÁTICA RELACIONADA CON LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DE LA FLORA Y VEGETACIÓN DE LAS LAGUNAS Y HUMEDALES INTERIORES

Las zonas húmedas tienen una serie de características comunes y sin duda la más importante de todas es la de embalsar agua de forma permanente o estacional. Aparte de esta característica obvia, existen otras como es la de constituir hábitat singulares para numerosas biocenosis y entre ellas las formaciones de plantas acuáticas. Pero no todas las plantas acuáticas tienen el mismo grado de adaptación o dependencia del medio acuático. Algunas viven en las orillas de las lagunas o en las zonas con aguas más someras. Sus hojas e inflorescencias emergen del agua y solamente su parte basal permanece sumergida. En este grupo se incluye el carrizo (*Phragmites australis*), la masiega (*Cladium mariscus*), la espadaña (*Typha domingensis*, *Typha latifolia*), la castañuela (*Scirpus maritimus*), el junco de laguna (*Scirpus lacustris*). Además de este tipo de plantas, en las zonas húmedas nos podemos encontrar con otras que viven inmersas en el agua, ya sea completamente -reproduciéndose debajo del agua-, o con hojas flotantes y flores aéreas. En este grupo se incluyen las ovas (géneros *Chara*, *Nitella*, *Tolypella*, etc.), las espigas de agua (género *Potamogeton*), las lentejas de agua (género *Lemna*), los nenúfares o coberteras (géneros *Nymphaea* y *Nuphar*), etc. Estas plantas que completan su ciclo biológico dentro del agua son las más sensibles a los cambios ambientales y por tanto son las que nos ofrecen una información más precisa sobre las características ecológicas de los ecosistemas acuáticos que

colonizan. En definitiva, son los mejores indicadores del estado de conservación en que se encuentran las zonas húmedas.

En una zona húmeda bien conservada estarán representadas por un lado las formaciones vegetales marginales y, por otro, las formaciones de plantas acuáticas. Por tanto una gestión correcta de las zonas húmedas debe incluir la conservación de las formaciones vegetales que viven inmersas en el agua, pero también debe contemplar la conservación de las formaciones vegetales de las orillas. El control y gestión de una zona húmeda debe extenderse hasta la franja de terreno sobre la que tiene una influencia directa o indirecta la lámina del agua.

Hemos indicado que las zonas húmedas tienen una característica común que es la de embalsar agua durante un período de tiempo más o menos variable, pero a su vez tienen una serie de rasgos o particularidades ecológicas que contribuyen a diferenciarlas. Podemos afirmar que no existen dos lagunas o humedales que sean idénticos, y estas peculiaridades tienen su reflejo en las comunidades bióticas que en ellas se desarrollan, ya sean vegetales o animales.

Las características ecológicas de los hábitat acuáticos están reguladas, en última instancia, por el clima y por la naturaleza geológica del sustrato. Ambos factores tienen rasgos muy diferentes en La Península Ibérica y contribuyen a crear un marco ambiental heterogéneo muy sugestivo para realizar la clasificación de los distintos tipos de masas de agua que podemos encontrar.

Del clima depende el régimen hídrico de las zonas húmedas -es decir su alimentación-, y el sustrato condiciona la posibilidad de que las zonas húmedas se forman -en función de su textura y permeabilidad- y determina la naturaleza de las aguas superficiales y de las subterráneas, que tienen un papel esencial en la recarga de muchas de nuestras lagunas y humedales. Basándonos en estos conceptos podemos afirmar que en las comarcas más lluviosas encontraremos zonas húmedas con aguas dulces y permanentes y en las comarcas más áridas resultarán favorecidas las aguas mineralizadas y temporales. Por otro lado los territorios con suelos arcillosos auspician, debido a su escasa permeabilidad, la existencia de aguas superficiales (charcas y navajos ganaderos). En las regiones calizas, por el contrario, este tipo de hábitat no es frecuente y la expresión lacustre más común es el lago cárstico permanente o las surgencias.

La localización de las zonas húmedas, como vemos, tiene una importancia crucial en lo que se refiere a sus peculiaridades. No obstante estos factores ambientales naturales pueden estar condicionados por otros factores en cuya génesis puede intervenir directa o indirectamente el hombre. A la hora de gestionar, conservar o recuperar una zona húmeda hay que tener en cuenta todos estos factores ambientales que podríamos resumir del siguiente modo (Tabla 1):

1. Naturaleza del sustrato. Tiene una influencia directa sobre el tipo de formaciones vegetales que pueden colonizar una cubeta lagunar. En los suelos subacuáticos en los que se acumula la materia orgánica será difícil encontrar ovas y por el contrario pueden ser adecuados para que vivan nenúfares o la jopozorra (*Ceratophyllum demersum*, *Ceratophyllum submersum*). En los bordes de las grandes lagunas cársticas, donde los sedimentos son escasos y abundan los fragmentos de rocas de gran tamaño lo frecuente será encontrar poblaciones pequeñas y aisladas de plantas acuáticas. Por último, en las

TABLA 1

Factores ambientales más importantes a tener en cuenta en la gestión y en la recuperación de las zonas húmedas con relación a la vegetación acuática y emergente.

Naturaleza del sustrato	Arenoso Pedregoso Orgánico
Inundación	Permanentes Semipermanentes Estacionales → fluctuantes
Salinidad del agua	Dulces Subsalinas Hiposalinas Mesosalinas Hipersalinas
Tipos de sales	Clorudadas Sulfatadas Carbonatadas Cálcicas Magnésicas Sódicas Mixtas
Turbiedad	Inorgánica Orgánica → eutrofización
Eutrofia	Oligótrofas Mesótrofas Eútrofas Hipereútrofas
Eutrofización	Natural (intrínseca) Animal Vegetal Inducida (extrínseca) Puntual Difusa

depresiones con sedimentos finos y escasos aportes orgánicos serán frecuentes las praderas subacuáticas de ovas que pueden cubrir grandes extensiones.

2. Temporalidad. Este factor es muy importante, ya que selecciona el tipo de plantas acuáticas que pueden vivir en un determinado enclave. Hay plantas acuáticas que viven exclusivamente en aguas estacionales y otras son características de zonas húmedas permanentes. Cuando se quiere gestionar o conservar adecuadamente un ecosistema acuático para mantener su biodiversidad es necesario conocer su régimen hídrico y tratar de mantenerlo. Es decir, las lagunas estacionales -que se denominan humedales- deben mantenerse estacionales, si queremos preservar las biocenosis que en ellas existen. En muchos casos las formaciones vegetales que viven en los humedales son mucho más interesantes que las formaciones que colonizan los enclaves con aguas permanentes. Esto se debe a que en los ambientes estacionales, cuyos períodos de inundación no tienen

porque repetirse todos los años, encontramos las plantas más raras y que tienen los ciclos biológicos más complejos.

3. Salinidad. Ya hemos comentado que el tipo de agua que embalsa una determinada zona húmeda depende de la naturaleza del sustrato sobre el que está instalada la cubeta. Así, en las comarcas donde son frecuentes las rocas evaporíticas (rocas ricas en sulfatos o cloruros) las aguas serán más salinas que las que encontramos en las cubetas instaladas sobre sustratos pobres en bases (como pueden ser rañas, cuarcitas, granitos, etc.) o en las cubetas ubicadas en territorios con clima lluvioso donde se produce un lavado continuo de sales. Podemos definir, en lo que se refiere a la salinidad, diversos tipos de aguas: dulces, hiposalinas, subsalinas, mesosalinas, hipersalinas, que se corresponden con una concentración cada vez más elevada de sales disueltas. La concentración total de sales disueltas es otro factor que condiciona el desarrollo de las plantas acuáticas. Hay plantas adaptadas a soportar elevadas concentraciones de sales (plantas halófilas), que en el caso de algunas lagunas salinas pueden superar ampliamente a la salinidad del mar. Por el contrario, hay otras plantas acuáticas que siempre viven en aguas dulces con muy poco contenido de sales totales disueltas.

4. Tipos de sales. El tipo de sales dominante -las características iónicas del agua- también influye sobre la distribución de los macrófitos acuáticos. Hay plantas que generalmente viven en aguas bicarbonatadas, otras las prefieren con alto contenido en cloruros, otras prefieren los sulfatos como ion dominante, otras están mejor adaptadas a vivir en aguas de tipo mixto, etc.

5. Turbiedad. Es otro factor importante que condiciona a las plantas acuáticas ya que los vegetales necesitan luz para poder vivir. No existen plantas típicas de aguas turbias, algunas soportan mejor que otras la turbiedad. Podemos distinguir dos tipos de turbiedad, una que denominaremos «física» que se debe a la suspensión o floculación de los elementos finos del sedimento -limos, arcillas-, y otra que podríamos denominar «orgánica» y que está relacionada con el fenómeno que se denomina eutrofización. La turbiedad física suele estar ligada al movimiento del agua por la acción del viento o al arrastre de partículas por las aguas de escorrentía.

6. Eutrofia y Eutrofización. La eutrofización puede considerarse como la peste de las zonas húmedas y es uno de los problemas más importantes y de difícil solución cuando se plantea la gestión y la conservación de nuestras lagunas y humedales. La eutrofización de las aguas es un fenómeno representativo de la influencia que pueden llegar a tener las actividades humanas sobre el medio ambiente, y en este caso sobre las zonas húmedas. Las consecuencias de la eutrofización, que no suelen ser inmediatas, se concretan en una transformación gradual de los ecosistemas acuáticos debido al empobrecimiento cualitativo y cuantitativo de las formaciones vegetales, especialmente de las sumergidas y de las plantas más sensibles que suelen ser las más raras y amenazadas.

Cuando pretendemos gestionar una zona húmeda tenemos que conocer todos estos factores ambientales si es que queremos conservar o recuperar las características originales de dicho enclave. Naturalmente una zona húmeda es muy fácil de crear, basta con tener agua embalsada durante largos períodos de tiempo y poco a poco, si la calidad del agua es aceptable, se irá

produciendo la colonización del ecosistema por animales y plantas. Pero en una zona húmeda natural las comunidades bióticas, los fenómenos geológicos e hidrológicos configuran a lo largo de su historia un ecosistema complejo, dinámico y bien estructurado en la que todos sus elementos están relacionados y que además se encuentra integrado en el paisaje. Una zona húmeda artificial puede crearse en poco tiempo (5-15 años), pero las relaciones que se establecen en una zona húmeda natural y sus características ecológicas pueden precisar cientos de años para establecerse. Por eso, cuando hay que decidir entre conservar una zona húmeda natural o crear otra artificial siempre es preferible la primera opción. En una zona húmeda natural, en definitiva, coexisten su fisonomía actual y su historia y esta historia biológica es lo que le confiere una gran parte de su valor y es uno de los aspectos que debemos conocer cuando nos planteamos la conservación o la recuperación de una zona húmeda.

GESTIÓN, CONSERVACIÓN Y RECUPERACIÓN

Las zonas húmedas -ya sean lagos o lagunas con aguas permanentes y profundas, o humedales con aguas someras y estacionales- son sin duda uno de los ambientes que más atención o interés han despertado en los últimos años. La riqueza natural que contienen – geológica, hidrológica, paisajística, biológica- ha hecho que estos ecosistemas sean lugares que tengan interés prioritario para la conservación. El estado de conservación de nuestras zonas húmedas sirve para evaluar o conocer el grado de deterioro de nuestro medio natural, en un entorno que está bastante modificado por las actividades humanas.

No tan lejanos quedan los tiempos en los que el valor de las zonas húmedas se medía, casi exclusivamente, por la presencia de las aves palustres. Ahora conocemos algo más, no mucho más, de cómo funcionan algunas lagunas o humedales: su tipo de alimentación, sus ritmos de carga y descarga, la implicación de las aguas subterráneas en su mantenimiento, los fenómenos de sedimentación y génesis de sales, los cambios en las biocenosis acuáticas, los efectos de la eutrofización sobre dichas biocenosis... Pero quedan multitud de preguntas por resolver e interacciones que explorar: ¿Cuánto evapotranspiran los carrizales en distintos tipos de clima?, ¿Cuál es la recarga orgánica que producen las aves acuáticas durante su estancia en un determinado humedal?, ¿Qué impacto producen los bandos de flamencos en la vegetación sumergida y cómo afecta esto a otras aves?, ¿Qué fenómenos biológicos se producen cuando una zona húmeda permanente es sometida excepcionalmente a un periodo de estiaje? Estas cuestiones, bastante simples e inmediatas, y otras muchas que surgen cuando se estudian o gestionan las zonas húmedas, son básicas para entender su funcionamiento y poder decidir las medidas de conservación más adecuadas en cada caso, de acuerdo con las peculiaridades de los ecosistemas acuáticos.

Crear una nueva zona húmeda es fácil si se dispone de agua, pero conservarla íntegramente o recuperarla después de haber sido alterada es, en la mayor parte de los casos, muy difícil. Cada zona húmeda tiene unas peculiaridades o Características Propias (CP) que la definen y hacen que no existan dos que sean idénticas. Estas características se refieren a la situación geográfica, al clima de la comarca que condiciona el tipo de zona húmeda, a las peculiaridades geológicas del territorio y del terreno en el que se ubica la cuenca, a la propia forma y dimensiones de la

cubeta, que tan relacionada está con la riqueza biológica, a las singularidades hidrológicas, físico-químicas, biológicas, sociológicas e incluso históricas, que contribuyen a que un determinado cuerpo de agua sea único (Fig. 1).

Encontrar en la Península Ibérica una zona húmeda que no haya sido alterada o sometida de forma directa o indirecta a algún tipo de modificación derivada de las actividades humanas es bastante difícil. Estas alteraciones tienen distinta intensidad y naturalmente no afectan por igual a las CP, pero al existir una relación más o menos estrecha entre todas ellas, cualquier modificación artificial repercute en el equilibrio natural o ecológico del ecosistema acuático. Cuando se modifica alguna de las CP seguimos teniendo una zona húmeda, a no ser que la alteración implique la destrucción total del ambiente acuático, pero con otras peculiaridades que obligan al ecosistema a reajustarse a las nuevas CP.

La mayoría de los cambios que experimentan las zonas húmedas inciden directa o indirectamente en sus biocenosis acuáticas, y desgraciadamente suelen traducirse en una pérdida de la riqueza biológica. Esto es así porque estos cambios suelen afectar a dos parámetros esenciales que son la disponibilidad de agua y la calidad del agua. Estas dos cuestiones disponibilidad-calidad marcan y condicionan cualquier proyecto de regeneración o de creación de zonas húmedas, y siempre deben tenerse en cuenta antes de abordar costosos proyectos de recuperación.

Regenerar y crear zonas húmedas son dos actividades que parten de premisas distintas y que por tanto precisan también de actuaciones diferentes. Regenerar o conservar implica restablecer o mejorar las CP que tenía una zona húmeda antes de ser modificada. Crear supone establecer, fundar por vez primera un ambiente acuático (Fig. 2).

La regeneración o conservación de humedales tiene diferentes niveles que aproximan más o menos a las zonas húmedas a un estado original -por lo general objetivamente desconocido-, anterior a las actuaciones que contribuyeron a su modificación o alteración. Conseguir que las CP se restablezcan debe ser la meta utópica de toda regeneración, pero en muchos casos aunque la inversión económica sea importante es inalcanzable.

Los proyectos de regeneración deben analizar, con la mayor precisión posible, cual eran las CP primitivas de la zona, las alteraciones sufridas, su influencia sobre las CP, y la posibilidad de recuperarlas. Posteriormente deben diseñarse unas actuaciones que permitan restaurar, en lo posible, la fisonomía y las biocenosis originales. Los resultados finales de estos proyectos suelen ser nuevas zonas húmedas, parecidas a las preexistentes, ya que conservan algunas de sus peculiaridades. Como es lógico la semejanza será mayor cuanto mejor se hayan recuperado las CP originales. Esto no quiere decir que los proyectos de regeneración de ecosistemas acuáticos no tengan interés, desde el punto de vista de la conservación de nuestros espacios naturales, o estén inexorablemente condenados al fracaso. Pero hay que ser conscientes de que el producto final tras los proyectos de regeneración suele ser otras zonas húmedas diferentes, también interesantes o importantes, pero diferentes.

Los proyectos de creación de nuevas zonas húmedas tienen una gama más amplia de actuaciones. En este caso el diseño debe realizarse de acuerdo con los intereses que mueven dichos proyectos. No es lo mismo crear una zona húmeda para tener un ecosistema acuático que aumente la diversidad biológica del territorio, que diseñar una zona húmeda para que en ella se

**ZONAS HÚMEDAS
CARACTERÍSTICAS PROPIAS (CP)**

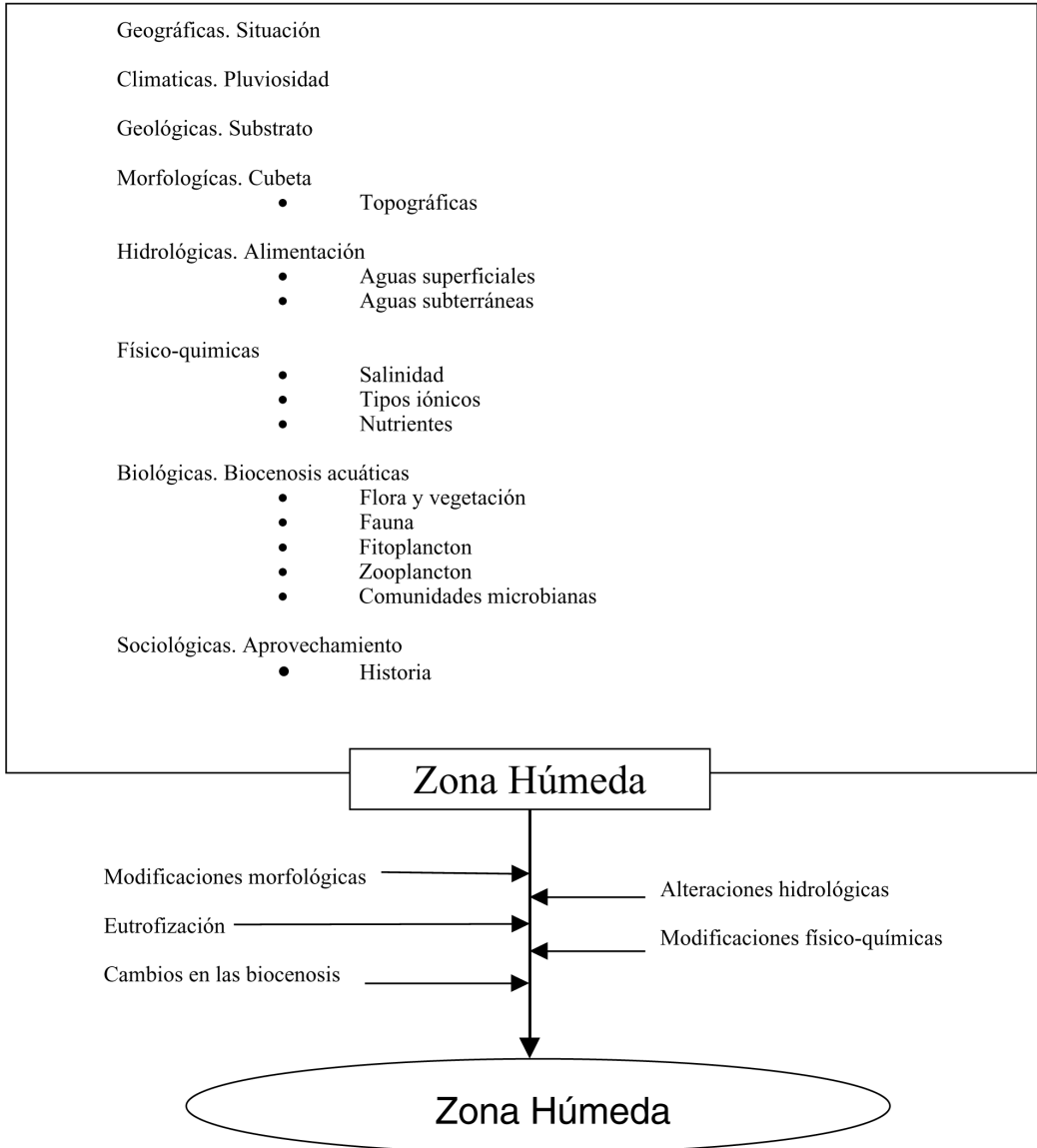


FIG. 1.- Las zonas húmedas tienen unas Características Propias (CP) que son la base de sus peculiaridades ecológicas. Las alteraciones o las modificaciones obligan al ecosistema acuático a reajustarse a las nuevas CP.

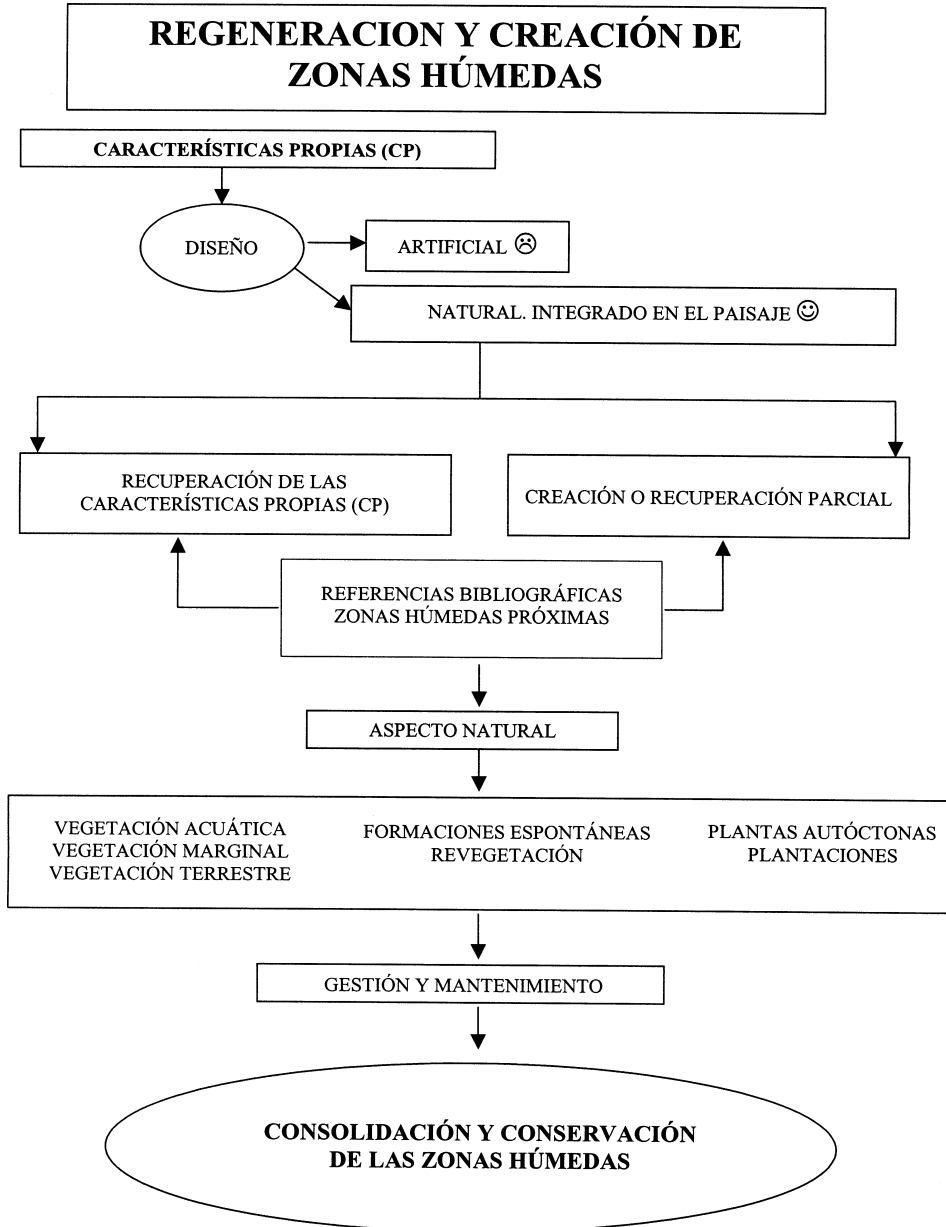


FIG. 2.- La regeneración y la conservación de las zonas húmedas precisan de un estudio previo de sus Características Propias (CP) o de las que se pretenden instaurar. La gestión y mantenimiento son indispensables para su consolidación y constituyen la segunda fase imprescindible, de cualquier proyecto de recuperación.

reproduzca la Pagaza piconegra, *Gelochelidon nilotica*, sea un centro importante de cría de Cerceta pardilla, *Marmaronetta angustirostris*, o para que sirva de refugio a plantas acuáticas cuya conservación tiene interés en la Unión Europea, como puede ser el caso del briófito acuático *Riella helicophylla*. En el primer caso la premisa fundamental es tener agua con una calidad adecuada. En el segundo caso se hace necesario conocer los ciclos biológicos de los elementos que se quieren potenciar -plantas o animales-, analizar sus necesidades ecológicas, y ajustar el diseño y las CP de las nuevas zonas húmedas a dichas necesidades.

Una zona húmeda recuperada o creada debería finalmente estar integrada en el paisaje en el que se encuentra instalada. Esto quiere decir que al haber elegido adecuadamente las plantas que contribuyen a crear paisaje -esencialmente las que constituyen las formaciones emergentes y las arbóreas o arbustivas situadas en sus orillas y proximidades- parece como si nada hubiera cambiado, como si esa zona húmeda hubiera permanecido inalterada. Por este motivo resulta conveniente no limitar las tareas de recuperación o de gestión al límite de la lámina de agua. Hay que ampliar un poco más y tratar de consolidar una zona periférica, lo más amplia posible, en la que se regenere la vegetación terrestre característica del territorio. Se trata de reproducir o favorecer los distintos tipos de vegetación que van desde la vegetación acuática sumergida hasta el matorral o el bosque propio del terreno. Esto naturalmente no es fácil, sobre todo en los territorios en los que los cultivos se extienden hasta el mismo borde de las lagunas y humedales. Pero hay que intentarlo.

Pero los proyectos de regeneración no terminan cuando la cubeta se llena de agua, se desarrollan las formaciones vegetales palustres, y la fauna, más o menos diversa, visita o cría en la zona húmeda. En todos ellos es obligada una segunda fase de mantenimiento, seguimiento y difusión de los resultados obtenidos, que hagan rentable la inversión realizada. Esta fase es imprescindible para consolidar o sustentar lo que se ha recuperado o creado. La evolución de los ecosistemas acuáticos, especialmente la de los humedales estacionales, que son las zonas húmedas más frecuentes e interesantes en el SW de Europa, es muy rápida. Solo una posterior y adecuada gestión, y un manejo que permita consolidar y perpetuar las CP de las zonas húmedas intervenidas, garantiza la viabilidad de los proyectos de regeneración o de creación de nuevas zonas húmedas.

La conservación de las zonas húmedas ha pasado por diferentes fases. En una primera fase las zonas húmedas eran gestionadas como hábitat prioritario de las aves acuáticas (Fig. 3a). Las lagunas y humedales tenían valor biológico porque en ellas anidaban o eran visitadas por las aves palustres. La gestión que se realizaba estaba dirigida fundamentalmente a aumentar la superficie inundada o los períodos de inundación, y estaba basada esencialmente en los censos y en la biología reproductiva de las aves más emblemáticas. Se pretendía que aumentara la riqueza ornítica de las zonas húmedas. Esta forma de gestionar los ecosistemas acuáticos tuvo su importancia, sobre todo en la recuperación de especies en peligro como la malvasía europea, la Cerceta pardilla o la Pagaza piconegra. Pero al pasar el tiempo se comprobó que esta forma de gestión no se traducían en un aumento de la avifauna. Por el contrario, puede constatarse que este tipo de gestión no ha conducido a ese aumento de la riqueza en aves palustres. Algunos ejemplos como la laguna conquense de Manjavacas o el marjal alicantino de El Hondo pueden ilustrar este fracaso en una gestión basada exclusivamente en las aves.

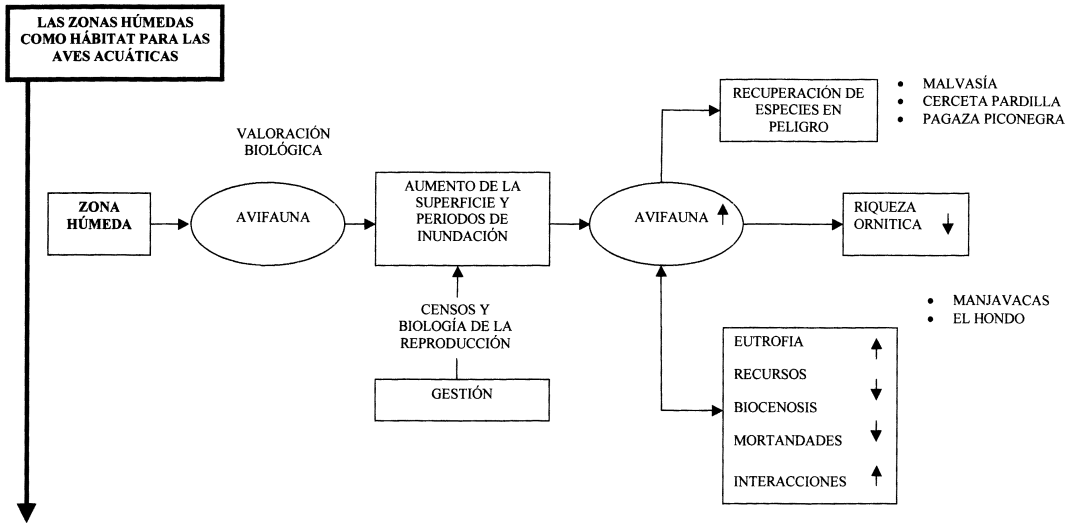


FIG. 3A.- Gestión de las zonas húmedas como hábitat para aves acuáticas.

Este fracaso se debe a que una gestión de este tipo, que no contempla otros factores y otros elementos del ecosistema, es incompleta y poco eficiente. El aumento de la eutrofia de las aguas y la merma de los recursos alimentarios que servían de soporte a la avifauna, da paso a la disminución de la riqueza biológica, a interacciones intraespecíficas y a la aparición de mortandades que llevaban al ecosistema a una pérdida gradual de su valor como refugio de la avifauna. En los ecosistemas que se han gestionado de este modo puede que haya muchas aves pero la diversidad específica suele disminuir y los problemas relacionados con la conservación aumentan.

Un segundo tipo de gestión contempla las zonas húmedas como un ecosistema vivo (Fig. 3b), de tal manera que la valoración biológica estaba basada fundamentalmente en las biocenosis acuáticas, tanto animales como vegetales. La gestión se realizaba mediante estudios específicos del ecosistema, como pueden ser los estudios físico-químicos del agua, estudios faunísticos, florísticos, microbiológicos, etc. Se pretendía recuperar la fisonomía de las zonas húmedas basándose en datos científicos objetivos que permitieran saber que es lo que ocurría en cada ecosistema acuático. Este tipo de gestión ha permitido recuperar en mayor o menor grado algunos hábitat acuáticos, como parte de la laguna de La Nava en Palencia, las lagunas de Arcaute y Salburúa en Vitoria, los Aiguamolls de l'Empordà, o las mismas Tablas de Daimiel. Pero también este tipo de gestión ha tenido sus fallos, que nacen en las implicaciones que tienen las interacciones locales y regionales sobre los ecosistemas acuáticos. Estas interacciones se refieren principalmente a la disponibilidad del agua y a la calidad de la misma. Es posible limpiar las cubetas, rellenar canales de desecación o eliminar los vertidos contaminantes directos que se producen en una laguna. Pero en muchas ocasiones la alimentación de las zonas húmedas está basada en la existencia de acuíferos locales o regionales sobre los que se incide muy lejos de

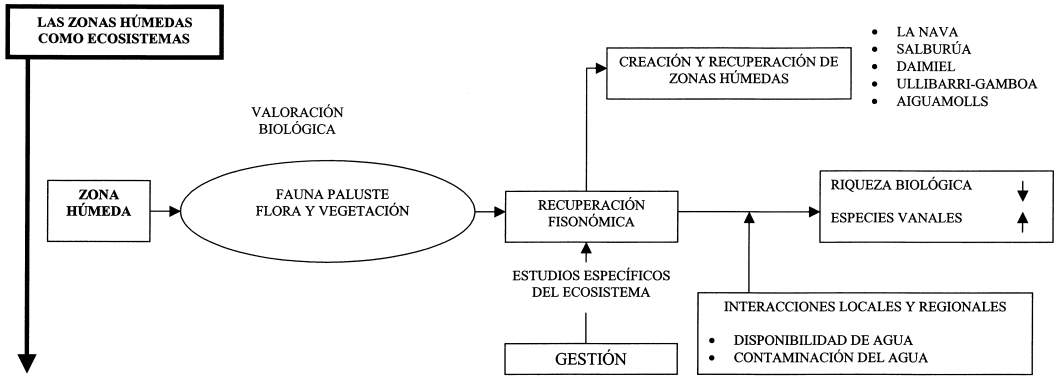


FIG. 3B.- *Gestión de las zonas húmedas como ecosistemas.*

donde se encuentran las cubetas. ¿Y qué decir de la contaminación de las aguas subterráneas y superficiales que puede producirse en toda una cuenca? Esa contaminación difusa que de un modo u otro suele llegar a nuestras zonas húmedas. El resultado final es siempre el mismo, una disminución de la riqueza biológica y un aumento de las especies comunes o vanales.

El tercer tipo de gestión entiende las zonas húmedas como un ecosistema global en el que las biocenosis están intimamente ligadas a los factores físicos (Fig. 3c). La valoración de las zonas húmedas incluye tanto los aspectos biológicos como los geológicos, hidrológicos o paisajísticos. La gestión está basada en estudios específicos sobre el ecosistema y en estudios globales sobre el territorio, comarca o cuenca en la que se encuentran las zonas húmedas, como pueden ser valorar la disponibilidad y la calidad del agua y los factores que inciden sobre ellas. Solo de esta forma puede entenderse el funcionamiento de las zonas húmedas, los problemas que las afectan, y diseñar las actuaciones que permitan que los ecosistemas acuáticos sean sustentables, esto es, que puedan conservarse inalterados, y en ellos aumente la maltrecha diversidad biológica. Finalmente, como ya hemos indicado anteriormente, el mantenimiento y seguimiento de los ecosistemas gestionados permitirá conocer su evolución y recuperación. ¿Qué todo esto puede ser muy caro? Desde luego resulta más barato contaminar y destruir lo que es de todos.

Las dos formas de gestión de zonas húmedas planteadas inicialmente (Figs. 3a, b) son las más frecuentes, afortunadamente más la segunda que la primera, pero no tenemos constancia de que se haya realizado una gestión global planteada en los términos que se plasman en el tercer tipo (Fig. 3c). Este concepto de gestión globalizada es mucho más difícil de realizar, aunque pensamos que sin duda es el más eficaz. El desafío está planteado y enclaves que pueden ser objeto de este tipo de gestión también. Desgraciadamente zonas húmedas con problemas no nos faltan. Faltan otras cosas...

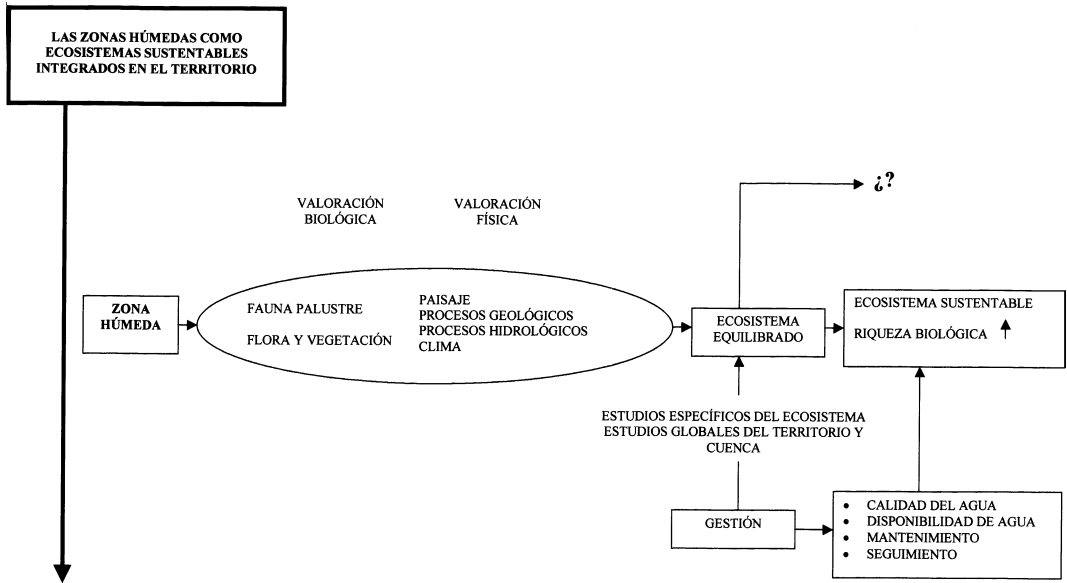


FIG. 3C.- Gestión de las zonas húmedas como ecosistemas sustentables integrados en el territorio.

AVES ACUÁTICAS COMO BIOINDICADORES EN LOS HUMEDALES

ANDY J. GREEN Y JORDI FIGUEROLA

Dpto. de Biología Aplicada, Estación Biológica de Doñana, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Avda. de María Luisa, s/n, 41013, Sevilla, e-mail: andy@ebd.csic.es

INTRODUCCIÓN

Los seres humanos tendemos a fijarnos en los organismos grandes y endotérmicos antes de los pequeños y exotérmicos (por ej., Herrera, 1989). Tanto los biólogos como el público en general suelen prestar más atención a las aves que en los invertebrados. Entre las aves, las especies grandes y llamativas como las águilas o los flamencos (las que algunas llaman “la mega fauna heroica”, Franklin, 1993) reciben más atención que las pequeñas. En el mundo de la conservación, las aves reciben una atención especial. Hay ONGs importantes como BirdLife que carecen de equivalentes para los invertebrados, y organismos de conservación más generales como el UICN también prestan más atención a las aves (solo hay que comparar el número y tamaño de los grupos de especialistas del UICN en aves y en invertebrados, ver <http://www.iucn.org/themes/ssc/sgs/sgs.htm>).

En el campo de la ornitología (por ej., en las publicaciones de BirdLife) muchas veces se utiliza el siguiente argumento: es conveniente concentrarnos en las aves porque son buenas indicadoras de los cambios ambientales y de las zonas más importantes para conservar otros grupos taxonómicos (anfibios, insectos, etcétera). Por lo tanto, podemos dedicarnos a conservar a las aves y confiar en que, al mismo tiempo, vamos a conservar todo lo demás (ver por ej., Bibby *et al.*, 1992). Esta idea de las aves como paraguas protectores de la biodiversidad global, aunque muy extendida, no ha sido apoyada por análisis de la distribución de la biodiversidad a escala nacional. De este modo, la distribución de los “hotspots” de diversidad para aves, plantas acuáticas, mariposas, líquenes y libélulas, no coinciden espacialmente en las Islas Británicas (Prendergast *et al.*, 1993). Es decir la protección de áreas calientes de biodiversidad para las aves es importante en sí misma, pero no necesariamente justificada por la biodiversidad de otros organismos.

Aquí nos dedicaremos a revisar la idea de que las aves funcionan como buenos indicadores de los cambios ambientales, centrándonos en las aves acuáticas y en su posible función como indicadores de los cambios en los humedales. Kushlan (1992) ya ha tratado este tema y, mientras que recomendamos su artículo al lector, no pretendemos repetir lo expuesto allí (ver también Furness y Greenwood, 1993; Hilty y Merenlender, 2000; Zacharias y Roff, 2001).

USO DE LAS AVES COMO BIOINDICADORES EN LOS HUMEDALES

El uso de las aves como bioindicadoras de cambios ambientales se fundamenta en que debido a su posición en la escala trófica se verán afectados por una gran variedad de factores. Esta “bondad” de las aves como concentradoras de efectos, representa en si mismo un problema cuando pretendamos examinar los cambios en las poblaciones de aves frente a un factor aislado. Las aves no estarán afectadas únicamente por ese factor que nos interesa en ese momento, si no por un conjunto de variables que cuanto mejor conozcamos, mayor será nuestra confianza en la bondad de los resultados obtenidos.

Debido principalmente al sesgo de los seres humanos hacia las aves, se han acumulado bases de datos de censos de aves acuáticas que pueden servir como herramienta únicas para estudiar los cambios históricos en los ecosistemas acuáticos, actuando en distintas escalas. Este es el caso por ejemplo de los censos internacionales de invernantes coordinados por Wetlands International en el Paleártico Occidental desde los años 60 (Delany *et al.*, 1999). En el caso de Doñana, existen censos de aves acuáticas desde los años 60 que proporcionan una oportunidad única para estudiar los cambios desde entonces en las marismas y otros humedales, ya que apenas existen datos alternativos (sobre calidad de agua, vegetación, invertebrados, etcétera). Sin embargo, hasta la fecha apenas se han analizado dichos datos, debido al ingente esfuerzo de análisis de datos que ninguna administración ha decidido financiar por el momento.

En principio, las aves acuáticas pueden servir como bioindicadoras en distintas escalas, y su eficacia como tal dependerá en parte en la escala utilizada. En escalas mayores (nacional o regional, por ej., correspondiendo con distintas poblaciones biogeográficas de aves migratorias), se detectan declives en algunas poblaciones de aves acuáticas que parecen explicarse por la pérdida de hábitat (deseccación y degradación de humedales). Entre las varias regiones utilizadas por distintas poblaciones de anátidas en el Paleártico Occidental, se han detectado declives poblacionales asociados a pérdida de hábitats sobre todo en el Mediterráneo occidental y oriental, debido a la mayor tasa de pérdida de humedales en estas regiones (Delany *et al.*, 1999). Evidentemente, donde desaparecen los humedales, desaparecen las aves también, y la destrucción de hábitat es el problema más importante a que se enfrentan las especies amenazadas de aves acuáticas (Green, 1996; BirdLife International, 2000).

En escalas inferiores, las características físicas de los humedales (tamaño, forma, perfil de profundidades, presencia y distribución de vegetación emergente, etcétera) influye mucho sobre la diversidad y abundancia de aves acuáticas. Diversos trabajos cuantifican lo que cualquier ornitólogo sabe: patos buceadores se encuentran en zonas más profundas que patos nadadores, distintos limícolas utilizan profundidades distintas para alimentarse en función del tamaño de sus patas y de su pico, muchas garzas (especialmente en la época de cría) y rálidos tienen una estrecha relación con manchas de vegetación emergente, etcétera (por ej., Nudds, 1983; Pöysä, 1983; Velásquez, 1992; Safran *et al.*, 1997; Ntiamoa-Baidu *et al.*, 1998). Igualmente, los humedales más grandes albergan más especies de aves, y las que se encuentran en los sitios más pequeños suelen ser las especies más abundantes y ubicuas en general (Brown y Dinsmore, 1986; Craig y Beal, 1992; Elmberg *et al.*, 1993; Elmberg *et al.*, 1994). Además, la diversidad y abundancia de aves que usan un humedal aumenta con la proximidad a otros humedales, es

decir que hay un efecto de aislamiento que complica la relación entre las características de un humedal determinado y las aves que en él habitan (Murphy *et al.*, 1984; Brown y Dinsmore, 1986; Craig y Beal, 1992). Así por ejemplo, en una charca en Doñana esperaríamos encontrar más aves que en una charca más grande situada donde no hay otros humedales alrededor.

INCONVENIENTES DEL USO DE LAS AVES COMO BIOINDICADORES EN LOS HUMEDALES

Comparando una serie de humedales en el espacio, se ha visto como la comunidad de aves acuáticas también está influenciada por otros factores como la salinidad, pH y la razón entre superficies de vegetación emergente y aguas abiertas (Buckton *et al.*, 1998; Goodsell, 1990; Parker *et al.*, 1992; Halse *et al.*, 1993; Murkin *et al.*, 1997). El estatus trófico (es decir de nutrientes) es otra variable clave, con mayor abundancia y diversidad de aves en humedales mesotróficos y eutróficos, y menor en los oligotróficos y hypereutróficos (Nilsson, 1978; Murphy *et al.*, 1984; Kerekes *et al.*, 1997; Küsters, 2000). Las aves piscícolas (garzas, cormoranes, etcétera) tienen una estrecha relación con sus recursos tróficos, es decir que se distribuyen en función de la disponibilidad de peces (Kerekes *et al.*, 1997). Mientras que las aves se alimentan en el mismo humedal, los propios censos de aves proporcionan alguna información sobre el estatus trófico de los humedales, y se puede estimar la producción de recursos tróficos (plantas, invertebrados, peces) en el humedal necesaria para soportar esa cantidad de aves (ver Cairns y Kerekes, 2000, para el uso de un modelo bioenergético de este tipo). No obstante, muchas anátidas invernantes usan un humedal más como un dormitorio, saliendo por la noche para alimentarse en otros sitios (el caso por ejemplo de l'Albufera de Valencia, utilizada por patos que se alimentan en los arrozales limítrofes con el parque). Igualmente, muchas garzas y otras aves coloniales usan un humedal para situar la colonia pero se alimentan en otros sitios.

Como consecuencia de todos los factores arriba mencionados, se puede considerar que hay una clara relación entre la variabilidad espacial en la naturaleza de los humedales, y la variabilidad en las comunidades de aves acuáticas. Cabe subrayar que muchos de las variables que hemos descrito antes están intercorrelacionadas (por ej., estatus trófico y las características de la vegetación) y que a veces es imposible saber cuáles son las que realmente causan los patrones en la distribución de las aves. En comparación, la relación entre los cambios temporales en las condiciones en un humedal determinado y los cambios en la comunidad de aves que allí se encuentran es más difícil de demostrar e interpretar, a pesar de que sea precisamente esta relación la que es más importante cuando pretendemos usar las aves como bioindicadores. Por ejemplo, ¿qué nos indica el hecho de que haya varias especies de aves (incluyendo la malvasía cabeciblanca) que han desaparecido como nidificantes en las marismas del Parque Nacional de Doñana a lo largo del siglo XX, o el qué haya muchas más malvasías en las Albuferas de Adra desde el año 1987 que antes?

Es fácil, pero arriesgado, suponer que cambios en la abundancia de una especie de interés en el humedal donde realizamos nuestros estudios reflejan algún cambio limnológico (es decir, en la calidad o cantidad de agua, y/o en las comunidades de plantas, invertebrados y bacterias).

Sin embargo, muy pocas poblaciones de aves son estrictamente sedentarias y dependen de muchos factores que pueden actuar lejos de un humedal concreto. Por ello, cambios en el tamaño poblacional pueden reflejar cambios en cualquier otra parte de la distribución de esa población (un problema que se puede abordar comparando las tendencias en el humedal estudiado con las observadas en otros humedales cercanos, ver Duncan *et al.*, 1999), o incluso cambios en el comportamiento migratorio (por ej., las tendencias actuales de gansos o cigüeñas a migrar a menos distancia de las zonas de nidificación, Sutherland, 1998a). Por otro lado, pueden deberse a enfermedades o (en el caso de aves que se alimentan en sitios mas allá del humedal) a intoxicaciones que nada tienen que ver con cambios en el humedal estudiado. Cambios en la presión cinegética u otras perturbaciones humanas frecuentemente cambian la distribución y abundancia de aves acuáticas sin cambios limnológicos en sus hábitats (Klein *et al.*, 1995; Madsen y Fox, 1995; Sutherland, 1998b; Duncan *et al.*, 1999a). En cambio, su alta capacidad de dispersión hace que las aves puedan responder más rápido a cambios limnológicos en la distribución de hábitat disponible que muchos otros organismos (aunque muchos organismos se dispersan a través de las mismas aves, Figuerola y Green, 2002).

En muchos casos, parece que los cambios poblacionales en aves sí reflejan cambios limnológicos, pero no se puede demostrar la relación claramente debido a la falta de datos sobre otros componentes del ecosistema (por ej., vegetación, nutrientes). Es decir, el mismo sesgo que nos ha hecho fijarnos en las aves hace que al final no tengamos con qué comparar los datos de fluctuaciones en los números de aves. En el caso de Doñana, se estimaron unas 500 parejas de porrón pardo nidificando en las marismas a primeros del siglo XX (Valverde, 1960), y unas 200 parejas de malvasía en los años 50 (Amat y Sánchez, 1982). Su desaparición se debe, en general, a un conjunto de cambios dramáticos en las marismas desde entonces, relacionados con las transformaciones en las cuencas vertientes, que han cortado el ciclo de inundación y eliminado zonas profundas y semi-permanentes adecuadas para la cría de estos dos patos buceadores (Saura *et al.*, 2001). Sin embargo, hasta la fecha no existen estudios que documenten estos cambios en el hábitat en detalle. En el caso de la cerceta pardilla, el número de parejas nidificantes en las marismas del Parque Nacional de Doñana también se ha reducido desde varios miles a principios de siglo hasta el punto de desaparecer hoy en día (Green *et al.*, en prensa). La reducción en el ciclo de inundación hace que esta especie tardía no tenga tiempo para terminar de criar en la marisma (Green, 2000).

El aumento en la abundancia en las malvasías en Almería y otras provincias españolas en los últimos 15 años se debe principalmente a una recuperación de una población protegida de la persecución, cuando la presión cinegética la había llevado al borde de la extinción (Torres y Moreno-Arroyo, 2000). Aparte de una selección hacia humedales relativamente profundos y con mayor cobertura de vegetación emergente en Almería (Castro *et al.*, 1994), no hay estudios detallados que identifiquen qué otras variables generales explican la distribución de la malvasía. La biomasa de quironómidos bentónicos determina en parte su distribución (Green *et al.*, 1999; Sánchez *et al.*, 2000), y ya que los quironómidos llegan a densidades altas en humedales eutróficos es probable que el estatus trófico de las aguas tenga mucho que ver con la distribución de la malvasía en España. Es posible que humedales con cierta contaminación debido a las entradas artificiales de nutrientes (como las Albuferas de Adra, la Cañada de las Norias o El

Hondo) sean ideales para la producción de quironómidos, y por lo tanto para la malvasía. Sin embargo, esta situación no suele ser estable a largo plazo, y la entrada masiva de nutrientes acaba resultando en la hipereutroficación (y anoxia en los sedimentos), con un consecuente bajón en la producción de quironómidos y del alimento disponible para los patos (Green *et al.*, 1996). Sospechamos que esto ha ocurrido en El Hondo entre 2000 y 2002, explicando la reducción drástica en el número de malvasías allí (Torres y Moreno-Arroyo, 2000). Ha habido una serie de episodios de contaminación en El Hondo en 2001 y 2002 (asociado al uso del espacio para embalsar agua de regadío), aunque desconocemos la evolución de las poblaciones de quironómidos desde el año 2000. Algo parecido parece haber ocurrido en la laguna de Tarelo (Parque Natural de Doñana), donde la desaparición de la malvasía como nidificante en el año 2002 (Concha Raya, comm. pers.) coincide con la reducción de biomasa de quironómidos bentónicos relacionado con hipereutrofia y episodios de anoxia (Serrano *et al.*, 2002).

Algunos estudios detallados ponen de manifiesto como cambios limnológicos importantes en los humedales no han resultado en cambios correspondientes en las aves acuáticas (o sea, que las aves no han indicado los cambios). En la Camarga, cambios drásticos en los ecosistemas acuáticos (por ej., en la salinidad y la abundancia de diversas especies de plantas sumergidas), transformación de marismas en arrozales y la pérdida de mucha biodiversidad en plantas y invertebrados, no se han visto reflejados en cambios en el número o tipo de anátidas invernantes (Tamisier y Grillas, 1994; Dehorter y Tamisier, 1996). Las plantas sumergidas soportan mucha comida para anátidas, zampullines, fochas y muchas más aves, y humedales con más plantas tienen más aves (por ej., Green, 1998; Blindow *et al.*, 2000), pero parece ser secundario cuáles son las especies de plantas sumergidas presentes. Estudios comparativos entre humedales sugieren que la diversidad de aves acuáticas no indica la diversidad de otros organismos en los humedales. En Marruecos, Green *et al.* (2002) no encontraron una relación entre humedales entre la diversidad (número de especies) de aves acuáticas y la de plantas. Igualmente, no hay una buena relación entre la diversidad de aves terrestres y la de insectos en el Reino Unido (Prendergast y Eversham, 1997). Mientras que hay una buena correlación entre salinidad y la diversidad de plantas acuáticas o invertebrados acuáticos en Marruecos, la salinidad no afecta la diversidad de las aves (Green *et al.*, 2002).

BUEN Y MAL USO DE LAS AVES COMO BIOINDICADORES EN LOS HUMEDALES

Sin embargo, entre todas las aves acuáticas hay especies que funcionan mejor y peor como bioindicadores (Halse *et al.*, 1993). Por ejemplo, la focha cornuda parece indicar especialmente bien los humedales de agua dulce, de aguas claras con una alta diversidad y cobertura de plantas sumergidas (Green *et al.*, 2002, datos sin publicar). Puede servir como una buena especie “paraguas” (ver Lambeck, 1997; Simberloff, 1998; Zacharias y Roff, 2001) para conservar estos ambientes, que resultan ser los que están desapareciendo más rápido en la región mediterránea (Green *et al.*, 2002). En Marruecos, ninguna otra especie de ave indica tan bien los lugares de alta diversidad de plantas y de baja salinidad (aunque otras especies amenazadas, la cerceta pardilla y el porrón pardo, también se concentran en humedales de alta diversidad botánica).

Cabe comparar la focha con el flamenco rosa, la especie de ave acuática que ha recibido más atención conservacionista en nuestra región. La reserva natural de Fuente de Piedra fue declarada con el objetivo específico de aumentar la población de flamencos (Montes *et al.*, 1987; Montes, 1995), algo sin precedente e probablemente impensable en el caso de especies mucho más amenazadas (pero no tan grandes y bonitas). Considerada por muchos como una especie bandera para la conservación de humedales mediterráneos y siendo el flamenco la especie que más figura en los centros de visitantes y las portadas de informes u otros documentos relacionados con humedales (por lo menos en el sur de España y Francia), sería conveniente que la presencia de flamencos indicara sitios más biodiversos ricos de plantas e invertebrados así como de otras especies de aves. Por desgracia no es así. En Marruecos, los flamencos no demuestran la correlación entre su abundancia y la riqueza de plantas observada con las fochas cornudas y otras especies amenazadas, concentrándose en humedales más salinos (ambientes menos diversos y menos amenazados en general). En Túnez, la construcción de una serie de embalses en las cuencas del lago Ichkeul (protegido como parque nacional y sitio Ramsar) ha producido un lago hipersalino y una pérdida catastrófica de diversidad de plantas, aves e invertebrados considerado como uno de los desastres más destacados en la conservación de humedales mediterráneos (Tamisier y Boudouresque, 1994; Ramdani *et al.*, 2001). No obstante, el flamenco solo apareció en este humedal cuando su degradación ya estaba en marcha, y han aumentado en número conforme que la salinidad ha aumentado (M. Smart y Wetlands International, datos sin publicar). En el Delta del Ebro, la abundancia de flamencos, si bien está correlacionada positivamente con la abundancia general de limícolas en invierno, no presenta ninguna correlación con la abundancia de anátidas y fochas (ver Fig. 1).

Por todo ello, hay que tener mucho cuidado a la hora de seleccionar una especie de ave acuática como posible “bioindicadora” y tener en cuenta que un aumento en el número de algunas especies de aves puede indicar un empeoramiento del estado de un humedal en vez de una mejora. Ni siquiera una especie como la focha cornuda tiene una aplicación fácil como bioindicadora. El número de parejas en Doñana y en las lagunas andaluzas endorreicas ha aumentado mucho en 2001-2002 comparado con los años anteriores (Amat, en prensa). Es posible que, en parte, esto refleje una mayor cobertura de plantas sumergidas y flotantes en Doñana (aunque, por desgracia, no hay datos precisos sobre la abundancia de las plantas allí). Pero sospechamos de que se explica más por una entrada de muchos ejemplares procedentes de lagos del medio Atlas marroquí que albergaban centenares de parejas nidificantes y que se han secado estos años (Dayet ‘Awa y Aguelmam Afennourir, ver Green *et al.*, 2002). Esto es un buen ejemplo de la dificultad de interpretar cambios locales en el número de aves.

Hasta aquí, hemos considerado la cuestión de cómo las aves “responden” a cambios limnológicos en sus hábitats, indicando los mismos. Otra cuestión importante que hay que tener en cuenta es si las aves pueden “causar” cambios en sus hábitats. Algunas especies pueden actuar como especies ingenieras, modificando su ambiente y por lo tanto afectando directamente al resto de la comunidad. Los gansos pueden causar una reducción importante en la cobertura de plantas emergentes (Ankney, 1996; Fraulich y Lodge, 2000; Zacheis *et al.*, 2001) e incluso cambios sutiles en el balance entre reproducción sexual y asexual de las mismas (Amat, 1995). También las altas concentraciones de gansos y otras aves en dormideros puede representar una

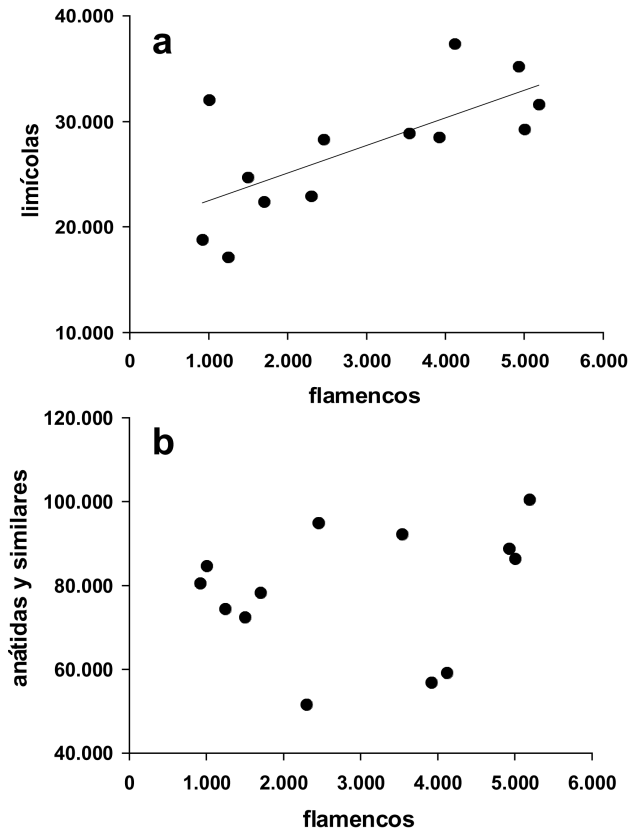


FIG. 1.- Relación entre la abundancia (n° de individuos) de flamencos y limícolas (a) o anátidas y fochas (b). Los datos corresponden a los censos de aves invernantes de los inviernos 86/87 al 98/99 ($n=13$ censos) publicados en el Bulletin del Parc Natural Delta de l'Ebre.

importación masiva de nutrientes (ya que defecan en el humedal dormitorio pero comen en otros lugares) que puede producir un eutrofización del humedal con todo lo que conlleva (Post *et al.*, 1998; Skoruppa y Woodin, 2000). Hace tiempo que se ha demostrado que los flamencos pueden funcionar como ingenieros (Hurlbert y Chang, 1983). En el caso del flamenco rosa, su forma de alimentarse, pisoteando y removiendo el agua y los sedimentos, produce cambios en la turbidez y distribución de nutrientes (Comín *et al.*, 1994) y reduce la cobertura de plantas sumergidas, promoviendo un cambio de aguas claras (dominado por macrófitos sumergidos) a aguas turbias (dominado por fitoplancton) (Gallet, 1950; Montes y Bernués, 1989; Duarte *et al.*, 1990; autores, datos sin publicar). Por ello, un aumento en la densidad de flamencos o gansos puede *causar* (en vez de *indicar*) cambios importantes en los humedales. Desde los años 60, la

densidad de los flamencos se ha duplicado varias veces en los humedales españoles por la combinación de la gestión de la especie (incluyendo medidas para asegurar la nidificación con más frecuencia de lo que sería lo natural para esta especie) y la destrucción de muchos humedales utilizados fuera de la época reproductora. La destrucción de praderas de macrófitos sumergidos por flamencos perjudica a los patos, fochas y otras aves que dependen de ellos, pero puede favorecer las limícolas que prefieren alimentarse en zonas de aguas abiertas (Montes y Bernués, 1989). En parte, esto podría explicar la correlación positiva entre la abundancia de flamencos y de limícolas (Fig. 1).

CONCLUSIONES

En conclusión, debido a los varios problemas identificados por nosotros y por otros (Kushlan, 1993), opinamos que el papel de las aves acuáticas como bioindicadoras no puede ser asumido sin más, y es necesario un análisis previo de las características de los sistemas acuáticos a estudiar. No es conveniente suponer que un cambio en las aves indica algún cambio en las condiciones del humedal estudiado. Cambios limnológicos tampoco se traducen necesariamente en cambios en la avifauna. Hay que seleccionar las especies de aves que se quiere utilizar como indicadores con mucho cuidado, ya que algunas especies son mucho más oportunistas y generalistas que otras. Es importante contrastar las tendencias en la zona de estudio con las observadas en otros humedales en su entorno, para poder diferenciar entre tendencias globales y locales. Es decir, es necesario el uso de 'controles', zonas no expuestas a los cambios o factores motivo de análisis para determinar si los cambios registrados en las poblaciones de aves son fruto de los factores de interés o tendencias generalizadas en la región de estudio. Por desgracia, muchas de las especies que mejor pueden indicar diversidad en plantas e invertebrados ya han visto sus poblaciones reducidas tanto que son pocos los humedales donde se pueden encontrar (por ej., el porrón pardo o la focha cornuda). Esto se debe a los serios problemas de conservación en todos los humedales que nos quedan (cambios hidrológicos, eutrofización etcétera, debido principalmente a las transformaciones brutales en las cuencas vertientes).

Generalmente, pensamos que un seguimiento de la vegetación acuática (especialmente las plantas sumergidas) puede servir como mejor herramienta para indicar y entender los cambios ecológicos en una escala local. Las plantas son relativamente fáciles y baratas de identificar y cuantificar (comparado con los invertebrados o las bacterias), y suelen responder de forma más estrecha a fluctuaciones en el nivel de agua, nutrientes, etcétera (aunque también tienen sus limitaciones, ver p.e. Scheffer *et al.*, 1993; Cerco y Moore, 2001; Koch, 2001). Además, cambios en las plantas sumergidas (los productores primarios y el sustrato para todo un panorama de organismos) necesariamente tiene implicaciones fundamentales para todos los otros elementos del ecosistema. Para el estudio de cambios temporales e históricos en humedales permanentes, la paleo limnología (especialmente el estudio de diatomeas y quironómidos en los sedimentos) representa una alternativa con una resolución superior e interpretación menos complicada que los estudios de cambios temporales en las aves (Flower *et al.*, 1989; Flower y Foster, 1992; Flower *et al.*, 1992; Ramdani *et al.*, 2001). En nuestra opinión, sería conveniente hacer un esfuerzo para buscar un acercamiento común entre limnólogos y ornitólogos ya que los

ornitólogos tienen mucho que aprender de los limnólogos sobre el funcionamiento del hábitat de las aves, mientras que los limnólogos suelen ignorar el papel de las aves acuáticas en los ecosistemas. Queda mucho por hacer en la ciencia joven de ornitolimnología (sensu Hurlbert y Chang, 1983), con aplicaciones potencialmente importantes para la gestión y conservación de los humedales Mediterráneos.

BIBLIOGRAFIA

- Amat, J. A. (1995). Effects of wintering greylag geese *Anser anser* on their *Scirpus* food plants. *Ecography*, 18: 155-163.
- Amat, J. A. (en prensa). Focha Cornuda *Fulica cristata*. En, Madroño, A.; González, C. y Atienza, J. C. (eds.): *Libro rojo de las aves de España*. SEO/BirdLife, Dirección General de Conservación de la Naturaleza (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- Amat, J. A. y Sánchez, A. (1982). Biología y ecología de la Malvasía *Oxyura leucocephala* en Andalucía. *Doñana, Acta Vertebrata*, 9: 251-320.
- Ankney, C. D. (1996). An embarrassment of riches: too many geese. *Journal of Wildlife Management*, 60: 217-223.
- Bibby, C. J.; Collar, N. J.; Crosby, M. J.; Heath, M. F.; Imboden, C.; Johnson, T. H.; Long, A. J.; Stattersfield, A. J. y Thirgood, S. J. (1992). *Putting Biodiversity on the Map: Priority Areas for Global Conservation*. ICPB. Cambridge.
- BirdLife International (2000). *Threatened Birds of the World*. Lynx Edicions, BirdLife International. Barcelona, Cambridge.
- Blindow, I.; Hargeby, A. y Andersson, G. (2000). Long term waterfowl fluctuations in relation to alternative states in two shallow lakes. En, Comín, F. A.; Herrera, J. A. y Ramírez, J. (eds.): *Limnology and aquatic birds. Monitoring, modelling and management. Proceedings of the 2nd International Symposium on Limnology and Aquatic Birds*, pp. 165-176. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.
- Brown, M. y Dinsmore, J. J. (1986). Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *Journal of Wildlife Management*, 50: 392-397.
- Buckton, S. T.; Brewin, P. A.; Lewis, A.; Stevens, P. y Ormerod, S. J. (1998). The distribution of dippers, *Cinclus cinclus* (L.), in the acid-sensitive region of Wales, 1984-95. *Freshwater Biology*, 39: 387-396.
- Cairns, D. K. y Kerekes, J. J. (2000). Fish harvest by common loons and common mergansers in Kejimikujik National Park, Nova Scotia, Canada, as estimated by bioenergetic modelling. En, Comín, F. A.; Herrera, J. A. y Ramírez, J. (eds.): *Limnology and aquatic birds. Monitoring, modelling and management. Proceedings of the 2nd International Symposium on Limnology and Aquatic Birds*, pp. 125-135. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.
- Castro, H.; Nevado, J. C.; Paracuellos, M. y López, J. M. (1994). La Malvasía (*Oxyura leucocephala*) en la provincia de Almería. Evolución poblacional, nidificación y selección de hábitat. *Oxyura*, 7: 119-133.

- Cerco, C. F. y Moore, K. (2001). System-wide submerged aquatic vegetation model for Chesapeake bay. *Estuaries*, 24: 522-534.
- Comín, F. A.; Herrera-Silveira, J. A. y Martín, M. (1994). Flamingo footsteps enhance nutrient release from the sediment to the water column. En, Faragó, S. y Kerekes, J. J. (eds.): *Limnology and waterfowl. Monitoring, modelling and management*, pp. 211-227. Wetlands International Publication, 43. Sopron.
- Craig, R. J. y Beal, K. G. (1992). The influence of habitat variables on marsh bird communities of the Connecticut River Estuary. *Wilson Bulletin*, 104: 295-311.
- Dehorter, O. y Tamisier, A. (1996). Wetland habitat characteristics for waterfowl wintering in camargue, southern France: implications for conservation. *Rev. Ecol.*, 51: 161-171.
- Delany, S.; Reyes, C.; Hubert, E.; Pihl, S.; Rees, E.; Haanstra, L. y van Strien, A. (1999). *Results from the International Waterbird Census in the Western Palearctic and Southwest Asia 1995 and 1996*. Wetlands International Publication, 54. Wageningen.
- Duarte, C.; Montes, C.; Agustí, S.; Martino, P.; Bernués, M. y Kalf, J. (1990). Biomasa de macrófitos acuáticos en la marisma del Parque Nacional de Doñana (SW España): importancia y factores ambientales que controlan su distribución. *Limnetica*, 6: 1-12.
- Duncan, P.; Hewison, A. J. M.; Houte, S.; Rosoux, R.; Tournebize, T.; Dubs, F.; Burel, F. y Bretagnolle, V. (1999). Long-term changes in agricultural practices and wildfowling in an internationally important wetland, and their effects on the guild of wintering ducks. *Journal of Applied Ecology*, 36: 11-23.
- Elmberg, J.; Nummi, P.; Pöysä, H. y Sjöberg, K. (1993). Factors affecting species number and density of dabbling duck guilds in North Europe. *Ecography*, 16: 251-260.
- Elmberg, J.; Nummi, P.; Pöysä, H. y Sjöberg, K. (1994). Relationships between species number, lake size and resource diversity in assemblages of breeding waterfowl. *Journal of Biogeography*, 21: 75-84.
- Figuerola, J. y Green, A. J. (2002). Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*, 47: 483-494.
- Flower, R. y Foster, I. D. L. (1992). Climatic implications of recent changes in lake level at Lac Azizga (Morocco). *Bull. Soc. Géol. France*, 163: 91-96.
- Flower, R. J.; Dearing, J. D.; Rose, N. y Patrick, S. J. (1992). A palaeoecological assessment of recent environmental change in moroccan wetlands. *Würzb. Geogr. Arb.*, 84: 17-44.
- Flower, R. J.; Stevenson, A. C.; Dearing, J. A.; Foster, I. D. L.; Airey, A.; Rippey, B.; Wilson, J. P. F. y Appleby, P. G. (1989). Catchment disturbance inferred from paleolimnological studies of three contrasted sub-humid environments in Morocco. *Journal of Paleolimnology*, 1: 293-322.
- Franklin, J. F. (1993). Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications*, 3: 202-205.
- Fraulich, A. J. y Lodge, D. M. (2000). Waterfowl-induced changes in submerged and emergent macrophyte communities at Lake Mattamuskeet, NC, USA. En, Comín, F. A.; Herrera, J. A. y Ramírez, J. (eds.): *Limnology and aquatic birds. monitoring, modelling and management. Proceedings of the 2nd International Symposium on Limnology and Aquatic Birds*, pp. 43-59. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.

- Furness, R. W. y Greenwood, J. J. D. (eds.) (1993). *Birds as Monitors of Environmental Change*. Kluwer Academic Publishers.
- Gallet, É. (1950). *The Flamings of the Camargue*. Blackwell. Oxford.
- Goodsell, J. T. (1990). Distribution of waterbird broods relative to wetland salinity and pH in South-western Australia. *Australian Wildlife Research*, 17: 219-229.
- Green, A. J. (1996). Analyses of globally threatened Anatidae in relation to threats, distribution, migration patterns and habitat use. *Conservation Biology*, 10: 1435-1445.
- Green, A. J. (1998). Habitat selection by the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris*, Ferruginous Duck *Aythya nyroca* and other ducks in the Göksu Delta, Turkey in late summer. *Rev. Ecol. Terre et Vie*, 53: 225-243.
- Green, A. J. (2000). The habitat requirements of the Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*), Ménétr., a review. En, Comín, F. A.; Herrera, J. A. y Ramírez, J. (eds.): *Limnology and aquatic birds. Monitoring, modelling and management. Proceedings of the 2nd International Symposium on Limnology and Aquatic Birds*, pp. 147-163. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.
- Green, A. J.; Echevarría, J. L. y Ferrández, M. (en prensa). Cerceta Pardilla *Marmaronetta angustirostris*. En, Madroño, A.; González, C. y Atienza, J. C. (eds.): *Libro rojo de las aves de España*. SEO/BirdLife, Dirección General de Conservación de la Naturaleza (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- Green, A. J.; El Hamzaoui, M.; El Agbani, M. A. y Franchimont, J. (2002). The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978. *Biological Conservation*, 104: 71-82.
- Green, A. J.; Fox, A. D.; Hilton, G. M.; Hughes, B.; Yazar, M. y Salathé, T. (1996). Threats to Burdur Lake ecosystem, Turkey and its waterbirds, particularly the White-headed Duck *Oxyura leucocephala*. *Biological Conservation*, 76: 241-252.
- Green, A. J.; Fox, A. D.; Hughes, B. y Hilton, G. M. (1999). Time-activity budgets and site selection of White-headed Ducks (*Oxyura leucocephala*) at Burdur Lake, Turkey in late winter. *Bird Study*, 46: 62-73.
- Halse, S. A.; Williams, M. R.; Jaensch, R. P. y Lane, J. A. K. (1993). Wetland characteristics and waterbird use of wetlands in south-western Australia. *Wildlife Research*, 20: 103-126.
- Herrera, C. M. (1989). Sobre el vicio del tamaño y la práctica de la conservación. *Quercus*, 43-48.
- Hilty, J. y Merenlender, A. (2000). Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, 92: 185-197.
- Hurlbert, S. H.; Chang, C. C. Y. (1983). Ornitholimnology: Effects of grazing by the Andean flamingo (*Phoenicoparrus andinus*). *Proceedings of National Academy of Science*, pp. 4766-4769
- Kerekes, J.; Duggan, M.; Tordon, R.; Boros, G. y Bronkhorst, M. (1997). Abundance and distribution of fish-eating birds in Kejimikujik National Park, Canada (1988-1994). En, Faragó, S. y Kerekes, J. J. (eds.): *Limnology and waterfowl. Monitoring, modelling and management*, pp. 211-227. Wetlands International Publication, 43. Sopron.

- Klein, M. L.; Humphrey, S. R. y Percival, H. F. (1995). Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. *Conservation Biology*, 9: 1454-1465.
- Koch, E. W. (2001). Beyond light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24: 1-17.
- Kushlan, J. (1993). Waterbirds as indicators of wetland change: are they a valuable tool? En, Anónimo: *Waterfowl and wetland conservation in the 1990s - a global perspective. Proc. IWRB Symp., St. Petersburg Beach*, pp. 48-55. IWRB Special Publication, 26. IWRB. Florida.
- Küsters, E. (2000). Influence of eutrophication of gravel pit lakes on bird numbers. En, Comín, F. A.; Herrera, J. A. y Ramírez, J. (eds.): *Limnology and aquatic birds. monitoring, modelling and management. Proceedings of the 2nd International Symposium on Limnology and Aquatic Birds*, pp. 221-230. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.
- Lambeck, R. J. (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*, 11: 849-856.
- Madsen, J. y Fox, A. D. (1995). Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review. *Wildlife Biology*, 1: 193-207.
- Montes, C. (1995). Los humedales españoles protegidos. Conservación vs. confusión. *El Agua. Monográfico El Campo*, pp. 101-128. BBV.
- Montes, C. y Bernués, M. (1989). Incidencia del flamenco rosa (*Phoenicopterus ruber roseus*) en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos de la marisma del Parque Nacional de Doñana (SW España). En, Pintos, M. R.; Prieto, S.; Rendón, M. y Johnson, A. R. (coords.): *Reunión técnica sobre la situación y problemática del Flamenco rosa (Phoenicopterus ruber roseus) en el Mediterráneo Occidental y Africa Noroccidental*, pp. 103-110. Agencia de Medio Ambiente (Consejería de Cultura y Medio Ambiente, Junta de Andalucía). Sevilla.
- Montes, C.; Guerrero, R. y Alonso, M. (1987). La Reserva Integral de la Laguna de Fuente de Piedra. *Alquibla*, 12: 37-43.
- Murkin, H. R.; Murkin, E. J. y Ball, J. P. (1997). Avian habitat selection and prairie wetland dynamics: a 10-year experiment. *Ecological Applications*, 7: 1144-1159.
- Murphy, S. M.; Kessel, B. y Vining, L. J. (1984). Waterfowl populations and limnological characteristics of taiga ponds. *Journal of Wildlife Management*, 48: 1156-1163.
- Nilsson, L. (1978). Breeding waterfowl in eutrophicated lakes in south Sweden. *Wildfowl*, 29: 101-110.
- Ntiemoa-Baidu, Y.; Piersma, T.; Wiersma, P.; Poot, M.; Battley, P. y Gordon, C. (1998). Water depth selection, daily feeding routines and diets of waterbirds in coastal lagoons in Ghana. *Ibis*, 140: 89-103.
- Nudds, T. D. (1983). Variation in richness, evenness and diversity in diving and dabbling duck guilds in prairie pothole habitats. *Canadian Journal of Zoology*, 61: 1547-1550.
- Parker, G. R.; Petrie, M. J. y Sears, D. T. (1992). Waterfowl distribution relative to wetland acidity. *Journal of Wildlife Management*, 56: 268-274.
- Post, D. M.; Taylor, J. P.; Kitchell, J. F.; Olson, M. H.; Schindler, D. E. y Herwig, B. R. (1998). The role of migratory waterfowl as nutrient vectors in a managed wetland. *Conservation Biology*, 12: 910-920.

- Pöysä, H. (1983). Resource utilization pattern and guild structure in a waterfowl community. *Oikos*, 40: 295-307.
- Prendergast, C. R.; Quinn, R. W.; Lawton, J. H.; Eversham, R. C. y Gibbons, D. W. (1993). Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, 365: 335-337.
- Prendergast, J. R. y Eversham, B. C. (1997). Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography*, 20: 210-216.
- Ramdani, M.; Flower, R. J.; Elkhiafi, N.; Kraïem, M. M.; Fathi, A. A.; Birks, H. H. y Patrick, S. T. (2001). North African wetland lakes: characterization of nine sites included in the CASSARINA Project. *Aquatic Ecology*, 35: 281-302.
- Safran, R. J.; Isola, C. R.; Colwell, M. A. y Williams, O. E. (1997). Benthic invertebrates at foraging locations of nine waterbird species in managed wetlands of the northern San Joaquin Valley, California. *Wetlands*, 17: 407-415.
- Sánchez, M. I.; Green, A. J. y Dolz, C. (2000). The diets of the White-headed Duck *Oxyura leucocephala*, Ruddy Duck *O. jamaicensis* and their hybrids from Spain. *Bird Study*, 47: 275-284.
- Saura, J.; Bayán, B.; Casas, J.; Ruiz de Larramendi, A. y Urdiales, C. (2001). *Documento Marco para el Desarrollo del Proyecto Doñana 2005. Regeneración Hídrica de las Cuencas y Cauces Vertientes a las Marismas del Parque Nacional de Doñana*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Scheffer, M.; Hosper, S. H.; Meijer, M. -L.; Moss, B. y Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8: 275-279.
- Serrano, L.; Reina, M.; Arechederra, A.; Casco, M.A. y Toja, J. (2002). Descripción limnológica de la Laguna de Tarelo (Parque Natural Doñana). *Congreso Nacional de Limnología*. Madrid.
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83: 247-257.
- Skoruppa, M. K. y Woodin, M. C. (2000). Impact of wintering redhead ducks on pond water quality in southern Texas. En, Comín, F. A.; Herrera, J. A. y Ramírez, J. (eds.): *Limnology and aquatic birds. Monitoring, modelling and management. Proceedings of the 2nd International Symposium on Limnology and Aquatic Birds*, pp. 31-42. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.
- Sutherland, W. J. (1998a). Evidence for flexibility and constraint in migration systems. *Journal of Avian Biology*, 29: 441-446.
- Sutherland, W. J. (1998b). The effect of local change in habitat quality on populations of migratory species. *Journal of Animal Ecology*, 35: 418-421.
- Tamisier, A. y Boudouresque, C. (1994). Aquatic bird populations as possible indicators of seasonal nutrient flow al Ichkeul lake, Tunisia. *Hydrobiologia*, 279/280: 149-156.
- Tamisier, A. y Grillas, P. (1994). A review of habitat changes in the Camargue: an assessment of the effects of the loss of biological diversity on the wintering waterfowl community. *Biological Conservation*, 70: 39-47.
- Torres, J. A. y Moreno-Arroyo, B. (2000). La recuperación de la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*) en España durante el último decenio del siglo XX. *Oxyura*, 10: 5-51.

- Valverde, J. A. (1960). Vertebrados de las Marismas del Guadalquivir. Introducción a su estudio ecológico. *Archivos del Instituto de Aclimatación de Almería*, 9: 5-168.
- Velasquez, C. R. (1992). Managing artificial salt pans as a waterbird habitat: species' responses to water level manipulation. *Colonial Waterbirds*, 15: 43-55.
- Zacheis, A.; Hupp, J. W. y Ruess, R. W. (2001). Effects of migratory geese on plant communities of an Alaskan salt marsh. *Journal of Ecology*, 89: 57-71.
- Zacharias, M. A. y Roff, J. C. (2001). Use of focal species in marine conservation and management: a review and critique. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 11: 59-76.

CRITERIOS ECOLÓGICOS PARA EL DESLINDE DE HUMEDALES RIBEREÑOS

CARLOS MONTES

Dpto. Interuniversitario de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid, Ciudad Universitaria de Cantoblanco, Ctra. de Colmenar Viejo, km 16, 28049, Madrid, e-mail: montes@arrakis.es

INTRODUCCIÓN

Normalmente se tiene la creencia errónea de que cuando queremos incluir criterios ecológicos en cualquier estrategia relacionada con la gestión de sistemas naturales y los recursos que representa, estamos hablando de incorporar algún sistema de evaluación del grado de conservación de sus comunidades vegetales y animales o emplear procedimientos particulares que permitan la identificación y protección de excepcionalidades biológicas como especies endémicas, raras, en peligro de extinción o de determinadas especies de gran aceptación popular (emblemáticas); generalmente aves y mamíferos.

Pero hablar de criterios ecológicos no es sinónimo de conservación de las singularidades biológicas de un territorio sino de utilizar un enfoque ecosistémico en el análisis y gestión del medio natural es decir, defender y promover una visión plural y unificada de entender la organización y el funcionamiento de la naturaleza y por tanto la vía más segura para elaborar modelos de extracción-conservación de sus recursos. La meta final es generar estrategias de gestión que permitan la coexistencia armónica y equilibrada entre la explotación de los servicios que suministran los ecosistemas y el mantenimiento de los procesos físicos, químicos y biológicos que determinan su organización, funcionamiento y dinámica; o sea, que posibiliten la salvaguarda de su integridad ecológica. Solo si conservamos la funcionalidad de los sistemas naturales podremos seguir disfrutando de los múltiples servicios que estos prestan a los sistemas humanos.

Esta perspectiva se opone a los modelos más tradicionales de gestión del medio natural que se basan en una visión sectorial y fragmentada de entender la explotación de la naturaleza y que normalmente generan graves problemas de conservación de muchos tipos de ecosistemas, ya que al extraer o utilizar uno de sus componentes sin tener en cuenta la trama de interrelaciones biofísica de la que forma parte deteriora o destruye la integridad del sistema ecológico que suministra el recurso que se está explotando, disminuyendo sensiblemente su capacidad para aportar nuevos servicios en el futuro.

Por este motivo cuando nos planteamos el alcance de una herramienta particular de gestión del medio natural como es el deslinde, o lo que lo mismo, su caracterización jurisdiccional, al

objeto de poder desencadenar medidas efectivas de regulación legal de sus usos, es necesario encuadrarla dentro de marcos generales de planificación integrada del territorio para que de esta forma adquieran sentido y no se convierta en un mero instrumento aislado e inconexo de gestión. En este contexto, este artículo intenta realizar, desde una perspectiva ecosistémica, un análisis general de los aspectos más importantes relacionados con los procedimientos de deslinde del Dominio Público Hidráulico (DPH) en relación a un determinado tipo de sistema ecológico con el que se encuentra íntimamente asociado, como es la llanura de inundación de los márgenes fluviales, sin olvidar el marco de referencia básico dentro de la planificación integrada o biofísica del territorio: las cuencas hidrográficas.

EL DOMINIO PÚBLICO HIDRÁULICO EN EL CONTEXTO DE LAS LLANURAS DE INUNDACIÓN ENTENDIDAS COMO SISTEMAS ECOLÓGICOS

El Dominio Público Hidráulico (DPH) según establece la Ley de Aguas 28/1985 y su Reglamento 849/1986, se refiere a *las aguas epicontinentales y subterráneas junto con los terrenos de los cauces fluviales cubiertos por las aguas en las máximas crecidas ordinarias y los lechos de los lagos, lagunas, embalses en cauces públicos y los acuíferos*. De todos estos ecosistemas acuáticos que forman parte del DPH y por tanto, sometidos a la regulación establecida por la Ley de Aguas, son los cauces fluviales a los que la administración hidráulica les ha prestado más atención. De esta forma la gestión prioritaria del DPH se relaciona directamente con la gestión de los ríos y sus recursos.

El DPH de los sistemas fluviales es decir, los cauces con aguas permanentes o temporales o en términos ecológicos los ecosistemas de aguas fluyentes, no puede ni debe entenderse como una entidad aislada dentro de un valle fluvial sino formando parte de todo un complejo sistema de unidades funcionales interdependientes que conforman su llanura aluvial (Fig. 1). Son los denominados ecosistemas de llanuras de inundación de márgenes fluviales o humedales ribereños.

De una forma general los humedales ribereños hacen referencia a un espacio dentro de la llanura aluvial o en terrazas de los ríos generalmente de orden medio y bajo que es inundado periódicamente por las aguas procedentes de un cauce fluvial, lo que le confiere unas características hidro-geomorfológicas, formaciones superficiales y de comunidades biológicas muy especiales que les diferencian de otros sistemas ecológicos de tipo humedal. Aunque la integridad ecológica de estos ecosistemas está asociada preeminentemente a los pulsos de los flujos superficiales procedentes de los cauces fluviales, no hay que olvidar que las aguas subterráneas de los acuíferos aluviales, con los que normalmente se encuentran asociados, juegan un papel esencial en su régimen de humedad edáfica e inundación y por tanto en su estructura y funcionamiento (Gonzalez Bernaldez *et al.*, 1985) (Fig. 1.).

La originalidad ecológica de los humedales ribereños reside por una parte en su forma lineal a lo largo de ríos y arroyos y por otra por el modo en que procesa los flujos de energía laterales y longitudinales provenientes del sistema fluvial. Por su carácter de frontera entre los ecosistemas terrestres de la cuenca y los acuáticos de los cauces (Naiman y Decamps, 1997), pasan a través de ellas mucha más cantidad de energía y materiales que por cualquier otro tipo

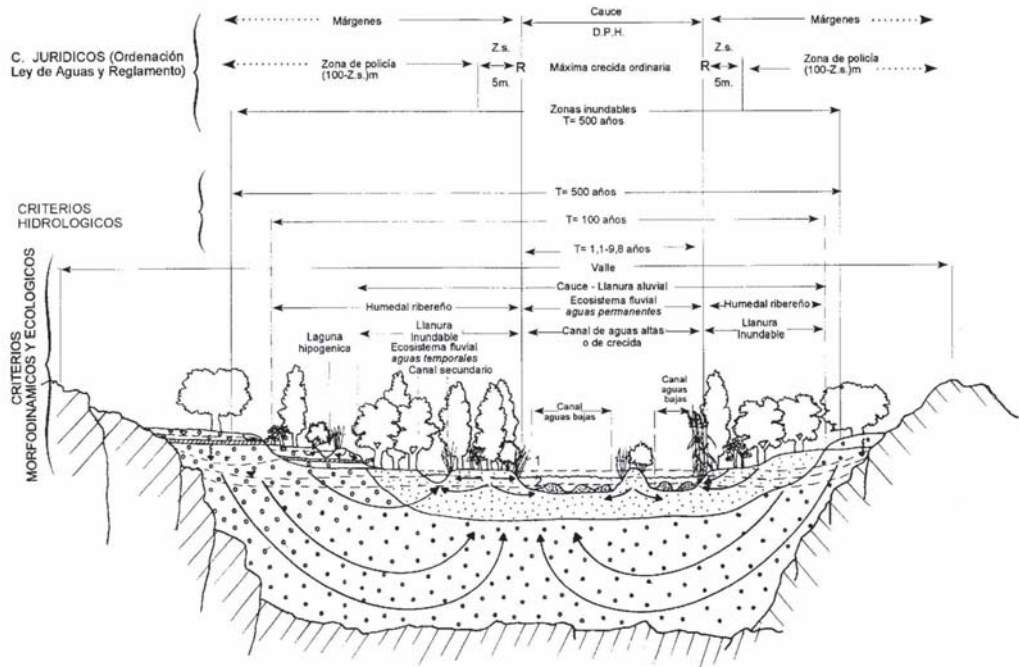


FIG. 1.- Corte transversal del valle bajo de un río ideal mostrando sus ecosistemas y elementos geomorfológicos e hidrológicos más característicos así como una sectorización de cara a su regulación legal utilizando distintos criterios (basado en Pedraza, 1996). D.P.H.= Dominio Público Hidráulico; Z.S.= Zona de Servidumbre; R= ribera; T= tiempo de recurrencia.

de sistema ecológico de la cuenca (Fig. 2.) Constituyen por tanto, unidades funcionales abiertas conectadas con otros ecosistemas acuáticos y terrestres y orientadas alrededor de un eje longitudinal cabecera-desembocadura y otro lateral partes altas-cauce fluvial del valle. Este aspecto de intercomunicador de ecosistemas y de sumidero y transformador de nutrientes junto con el abastecimiento prolongado de agua, especialmente durante los periodos secos, procedente de flujos subterráneos sirve para explicar su elevadísima productividad: (Brinson *et al.*, 1981). Los humedales ribereños no solo poseen mayor productividad que los ecosistemas terrestres adyacentes sino también respecto al cauce fluvial principal ya que este está sometido temporalmente al efecto de fuertes caudales y a la baja intensidad de la luz provocada por la elevada carga de sólidos en suspensión. Las llanuras de inundación constituyen, por tanto, fuentes de carbono orgánico y particulado, que suministran y sostienen las redes tróficas, predominantemente heterotróficas, del cauce fluvial principal (Junk y Welcomme, 1990; Mitsch y Gosselink, 2000).

Los humedales ribereños se presentan en llanuras de inundación que suelen formar sistemas muy complejos de cauces secundarios, lagunas, meandros abandonados, islas, etc. que junto con su carácter ambivalente entre ecosistemas terrestres y acuáticos ocasionado por los periodos de

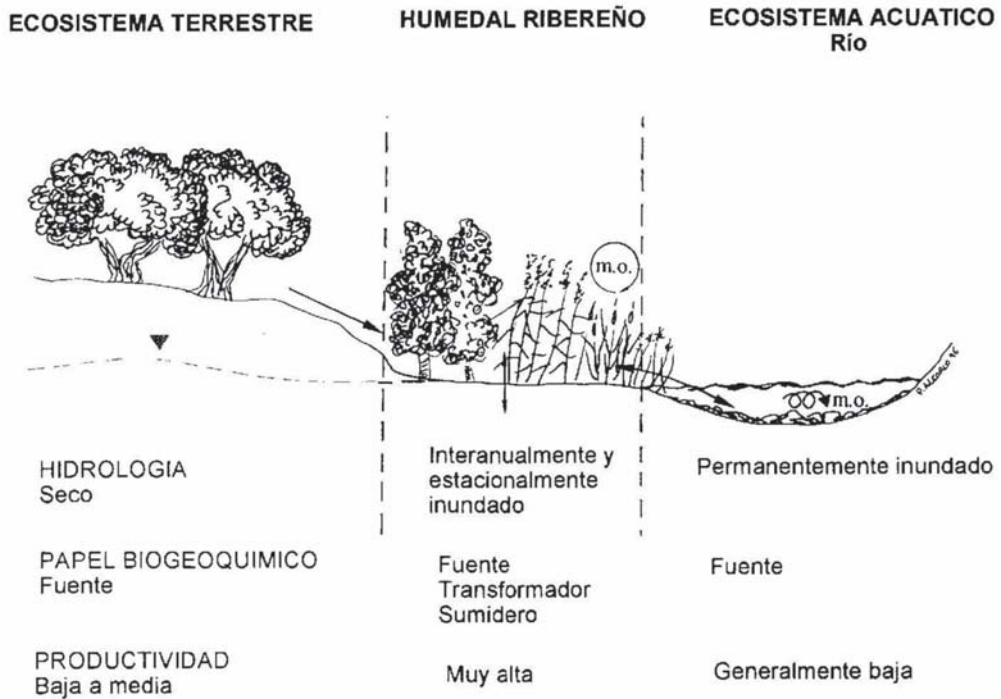


FIG. 2.- Los humedales ribereños se presentan en el contexto de las cuencas hidrográficas como fronteras lineales entre los ecosistemas terrestres y los acuáticos como son los ríos, lo que le confiere características hidro-bio-geoquímicas únicas.

inundación y sequía, les confiere una gran heterogeneidad ecológica que se traduce en el mantenimiento de una elevada riqueza de especies, muchas de ellas de gran valor de cara a la conservación de sus poblaciones. Además por sus condiciones microclimáticas particulares (áreas más húmedas y frescas que su entorno) constituyen unos excelentes corredores ecológicos que permiten la penetración de una fauna y flora procedente de zonas más oceánicas y montañosas hacia espacios más áridos y esteparios (Sterling, 1996; Mujica *et al.*, 2002).

Por otro lado, existe un intercambio de plantas y animales entre los humedales ribereños y el cauce fluvial que es muy importante conservar para mantener el hábitat de muchas poblaciones de organismos. Así, la producción de bastantes especies de peces fluviales dependen del grado de interconexión entre los dos sistemas ecológicos. Se ha puesto de manifiesto que los flujos laterales río-humedal controlados por los pulsos de caudal del cauce tienen una importancia clave para mantener la integridad ecológica de ambos ecosistemas y no solo los flujos longitudinales del río (Junk *et al.*, 1989). Alteraciones en estos flujos laterales generan cambios importantes en ambos ecosistemas. Todos estos ejemplos ilustran la importante trama

de relaciones biofísicas que se establece entre los ríos y sus humedales ribereños que justifica que no deba llevarse a cabo ningún proyecto de gestión sobre uno de estos ecosistemas, incluido el deslinde, sin tener en cuenta el otro, bajo el mismo nivel de actuación.

También hay que tener en cuenta que las avenidas que se originan con diferentes tiempos de recurrencia (Fig. 1), lejos de desestabilizar los humedales ribereños y los cauces fluviales, constituyen un factor ecológico de gran importancia para mantener la funcionalidad de todos los ecosistemas de la llanura aluvial. Tanto los ecosistemas ribereños como los fluviales mantienen su integridad ajustando su organización y funcionamiento a la intensidad, amplitud y frecuencia de las perturbaciones naturales como son las riadas y las sequías (Fisher y Grimm, 1990). Los organismos acuáticos y terrestres de los humedales ribereños y de los cauces fluviales han desarrollado todo un catálogo de síndromes adaptativos que les permite vivir en estos ambientes tan dinámicos espacial y temporalmente

El resultado es la coexistencia armónica de diferentes estrategias adaptativas, corrientes biogeográficas y pulsos adaptativos. Por tanto, dado que el hidropereodo y el régimen de perturbaciones naturales constituyen los factores esenciales que determinan la integridad ecológica de los cauces fluviales y sus humedales ribereños asociados, cualquier modificación en el sistema fluvial que interfieran con el funcionamiento hidrológico general de la cuenca a través de medidas de control total de las inundaciones mediante grandes presas o diques de contención, incidirán en los patrones de intensidad, amplitud y frecuencia de las perturbaciones y por consiguiente afectará a la funcionalidad de todos los ecosistema de la llanura aluvial.

Por último, hay que tener presente que los cauces fluviales y sus humedales asociados hay que gestionarlos en el marco de las cuencas hidrográficas y estas hay que concebirlas como una entidad funcional organizada jerárquicamente en ecosistemas interdependientes (Fig. 3) Entre ellos se establece una jerarquía de relaciones de dependencia con un control abiótico desde los niveles superiores hacia los inferiores y uno biológico de menor intensidad desde los inferiores a los superiores. Una alteración en un nivel del sistema afecta generalmente a los componentes más pequeños. De esta forma cualquier perturbación de origen natural o antrópico o cualquier programa de gestión pueden analizarse a modo de un sistema proceso-respuesta, el cual se manifiesta en forma de una cadena o «cascada» de acontecimientos que evolucionan desde los niveles superiores a los inferiores, de arriba a abajo en la jerarquía de escalas.

Por otra parte, los factores y procesos que determinan los patrones característicos de los niveles jerárquicos presentan dimensiones propias, por lo que los ecosistemas organizados jerárquicamente en el marco de referencia de las cuencas hidrográficas funcionan a través de una amplia gama de escalas espaciales y temporales. Los sistemas ecológicos necesitan una cierta dimensión espacial para que los procesos esenciales puedan expresarse y una dimensión temporal para que puedan operar manteniendo su estructura y funcionamiento (Fig. 4.)

Cada nivel jerárquico opera en ciertas escalas espaciales y temporales propias, por lo que si queremos interpretar correctamente los problemas ambientales planteados resulta transcendental escoger las escala o escalas adecuadas de observación y análisis. La elección de la escala correcta de estudio y gestión incrementa la capacidad de explicación y predicción del proceso o patrón ecológico que se está analizando o el problema ambiental que se pretende solucionar. Por este motivo, la selección de la escala o escalas apropiadas de observación se

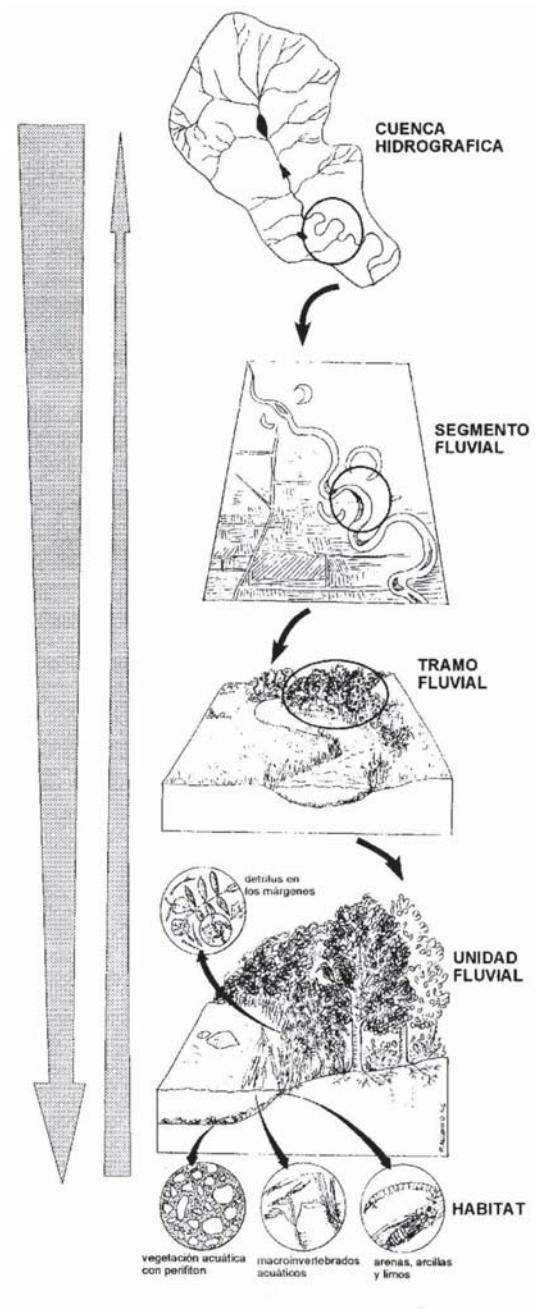


FIG. 3.- La cuenca hidrográfica organizada jerárquicamente como un conjunto de ecosistemas interdependientes. Bajo esta perspectiva los programas de actuación no pueden desarrollarse de una forma aislada ya que van a tener repercusiones más o menos directas en distintos niveles jerárquicos.

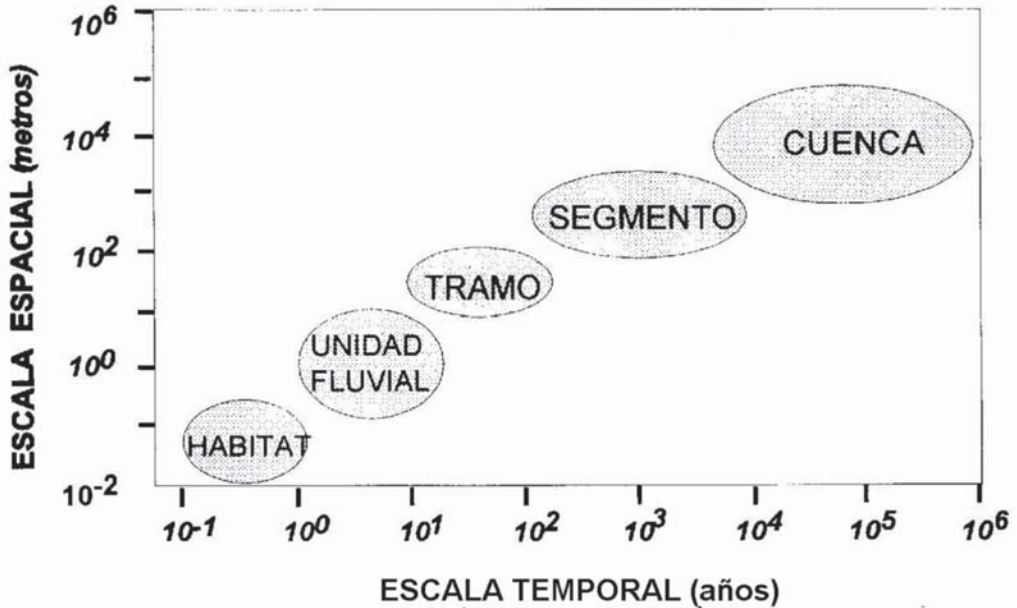


FIG. 4.- Relación entre la escala espacial y temporal de distintos niveles de ecosistemas en una organización jerárquica de las cuencas hidrográficas (basado en Gregory et al., 1991).

convierte, pues, en un tema clave en el diseño de cualquier programa de investigación y conservación de la integridad de los ecosistemas y ésta nunca debe verse afectada por criterios subjetivos-afectivos como modas, intereses, costumbres, tradiciones, restricciones presupuestarias, etc.

Se pone así de manifiesto la importancia de vincular la organización jerárquica de las cuencas hidrográficas a una jerarquía de objetivos de gestión, ya que al concebir el territorio como un conjunto de ecosistemas interdependientes, grandes y pequeños, permite planificarlo y gestionarlo desde una perspectiva multidimensional y multiescalar, como una entidad integrada y unitaria. En general, las escalas amplias son adecuadas para definir las grandes directrices de la política hidrológica de las cuencas mientras que las escalas reducidas constituyen excelentes referentes para la puesta en marcha de programas concretos de diagnóstico, evaluación y valoración de impactos y ordenación de recursos naturales.

Todo esto también viene a decirnos que la clásica zonación o compartimentación que generalmente se suele hacerse para la regulación y asignación de usos para la prevención de avenidas (Fig. 1) es útil en un sentido descriptivo pero tiene un valor limitado como herramienta de gestión ya que ignora las fuertes interacciones que se producen entre estos sectores y todo el sistema aluvial organizado jerárquicamente e incluyendo los ecosistemas terrestres de sus laderas. Desde una perspectiva ecológica para cualquier análisis o proyecto de gestión cada unidad fluvial hay que entenderla como un sistema ecológico es decir, como una unidad

funcional definida por una dimensión longitudinal, lateral, vertical y temporal y formada por tres elementos o ecosistemas de menor rango; el cauce fluvial, los humedales ribereños situados, dependiendo de la morfología y dinámica fluvial en la llanura aluvial y la banda de transición con las terrazas bajas y en tercer lugar el acuífero aluvial.

EL SER HUMANO Y LAS LLANURAS DE INUNDACIÓN. LA CONSERVACIÓN Y GESTIÓN DE LOS HUMEDALES RIBEREÑOS

Las llanuras de inundación y sus humedales ribereños han sido centros de atracción para las sociedades humanas desde hace miles de años. Sobre algunas de ellas como la de los ríos Eufrates y Tigris, Nilo, Yangtze y Mekong se desarrollaron grandes culturas. La alta fertilidad de los suelos aluviales, las proteínas suministradas por su abundante caza y pesca, las facilidades de evacuación de residuos y el abastecimiento de agua fueron razones suficientes como para buscar y colonizar estas zonas a pesar de las inundaciones.

Simultáneamente el ser humano trató de intensificar la explotación de estas áreas maximizando los efectos beneficiosos de las inundaciones. La utilización de las llanuras de inundación incluía su aprovechamiento tanto en su fase terrestre como acuática. Cada uno de estos periodos eran gestionado independientemente y conjuntamente a través de sistemas integrados de usos de los recursos que suministraban estos ecosistemas a los sistemas humanos.

Hay que tener en cuenta que el valor social de los ecosistemas puede expresarse en la forma de los “servicios” y los *bienes* que generan o pueden generar, directa o indirectamente, considerables beneficios sociales a escala local, regional o internacional. Los “servicios” se relacionan con la utilidad que, para la sociedad humana, poseen algunas de las funciones que realizan los ecosistemas y, los *bienes* se refieren a los elementos de la estructura abiótica o biótica de los ecosistemas que poseen o pueden poseer un valor social y/o económico. Algunos de los bienes y servicios que pueden generar las llanuras de inundación a la sociedad humana quedan recogidos en la Tabla 1.

De todos estos bienes y servicios, uno de los más apreciados siempre ha sido la capacidad de las llanuras de inundación para modular de los picos de crecida de las riadas. Efectivamente la vegetación de los humedales ribereños desempeña un papel muy eficaz como barrera protectora de las fértiles vegas frente a la fuerza erosiva de las grandes avenidas. Reducen sensiblemente el flujo del agua, lo almacenan por algún tiempo y lentamente la van liberando río abajo. De esta forma, los picos de crecida de los tributarios son desincronizados y las aguas de inundación no alcanzan el cauce principal al mismo tiempo. También, la inundación suministra el agua y los nutrientes necesarios para la vegetación ribereña y elimina muchos productos de desecho del metabolismo del suelo y de los sistemas radiculares de las plantas. Por todo esto, la conservación de los humedales ribereños constituye una importantísima herramienta para minimizar los daños provocado por las avenidas a los sistemas humanos.

A partir del siglo pasado los grandes avances tecnológicos le dieron a los seres humanos una gran capacidad para controlar los sistemas fluviales iniciándose grandes esfuerzos para pasar de una protección y aprovechamiento de la inundación, a un control y rechazo de esta perturbación. Mientras que originalmente el hombre aceptaba la inundación como un hecho

TABLA 1

Ejemplos de algunos bienes y servicios suministrados por humedales ribereños bien conservados (con integridad ecológica) a los sistemas humanos.

Bienes	Servicios
Especies animales con valor cinegético	Control de inundaciones
	Control microclimático
Poblaciones de peces con valor comercial	Almacenamiento de agua
	Depuración y Mantenimiento de la calidad del agua
	Sumidero/Fuente de nutrientes
Ganadería	Mantenimiento del habitat de múltiples especies
Agua para abastecimiento y agricultura	Mantenimiento de las redes tróficas
Madera y celulosa	Generación y Fertilidad del suelo
Reservorio genético	Asimilación de residuos
Espacios para el ocio y recreo	Retención de sedimentos
Espacios para la educación	Control de la erosión
Corredor ecológico	Placer estético y emocional
	Heterogeneidad/Calidad del paisaje
Bienes culturales	Conectividad

natural organizando su estructura social y económica en función del régimen de riadas y sequías, actualmente utiliza la llanura de inundación independientemente de los riesgos de avenidas. Se ha puesto muy poca atención en desarrollar estrategias de gestión adaptadas al régimen de inundaciones y sequías que caracterizan a estos sistemas ecológicos. Por el contrario, se han hecho grandes esfuerzos en elaborar múltiples procedimientos estructurales de control de los caudales de crecida (presas, diques, rectificación de cauces, etc.) que han modificado y alterado la integridad ecológica de estos ecosistemas fluctuantes y por consiguiente se ha disminuido o interrumpido el antiguo flujo servicios que aportaba a los sistemas humanos.

A este respecto se han creado grandes contradicciones en las relaciones entre los sistemas humanos y los humedales ribereños. Para el caso de España, la Ley de Aguas que supone una de las normativas más restrictivas para la protección de los humedales, acepta el valor ambiental de estos ecosistemas sólo como hábitats de especies singulares de organismos, especialmente las aves acuáticas, y no como fuente de múltiples servicios algunos tan importantes como el control de avenidas. De esta forma, el Plan Hidrológico Nacional lejos de aceptar el valor de las llanuras de inundación y sus humedales ribereños como esponjas naturales que reducen y laminan los caudales de crecida, son considerados elemento negativos, en aquellos segmentos y tramos fluviales susceptibles de sufrir desbordamientos, por lo que son degradados a través de una importantísima inversión económica en infraestructuras (Montes, 1995)

Hoy día existen múltiples experiencia en países como Estados Unidos o Canada (Tiner, 1984; Hey y Philippi, 1995) en las que se pone de manifiesto como con una muy reducida inversión en infraestructuras, una ordenación racional de usos de la cuenca y sobre todo conservando o restaurando la funcionalidad de las llanuras de inundación y su tramas de

relaciones biofísicas con los cauces fluviales se consigue reducir los caudales de crecida hasta un 80 % respecto a las cuencas que tienen degradados o destruidos sus humedales ribereños (Fig. 5.) consiguiéndose un importante ahorro económico en medidas estructurales.

En algunos países como España, el valor potencial de las llanuras inundación como amortiguadores de las crecidas de los sistemas fluviales se ha visto sensiblemente reducido, dado que es el tipo de humedal que más superficie ha perdido en las últimas décadas (Casado y Montes, 1995). En España se ha destruido alrededor del 80% de la superficie original de llanura de inundación (Fig. 6) por lo que habría que hacer un importante esfuerzo en la restauración de sus funciones

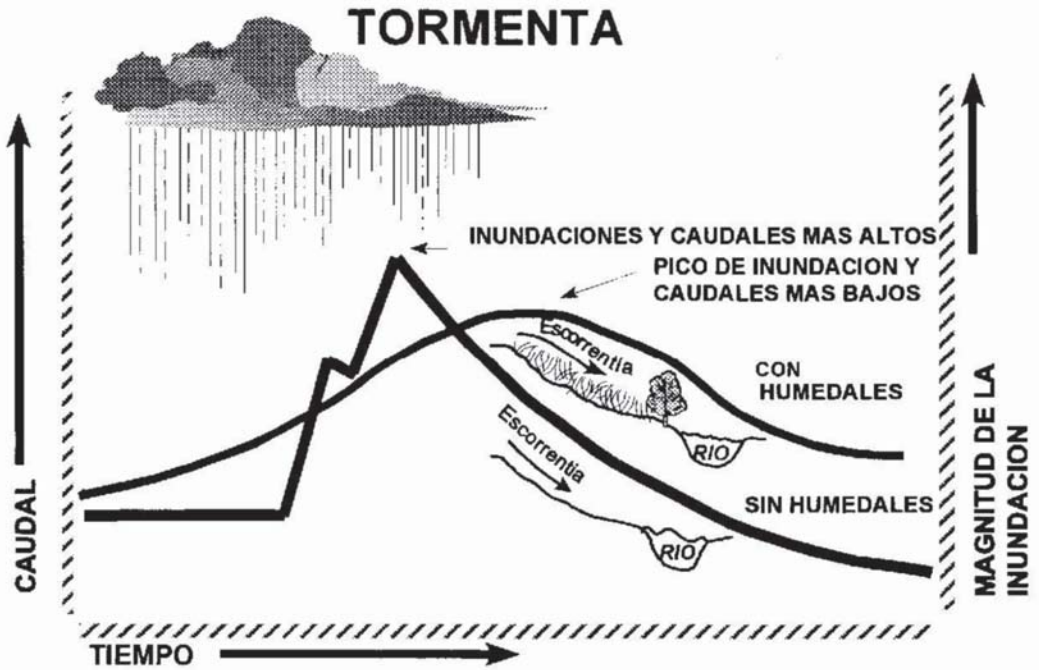


FIG. 5.- Valor social de uno de los servicios de los humedales ribereños relacionado con la reducción del efecto catastrófico de las riadas en los sistemas humanos después de unas fuertes lluvias. Se pone de manifiesto el comportamiento contrastado de los hidrogramas de crecida de dos cuencas hidrográficas, una con sus llanuras de inundación y humedales ribereños bien conservados y otra destruidas (basado en Tiner, 1984).

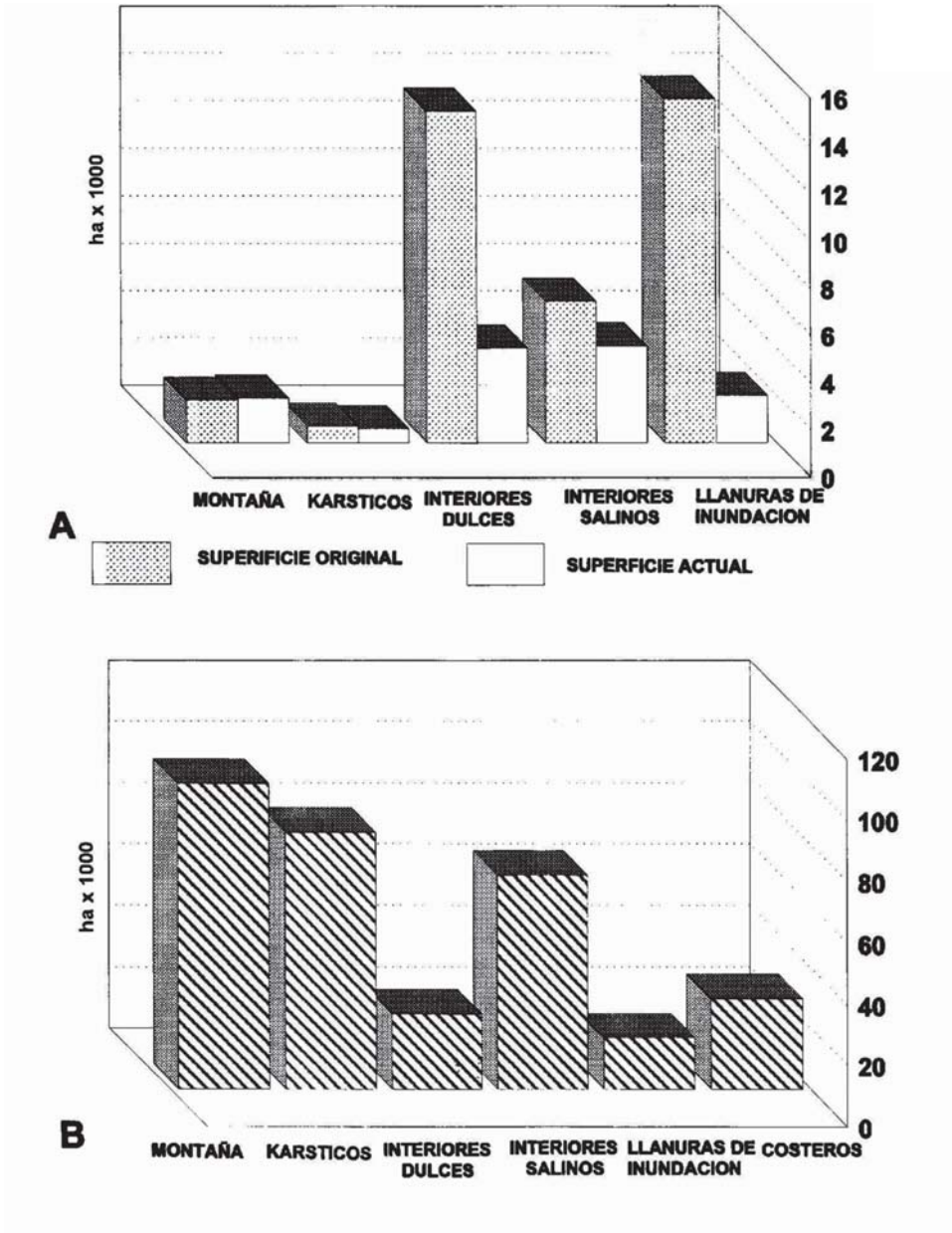


FIG. 6.- Situación actual de la superficie de los grandes tipos ecológicos de humedales y lagos interiores españoles en relación a su superficie original (A) y porcentaje de superficie conservada (B) (de Casado y Montes, 1995). Obsérvese como las llanuras de inundación han sido el tipo de humedal que más superficie ha perdido en las últimas décadas, reduciéndose considerablemente su capacidad de suministrar bienes y servicios a los sistemas humano, destacando su capacidad de amortiguar las riadas.

EL DESLINDE DE LOS CAUCES FLUVIALES Y LAS LLANURAS DE INUNDACIÓN COMO INSTRUMENTO BÁSICO PARA LA GESTIÓN EFICAZ DEL DOMINIO PÚBLICO HIDRÁULICO

Determinar si un espacio concreto es o no un determinado tipo de ecosistema, en nuestro caso un ecosistema fluvial o un humedal ribereño, no es un tema baladí, ya que puede traer consigo importantes consecuencias respecto al desarrollo de programas de conservación o explotación, inversiones económicas, problemas legales de uso del suelo, etc. La ausencia de una definición clara y operativa de la entidad que se desea gestionar genera un importante clima de confusión en la toma de decisiones relacionadas con binomio explotación-conservación ya que plantea serias dificultades a la hora de llevar a cabo el proceso de identificar y caracterizar sus límites para posteriormente expresarlos en un mapa a una determinada escala. La cartografía de ecosistemas entendidos como unidades de gestión, constituye una herramienta imprescindible dentro de la planificación territorial.

El procedimiento de deslinde no significa definir un determinado tipo de ecosistema, sino aplicar una definición de referencia, es decir, una descripción con base científica, independiente de criterios políticos, legales o administrativos, que ponga de manifiesto los factores y procesos biofísicos esenciales de determinan la integridad ecológica o funcionalidad de ese tipo de ecosistema. La definición de referencia debe dejar claro los criterios científicos que sirven para determinar los indicadores generales y específicos que valgan para reconocer espacialmente los ecosistemas, tanto en campo como a partir de la foto aérea o las imágenes de satélite. Se eligen por su capacidad para reconocer y delimitar los diferentes tipos de ecosistemas definidos y no por su importancia en el funcionamiento del sistema. Deben ser fácilmente reconocibles y medibles en campo, por lo que generalmente se relacionan con las características estructurales de los ecosistemas.

Bajo esta perspectiva sin una definición científica de referencia, aunque se tenga una definición legal (criterios jurídicos), no puede llevarse a cabo programas efectivos de gestión de cualquier tipo de ecosistema. Como ejemplo se puede poner, de nuevo, el caso de los humedales españoles que, aunque están protegidos por la Ley de Aguas al incorporar una definición legal de carácter formal y no una definición legal con base ecológica, no ha sido posible su aplicación y como consecuencia se sigue perdiendo y degradando superficie de muchos tipos de humedales en nuestro país (Montes, 1995).

Entre los distintos programas que se han puesto en marcha para una gestión eficaz de los cauces fluviales y sus márgenes y dentro de este marco general relacionado con la identificación y delimitación de ecosistemas, destaca el proyecto LINDE cuyo objetivo fundamental consiste en delimitar físicamente las zonas de DPH sometidas a distintas tensiones generadas por diferentes actividades antrópicas que puedan degradarlo. Constituye por tanto, una etapa previa e imprescindible para el desarrollo de cualquier programa de gestión de cauces fluviales y los recursos que representan.

El proyecto LINDE no incluye una definición de referencia del DPH, es decir una descripción con base científica de lo que significa este espacio dentro de un sistema fluvial, sino que utiliza, para su delimitación, un criterio hidrológico que define en parte su funcionalidad.

Se caracterización y delimita el espacio cubierto por las aguas de la máxima crecida ordinaria identificada por la media de los máximos caudales en su régimen natural producidos durante 10 años consecutivos, que sean representativos del comportamiento hidráulico de la corriente.

La utilización de un procedimiento monofactorial para el deslinde de ecosistemas altamente fluctuantes como son la mayoría de nuestros cauces fluviales plantea problemas. Emplear solo criterios hidrológicos en un marco climático mediterráneo tiene fuertes limitaciones para determinar la máxima crecida ordinaria con registros de solo 10 años. Dada la gran variabilidad temporal anual e interanual de los parámetros hidrológico y en especial de los caudales harían falta largas serie de datos que desgraciadamente cuentan muy pocas estaciones de aforo de este país.

Actualmente los manuales de deslinde de ecosistemas acuáticos disponibles, que tienen su referencia en los elaborados en Estados Unidos por diferentes Agencias Federales para el caso de los humedales incluyendo las llanuras de inundación (NCR, 1995; Tiner, 1999) emplean un sistema multicriterio incorporando indicadores hidrológicos, edafológicos y vegetación consiguiéndose un mayor alcance y fiabilidad en los procedimientos de caracterización de los límites de los distintos tipos de humedales (Fig. 7). De cualquier forma las llanuras de inundación y los cauces fluviales asociados no son ecosistemas fáciles de deslindar por su gran heterogeneidad espacial y temporal que se traduce en un complejo mosaico de elementos geomorfológicos y comunidades biológicas dentro de un sistema más amplio como es la llanura aluvial.

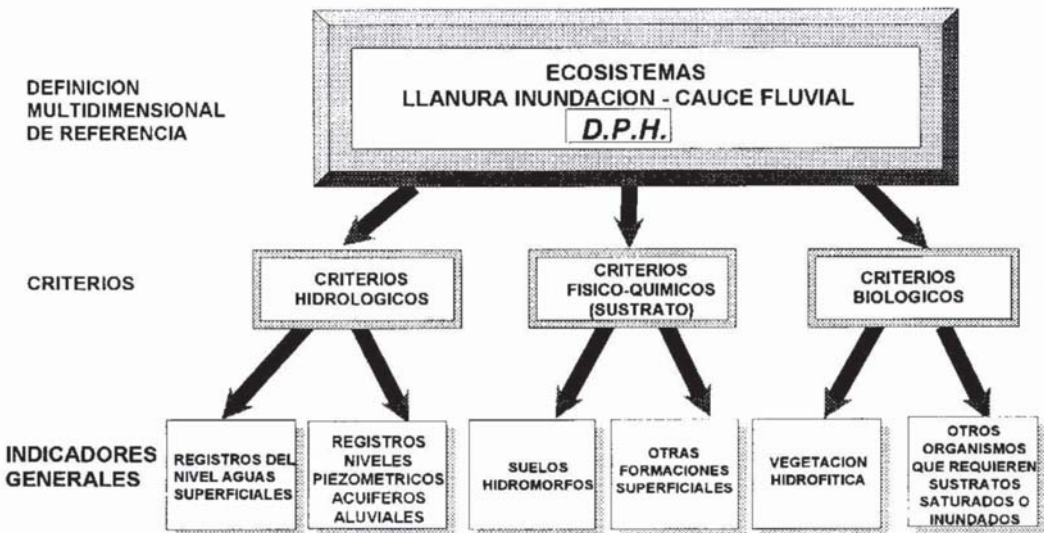


FIG. 7.- Diagrama que muestra el empleo de un modelo multicriterio para el deslinde del Dominio Público Hidráulico dentro del marco general de las humedales ribereños (llanura de inundación - cauce fluvial). Es necesario partir de una definición ecológica de referencia donde se establezcan los distintos tipos de criterios a emplear así como los indicadores generales y específicos a utilizar para llevar a cabo de una forma concreta, la caracterización de sus límites.

CONSIDERACIONES FINALES

Se ha intentado defender y promover una perspectiva ecosistémica de la gestión de los cauces fluviales, incluyendo los procedimientos de deslinde del DPH. Bajo esta perspectiva, la gestión de los cauces fluviales (DPH) no puede hacerse de una forma independiente de sus humedales ribereños ni fuera de los procesos bio-geo-físico-químicos que tienen lugar a escala de cuenca hidrográfica. Esta forma de actuar no suele ser frecuente, por lo que no resulta raro que la mayor parte de los planes desarrollados desde la administración para el control y prevención de riesgos relacionados con el agua, como las inundaciones o las sequías, no hayan tenido el éxito que se les atribuía en un principio. Desgraciadamente las acciones previstas dentro del Plan Hidrológico para prevenir y reducir los daños provocados por las inundaciones implican el desarrollo de importantes medidas estructurales (encauzamientos, corrección cauces, drenajes, embalses de laminación, etc.), que conllevan un gran coste económico y ambiental, y muy pocas actuaciones que puedan considerarse incluidas dentro de un modelo unitario de planificación ecológica.

En este contexto, uno de los debates más importantes es el relacionado con el balance entre la efectividad del número y variedad de medidas estructurales diseñadas, y la degradación ambiental que generan en los cauces fluviales y llanuras de inundación. Pero, desde mi punto de vista, el análisis casuístico y crítico del impacto ambiental generado por cada actuación diseñada dentro de un plan de prevención de riesgos relacionados con el agua es un aspecto importante, pero la discusión hay que llevarla a una escala más amplia. La cuestión clave se centra en comprobar si el plan posee una filosofía o marco general de planificación, es decir, un esquema lógico de gestión donde cualquier actuación -un embalse de laminación, un encauzamiento, una reforestación, etc.- adquiera sentido. Sin la presencia de este marco general no se habrá elaborado realmente un Plan de Prevención sino más bien una relación o catálogo de obras inconexas. Bajo un enfoque integrado, global o ecosistémico, un Plan de Prevención de Riesgos se entiende como un programa coordinado de actuaciones a diferentes escalas espaciales y temporales que, dentro de unos escenarios demográficos y socioeconómicos determinados, tenga en cuenta en primer lugar la realidad ecológica de los ecosistemas acuáticos sobre los que se van a intervenir y posteriormente la realidad territorial, económica y cultural de los sistemas socioeconómicos con los que se relaciona de una forma intensa e inseparable (sistema ecológico-económico).

Bajo este enfoque, cuando nos planteamos el alcance de una herramienta particular de gestión del medio natural como es el deslinde del Dominio Público Hidráulico al objeto de poder desencadenar medidas efectivas de regulación legal de sus usos, es necesario encuadrarla dentro de marcos generales de planificación integrada o biofísica de las cuencas hidrográficas para que de esta forma adquieran sentido y no se convierta en un mero instrumento aislado e inconexo de gestión. La meta final es generar estrategias de gestión dirigidas a anteponerse a los problemas y no solo actuar cuando estos aparecen (gestión preventiva).

En este contexto, el futuro de los planes de control y prevención de los riesgos relacionados con el agua no va a ir ligado solamente al desarrollo de nuevas normativas legales o a la puesta en marcha de más obras hidráulicas sino al incremento de conocimientos relacionados con la organización, funcionamiento y evolución en el tiempo de los ecosistemas fluviales y sus

cuencas hidrográficas. Solo unos principios de cooperación y no de competencia entre una investigación teórica y aplicada y entre científicos, técnicos, gestores y planificadores pueden generar un marco de trabajo común que pueda abordar de un forma efectiva los graves problemas de conservación que actualmente tiene planteado nuestro patrimonio natural de humedales ribereños. Desgraciadamente esta armonía no suele existir y los aspectos científicos tienen una influencia muy limitada frente a las soluciones técnicas en el diseño y desarrollo de políticas ambientales relacionadas con la prevención de riesgos naturales. La única forma de elaborar modelos de gestión consistentes y factibles a largo plazo, es mejorando la comunicación entre científicos, gestores y políticos.

AGRADECIMIENTOS

Algunas personas como Marisol Manzano, Isabel Castro o Alberto Martín me solucionaron algunas dudas sobre distintos aspectos hidrogeológicos, limnológicos o jurisdiccionales. Alicia de Juanas confeccionó el manuscrito final y, junto con Paloma Alcorlo, dibujó las figuras.

BIBLIOGRAFÍA

- Brinson, M. M.; Swift, B. L.; Plantico, R. C. y Barclay, J. S. (1981). *Riparian Ecosystems: Their Ecology and Status*. FWS/OBS-81/17 US. Fish and Wildlife Service.
- Casado, S. y Montes, C. (1995). *Guía de los Lagos y Humedales de España*. Reyero Ediciones. Madrid.
- Hey, D. y Philippi, N. (1995). Flood reduction through wetland restoration: The upper Mississippi river basin as a case history. *Restoration Ecology*, 3: 4-47.
- Fisher, S. G. y Grimm, N. (1990). Streams and disturbances: are cross-ecosystem useful. En, Cole, J. (ed.): *Comparative analyses of ecosystems: patterns, mechanism and theories*, pp. 196-221. Springer-Verlag. New York.
- Gonzalez Bernaldez, F.; Pérez, C. y Sterling, A. (1985). Areas of evaporative discharge from aquifers: little know spanish ecosystem deserving protection. *Journal of Environmental Management*, 21: 321-330.
- Gregory, S. V.; Swanson, F. J.; McKee, W. A. y Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41: 540-551.
- Junk, W. J.; Bayley, B. y Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *J. Cand. Fish. & Aq. Sci.*, 106: 111-127.
- Junk, W. J. y Welcomme, R. L. (1990). Floodplains. En, Pattern, B. C. (ed.): *Wetlands and shallow continental water bodies*, pp. 491-524. Academic Publ.
- Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands*. 3ª edición. Van Nostrand & Reinhold. New York.
- Montes, C. (1995). La explotación y gestión de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales españoles: Una perspectiva ecológica. En, Custodio, E. (ed.): *Las aguas subterráneas en la Ley de Aguas española: Un decenio de experiencia*, pp. 305-327. Asociación Internacional de Hidrogeólogos, Grupo Español.

- Naiman, R. J. y Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 28: 621-658.
- National Research Council (1995). *Wetlands. Characteristics and Boundaries*. National Academic Press. Washington.
- Pedraza, J. (1996). *Geomorfología. Principios, Métodos y Aplicaciones*. Rueda. Madrid.
- Sterling, A. (1996). *Los Sotos, Refugio de Vida Silvestre*. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- Tiner, R. W. (1984). *Wetlands of the United States: Current Status and Recent Trends*. US Fish and Wildlife Service. Washington.
- Tiner, R. W. (1999). *Wetland Indicators. A Guide to Wetland Identification, Deliniation, Classification and Mapping*. Lewis Publishers. Boca Raton.

EL PLAN ANDALUZ DE HUMEDALES

HERMELINDO CASTRO Y FERNANDO MOLINA

*Dir. Gen. de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía y Servicios Ambientales,
Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Avda. Manuel Siurot, 50, Casa Sundheim,
41013, Sevilla, e-mail: dgrenpsa@juntadeandalucia.es*

INTRODUCCIÓN

Andalucía posee el patrimonio natural de humedales de mayor riqueza y en mejor estado de conservación de España y la Unión Europea, con representación tanto de humedales de interior como litorales. No en vano, la comunidad autónoma andaluza alberga el 17% de los humedales españoles en número, lo que representa, sin embargo, el 56% de la extensión total de las áreas inundables españolas en superficie. Es aún más destacable, si cabe, la elevada diversidad de tipos ecológicos, algunos de los cuales son únicos en el ámbito de la Unión Europea, como las lagunas hipersalinas de campiña.

Los humedales constituyen, además, el único tipo de ecosistema que está amparado por un Convenio Internacional para su conservación: la Convención Internacional sobre Humedales de Ramsar, que fue inicialmente suscrita en febrero de 1971, y a la que se han adherido 1.029 Humedales de Importancia Internacional, lo que representa alrededor de 80 millones de hectáreas, repartidas entre 122 países que han ratificado el Convenio.

Con objeto de coordinar las acciones a desarrollar por el conjunto de órganos directivos de la Consejería de Medio Ambiente, la presidencia y coordinación de la Comisión de Seguimiento de la Gestión de Humedales se hacen recaer en la Secretaría General de Políticas Ambientales, de conformidad con lo establecido en el Decreto 179/2000 de 23 de mayo, por el que se establece la Estructura Orgánica Básica de la Consejería de Medio Ambiente.

Por otro lado, el equipo directivo de la Consejería de Medio Ambiente ha considerado prioritario en esta legislatura prestar una redoblada atención a la gestión de los humedales andaluces como ecosistemas de elevado valor ambiental, social y económico. Para ello, y dada la celebración en nuestro país de la Conferencia Ramsar'2002, en el mes de noviembre y en la ciudad de Valencia, se han puesto en marcha una serie de iniciativas relacionadas con la gestión de los mismos que se están llevando a cabo en la actualidad y se prolongarán en el futuro, de modo que la sociedad andaluza perciba de un modo más intenso la importancia ambiental de los humedales y las riquezas que aportan a nuestra sociedad como bienes que producen innumerables recursos sociales, económicos, biológicos y paisajísticos. Entre ellas, y muy señaladamente, debe destacarse la elaboración de un Plan Andaluz de Humedales, que

será un plan de acción para acometer todas aquellas medidas de gestión, conservación y desarrollo socioeconómico y cultural que permitan la preservación de la extraordinaria riqueza en humedales de Andalucía.

Una vez se han elaborado los programas y líneas de actuación fundamentales del Plan de Acción, basadas en los trabajos del grupo de expertos (Fig. 1), se pretende potenciar el proceso participativo necesario para la elaboración de cualquier estrategia de conservación.

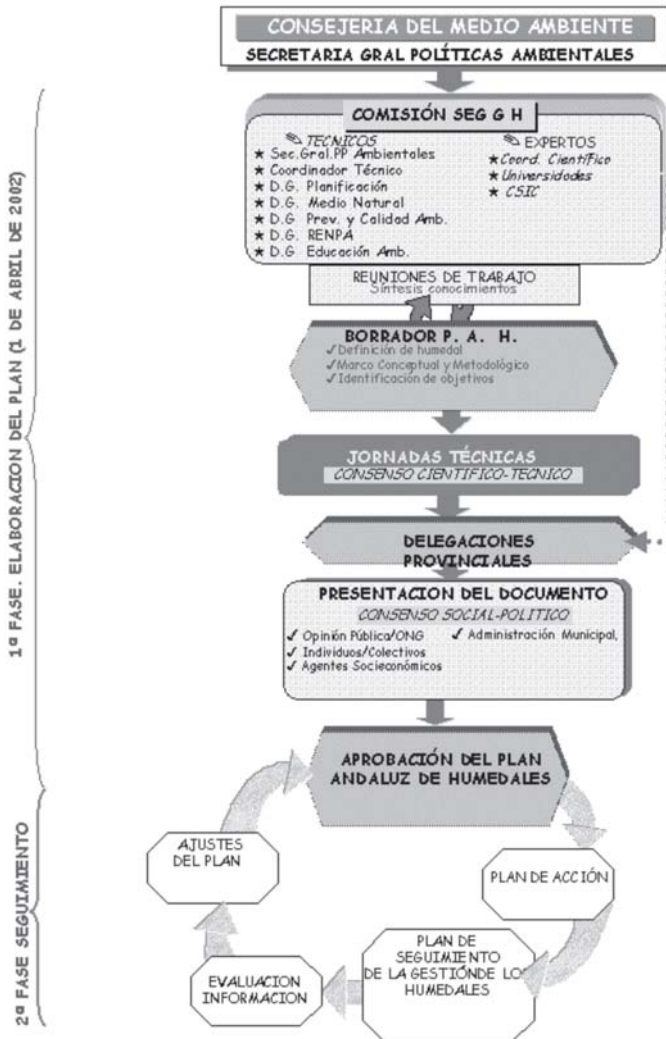


FIG. 1.- Organigrama de trabajo para el desarrollo y la elaboración del Plan Andaluz de Humedales.

OBJETIVOS E INSTRUMENTOS

Objetivos

El Plan Andaluz de Humedales se desarrolla como un Plan Sectorial dentro del Plan Estratégico de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA), que la Consejería de Medio Ambiente ha iniciado recientemente.

Con la colaboración y aplicación de este Plan se pretende garantizar la conservación y, en su caso, la restauración de los procesos ecológicos claves que determinan la integridad de los humedales andaluces, asegurando también la conservación de su biodiversidad, ya que estos procesos claves, que se manifiestan dentro y fuera de los límites de tales ecosistemas, son los que unen las especies con sus habitats.

Así mismo, se intenta concienciar a la población sobre la importancia de estos lugares a través de la dotación de equipamientos de uso público, el desarrollo de programas de educación ambiental, y el fomento de uso racional de los valiosísimos recursos que estos humedales albergan y que en muchos de los casos no se han utilizado convenientemente.

En último término, lo que se pretende es desarrollar un modelo de gestión que permita la convivencia armónica y equilibrada entre el mantenimiento de las funciones de los humedales, entendidos como ecosistemas, y la explotación sostenible de los múltiples bienes y servicios que generan a la sociedad.

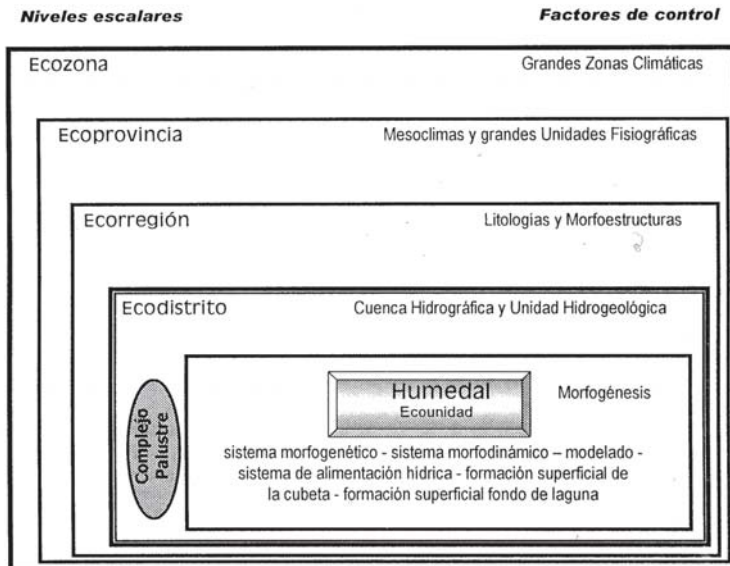


FIG. 2.- Estructura jerárquica para la clasificación genética de humedales tenida en cuenta en el Plan Andaluz de Humedales.

Instrumentos conceptuales y metodológicos de gestión

- Adopción de una definición de referencia de humedal con base científico-técnica.
- Desarrollo de una clasificación basada en el origen y funcionamiento de los humedales andaluces (Fig. 2).
 - La aplicación de la definición de referencia y la clasificación funcional sustenta la revisión del inventario actual de los humedales andaluces con el objetivo de definir sus límites, así como de identificar, por un lado, humedales que no están siendo objeto de ninguna medida de protección y, por otro, caracterizar aquellos humedales que poseen un gran potencial para su restauración ecológica (Inventario Abierto de Humedales de Andalucía, IAHA; Fig. 3).

Gestión y administración

- Aprobación del inventario de los humedales de Andalucía, como aplicación de la Ley de Conservación de la Naturaleza.
 - Incorporación de los humedales andaluces al Inventario Nacional de Humedales que está confeccionando el Ministerio de Medio Ambiente.
 - Creación del Comité Andaluz de Humedales, como órgano asesor de la gestión de los humedales de Andalucía
 - Potenciar la incorporación de humedales privados a la Red de Espacios Protegidos de Andalucía (RENPA), mediante conciertos con la Administración.

Bases científicas

- Creación de un subprograma de investigación multidisciplinar vinculado al del Plan Estratégico de la RENPA.

Instrumento para la gestión de la información

- Creación de un subsistema de información de los humedales andaluces dentro de la Red de Información Ambiental de Andalucía que recoja y gestione toda la información territorial científica y técnica de estos tipos de ecosistemas.
 - Elaboración de la caracterización físico-química de los humedales andaluces.
 - Elaboración de la cartografía básica de cada uno de los humedales.

Planificación

- Completar la dotación del correspondiente Plan de Ordenación de Recursos naturales, Plan Rector de Uso y Gestión y de los Programas que desarrollan para cada una de estas áreas.
 - Elaboración de Planes de Desarrollo Sostenible para aquellos humedales de gran superficie o para complejos palustres donde hay que ordenar y racionalizar los recursos naturales y potenciar un desarrollo sostenible adecuado.

Comunicación y participación social

- Potenciar los equipamientos de uso público y educación ambiental, para el uso y disfrute de los ciudadanos y fomentar una conciencia ambiental sobre estos frágiles ecosistemas.



FIG. 3.- Localización geográfica de los humedales incluidos en el Inventario Abierto de Humedales de Andalucía.

- Incorporación de todos los sectores implicados en los humedales en plataformas de participación, como son las Juntas Rectoras, Patronatos, Consejos Provinciales de Medio Ambiente y Consejo Andaluz de medio Ambiente y Forestal.
- Impulsar campañas de divulgación que refuercen el conocimiento de los humedales.
- Potenciación del voluntariado mediante campañas en los distintos humedales.

Evaluación del plan andaluz de humedales

- Los programas de actuación seguirán un modelo de gestión flexible y adaptable, es decir, serán diseñados para que, desde su implantación, puedan ser analizados mediante un proceso recurrente de seguimiento, vigilancia y evaluación.

CONCLUSIONES

De acuerdo con los objetivos marcados por esta Consejería para la presente legislatura, está ya en marcha la elaboración del Plan Andaluz de Humedales, cuya coordinación corresponde a la Secretaría General de Políticas Ambientales. Tras la constitución de la Comisión de Seguimiento de Gestión de los Humedales, cuyos integrantes proceden tanto de esta Consejería como del ámbito científico y universitario, se decidió organizar unas Jornadas Técnicas sobre el Plan. La participación fue amplia y representativa de todos los sectores de la Administración Pública (Ministerio, CSIC, Confederaciones Hidrográficas, Consejerías de Obras Públicas, Agricultura y Medio Ambiente) así como de ingenieros, consultores y científicos. En ellas se

planteó la formulación de unas orientaciones que pudieran ser aplicadas al futuro Plan Andaluz de Humedales, y que se relacionan a continuación:

1. El Plan Andaluz de Humedales (PAH) debe entenderse como un plan director que es asumido y aplicado por todos los centros directivos de la CMA.
2. Debe existir una coordinación entre las distintas administraciones, que se debe articular a través de un Comité Andaluz de Humedales.
3. Los marcos de referencia de los distintos ámbitos del PAH deben ser:
 - Ramsar (ámbito internacional).
 - Estrategia Nacional para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica y el Plan Estratégico Español de Humedales (ámbito estatal).
 - Estrategia de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía, RENPA (ámbito autonómico).
4. El PAH debe asegurar que todos los humedales andaluces alcancen algún tipo de figura de protección, aunque sean de propiedad privada. Para estos últimos deben establecerse convenios con la administración medioambiental y mecanismos de ayuda o subvenciones.
5. La redacción de los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN's) y los Planes Rectores de Uso y Gestión (PRUG's), que están en fase de elaboración, debe adaptarse a las recomendaciones del PAH para los espacios naturales andaluces que puedan ser considerados humedales en sentido estricto o que cuenten con humedales en su ámbito de protección.
6. El PAH es ante todo un plan dinámico, lo que se manifiesta en el establecimiento de una red de evaluación y seguimiento de humedales, coordinada dentro de la red de información ambiental de Andalucía.
7. En el ámbito de esta red, es necesaria la coordinación interadministrativa para optimizar los recursos económicos invertidos.
8. También debe consolidarse esta red incorporando a la misma aquellos humedales que se consideren importantes para conocer y evaluar los ecosistemas húmedos en cumplimiento de la Directiva Marco de Aguas.
9. Por otro lado hay que aprovechar la información existente en el SINAMBA (Sistema de Información Ambiental de Andalucía), integrando en el mismo aquellas variables ambientales de interés para la evaluación y gestión de humedales.
10. Asimismo habría que reclamar a los centros de investigación, y a las diferentes administraciones, un esfuerzo de normalización de la información que generan en relación con los humedales.
11. Hay que asumir, a su vez, que la inclusión de un humedal en el registro debe implicar unos mínimos contenidos de información normalizada.
12. En el inventario abierto de humedales andaluces debería estudiarse la posibilidad de incluir sub-inventarios según la importancia y rango de protección y según el ámbito de desarrollo (provincial y local).
13. Además hay que potenciar la protección mediante los planes territoriales, el establecimiento de reservas naturales concertadas y los ya mencionados convenios de gestión con particulares.

14. Es de particular importancia el control de especies exóticas de fauna y flora introducidas, y para ello se propone la creación de un grupo específico de trabajo.

15. La creación de humedales nuevos como medidas compensatorias de infraestructuras no deben suplir en ningún caso los procesos de restauración de humedales perturbados y de recuperación de otros.

16. La restauración de funcionalidades a nivel territorial puede ser considerada como una herramienta útil para favorecer la coordinación entre las distintas administraciones.

17. El PAH debe tener en cuenta el desarrollo de tipologías de masas de agua y otros aspectos derivados de la Directiva Marco de Aguas.

18. Es necesaria la participación de la administración con competencias en agricultura en los foros de debate sobre humedales y en el Comité Andaluz de Humedales.

LAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS BENTÓNICOS DE LAS ALBUFERAS DE ADRA (ALMERÍA, SURESTE IBÉRICO)

MARÍA DEL MAR BAYO¹, JOSÉ JESÚS CASAS¹, PETER LANGTON², SOLEDAD VIVAS¹, DALILA LÓPEZ¹ Y FRANCISCO CALVACHE¹

¹*Dpto. de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Almería, Cañada de San Urbano, s/n, 04120, Almería, e-mail: mbayo@ual.es.* ²*Dept. of Zoology, Cambridge Museum of Zoology, Downing Street, Cambridge, UK*

INTRODUCCIÓN

Desde hace algunas décadas, los humedales vienen considerándose entre los ecosistemas de la Biosfera con mayor importancia ambiental. En las regiones áridas y semiáridas, estos ambientes deben ser tenidos en cuenta como subsistemas especialmente anómalos por el fuerte contraste que ofrecen con el territorio circundante. Las condiciones microclimáticas, alta productividad y heterogeneidad de hábitats que generan los hacen capaces de albergar una alta diversidad paisajística y biológica, ofreciendo generalmente numerosos beneficios para la especie humana (González-Bernáldez, 1989; Mitsch y Gosselink, 2000). A pesar de este reconocimiento, en el último siglo se ha producido una alarmante desaparición y degradación de humedales que justifica la urgencia de conservación y buena gestión de estos ecosistemas, prácticas que sin duda deben estar orientadas por un buen conocimiento de su estructura y funcionamiento (Montes, 1995; Keddy, 2000).

La investigación limnológica tradicional ha hecho especial énfasis en los estudios pelágicos, mientras que las áreas litorales y bentónicas de los sistemas acuáticos, en general, han recibido menor atención (Wetzel, 1990). En humedales, tales zonas suelen tener una gran importancia relativa para los procesos ecosistémicos, en comparación con sistemas leníticos de profundidad considerable (lagos y embalses); además suelen albergar una alta biodiversidad y desde un punto de vista funcional, por ejemplo, generan la base trófica que sustenta a numerosas especies de vertebrados (Keddy, 2000; Mitsch y Gosselink, 2000).

Las albuferas, especialmente en la región mediterránea, suelen constituir humedales altamente dinámicos y tendentes al estrés de origen antrópico, por su localización fronteriza que determina influencias marinas y continentales, y por situarse, por lo común, en zonas con fuertes presiones derivadas de actividades agrícolas e industriales (Miracle, 1987).

Las Albuferas de Adra (Almería) desde hace más de dos décadas vienen sufriendo un agudo proceso de eutrofización determinado por el auge de los cultivos intensivos bajo invernadero

(Nevado y Paracuellos, 2002). Las consecuencias de esta perturbación ya han sido puestas de manifiesto en distintos estudios para las comunidades de aves que las frecuentan (por ejemplo, Paracuellos, 2001) así como para el compartimento pelágico (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002). Sin embargo, hasta el momento no existen estudios completos que ofrezcan información cualitativa y cuantitativa acerca de la comunidad de invertebrados bentónicos en este sistema.

El presente trabajo aporta los primeros datos, obtenidos de una forma sistemática, de caracterización del zoobentos “profundo” y litoral de las dos lagunas principales de estas albuferas, centrándose en el estudio de la distribución espacial de la riqueza de especies y la densidad de organismos.

ÁREA DE ESTUDIO

Las Albuferas de Adra se localizan en el delta del río Adra (sureste ibérico; Fig. 1a). El sistema está formado por dos lagunas principales con aguas ligeramente salobres aisladas por una barra de arena litoral. El origen de la Albufera Honda (2,75 m de profundidad máxima y 13 ha de superficie) es anterior a 1751, mientras que la Albufera Nueva (3,75 m de profundidad máxima y 29 ha de superficie) es más reciente, originándose a partir de 1931 como consecuencia de la desviación del cauce del río Adra y la construcción de la escollera del puerto (Martínez-Vidal y Castro, 1990; Grove y Rackham, 2001). Actualmente ambas albuferas se encuentran protegidas bajo la figura de «Reserva Natural» (Ley 2/89 de 18 de julio, por la que se aprueba el Inventario de Espacios Protegidos de Andalucía y se establecen medidas adicionales para su protección).

A pesar de su estatus de protección, este ecosistema se halla en franca regresión espacial y ecológica, debido a las fuertes presiones antrópicas que sufre, derivadas de los cultivos intensivos bajo invernadero en su entorno (Fig. 1b). Los residuos que ha generado la actividad agrícola desde hace unos 25 años han propiciado un fuerte proceso de eutrofización de sus aguas, alcanzándose eventualmente grados de hipereutrofia en la Albufera Honda (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002).

MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras se obtuvieron mensualmente en ambas lagunas, desde septiembre de 2000 a mayo de 2001, mediante el diseño de un muestreo que consistió en la elección al azar de determinados transectos perpendiculares a la línea de costa. Una vez prefijados los diferentes recorridos, las muestras fueron tomadas de forma sistemática en los mismos puntos a lo largo del período de estudio para cada uno de los siguientes estratos (Fig. 1c): a) estrato central, a una profundidad media de 3 m; b) estrato pericentral, a una profundidad media de 2,5 m; c) estrato litoral, a una profundidad media de 1,5 m y a una distancia de la orilla de 1 m. En los estratos central y pericentral se tomaron 3 réplicas por fecha de muestreo, mientras que en el estrato litoral fueron 6 debido a su mayor heterogeneidad.

La granulometría del sedimento se estimó según un método gravimétrico, mediante tamizado en húmedo de una fracción de sedimento de los primeros 5 cm, separación de 4

fracciones de grano (>1 mm, 1 mm–250 μ m, 250 μ m–100 μ m y 100 μ m–25 μ m) y estimación del peso seco de cada fracción (60^o C durante 48 h). Además, se estimó el peso seco libre de cenizas de cada fracción, mediante ignición a 500^o C durante 5 h.

Para el estudio de la comunidad bentónica, se tomaron muestras de sedimento con ayuda de una draga tipo Ekman de 225 cm² (Wetzel y Likens, 1991). En el laboratorio se procedió a la separación de organismos del sedimento según el método de flotación (Anderson, 1959). Además, también se tuvo en cuenta otro estrato asociado a la vegetación de orla (fundamentalmente carrizo, *Phragmites australis*). Para el estudio de la fauna asociada al mismo se optó por el método de las bolsas de hojarasca (“leaf bags”; Wetzel y Likens, 1991). Se utilizaron bolsas de material plástico de 12 x 12 cm de lado con una luz de malla de 0,5 cm, en las que se introdujo una cantidad de 4,57 a 4,76 g de peso seco de hojarasca de *P. australis*. En seis puntos de la orla de vegetación por laguna ubicados al inicio y final de cada transecto (Fig. 1c) se colocaron 3 bolsas de hojarasca sumergidas a una profundidad de 20 cm, recuperándose al cabo de 1, 2 y 3 meses de incubación. En el laboratorio, los organismos colonizadores se separaron de la hojarasca y partículas finas asociadas. La densidad de organismos por bolsa se transformó a número de individuos por unidad de superficie que ofreció cada bolsa por ambos lados (288 cm²). Esta transformación se utilizó para comparar las densidades en el estrato mencionado con las del resto de estratos (superficie de sedimento muestreada). Para comparar las densidades de organismos bentónicos entre estratos y lagunas se agrupó a la fauna en dos clases de tamaño, macrofauna y meiofauna, siendo el límite entre ambas clases de 500 μ m.

Para la mejor identificación específica de los dípteros quironómidos, el grupo taxonómico más abundante en ambas albuferas (ver Resultados), se obtuvieron muestras mensuales de exuvias pupales, desde septiembre de 2000 a mayo de 2001, con una red de mano de 250 μ m de diámetro de poro.

Todos los organismos bentónicos se contaron e identificaron con la mayor resolución taxonómica posible mediante el uso de microscopio binocular, teniendo en cuenta principalmente a Askew (1988), Studemann *et al.* (1992), Nieser *et al.* (1994), Jacquemin y Boudot (1999) y Tachet *et al.* (2000). Las exuvias pupales de quironómidos fueron montadas en preparación microscópica con la resina Euparal e identificadas a gran aumento mediante la clave de Langton (1991).

El análisis estadístico de las distintas variables dependientes analizadas se llevó a cabo mediante el test no paramétrico de la *U* de Mann-Whitney (Zar, 1984), utilizando como factores independientes estratos y lagunas.

RESULTADOS

Granulometría del sedimento

La Albufera Honda presentó considerable homogeneidad granulométrica entre estratos (Fig. 2). Tan solo se obtuvieron diferencias significativas para la fracción >1 μ m entre los estratos pericentral y litoral (Tabla 1). La Albufera Nueva mostró diferencias más acusadas entre estratos (Fig. 2), resultando estadísticamente significativas para la mayoría de las fracciones entre los

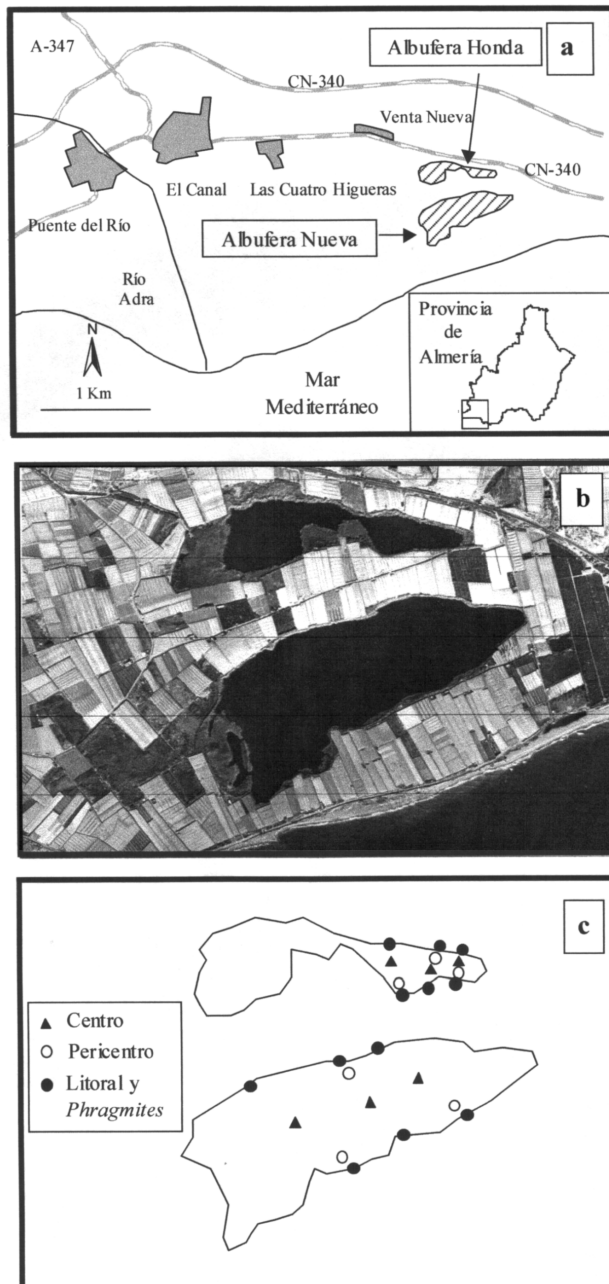


FIG. 1.- (a) Localización de las Albuferas de Adra. (b) Fotografía aérea donde se pueden apreciar las Albuferas y su entorno dominado por los cultivos de invernadero (año 1994). (c) Esquema de los estratos y puntos de muestreo diferenciados en ambas albuferas.

estratos pericentral y central respecto al litoral. Entre los estratos central y pericentral no se encontraron diferencias significativas en ninguna fracción (Tabla 1).

Al comparar las dos lagunas se observó que existían diferencias significativas en la granulometría de ambas en peso seco, debido principalmente a que la Albufera Nueva presentó mayor proporción de sedimento grueso que la Albufera Honda principalmente en el estrato litoral (Tabla 2).

Los análisis para el peso seco libre de cenizas mostraron resultados similares (Tablas 1 y 2).

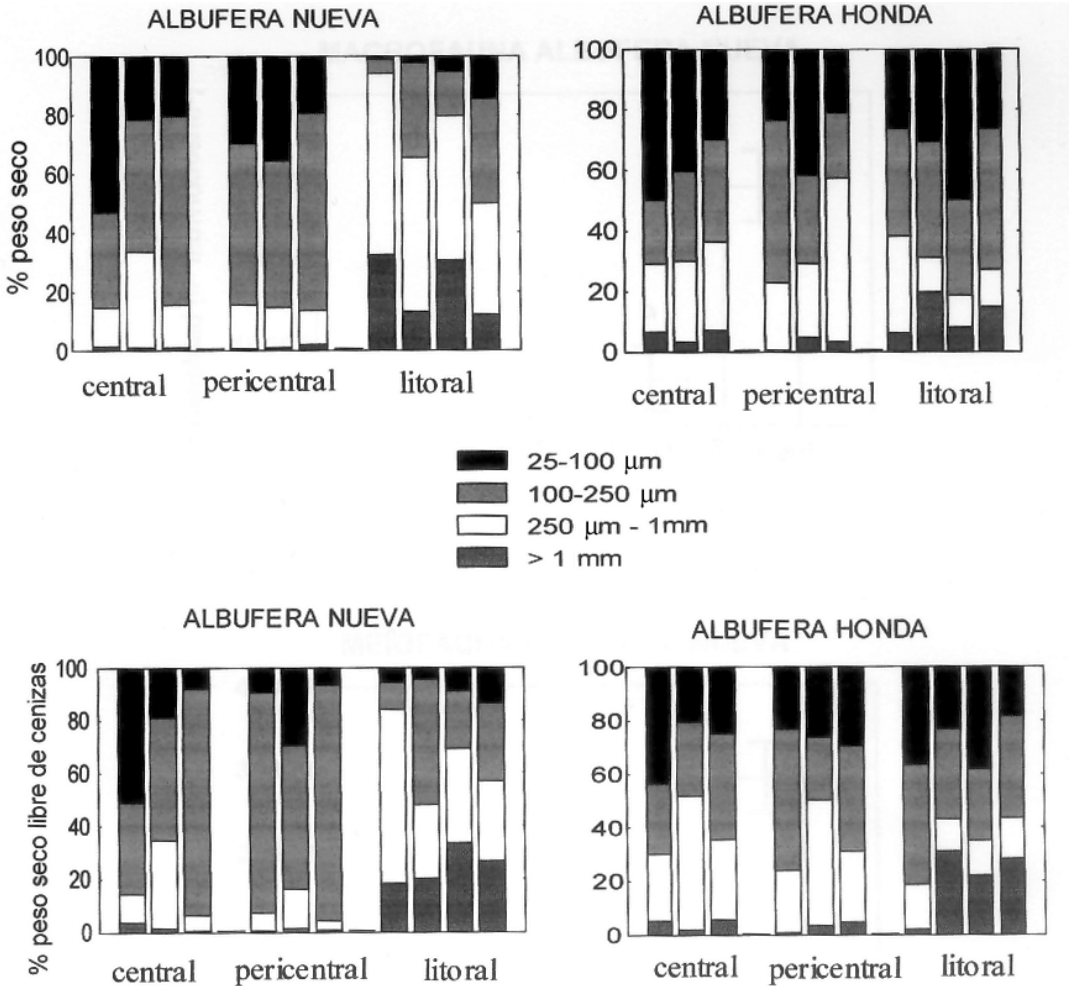


FIG. 2.- Granulometría, estimada como peso seco (arriba) y como peso seco libre de cenizas (abajo) en cada fracción del sedimento de las Albuferas Nueva y Honda.

TABLA 1

Resultados del test de la U de Mann-Whitney para el análisis comparativo entre estratos de la granulometría del sedimento en cada laguna estimada como peso seco (PS) y peso seco libre de cenizas (PSLC). Se expresan los valores del estadístico U y el nivel de significación (*, $p < 0,05$). Tamaño muestral para cada laguna: 3 muestras en estrato central, 3 muestras en estrato pericentral y 6 muestras en estrato litoral.

	Laguna Honda				Laguna Nueva			
	% >1 mm	% 1 mm-250 μ m	% 250 μ m-100 μ m	% 100 μ m-25 μ m	% >1 mm	% 1 mm-250 μ m	% 250 μ m-100 μ m	% 100 μ m-25 μ m
PS								
Centro vs. pericentro	2,00	4,00	4,00	2,00	4,00	3,00	2,00	4,00
Pericentro vs. litoral	0,00*	2,00	4,00	3,00	0,00*	0,00*	0,00*	0,00*
Centro vs. litoral	2,00	3,00	1,00	3,00	0,00*	0,00*	1,00	0,00*
PSLC								
Centro vs. pericentro	2,00	3,00	4,00	4,00	3,00	2,00	4,00	1,00
Pericentro vs. litoral	2,00	0,00*	3,00	3,00	0,00*	0,00*	0,00*	1,00
Centro vs. litoral	0,00*	0,00*	4,00	2,00	0,00*	1,00	1,00	0,00*

TABLA 2

Resultados del test de la U de Mann-Whitney para el análisis comparativo entre lagunas de la granulometría del sedimento estimada como peso seco (PS) y peso seco libre de cenizas (PSLC). Se expresan los valores del estadístico U y el nivel de significación (*, $p < 0,05$). Tamaño muestral para cada laguna: 3 réplicas en estrato central, 3 réplicas en estrato pericentral y 6 réplicas en estrato litoral

	% >1 mm	% 1 mm-250 μ m	% 250 μ m-100 μ m	% 100 μ m-25 μ m
PS				
Centro	0,00*	3,00	1,00	3,00
Pericentro	3,00	0,00*	1,00	4,00
Litoral	4,00	0,00*	3,00	4,00
PSLC				
Centro	3,00	2,00	3,00	1,00
Pericentro	2,00	0,00*	0,00*	2,00
Litoral	0,00*	0,00*	1,00	0,00*

Las comunidades zoobentónicas

El análisis de las muestras obtenidas permitió censar un total de 43 taxones de invertebrados en la Albufera Nueva y 23 en la Honda (Tabla 3). Exceptuando oligoquetos, hidrácaros, ostrácodos, ciclópodos y ceratopogónidos, el resto de grupos se identificaron hasta el nivel de especie. Esto permitió apreciar que la riqueza específica era considerablemente mayor en la Albufera Nueva que en la Honda, aspecto que se manifestó sobre todo en el grupo de los odonatos (Tabla 3).

En la Albufera Nueva se obtuvieron resultados similares para macrofauna y meiofauna. Los estratos central y pericentral mostraron densidades similares y significativamente menores que las de los estratos litoral y de *P. australis* (Fig. 3). En la Albufera Honda no existieron diferencias significativas entre los estratos central y pericentral para la macrofauna, pero sí entre estos estratos y el litoral, así como entre los estratos litoral y de *P. australis*. Para la meiofauna de la Albufera Honda solamente el estrato de *P. australis* presentó densidades significativamente superiores a las del resto de estratos (Fig. 4).

El estudio comparativo de las densidades promedio de macrofauna y meiofauna entre lagunas mostró que las densidades fueron siempre significativamente superiores para todos los

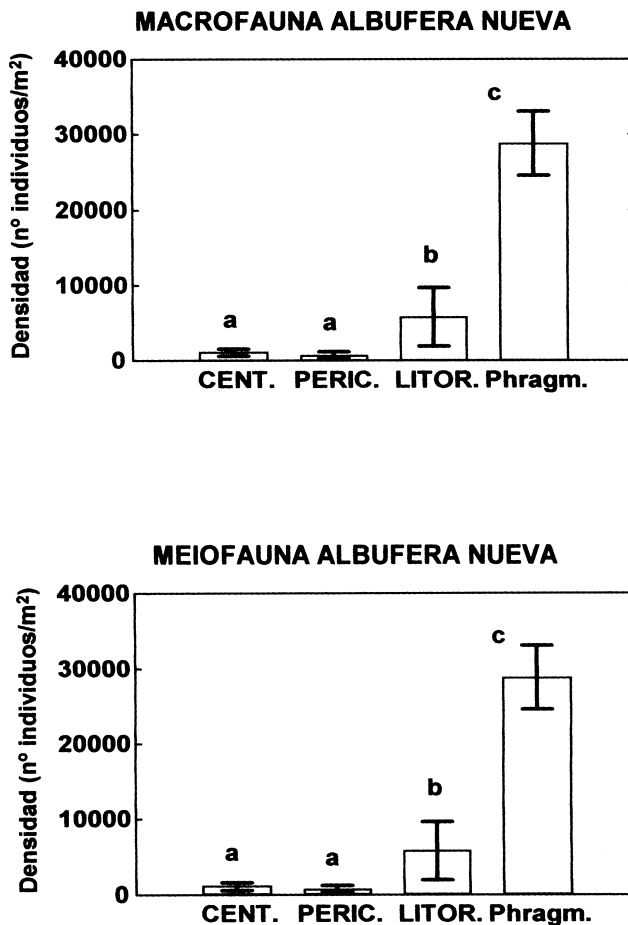


FIG. 3.- Densidades promedio (nº individuos/m² ± 1 SE) de macrofauna y meiofauna en los distintos estratos en la Albufera Nueva (distinta letra indica diferencias estadísticamente significativas según el test de la U de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

TABLA 3

Listado de taxones del zoobentos de las Albuferas de Adra por estratos. 1, central; 2, pericentral; 3, litoral; 4, Phragmites australis. El símbolo X indica presencia.

Taxones	Albufera Nueva				Albufera Honda			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Oligochaeta	X			X				X
Gastropoda								
- <i>Pseudoamnicola</i> sp.				X				X
- Physidae			X	X	X	X	X	X
- <i>Planorbis</i> sp.			X	X				X
Hidracarina			X	X	X	X	X	X
Ostracoda				X				X
Copepoda								
- Cyclopoida	X	X	X	X	X	X	X	X
Ephemeroptera								
- <i>Cloeon dipterum</i>								X
- <i>Caenis</i> sp.				X				X
Odonata								
- <i>Anax parthenope</i>			X	X				X
- <i>Brachythemis leucosticta</i>			X					
- <i>Coenagrion caeruleascens</i>			X	X				
- <i>Coenagrion mercuriale</i>				X				
- <i>Diplacodes lefebvreii</i>				X				
- <i>Ischnura graellsii</i>			X	X				
- <i>Orthetrum</i> sp.			X	X				
- <i>Selysiothemis nigra</i>			X					
- <i>Trithemis annulata</i>			X	X				
- <i>Zygonyx torridus</i>								
Hemiptera								
- <i>Micronecta sholtzi</i>				X				X
- <i>Microvelia</i> sp.				X				
- <i>Anisops</i> sp.				X				X
- <i>Naucoris maculatus</i>				X				
Coleoptera								
- <i>Berosus hispanicus</i>				X				
- <i>Enochrus politus</i>				X				
- <i>Helochares lividus</i>				X				X
- <i>Noterus laevis</i>				X				
Diptera Chironomidae								
- <i>Ablabesmyia longistyla</i>			X	X				
- <i>Procladius choreus</i>			X	X				
- <i>Cricotopus caducus</i>			X	X				X
- <i>Cricotopus ornatus</i>			X	X				X
- <i>Paratrichocladius ruvifentris</i>				X				
- <i>Psectrocladius limbatellus</i>				X				
- <i>Chironomus aprilinus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
- <i>Chironomus longistylus</i>				X				
- <i>Chironomus</i> Pe 27								X
- <i>Chironomus</i> Pe 30								X
- <i>Chironomus</i> Pe 32			X	X				X
- <i>Chironomus</i> Pe 33			X	X				
- <i>Chironomus piger</i>			X	X			X	X
- <i>Chironomus riparius</i>			X	X				
- <i>Dicrotendipes pallidicornis</i>			X	X			X	X
- <i>Parachironomus parilis</i>			X	X				
- <i>Stictochironomus maculipennis</i>				X				
- <i>Tanytarsus horni</i>			X	X				
- <i>Tanytarsus tika</i>			X	X				X
Diptera Ceratopogonidae							X	

TABLA 4

Densidad promedio de macrofauna y meiofauna ($n^\circ \text{ ind}/\text{m}^2 \pm \text{SE}$) en las Albuferas Honda y Nueva. Se han agrupado los estratos central y pericentral ya que no presentaron diferencias significativas según el test de la U de Mann-Whitney. Se expresan los valores del estadístico U y el nivel de significación (*, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$; ***, $p < 0,001$). Tamaño muestral en las dos lagunas: 54 muestras en central-pericentral, 54 muestras en litoral y 18 muestras en Phragmites.

Estrato	Macrofauna			Meiofauna		
	Honda	Nueva	U	Honda	Nueva	U
Central-pericentral	5,6 ± 3,1	75,8 ± 23,6	817,5*	39,8 ± 14,0	937,1 ± 322,2	831,5*
Litoral	438,5 ± 103,8	2715,6 ± 573,9	413,5**	91,0 ± 48,6	5796,9 ± 3868,9	487,0**
Phragmites	12347,7 ± 2326,0	28814,0 ± 4243,5	59,0***	19972,2 ± 8732,5	28814,8 ± 4268,3	46,0**

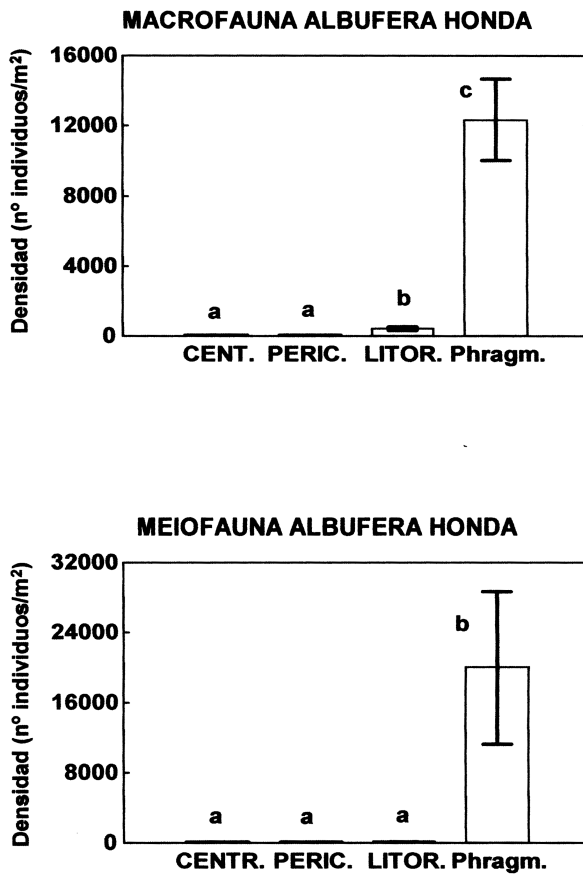


FIG. 4.- Densidades promedio ($n^\circ \text{ individuos}/\text{m}^2 \pm 1 \text{ SE}$) de macrofauna y meiofauna en los distintos estratos en la Albufera Honda (distinta letra indica diferencias estadísticamente significativas según el test de la U de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

estratos en la Albufera Nueva (Tabla 4). En esta comparación los estratos central y pericentral se trataron conjuntamente debido a que no se encontraron diferencias significativas en las densidades promedio de macrofauna ni meiofauna.

DISCUSIÓN

Los resultados mostraron que en la Albufera Honda el porcentaje de partículas finas del sedimento fue mayor en todos los estratos en comparación con la Nueva, hecho que se observó especialmente cuando se compararon los estratos litorales. Es probable que la mayor biomasa algal y las condiciones más intensas y prolongadas de anoxia del sedimento de la primera laguna (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002) produjesen mayores tasas de sedimentación de materia orgánica y una ralentización de las tasas de descomposición (¿predominio de la vía anaeróbica?) de ésta en comparación con la Albufera Nueva. A ello pudo contribuir también el hecho de que la Honda tiene una mayor antigüedad y varias desembocaduras de cuencas de ramblas (Martínez-Vidal y Castro, 1990).

Los estratos “más profundos” de ambas lagunas (central y pericentral) presentaron una riqueza taxonómica pobre y densidades sustancialmente bajas, siendo los organismos que aparecieron en estos estratos casi con exclusividad larvas de *Chironomus*. La reducción del número de especies bentónicas y en particular de quironómidos, con una simplificación al género *Chironomus*, suele tener relación con el proceso de eutrofización en el bentos de lagos con una verdadera zona profunda (Lampert y Sommer, 1997), tal y como ha sido observado sistemáticamente por diversos autores en numerosos lagos del centro y norte de Europa (Brundin, 1949; Saether, 1975; Wiederholm, 1980). En el lago de Bañolas (Gerona), a pesar de su estatus oligotrófico, se observa también una comunidad simplificada a unas pocas especies de *Chironomus* en la zona más profunda del lago, debido al déficit de oxígeno en ella, relacionándose aquí con la morfología particular de la cubeta y la entrada de agua subterránea (Rieradevall y Prat, 1991). En cualquier caso, el déficit de oxígeno en el sedimento suele ser el principal factor que determina este patrón. En las Albuferas de Adra, el estrés observado para las comunidades bentónicas fue motivado por la anoxia o hipoxia en el sedimento, debido al acusado proceso de eutrofización que sufre el humedal desde hace aproximadamente 20 años, y que aquí llama particularmente la atención por tratarse de lagunas someras, donde no existe un bentos profundo en sentido estricto, y de aguas frecuentemente mezcladas (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002).

Los estratos más profundos de ambas lagunas fueron muy semejantes desde el punto de vista de su composición y pobreza taxonómica. No obstante, la Albufera Nueva presentó densidades significativamente superiores. Tales diferencias entre lagunas se mantuvieron en la comparación de los estratos litoral y de *P. australis*, pero además aquí las divergencias fueron extensibles a la riqueza taxonómica. Esto sugiere que las diferencias de estado trófico entre lagunas, aunque no muy acusadas (de acuerdo con Cruz-Pizarro *et al.*, 2002, la Albufera Honda se califica como hipereutrífica y la Albufera Nueva como eutrífica), fueron suficientemente importantes como para condicionar a la comunidad bentónica, incluso para la composición y

abundancia en la zona litoral y orla de *P. australis*, donde podríamos esperar que el estrés generado por el déficit de oxígeno fuese menor que en los estratos centrales más profundos.

En las zonas litorales de la mayoría de lagos y humedales la densidad y diversidad taxonómica suelen ser mayores que en las zonas más profundas debido también a su mayor heterogeneidad y complejidad estructural, lo que genera una mayor diversidad de microhábitats (Wetzel, 1990; Wilen y Tiner, 1993; Reddy y Gale, 1994; Mistch y Gosselink, 2000). En las Albuferas de Adra se observaron tales contrastes de forma muy acusada. A pesar del estrecho gradiente batimétrico que mostraron estas lagunas, su estado trófico actual pareció imponer fuertes gradientes, principalmente de luz y oxígeno disuelto. Este proceso podría ser el responsable de la aparición usual de praderas de macrófitos sumergidos (principalmente *Najas marina* y *Potamogeton pectinatus*) en las zonas litorales más someras de la Albufera Nueva (con menos de 1,5 m de profundidad) durante primavera y verano (obs. pers.). Estos macrófitos litorales, junto con la hojarasca y carrizo procedente de la orla de *P. australis*, debieron proporcionar una mayor diversidad de hábitats y fuentes de alimentación, así como mejor disponibilidad de oxígeno para los invertebrados bentónicos, incrementando la disponibilidad de microhábitats en los niveles más someros en contraste con los más profundos.

Tales resultados preliminares permiten concluir que el prolongado e intenso proceso de eutrofización que sufren las Albuferas de Adra se manifiesta claramente en el compartimento bentónico, con la reducción de la riqueza taxonómica y la densidad de las comunidades de invertebrados. Además, se pone de manifiesto la relevancia estructural y posiblemente funcional del cinturón litoral, especialmente en estos sistemas de pequeño tamaño y en condiciones de eutrofia e hipereutrofia, cuando se producen situaciones de fuerte estrés en los estratos relativamente profundos.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido financiado por los proyectos LIFE B4-3200/98/458 y CICYT HID 980323-C05-04. Queremos agradecer las facilidades que para los trabajos de campo del presente estudio fueron proporcionadas por la Delegación Provincial en Almería de la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), muy especialmente a Juan Carlos Nevado y Mariano Paracuellos. Las identificaciones a especie de los adultos y larvas de coleópteros han sido llevadas a cabo por el Dr. Andrés Millán (Universidad de Murcia), queremos expresar aquí nuestro más sincero agradecimiento por tan valiosa contribución. María del Mar Bayo disfrutó de una beca del Instituto de Estudios Almerienses para la obtención y análisis de buena parte de los datos incluidos en el presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, R. O. (1959). A modified flotation technique for sorting bottom fauna samples. *Limnology and Oceanography*, 4: 223-225.
- Askew, R. R. (1988). *The Dragonflies of Europe*. Harley Books. Colchester.

- Brundin, L. (1949). Chironomiden und andere Bodentiere de südschwedischen Urgebirgseen. Ein Beitrag zur Kenntnis der bodenfaunistischen Charakterzüge schwedischer oligotropher Seen. *Report of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm*, 30: 1-94.
- Cruz-Pizarro, L.; Amores, V.; Fabián, D.; de Vicente, I.; Rodríguez-París, I.; El Mabrouki, K.; Rodríguez, M. y Rodrigues da Silva, S. (2002). La eutrofización de las Albuferas de Adra. En, Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.): *Agricultura y medio ambiente en el entorno de Albuferas de Adra*, pp. 77-96. Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)”, Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería.
- González-Bernáldez, F. (1989). *Ecosistemas Áridos y Endorreicos Españoles. Seminario sobre Zonas Áridas en España*. Real Academia de las Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid.
- Grove, A. T. y Rackham, O. (2001). *The Nature of Mediterranean Europe: An Ecological History*. Yale University Press. New Haven, London.
- Jacquemin, G. y Boudot, J. P. (1999). *Les Libellules (Odonates) du Maroc*. Société Française d’Odonatologie. Bois d’Arcy.
- Keddy, P. A. (2000). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Lampert, W. y Sommer, U. (1997). *Limnoecology: the Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press. New York.
- Langton, P. H. (1991). *A Key to Pupal Exuviae of West Palearctic Chironomidae*. Inédito.
- Martínez Vidal, J. L. y Castro, H. (coords.) (1990). *Las Albuferas de Adra. Estudio Integral*. Colección Investigación, 9. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería.
- Miracle, R. M. (1987). *Ecosistemas Valencianos: Las Zonas Húmedas Litorales. El Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana. Valencia.
- Mitsch, C. F. y Gosselink, J. (2000). *Wetlands*. 3ª edición. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Montes, C. (coord.) (1995). *Tipificación y Clasificación de los Humedales: Bases para la Elaboración de Modelos de Actuación y Gestión Prioritarios*. Dirección General de Obras Hidráulicas (MOPTMA). Madrid.
- Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.) (2002). *Agricultura y Medio Ambiente en el Entorno de Albuferas de Adra*. Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)”, Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería.
- Nieser, N.; Baena, M.; Martínez-Avilés, J. y Millán, A. (1994). *Claves para la Identificación de Heterópteros Acuáticos (Nepomorpha y Gerromorpha) de la Península Ibérica- Con Notas sobre las Especies de las Islas Azores, Baleares, Canarias y Madeira*. Claves de Identificación de Flora y Fauna de las Aguas Continentales de la Península Ibérica, 5. Asociación Española de Limnología. Madrid.
- Paracuellos, M. (2001). *Estructura y conservación de las comunidades de aves en humedales del Sureste Ibérico (Almería, España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería. Almería. Inédito.

- Reddy, K. R. y Gale, P. M. (1994). Wetland processes and water quality: a symposium overview. *Journal of the Environmental Quality*, 23: 875-877.
- Rieradevall, M. y Prat, N. (1991). Benthic fauna of Banyoles Lake (NE Spain). *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24: 1020-1023.
- Saether, O. A. (1975). Nearctic chironomids as indicators of lake tipology. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 19: 3127-3133.
- Studemann, D.; Landolt, P.; Sartori, M.; Hefti, D. y Tomka, I. (1992). *Insecta Helvetica. Fauna. Ephemeroptera*. Société Entomologique Suisse. Fribourg.
- Tachet, H.; Richoux, P.; Bournaud, M. y Usseglio-Polatera, P. (2000). *Invertébrés d'Eau Douce: Systématique, Biologie, Écologie*. CNRS. Paris.
- Wetzel, R. G. (1990). Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24: 6-24.
- Wetzel, R. G. y Likens, G. E. (1991). *Limnological Analyses*. 2ª edición. Springer-Verlag. New York.
- Wiederholm, T. (1980). Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 523: 537-545.
- Wilén, B. O. y Tiner, R. W. (1993). Wetlands of the United States. En, Whigham, D. F. y Dykyjová, D. H. (eds.): *Wetlands of the world*, 1. Handbook of Vegetation Science, 15/2. Kluwer. Dordrecht.
- Zar, J. H. (1984). *Biostatistical Analysis*. 2ª edición. Prentice-Hall, Inc. New Jersey.

DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES MEDIANTE HUMEDALES ARTIFICIALES: LA EDAR DE LOS GALLARDOS (ALMERÍA)

AGUSTÍN LAHORA

Gestión de Aguas del Levante Almeriense, S. A. GALASA, Ctra. Nacional 340, km 533, 04620, Vera, Almería, e-mail: alahora@galasa.es

DEPURACIÓN CON HUMEDALES ARTIFICIALES

Según el Convenio de Ramsar sobre humedales, son: «Extensiones de marismas, pantanos y turberas o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros» (Ramsar Convention, 1971).

Los humedales naturales son complejos mosaicos de láminas de agua, vegetación sumergida, vegetación flotante, vegetación emergente y zonas con nivel freático más o menos cercano a la superficie, en los que el suelo se mantiene saturado de agua durante un largo periodo de tiempo cada año (Fig. 1). En los humedales crecen vegetales, animales y microorganismos especialmente adaptados a estas condiciones ambientales. Estos seres vivos, junto a procesos físicos y químicos, son capaces de depurar el agua, eliminando grandes cantidades de materia orgánica, sólidos, nitrógeno, fósforo y, en algunos casos, productos químicos tóxicos; por esta razón se ha llamado a los humedales “los riñones del mundo” (Tabla 1; Mitsch y Gosselink, 2000).

Se ha tratado de aprovechar este gran potencial depurador de los humedales para el tratamiento de aguas residuales, diseñando instalaciones capaces de reproducir las características de los humedales naturales.

Los humedales específicamente construidos con el propósito de controlar la contaminación del agua han recibido gran cantidad de nombres en las distintas partes del mundo donde han sido usados (Crites *et al.*, 2000). La denominación más extendida es “Humedales Artificiales” o “Humedales Construidos” (“Constructed Wetlands”; U.S. Environmental Protection Agency, 1988).

En depuración de aguas residuales, generalmente se consideran humedales aquellos sistemas que usan macrófitos (plantas que se ven a simple vista), en contraposición a los



FIG. 1.- Humedal natural en la desembocadura del Río Antas (Almería) (foto: A. Lahora).

micrófitos (generalmente microalgas), y por tanto los lagunajes no suelen ser considerados como humedales.

En España se han implantado humedales artificiales en el río Besós (Cataluña) (Alarcón *et al.*, 1997) y se han realizado experiencias en otros lugares: Cantabria (Castillo *et al.*, 1996); León (García *et al.*, 1997; García *et al.*, 1999; Soto *et al.*, 1999); Andalucía (Junta de Andalucía, 1997); Almería (Lahora, 1998, 1999); Barcelona (Pigem *et al.*, 1999).

Las clasificaciones más recientes de humedales artificiales (U.S. Environmental Protection Agency, 2000a) se hacen en función de la presencia o no de una superficie libre de agua en contacto con la atmósfera:

- “Free Water Surface” (FWS): Las plantas acuáticas están enraizadas en el fondo del humedal y el flujo de agua se hace a través de las hojas y tallos de las plantas (Fig. 2).
- “Vegetated Submerged Bed” (VSB): La lámina de agua no es visible, y el flujo atraviesa un lecho relleno con arena, grava o suelo, donde crecen las plantas, que sólo tienen las raíces y rizomas en contacto con el agua. Son equivalentes a los humedales de flujo subsuperficial (U.S. Environmental Protection Agency, 1993). Tiene la ventaja de no

TABLA 1

Principales procesos físicos, químicos y biológicos que favorecen la depuración de aguas residuales en los humedales.

Contaminante	Proceso de eliminación
Materia orgánica	Sedimentación
	Asimilación
	Mineralización
Sólidos en suspensión	Floculación
	Sedimentación
	Filtración
	Degradación
Nitrógeno	Amonificación
	Volatilización de amonio
	Nitrificación
	Desnitrificación
Fósforo	Adsorción
	Sedimentación
	Precipitación química
	Asimilación vegetal
Patógenos	Sedimentación y muerte gradual
	Radiación UV
	Antibióticos naturales
	Predación
Compuestos inorgánicos	Asimilación
	Inmovilización
Metales pesados	Fijación al sedimento
	Adsorción por las plantas

producir olores ni mosquitos y de ocupar menos terreno, pero los procesos en su interior son anaerobios (Fig. 3).

Papel de los macrófitos y del sedimento

Un humedal con flujo subsuperficial, puede considerarse como un reactor biológico tipo “proceso biopelícula sumergida”. El agua entra por uno de sus extremos, y se reparte, atravesando la zona de grava sembrada con los helófitos. En el otro extremo, el agua es recogida en el fondo. El nivel máximo se regula de manera que no aflore la lámina de agua y se mantenga unos centímetros por debajo de la grava, haciendo visitable el humedal e impidiendo la proliferación de moscas y mosquitos.

Un tipo especial de macrófitos son los helófitos, plantas capaces de arraigar en suelos anegados o encharcados, con una parte sumergida y otra aérea emergente. Los helófitos, más usados en depuración son aneas (*Typha*), carrizos (*Phragmites*), juncos (*Juncus*), *Scirpus*, *Carex*, etc.

Los helófitos son capaces de transportar oxígeno desde los tallos y hojas hacia sus raíces y rizomas, pero en los humedales de flujo subsuperficial la cantidad de oxígeno aportada es muy pequeña en comparación con la demanda de las aguas residuales, por lo que los procesos de

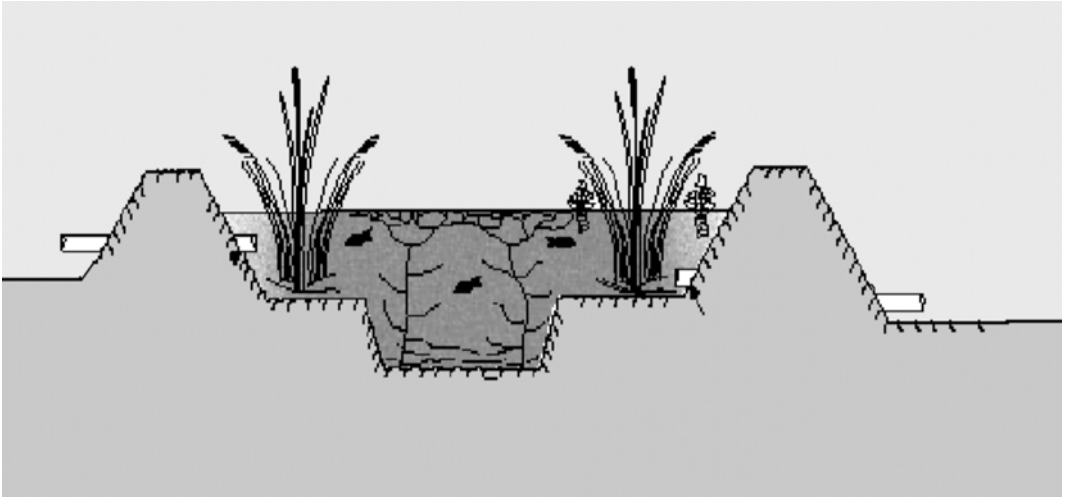


FIG. 2.- Humedal artificial de flujo superficial libre (FWS, "Free Water Surface"), con plantas emergentes, flotantes y sumergidas.

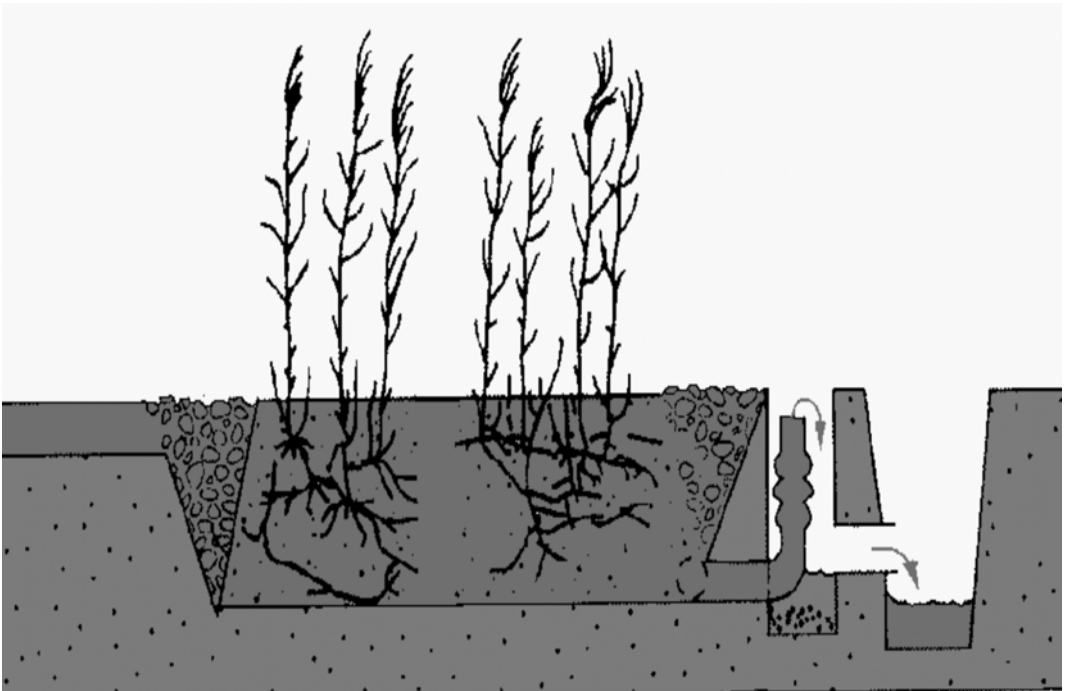


FIG. 3.- Humedal de flujo subsuperficial (VSB, "Vegetated Submerged Bed").

eliminación de materia orgánica son básicamente anaerobios, no ocurriendo, por tanto la nitrificación-desnitrificación. Hasta ahora, se creía que gran parte del poder depurador de los humedales se debía a los helófitos, sin embargo, recientes estudios que comparan el rendimiento de humedales plantados y no plantados, parecen indicar que se ha sobreestimado la capacidad de transporte de oxígeno de los helófitos hacia las zonas sumergidas (U.S. Environmental Protection Agency, 2000a).

Otros estudios, realizados en condiciones de laboratorio, indican que el oxígeno transportado por los helófitos puede ser utilizado por los microorganismos que crecen sobre ellos en forma de biopelícula. En las capas de esta biopelícula más próximas a los rizomas se dan procesos aerobios, mientras que en las más alejadas, al no difundir el oxígeno, los procesos serían anaerobios, esta situación sí permitiría el proceso de nitrificación-desnitrificación. (Brix, 1997).

La capacidad de transferencia de oxígeno por los helófitos se estima entre 0-3 g O₂/m²/día, equivalente a 30 kg DBO₅/ha/día, muy bajo para las cargas usuales del agua residual. Por otra parte la transferencia de oxígeno desde la atmósfera se sitúa entre 0-0,5 g O₂/m²/día, por lo que las condiciones en el interior de los humedales de flujo subsuperficial son fuertemente reductoras (Lienard, 1987; U.S. Environmental Protection Agency, 2000a).

Los helófitos asimilan macronutrientes (N y P) y micronutrientes, incluidos metales pesados, en unas tasas calculadas en 12-120 g N/m²/año y 1,8-18 g P/m²/año; muy bajas también en comparación con el contenido en aguas residuales (Reedy y DeBusk, 1985). La muerte de las plantas puede volver a liberar estos elementos al agua, por lo que sería necesario un frecuente cosechado de los helófitos antes de que esto suceda.

Los helófitos tienen un efecto termorregulador sobre el sistema, aminorando la insolación en verano y actuando como aislantes en invierno, con un efecto positivo sobre los procesos biológicos (Smith *et al.*, 1997).

El efecto de los helófitos sobre la conductividad hidráulica subsuperficial del sistema se creía positiva, por la apertura de canales por las raíces, sin embargo recientes estudios parecen demostrar que la presencia de raíces tiene un efecto negativo en la conductividad hidráulica, favoreciendo la obstrucción del medio y la aparición de flujos superficiales no deseados, ya que producen malos olores, mosquitos, y disminuyen el tiempo de retención hidráulica (Sandfor *et al.*, 1995).

En cualquier caso los helófitos aportan una calidad estética a este tipo de instalaciones (U.S. Environmental Protection Agency, 2000b).

El sedimento orgánico es un elemento fundamental en el proceso de depuración por humedales, ya que sirve de sustrato para el crecimiento de multitud de microorganismos, incluyendo los responsables de la nitrificación y desnitrificación; presenta, además, una elevada capacidad de cambio. Así mismo, juega un papel fundamental en la dinámica del fósforo, cuyo principal mecanismo de eliminación es, junto con la asimilación por los seres vivos, su adsorción a las arcillas y la precipitación y formación de complejos con Al, Fe y Ca presentes en los sedimentos.

Eliminación de DBO₅

La eliminación de la DBO₅ particulada ocurre rápidamente por sedimentación y filtración de partículas en los espacios entre la grava y las raíces. La DBO₅ soluble es eliminada por los

microorganismos que crecen en la superficie de la grava, raíces y rizomas de las plantas. La degradación de la materia orgánica es aerobia en micrositios de la superficie de las raíces de las plantas, pero en el resto del lecho sumergido ocurre por vías anaerobias: fermentación metánica y sulfato reducción. Estos procesos son muy dependientes de la temperatura, por lo que se observan variaciones estacionales en la DBO_5 del efluente. Se puede obtener una DBO_5 por debajo de 25 mg/l, aunque no es posible bajar de una DBO_5 de 7-10 mg/l, que parece proceder de residuos orgánicos del propio sistema, y no del agua residual original (U.S. Environmental Protection Agency, 2000a).

Estudios realizados en USA (U.S. Environmental Protection Agency, 2000a), indican que la DBO_5 es eliminada rápidamente a la entrada del humedal, siendo suficiente un tiempo de retención de aproximadamente 2 días. Este aspecto es decisivo para el diseño del humedal, en particular para la relación longitud anchura (L:A), generalmente se recomendaba 10:1, sin embargo, no se ha encontrado ninguna relación entre el aspecto del humedal y su capacidad de eliminación de DBO_5 , ya que humedales con relaciones de 2:1 hasta 17:1, tenían el mismo rendimiento en % de DBO_5 eliminada.

En humedales de flujo subsuperficial, la carga superficial (kg/ha/día) debe ser manejada con prudencia, ya que la carga influente es reducida rápidamente a la entrada del humedal y no puede ser repartida uniformemente en toda la superficie, al contrario de lo que sucede en otro tipo de sistemas. En algunos casos se instalan diferentes puntos de aplicación del agua al humedal.

Eliminación de sólidos en suspensión

Los sólidos en suspensión son eliminados de una manera muy efectiva en los humedales, ocurriendo en los 5 primeros metros de distancia desde la entrada y consiguiendo siempre valores de salida inferiores a 20 mg/l.

Una parte de los sólidos en suspensión están formados por materia orgánica, algas o microorganismos, que son degradados hasta productos gaseosos, por lo que los procesos de colmatación de los humedales suelen ser largos.

Como en el caso de la DBO_5 , el rendimiento es independiente del tiempo de retención, siendo suficiente 1 día para alcanzar el máximo rendimiento, que es también independiente de la relación de aspecto (L:A).

Eliminación de nitrógeno

El nitrógeno influente en los humedales se encuentra básicamente como nitrógeno orgánico o amoniacal, con escasas cantidades de nitratos. Los procesos de descomposición y mineralización convierten este nitrógeno en amonio.

Por lo general los procesos en el interior del humedal son anaerobios, ya que no existe suficiente oxígeno para la nitrificación y posterior desnitrificación, por lo que no existen reducciones importantes de nitrógeno en los humedales de flujo subsuperficial.

La desnitrificación puede estar también limitada por la falta de una fuente de carbono para el proceso, ya que por cada gramo de nitrógeno son necesarios aproximadamente 3 gramos de DBO_5 .

Sin embargo en algunos casos se han obtenido importantes reducciones, asociadas a un aporte de oxígeno por las raíces de las plantas, en sistemas de poca profundidad (0,3 m).

El cosechado frecuente de la vegetación incrementa el rendimiento en eliminación de nitrógeno, sin embargo esta operación aumenta los costos de mantenimiento.

Eliminación de fósforo

La cantidad de fósforo en el efluente es prácticamente igual que en el influente, en la mayoría de los casos. La cantidad de fósforo asimilado por la vegetación o fijada al sedimento es pequeña en relación a la aportada por el agua residual. Por tanto los humedales no son un método muy efectivo para la eliminación de fósforo, excepto si se usan grandes áreas con grava rica en hierro y aluminio o tratamientos alternativos de eliminación de fósforo (Gómez *et al.*, 2001).

Eliminación de patógenos

Como norma general, los humedales pueden reducir los coliformes fecales en uno o dos órdenes logarítmicos, en algunos casos se han obtenido 200 UFC/100 ml o menores (García *et al.*, 1999). También son capaces de reducir otros patógenos, como protozoos y helmintos (Rivera *et al.*, 1995)

DEPURACIÓN CON HUMEDALES ARTIFICIALES EN EL LEVANTE ALMERIENSE

Gestión de Aguas del Levante Almeriense, S.A. (GALASA), desarrolló entre diciembre de 1996 y noviembre de 1997 el Proyecto de Investigación denominado: “El uso de humedales artificiales en la depuración de aguas residuales”.

Para el desarrollo de este proyecto, GALASA construyó una planta experimental (Fig. 4) donde se ensayaron: tipos de flujo hidráulico, tipo de sustrato, capacidad de carga, tiempos de retención y especie de helófito (*Phragmites australis* y *Typha dominguensis*). A intervalos regulares se tomaron muestras de agua y sedimentos, para analizar entre otros los siguientes parámetros: DBO₅, DQO, Sólidos en Suspensión (SS), Nitrógeno Total (NT), Fósforo Total (PT), coliformes fecales, temperatura, gradiente de O₂, pH, salinidad, etc. (APHA-AWWA-WPCF, 1992). Los resultados han sido publicados por Gómez *et al.* (2001).

Las reducciones de carga orgánica (DBO₅ y DQO), así como la de sólidos en suspensión son muy elevadas, lo que hace que el efluente final del humedal experimental tenga un aspecto cristalino, totalmente clarificado, a pesar de ser alimentado con aguas de una laguna de maduración que presentan un intenso color verde y gran cantidad de sólidos en suspensión debido a las microalgas.

Se obtuvieron importantes reducciones de nitrógeno total. En cuanto al fósforo, aunque la reducción es muy importante, con los tiempos de retención del experimento no se alcanzan las cantidades exigidas para zonas sensibles. Otros resultados obtenidos en el humedal experimental, indican que se puede mejorar este rendimiento usando sustratos calizos y ricos en hierro.

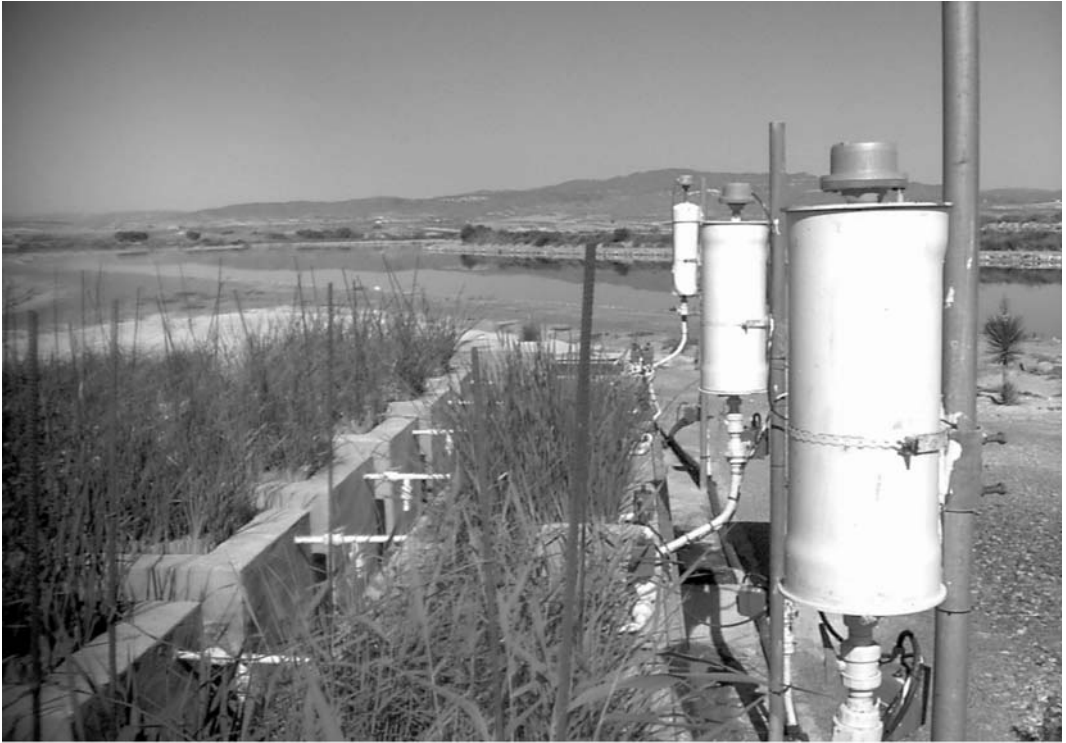


FIG. 4.- *Planta experimental de GALASA (foto: A. Lahora).*

Observados los favorables resultados obtenidos en el humedal artificial, se decidió construir un humedal a escala 1:1 en la EDAR de Los Gallardos, municipio de Almería con una población de 1.200 habitantes. La Tabla 2 recoge los datos de habitantes y caudales.

La EDAR de Los Gallardos, consta de un pretratamiento (tamiz de 3 mm y desarenador), laguna anaerobia (1.500 m³), lechos de turba (1.080 m²) y laguna de maduración (1.470 m³) y un humedal artificial de flujo subsuperficial de 671 m² (Fig. 5).

Para la implantación del humedal, se ocupó parte de la laguna de maduración preexistente, impermeabilizándola con polietileno de alta densidad de 1,5 mm de espesor. Sobre el polietileno, se colocó una capa de arcilla rica en hierro de 10 cm de espesor y sobre la arcilla, 80 cm de grava procedente de graveras fluviales. La granulometría de la grava está comprendida entre 30 y 70 mm de diámetro. Su composición es heterogénea, correspondiendo el 35 % a rocas carbonatadas (mármol, caliza y dolomía) y el resto a rocas silicatadas (cuarcita, micaesquitos, etc.).

El agua que sale de los lechos de turba entra en la laguna de maduración y después al humedal a través del gavión dispuesto en toda la anchura de la laguna. De esta manera, el humedal se considera formado por una laguna de maduración y un lecho de flujo subsuperficial unidos.



FIG. 5.- Entrada (arriba) y salida del agua (abajo) en el humedal de flujo subsuperficial de Los Gallardos (Almería) (foto: A. Lahora).

Se ha construido una obra de salida, en la que existe un dispositivo que permite regular el nivel del agua en el humedal, de forma que se consigue un flujo subsuperficial. Se ha dotado al humedal de salida de fondo, para su total vaciado en caso necesario.

La plantación de carrizo se realizó en octubre de 1999, a partir de brotes vegetativos de varios metros de longitud, procedentes de zonas húmedas próximas a la EDAR. Actualmente el carrizo ha colonizado todo el humedal, mediante la emisión de densas raíces en los nudos de los plantones y gran cantidad de tallos aéreos tanto erectos como reptantes.

Se ofrece a continuación una tabla (Tabla 3) con las principales características del humedal experimental y del existente en la EDAR de Los Gallardos.

TABLA 2

Parámetros de diseño de la planta experimental de GALASA y el humedal de Los Gallardos (Almería).

Parámetro	Unidades	Planta experimental	EDAR Los Gallardos
Datos influente			
DBO ₅ media	mg/l	61	102
DQO media	mg/l	301	224
SS media	mg/l	180	59
N-T media	mg/l	33,6	57
P-T media	mg/l	8,0	10
Carga diaria DBO ₅	kg/día	0,018	15,8
Carga diaria DQO	kg/día	0,087	34,7
Carga diaria SS	kg/día	0,052	9,1
Carga diaria NT	kg/día	0,010	8,8
Carga diaria PT	kg/día	0,002	1,6
Caudal diario	m ³ /día	0,288	155
Habitantes			
Habitantes 1991	Censo		1107
Habitantes 1999	Padrón		1215
Habitantes 2020	Estimación		1256
h. e. entrada humedal	Calculado	0,3	264
h. e. entrada EDAR	Calculado	2,0	667
Parámetros diseño			
Ocupación h.e. entrada EDAR	m ² /he	1,1	1,0
Ocupación h.e. entrada humedal	m ² /he	7,1	2,5
Tiempo de retención hidráulica	días	3	1,6
Aporte O ₂	kg O ₂ /ha/día	30	30
Carga orgánica	kg DBO ₅ /ha/día	84	236
Carga de sólidos	kg SS/ha/día	247	136
Carga hidráulica	m ³ /ha/día	1371	2312

TABLA 3

Características de la planta experimental de GALASA y el humedal de Los Gallardos (Almería).

Parámetro	Unidades	Planta experimental	EDAR Los Gallardos
Características humedal			
Vegetación		<i>Phragmites australis</i> <i>Typha dominguensis</i>	<i>Phragmites australis</i>
Impermeabilización		Pintura	Polietileno 1,5 mm
Aporte O ₂ teórico	g O ₂ /m ² /día	3	3
Tamaño del relleno	mm	Varios	30-70
Porosidad	m ³ /m ³	0,5	0,47
Espesor del relleno	m	0,8	0,8
Resguardo	m	0,2	0,5
Pendiente del lecho	m/m	0,010	0,010
Dimensiones del humedal			
Número de lechos		3	1
Forma de los lechos		Rectangular	Triangular
Longitud máxima	m	1	39
Anchura media	m	0,7	15
Longitud:anchura (media)		4,3	2,6
Superficie unitaria útil	m ²	0,7	671
Superficie total útil	m ²	2,1	671
Volumen total	m ³	1,7	536
Volumen útil	m ³	0,8	252

RESULTADOS Y DISCUSIÓN OBTENIDOS EN LA EDAR DE LOS GALLARDOS

El humedal ha estado operativo desde noviembre de 1999 hasta la actualidad, si bien es necesario al menos un año para que la vegetación y los microorganismos del sustrato alcancen un desarrollo óptimo, a veces es necesario un tiempo mayor.

El humedal recibe agua de los lechos de turba, aunque en realidad, existe una laguna de maduración antes de su entrada, instalada con el fin de tratar de oxigenar el influente al humedal.

El objetivo del humedal es complementar a los lechos de turba, para alcanzar los valores de vertido de los parámetros recogidos por la Directiva 91/271/CEE.

La Tabla 4 recoge la media de los valores de los parámetros analizados durante dos años de funcionamiento del humedal de Los Gallardos. Respecto al influente al humedal, no se ha tenido en cuenta la producción de algas en la laguna de maduración.

Eliminación de DBO₅

El rendimiento total del conjunto lechos de turba-humedal, alcanza porcentajes de reducción superiores a los exigidos en la Directiva. La DBO₅ media, es superior a 25 mg/l, ya que sufre

TABLA 4

Resultados obtenidos en la EDAR de Los Gallardos (noviembre 1999-noviembre 2001).

Parámetro	Entrada EDAR	Salida lechos de turba	Salida humedal		Salida EDAR	Directiva 91/271/CEE		
	mg/l	mg/l	Rend. %	mg/l	Rend. %	Rend. %	mg/l	Rend. %
DBO ₅	258	102	60	70	31	73	25	70-90
DQO	707	224	68	151	33	79	125	75
SS	275	59	79	17	71	94	35	90
Coliformes fecales	7,4x10 ⁶	1,48x10 ⁶	80	4,4x10 ⁴	97	99,4	-	-
CE (micro S/cm)	3000	3031	-	3068	-	-	-	-
Zonas sensibles								
N-T	78	57	27	49,9	12	36	15	70-90
P-T	33	10	70	9	10	40	2	80

un aumento durante los meses invernales, volviendo a bajar por debajo de esa cifra a partir de mayo. Este efecto puede ser debido a la muerte invernal de la parte aérea de la vegetación y un descenso de la actividad biológica anaerobia, particularmente sensible a las bajas de temperaturas.

Eliminación de DQO

Tiene un comportamiento muy parecido al de la DBO₅, consiguiéndose valores de salida próximos a los 125 mg/l, excepto los meses invernales. Expresada como porcentaje de reducción se alcanzan los valores de la Directiva.

Eliminación de sólidos en suspensión

El rendimiento en eliminación de sólidos en suspensión es óptimo desde la puesta en marcha del humedal, estando generalmente por debajo de 35 mg/l.

Se debe tener en cuenta que existe una producción de microalgas en la laguna de maduración previa al humedal, que supone una cantidad adicional de sólidos en suspensión, que es también eliminada por el humedal, obteniéndose en todos los casos un efluente altamente clarificado dentro de lo exigido por la Directiva tanto en porcentaje, como en mg/l.

Eliminación de nutrientes

La eliminación de nitrógeno y fósforo en el humedal de Los Gallardos es muy limitada, resultado cantidades muy parecidas a la entrada y la salida del sistema. Estos resultados están de acuerdo con lo observado en otros humedales de flujo subsuperficial, donde debido a sus condiciones anaerobias, no es posible la nitrificación. El nitrógeno que abandona el humedal está en forma amoniacal.

El vertido no se realiza a zonas sensibles, por lo que no es de aplicación la Directiva Europea, la EDAR consigue reducciones medias de 36 % para el N y 40 % para el P.

Otros parámetros

Se ha medido la conductividad eléctrica a la entrada y salida del humedal, con el resultado de que este tratamiento, para el tiempo de retención ensayado, no incrementa significativamente la conductividad. Este dato es interesante, con el fin de determinar si el sistema puede ser apto para reutilizar sus efluentes en riego agrícola, sin incrementar el aporte de sales por agua aplicada.

En cuanto a patógenos se han observado reducciones de coliformes fecales del 97 % (dos órdenes logarítmicos), por lo que se precisaría una desinfección adicional.

Ocasionalmente se han medio también nemátodos intestinales, no habiéndose detectado ni a la entrada ni a la salida del humedal.

CONCLUSIONES

Como conclusiones obtenidas en el humedal de Los Gallardos, se puede afirmar que los humedales artificiales de flujo subsuperficial son un tratamiento terciario apto para riego agrícola, ya que elimina los sólidos y la materia orgánica que pueden obstruir los sistemas de riego por goteo. Además no incrementa sustancialmente el contenido en sales del agua.

El contenido en nitrógeno y fósforo es muy positivo en agricultura, ya que son fertilizantes agrícolas. Es necesaria una desinfección adicional para riego de ciertos cultivos.

Como conclusiones adicionales apoyadas en las referencias bibliográficas, se puede afirmar que los humedales artificiales son una tecnología válida para depurar aguas residuales, como tratamiento secundario o terciario, sobre todo para pequeñas o medianas comunidades, con bajo coste de construcción y mantenimiento. Son aplicables a gran diversidad de influentes, tanto procedentes de EDAR de bajo costo como de convencionales. Son ecológicamente positivos y pueden contribuir a la protección de humedales naturales y zonas sensibles, especialmente en espacios naturales protegidos, con hábitats para la fauna y buena integración paisajística. Son muy bien aceptados socialmente.

BIBLIOGRAFÍA

- Alarcón, A.; Kolb, P. y Marull, J. (1997). Recuperación medioambiental del tramo final del río Besós. *Bio*, 10: 7-11.
- APHA-AWWA-WPCF (1992). *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Díaz de Santos, S.A. Madrid.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35: 11-17.
- Castillo, P. A. y Collado, R. (1996). Eliminación de nitrógeno en sistemas naturales de depuración de aguas residuales: análisis comparativo. *Retema*, 52: 49-55.
- Crites, R. y Tchobanoglous, G. (2000). *Sistemas de Manejo de Aguas Residuales para Núcleos Pequeños y Descentralizados*. Mc Graw Hill Interamericana, S.A. Santafé de Bogotá.
- García, M.; Bécares, E.; Soto, F. y de Luis, E. (1999). Macrófitos en la depuración de aguas residuales. Su función en la eliminación de bacterias. *Tecnología del Agua*, 185: 64-67.
- García, J.; Ruiz, A. y Junqueras, X. (1997). Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales construidos. *Tecnología del Agua*, 165: 58-65.

- Gómez, R.; Suárez, M. L. y Vidal-Abarca, M. R. (2001). The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. *Ecological Engineering*, 16: 501-517.
- Junta de Andalucía (1997). *Planta Experimental de Depuración de Aguas Residuales. Evolución y Experiencias*. Consejería de Obras Públicas y Transportes. Sevilla.
- Lahora, A. (1998). Humedales controlados como tratamiento terciario de aguas residuales urbanas. En, Rivera, J. (ed.): *Conclusiones del Encuentro Medioambiental Almeriense, Recursos Hídricos*. CD-ROM. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería), Universidad de Almería, Grupo Ecologista Mediterráneo. Almería.
- Lahora, A. (1999). Tratamientos terciarios de bajo coste. *Hidropress*, 13: 16-20.
- Lienard, A. (1987). Domestic wastewater treatment in tanks with emergent hydrophytes. *Water Science Technology*, 19: 373-375.
- Mitsch W. J. y Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands*. 3ª edición. Wiley John and Sons, Inc. New York.
- Pigem, J.□; Marzo, R.; de la Peña, J. L. y Llagostera, R. (1999). Infiltración/percolación y humedales como tratamientos blandos en la depuración de aguas residuales. *Tecnología del Agua*, 186: 48-53.
- Ramsar Convention (1971). *Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas*. Ramsar Convention Bureau. Ramsar.
- Reedy, K. R. y DeBusk, W. F. (1985). Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, 19: 261.
- Rivera, F.; Warren, A.; Ramírez, E.; Decamp, O.; Bonilla, P.; Gallegos, E; Calderón, A. y Sánchez, J. T. (1995). Removal of pathogens from wastewaters by the root zone meted (RZM). *Water Science and Technology*, 32: 211-218.
- Sandfor, W. E.; Steenhuis, T. S.; Parlange, J. Y.; Surface, J. M. y Peverly, J. H. (1995). Hydraulic conductivity and sand as substrates in rock-reed filters. *Ecological Engineering*, 4: 321-336.
- Smith, I. D.; Bis, G. N.; Lemon, E. R. y Rozema, L. R. (1997). A thermal analysis of a sub-surface, vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 35: 55.
- Soto, F.; Bécares, E.; García, M. y de Luis, E. (1999). Macrófitos en la depuración de aguas residuales. Su función en la eliminación de nutrientes. *Tecnología del Agua*, 185: 68-72.
- U.S. Environmental Protection Agency (1988). *Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant System for Municipal Wastewater Treatment*. EPA/625/1-88/022. US EPA Office of Research and Development. Cincinnati.
- U.S. Environmental Protection Agency (1993). *Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment A Technology Assessment*. S.C. Reed, ed., EPA/832/R-93/008. US EPA Office of Water. Washington.
- U.S. Environmental Protection Agency (2000a). *Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. EPA/625/R-99/010. US EPA Office of Research and Development. Cincinnati.
- U.S. Environmental Protection Agency (2000b). *Guiding Principles for Constructed Treatment Wetlands: Providing for Water Quality and Wildlife Habitat*. EPA 843-B-00-003. US EPA Office of Wetlands, Oceans and Watersheds. Washington.

LOS HUMEDALES DEL ALTO GUADALQUIVIR: INVENTARIO, TIPOLOGÍAS Y ESTADO DE CONSERVACIÓN

FERNANDO ORTEGA, GEMA PARRA Y FRANCISCO GUERRERO

Dpto. de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Jaén, Paraje Las Lagunillas, s/n, 23071, Jaén, e-mail: fguerre@ujaen.es

INTRODUCCIÓN

Los humedales se encuentran entre los espacios naturales con mayor valor, tanto desde un punto de vista científico, por ejemplo en el mantenimiento de la diversidad biológica y en la conservación de especies en peligro de extinción, como desde una perspectiva cultural, histórica y económica (Bernáldez, 1987; Williams, 1999).

El inventario de los humedales de una determinada región, así como su clasificación en tipologías, es un paso previo imprescindible para el desarrollo de estudios de limnología regional y para la elaboración de programas de conservación y gestión ambiental (Finlayson *et al.*, 1999). En este sentido existen diversos registros de humedales en España, tanto a escala nacional como regional, algunos de ellos clásicos como los de Dantín (1940) y Pardo (1948), y otros más modernos, entre los que podemos citar los realizados por Bravo y Montes (1993) en el Parque Nacional de Doñana, Vélez (1984) en Andalucía, Casado y Montes (1995) en el ámbito nacional, Montes y Martino (1987) para el conjunto de lagunas saladas españolas y Gallego-Fernández *et al.* (1999) en el entorno de Azuaga (Badajoz, Extremadura).

El valle del Guadalquivir destaca por la presencia de una gran cantidad de humedales de gran importancia natural, como las marismas de Doñana y la laguna de Fuente de Piedra, protegidos bajo la Ley 2/89 de la Comunidad Autónoma Andaluza, «de 18 de Julio, por la que se aprueba el Inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía y se establecen medidas adicionales para su protección», encontrándose principalmente distribuidos por el bajo valle del Guadalquivir, hasta la provincia de Córdoba (Casado y Montes, 1995). Sin embargo, existe otro núcleo de lagunas y humedales que se extienden por el Alto Guadalquivir, que desafortunadamente han pasado en su mayor parte inadvertidos en los catálogos que se han realizado en nuestro país, habiendo sido por ello excluidos de la protección legal que merecen. Este desconocimiento generalizado sobre su existencia, la falta de sensibilidad en la opinión pública sobre la necesidad de proteger estos espacios y el interés económico de la puesta en explotación de nuevas tierras con fines agrícolas son las principales causas del deterioro generalizado que han experimentado en las últimas décadas. Por todo ello, en este trabajo se

procede a la realización del inventario, clasificación en tipologías y evaluación de las principales actividades que provocan alteraciones en los humedales del Alto Guadalquivir.

ÁREA DE ESTUDIO

El Alto Guadalquivir se localiza en el noreste de Andalucía (España), englobando la casi totalidad de la provincia de Jaén y la parte más oriental de la provincia de Córdoba (Fig. 1). Sus límites naturales podrían venir definidos por las sierras Subbéticas cordobesas al oeste, Sierra Morena al norte, Sierra Mágina al sur y por las Sierras de Cazorla y Segura al este. La orografía del terreno se encuentra caracterizada por dos elementos fundamentales. Por un lado, los macizos montañosos que aparecen en buena parte de los límites provinciales y, por otro, el valle del río Guadalquivir y sus principales afluentes, con una altitud media provincial de 650 m s. n. m. A grandes rasgos, la climatología de la comarca puede describirse como Mediterráneo Continental, con un acusado carácter estacional de las precipitaciones (V.V.A.A., 1997). Geológicamente, los terrenos que afloran en la comarca del Alto Guadalquivir son, desde un punto de vista estructural, muy diversos, con terrenos Paleozoicos, Mesozoicos y otros de origen Terciario y Cuaternario (Aguilar *et al.*, 1987). Son las formaciones Mesozoicas las que ofrecen mayor interés por su incidencia sobre los sistemas acuáticos, mereciendo la pena destacar las unidades pertenecientes al Triásico, facies Keuper, que están caracterizadas por su elevada salinidad.

Para el desarrollo del trabajo se ha procedido a una sectorización en nueve comarcas: (i) Sierra Morena; (ii) Condado; (iii) Sierra de Segura; (iv) Sierra de Cazorla; (v) Campiña Norte; (vi) Campiña Sur; (vii) La Loma; (viii) Sierra Mágina y (ix) Sierra Sur, que permite una mejor localización y caracterización de los humedales inventariados.

MATERIAL Y MÉTODOS

Uno de los principales problemas existentes a la hora de realizar un inventario, radica en la propia definición del término humedal. Existe una gran diversidad de definiciones, siendo quizás la propuesta por Bernáldez (1992) una de las más adecuadas para el objetivo aquí planteado. Además de los humedales incluidos en dicha definición, en este inventario se incluyen igualmente los desaparecidos y/o desecados, que en muchas ocasiones pueden potencialmente ser recuperados como tales, pese a presentar un considerable estado de degradación. No se han considerado aquellos de origen artificial, con una superficie menor a 0,5 ha o los criptohumedales.

Para la realización de este catálogo se han empleado diferentes fuentes. En primer lugar se procedió a la revisión de toda la información bibliográfica y cartográfica disponible a escala $\leq 1:50.000$, lo que permitió la elaboración de un primer inventario provisional. Posteriormente, con la ayuda del mapa topográfico digital de Andalucía a escala 1:10.000 y mediante muestreos de campo efectuados durante los años 1997 a 2001, se completó la información presentada, fundamentalmente en lo referente a datos morfométricos, régimen hídrico y a las actividades que ocasionan la degradación de los mismos.

Para cada humedal se presentan los siguientes datos: (i) localización en coordenadas geográficas UTM, (ii) régimen hídrico (permanente, estacional, o desecado), (iii) altitud (m), (iv) dimensiones (eje mayor y eje menor, m), (v) superficie (ha) y (vi) usos del territorio y/o impactos a los que se ve sometida. Para la tipificación se ha utilizado la clasificación empleada en el Avance del Plan Territorial Sectorial de Zonas Húmedas de la Comunidad Autónoma del País Vasco (V.V.A.A., 1998), con ligeras modificaciones para su adecuación al territorio objeto de estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestra el inventario completo de humedales localizados en el Alto Guadalquivir. Aunque no es un inventario cerrado y en el futuro se podrá seguir completando, supone un importante avance respecto a los datos disponibles hasta la actualidad.

Se han encontrado un total de 90 humedales situados entre 257 y 1.613 m s. n. m. La sectorización llevada a cabo en el inventario muestra que son las comarcas asociadas a la campiña del valle del Guadalquivir, Campiña Sur y Norte respectivamente, las que presentan un mayor número (Fig. 1), siendo las comarcas de la sierra las que muestran una menor proporción. Esta distribución diferencial podría estar relacionada, además de con patrones geomorfológicos, con la climatología de cada una de estas comarcas. Siguiendo la clasificación propuesta por Williams (1999) en función de los niveles de precipitación anual, las comarcas asociadas al valle del Guadalquivir presentan un clima de tipo semiárido a subhúmedo, mientras que las comarcas de sierra presentan un clima de tipo subhúmedo a húmedo. Existen una gran cantidad de trabajos que ponen de manifiesto la relación entre la climatología y el endorreísmo, y entre éste y la presencia de humedales (véase, entre otros, Dantín, 1929, 1940, 1942; Recio, 1984; Recio *et al.*, 1985; Williams, 1999). Esta relación justificaría la mayor proporción de éstos encontrada en las comarcas del valle, donde coinciden endorreísmo y cierto grado de aridez.

Utilizando la agrupación arriba argumentada, se ha procedido a una segunda clasificación por tipologías. Así, dentro del grupo de los humedales asociados al valle del Guadalquivir, se han establecido cuatro categorías: (i) asociados a yesos; (ii) asociados a arcillas y margo-calizas; (iii) asociados a materiales neutros o silíceos y (iv) lagunas aluviales. Entre los de zonas de montaña, se han identificado fundamentalmente dos tipos: (i) asociados a turberas y (ii) asociados a calizas. La Fig. 2 muestra, en términos porcentuales, la distribución de las distintas tipologías, existiendo una mayor presencia de humedales asociados a arcillas en el valle del Guadalquivir y asociados a calizas en las comarcas de la sierra.

En relación con el régimen hídrico, se ha seguido la clasificación propuesta por Cirujano (1995), que diferencia entre permanentes, estacionales y desecados. Dentro de los estacionales, y en función de la frecuencia del periodo de recarga, encontramos anuales (inundación anual), habituales (cada 3-5 años) y ocasionales (con un periodo de inundación cada 8-10 años). Los resultados del comportamiento hídrico de los humedales del Alto Guadalquivir se muestran en la Fig. 3, en la que podemos observar como la mayor parte de éstos se incluyen dentro de la categoría de estacionales-ocasionales. Ello podría justificarse por las continuas agresiones que estos ecosistemas han venido sufriendo en las últimas décadas, lo que ha provocado que muchos de ellos hallan pasado de ser anuales a habituales u ocasionales. La presencia de los escasos

a



b



FIG. 1.- Localización del Alto Guadalquivir y su sectorización por comarcas. Entre paréntesis se representa el número de humedales por comarca.

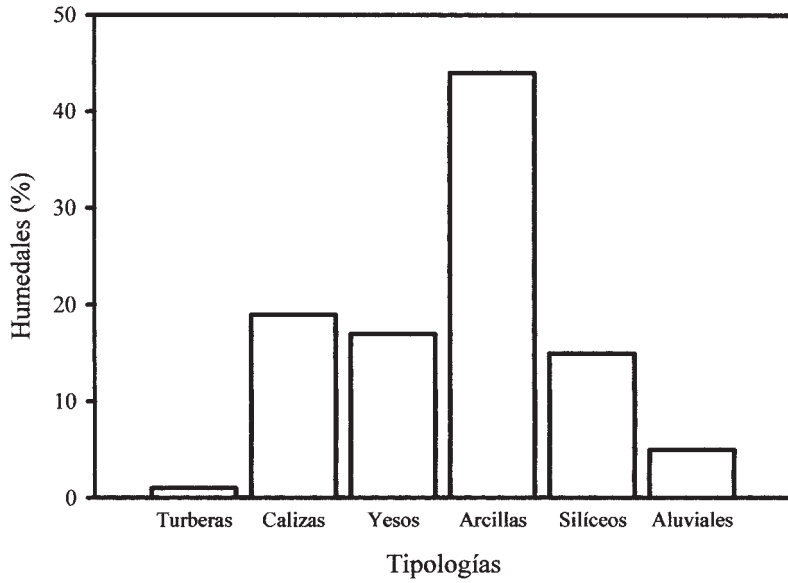


FIG. 2.- Porcentaje de humedales (%) según tipologías.

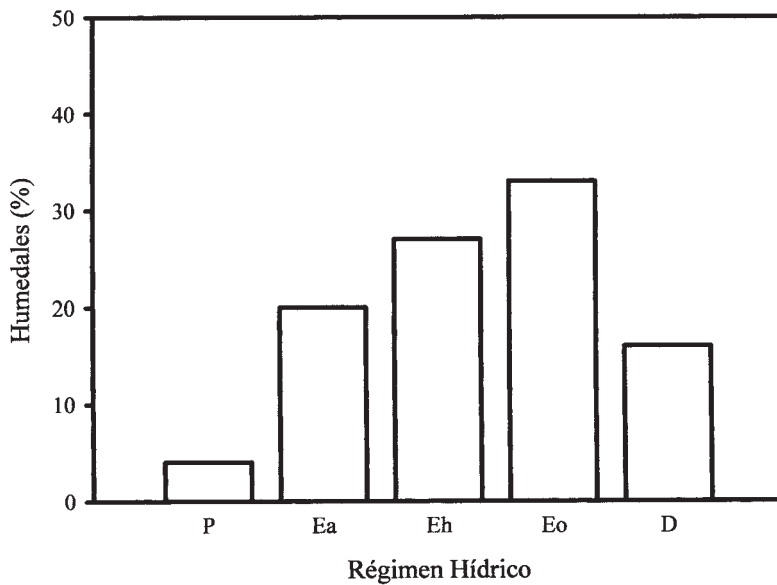


FIG. 3.- Porcentaje de humedales (%) en función de su régimen hídrico. P, Permanentes; Ea, Estacional anual; Eh, Estacional habitual; Eo, Estacional ocasional; D, Desecada.

sistemas permanentes viene asociada fundamentalmente al aporte de agua artificial para su utilización como balsas de riego.

La Fig. 4 muestra el porcentaje de humedales afectados por cada una de las actividades humanas que generan algún tipo de agresión en el Alto Guadalquivir. Se observa como es la agricultura, fundamentalmente la derivada del cultivo del olivo (y asociada a ella, la desecación, la sobreexplotación de acuíferos, el uso como balsas de riego y la colmatación de las cubetas lacustres), la actividad que mayor efecto tiene sobre estos ecosistemas. Entre otras actividades podemos destacar el vertido de escombros relacionado con obras públicas y actividades urbanísticas, así como la introducción de especies exóticas. Este patrón es similar al observado en otras regiones de la Península Ibérica, como en Extremadura (Gallego-Fernández *et al.*, 1999) y en Castilla-La Mancha (Florín y Montes, 1999).

En términos de conservación, debemos reseñar que tan sólo catorce lagunas, del total de las 90 inventariadas, presentan actualmente algún tipo de protección: laguna Grande (Paraje Natural), laguna Honda, laguna del Chinche y laguna del Conde o Salobral (Reservas Naturales), así como otros diez humedales incluidos en espacios protegidos de mayor extensión, como los Parques Naturales de Sierra Mágina, Sierra de Andújar y Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas. Sin embargo, el hecho de que una laguna esté incluida bajo una figura de protección legal no garantiza su conservación. Tal es el caso de los drenajes practicados en la laguna del Chinche,

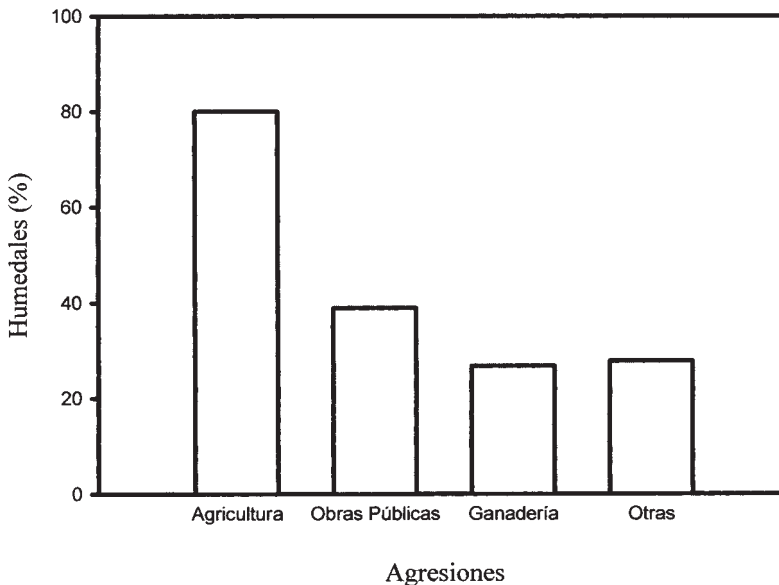


FIG. 4.- Clasificación de los humedales en términos porcentuales (%) según actividades degradativas. Nótese que el sumatorio de todos los porcentajes de agresiones es superior al 100%, debido a que un humedal puede verse afectado por más de una actividad.

la roturación de la cubeta en la laguna Honda o la utilización como balsa de riego y la introducción de especies en la laguna Grande.

Finalmente, hay que destacar la capacidad de recuperación de muchos de los humedales de estudio, que se pone de manifiesto con la recarga de éstos tras periodos de fuertes precipitaciones y el desarrollo de comunidades palustres en los mismos (Ortega *et al.*, 2001; Ortega y Guerrero, en prensa).

La clasificación realizada y los datos aportados en el inventario de los humedales del Alto Guadalquivir, siguen en gran medida las directrices marcadas para la tipificación de las masas de agua superficiales por la Directiva 2000/60 o Directiva Marco del Agua de la UE, instrumento normativo básico para la tipificación, valoración y gestión de las masas de agua de la Unión Europea. Por todo ello, el inventario realizado supone un estudio previo básico a partir del cual se podrán sentar las bases para posteriores trabajos de investigación, gestión y recuperación de los humedales evaluados.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, J.; Delgado, G.; Delgado, R.; Delgado, M.; Fernández, J.; Nogales, R.; Ortega, E.; Párraga, J.; Saura, I.; Sierra Ruiz, C. y Simón, M. (1987). *Memoria del Mapa de Suelos de la Provincia de Jaén*. Universidad de Granada. Granada.
- Bernáldez, F. G. (1987). Las zonas encharcables españolas: el marco conceptual. En, Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales: *Bases Científicas para la Protección de los Humedales en España*, pp. 9-30. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid.
- Bernáldez, F. G. (1992). *Los Paisajes del Agua. Terminología Popular de los Humedales*. J. M. Reyero Editor. Madrid.
- Bravo, M. A. y Montes, C. (1993). Inventario de las formaciones palustres del manto eólico del parque nacional de Doñana (SW España). *Actas VI Congreso Español de Limnología*, 31-43.
- Casado, S. y Montes, C. (1995). *Guía de los Lagos y Humedales de España*. J. M. Reyero Editor. Madrid.
- Cirujano, S. (1995). *Flora y Vegetación de las Lagunas y Humedales de la Provincia de Cuenca*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid.
- Dantín, J. (1929). Localización de las zonas endorreicas de España. *Memoria de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 15: 829-836.
- Dantín, J. (1940). La aridez y el endorreísmo en España. El endorreísmo bético. *Estudios Geográficos*, 1: 75-117.
- Dantín, J. (1942). Distribución y extensión del endorreísmo aragonés. *Estudios Geográficos*, 3: 505-595.
- Finlayson, C. M.; Davidson, N. C.; Spiers, A. G. y Stevenson, N. J. (1999). Global wetland inventory - current status and future priorities. *Marine and Freshwater Research*, 50: 717-727.
- Florín, M. y Montes, C. (1999). Functional analysis and restoration of Mediterranean lagunas in the Mancha Húmeda Biosphere Reserve (Central Spain). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9: 97-109.

- Gallego-Fernández, J. B.; García-Mora, M. R. y García-Novo, F. (1999). Small wetlands lost: a biological conservation hazard in Mediterranean landscapes. *Environmental Conservation*, 26: 190-199.
- Montes, C. y Martino, P. (1987). Las lagunas salinas españolas. En, Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales: *Bases Científicas para la Protección de los Humedales en España*, pp. 95-145. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid.
- Ortega, F.; Castro, M. C.; Parra, G.; Conradi, M. y Guerrero, F. (2001). Vegetación de las lagunas endorreicas del Alto Guadalquivir. El complejo lagunar de Martos. En, Cano, E.; García-Fuentes, A.; Torres Cordero, J. A. y Salazar, C. (eds.): *Valoración y Gestión de Espacios Naturales*, pp. 229-240. Universidad de Jaén. Jaén.
- Ortega, F. y Guerrero, F. (en prensa). Vegetación de las lagunas y humedales del Alto Guadalquivir. El complejo lagunar de Alcaudete-Valenzuela. En, Pérez Jiménez, J. M. (ed.): *In Memoriam al Profesor Dr. Isidoro Ruiz Martínez*. Universidad de Jaén. Jaén.
- Pardo, L. (1948). *Catálogo de Lagos de España*. Biología de las Aguas Continentales, 6. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid.
- Recio, J. M. (1984). Aridez y endorreísmo en la mitad sur de la provincia de Córdoba. *Oxyura*, 1: 49-59.
- Recio, J. M.; Gil, J. y Moya, J. L. (1985). Aproximación al estudio de la aridez climática de la provincia de Córdoba. *Oxyura*, 2: 99-110.
- Vélez, F. (1984). Inventario de las zonas húmedas andaluzas. En, Servicio de Publicaciones del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo: *Las Zonas Húmedas en Andalucía*, pp. 13-22. Dirección General de Medio Ambiente. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid.
- V.V.A.A. (1997). *Atlas Hidrogeológico de la Provincia de Jaén*. Instituto Tecnológico Geominero de España y Diputación Provincial de Jaén. Jaén.
- V.V.A.A. (1998). *Avance del Plan Territorial Sectorial de Zona Húmedas de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente (Gobierno Vasco). Vitoria.
- Williams, W. D. (1999). Conservation of wetlands in drylands: a key global issue. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9: 517-522.

TABLA 1

Inventario de lagunas y humedales del Alto Guadalquivir. Régimen Hídrico: P, Permanente; Ea, Estacional anual; Eh, Estacional habitual; Eo, Estacional ocasional; D, Desecada. Agresiones: 1, Agricultura (drenajes, vertidos de pesticidas-herbicidas, colmatación de cubetas, transformación en balsas de regadío y/o alpechín, explotación de acuíferos, eutrofización); 2, Obras públicas y acciones urbanísticas (vertidos de escombros, construcción de carreteras, vías de tren, tendidos eléctricos, urbanizaciones); 3, Ganadería; 4, Otras agresiones (introducción de especies exóticas, presiones turísticas, extracción de turba, extracciones de sal, quema de vegetación, trabajos forestales, caza). Los datos ausentes en algunas lagunas no han podido ser obtenidos por estar totalmente desecadas o por falta de disponibilidad de acceso a las mismas en el momento de la toma de datos.

Nombre	Coordenadas UTM	Término Municipal	Régimen hídrico	Área (ha)	Altitud (m s. n. m.)	Eje mayor (m)	Eje menor (m)	Agresiones
La Laguna	30SVG0750	Alcalá La Real	Eo	2,7	680	213	160	1,2,3,4
Honda	30SUG9961	Alcaudete	Ea	12,4	446	518	353	1,4
Chinche 1	30SUG9863	Alcaudete	Eh	3,7	452	334	201	1
Chinche 2	30SUG9863	Alcaudete	Eo	1,9	456	265	101	1
Tumbalagraja 1	30SUG9962	Alcaudete	D	17,0	462	699	367	1,2,4
Tumbalagraja 2	30SUG9962	Alcaudete	Eo	1,5	464	210	133	1,2
Cañada Lucena	30SUG9764	Alcaudete	D	28,7	442	950	342	1
El Ranal	30SVG0697	Arjona	Ea	9,0	340	477	263	1
La Quinta	30SUG8679	Baena	Eh	12,7	289	448	412	1
Rincón del Muerto	30SUG8779	Baena	Ea	5,6	265	287	274	1,2
Casasola	30SUG8780	Baena	Eh	3,6	285	309	145	1,2
Guadajoz 1	30SUG8371	Baena	Eh	1,8	304	155	146	1
Guadajoz 2	30SUG8371	Baena	Eo	2,2	302	248	130	1
Vado Fresno	30SUG9071	Baena	D	-	280	-	-	1
Butaquillos	30SUG7976	Baena	Ea	-	330	-	-	1,4
Grande	30SVG5098	Baeza	P	22,9	368	559	472	1,4
Chica	30SVG5098	Baeza	Eh	5,8	370	339	233	1,4
Argamasilla	30SVG5392	Baeza	Ea	5,4	484	265	262	1,4
Los Cuadrejones	30SVH8636	Castellar	D	-	615	-	-	1,2
Haza Cubero	30SVH8835	Castellar	D	-	630	-	-	1,2
La Muela	30SWH0518	Castellar	Eh	5,4	1324	305	212	3
Hoya La Laguna	30SWG0295	Cazorla	Eh	0,5	1613	103	49	3
Nava del Espino	30SWG0895	Cazorla	Eo	-	1400	-	-	3,4
Pedernoso	30SWH0047	Chiclana Segura	Eh	2,1	724	272	99	1,3,4
Torrealcazar	30SVG0591	Escañuela	Eo	2,6	349	225	158	1
Del Obispo	30SVG0791	Escañuela	Eh	0,5	345	102	61	1
Los Prados	30SVG0891	Escañuela	Eo	94,4	302	1452	861	1,2
San José	30SVG1598	Fuerte del Rey	Eo	11,9	257	483	297	1
Castillo	30SWH2357	Génave	Ea	0,6	780	94	81	3

TABLA 1 (cont.)

Nombre	Coordenadas UTM	Término Municipal	Régimen hídrico	Área (ha)	Altitud (m s. n. m.)	Eje mayor (m)	Eje menor (m)	Agresiones
Hoya de Huelma	30SVG5870	Huelma	Eo	1,3	1000	113	82	1,2,3
La Laguna	30SVG5668	Huelma	Eh	2,0	1424	212	116	3
Prados del Moral 1	30SVG2989	Jaén	Eh	3,2	389	249	188	1,2
Prados del Moral 2	30SVG3089	Jaén	Eo	4,7	387	343	208	1
Las Lagunillas	30SVG3283	Jaén	Ea	21,8	411	778	452	1,2,3,4
Del Marqués	30SVG2788	Jaén	Eo	1,9	401	223	127	1,2
Bermeja	30SVG3075	Jaén	Eo	0,7	670	117	79	1
Brujuelo	30SVG4191	Jaén	Ea	8,3	458	411	276	1
Cirueña	30SVG4090	Jaén	Eo	3,8	465	355	126	1,4
Torrebuenvista	30SVG3791	Jaén	P	2,8	430	488	146	1
Los Barrios	30SVG2491	Jaén	Eo	2,6	419	190	158	1
Almenara	30SVG3595	Jaén	Ea	0,5	430	96	60	2,3
Corbún	30SVG1599	La Higuera	Eh	2,7	265	194	154	1,2
La Laguna	30SVG8081	Larva	Eo	31,9	628	761	512	1
Tobaruela	30SVH4215	Linares	Eh	1,7	363	210	97	1,4
El Ardal	30SVH4721	Linares	Eh	4,6	400	461	228	1,2,3,4
Hoyas de la Pandera	30SVG2866	Los Villares	Eo	1,6	1413	236	94	3,4
Conde/Salobral	30SUG9359	Luque	Ea	78,2	412	1093	1054	1,4
Hituelo 1	30SVG0679	Martos	Ea	4,9	476	356	201	1,4
Hituelo 2	30SVG0578	Martos	Eo	3,3	472	304	142	1,2
Mojones	30SVG0877	Martos	Eo	4,5	493	416	188	1,2
Naranjeros	30SVG0978	Martos	P	2,6	508	198	158	1,4
Rumpisaco	30SVG1077	Martos	Eh	4,0	538	287	169	1,4
Las Ceras	30SVG0175	Martos	Eh	2,1	396	200	155	1,2
La Vega	30SVG1474	Martos	D	6,2	668	332	276	2
La Noria	30SVG1475	Martos	D	-	-	-	-	2
La Maribela	30SVG1767	Martos	D	6,1	690	380	223	1,2
Perales 1	30SVH9548	Montizón	Eh	4,4	757	436	147	1,3
Perales 2	30SVH9648	Montizón	Eh	2,2	750	199	135	1,3
Los Vallejos	30SVH8941	Montizón	D	-	635	-	-	1,2
Hoyas de Noalejo 1	30SVG4857	Noalejo	Eo	2,2	1343	243	142	3,4
Hoyas de Noalejo 2	30SVG4957	Noalejo	Eo	8,1	1326	430	219	3
Hoyas de Noalejo 3	30SVG4937	Noalejo	Eo	7,1	1321	393	207	3
Orcera	30SWH3542	Orcera	Ea	2,1	1270	207	171	3
La Orden	30SUG9484	Porcuna	Ea	0,7	280	169	50	1,4
Valdeutiel	30SUG9176	S. Calatrava	Eo	1,3	283	124	105	1,4
San Bartolome	30SUG9577	S. Calatrava	D	0,8	287	101	92	1
Cañada de la Cruz	30SWH2713	S. de la Espada	Eh	15,4	1587	889	232	3
Santisteban	30SVH8134	S. del Puerto	Eh	8,6	637	344	290	1,2,3
La Vega	30SVH8435	S. del Puerto	D	-	615	-	-	1,2

TABLA 1 (cont.)

Nombre	Coordenadas UTM	Término Municipal	Régimen hídrico	Área (ha)	Altitud (m s. n. m.)	Eje mayor (m)	Eje menor (m)	Agresiones
El Chaparral	30SVH7731	S. del Puerto	Eo	-	594	-	-	1,2,3
Siles 1	30SWH4249	Siles	P	0,6	1280	121	69	3
Siles 2	30SWH4349	Siles	Eh	1,0	1281	119	80	3
Garciez 1	30SVG2389	Torredelcampo	Eh	7,4	441	615	178	1,2,4
Garciez 2	30SVG2489	Torredelcampo	Eh	10,7	413	587	220	1,2
Colmenero	30SVG1994	Torredelcampo	Eh	13,1	324	496	379	1,2
Casillas 1	30SVG1084	Torredonjimeno	Ea	2,2	442	167	143	1,2,4
Casillas 2	30SVG1084	Torredonjimeno	Eo	2,8	438	305	110	1,2
Casillas 3	30SVG1083	Torredonjimeno	D	1,2	449	109	107	1
Las Navas 1	30SVG0486	Torredonjimeno	Ea	5,4	378	405	199	1,2
Las Navas 2	30SVG0487	Torredonjimeno	Ea	0,5	380	112	69	1
El Hornillo	30SVG1379	Torredonjimeno	D	-	-	-	-	1,2
Hoya Almadén	30SVG5378	Torres	Eo	3,7	1342	249	224	4
Hoya de Torres	30SVG7578	Torres	Eo	1,4	1290	171	103	1
Las Lagunas 1	30SVH6308	Úbeda	Eo	5,2	703	298	218	1,2
Las Lagunas 2	30SVH6507	Úbeda	D	-	709	-	-	1,2
La Herradura	30SVH7400	Úbeda	Ea	55,0	345	964	758	1,3,4
Tordenavas	30SVH2342	V. de la Reina	-	-	-	250	200	-
Villardonpardo 1	30SVG1489	Villardonpardo	Ea	2,9	360	293	137	1,2
Villardonpardo 2	30SVG1388	Villardonpardo	Eo	1,5	405	223	104	1
Villardonpardo 3	30SVG1388	Villardonpardo	Eo	1,3	397	183	98	1

ASPECTOS METODOLÓGICOS PARA EVALUAR LA CALIDAD AMBIENTAL DE LOS HUMEDALES

MANUEL ORTEGA, FRANCISCO MARTÍNEZ Y FRANCISCO PADILLA

Dpto. de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Almería, Cañada de San Urbano, s/n, 04120, Almería, e-mail: mortega@ual.es

INTRODUCCIÓN

El Plan Estratégico Español para la Conservación y Uso Racional de los Humedales (Ministerio de Medio Ambiente, 2000) marca los objetivos generales para la conservación y uso racional de los humedales en el marco de los ecosistemas acuáticos de que dependen. Entre los objetivos operativos destacan la identificación de los valores y las funciones de los humedales, así como el desarrollo de metodologías de cuantificación y evaluación. La Directiva 2000/60/CE, de 23 de octubre de 2000, establece el marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Directiva Marco del Agua, en adelante DMA), siendo su objetivo la protección de las aguas superficiales y subterráneas para prevenir el deterioro de su calidad y mejorar los ecosistemas acuáticos y terrestres dependientes. De acuerdo con las distintas categorías de masas de agua establecidas en la DMA (lagos, aguas de transición, aguas costeras y ríos), los humedales pueden incluirse en todas ellas dada su variabilidad genético-funcional y las características de irregularidad espacial y temporal que presentan los ríos de zonas áridas y semiáridas.

Para evaluar la calidad e integridad de los humedales, han de ser estudiados de forma combinada los aspectos hidrológicos, litológicos, geomorfológicos e hidroquímicos con los ciclos biogeoquímicos, siendo el hidrosistema la unidad funcional donde se desarrolla el ciclo hidrológico, cuyos flujos superficiales y subterráneos conectan los distintos ecosistemas (González-Bernáldez, 1992). Por tanto, la evaluación debe abordarse de acuerdo con las características de las cuencas de drenaje y las unidades hidrogeológicas donde se localizan, constituyendo unidades básicas de gestión dentro de la planificación ecológica o integrada del territorio (Slocombe, 1993).

En el marco territorial de la cuenca de drenaje, la formación y el mantenimiento de los humedales son debidos a la interacción de los factores climáticos e hidrológicos que interactúan con el paisaje, resultando éstos la manifestación local de procesos a gran escala (Bedford, 1996), por lo que son buenos indicadores del funcionamiento de los sistemas hidrológicos (Montes, 1995). Por tanto, su estudio y gestión han de abordarse de forma integrada y global, desde una

aproximación ecosistémica que parte del ecosistema como marco de integración y la teoría jerárquica de sistemas para la clasificación de los ecosistemas de un territorio (Montes *et al.*, 1998). Bajo la teoría jerárquica, los ecosistemas son conceptualizados como sistemas complejos, abiertos y organizados de forma escalonada, donde se ordenan factores y procesos de acuerdo a escalas espacio-temporales. Esta teoría clasifica a los ecosistemas en base a las características propias del fenosistema, referido a las características fisonómicas de sus componentes estructurales, y los define genético-funcionalmente por el origen y funcionamiento de los procesos subyacentes (morfogénesis, edafogénesis, flujos de agua, materia y energía). Con estos criterios, la calidad de los humedales como ecosistemas depende del mantenimiento del estado de los procesos funcionales que definen su identidad ecológica, mostrándonos su estado y salud ambiental (Karr, 1996).

En los últimos años, la creciente preocupación social por la estrecha relación del medio ambiente con el desarrollo y el bienestar humano ha supuesto la elaboración de sistemas de evaluación ambiental y la adopción generalizada del uso de indicadores ecológicos que caracterizan los distintos componentes del ecosistema. Los indicadores se organizan, dependiendo de los objetivos, bajo distintos marcos y modelos de interpretación causal, conformando un sistema de índices que aporta información distinta y más útil para la gestión y la población, que la que ofrece cada uno de forma individualizada o agregada sin un marco de interpretación (Ortega, 2001).

El presente artículo de revisión se plantea con un carácter divulgativo, presentando de forma sucinta algunas consideraciones sobre las tendencias metodológicas para la evaluación de los humedales, teniendo en cuenta los aspectos concretos de la DMA.

CALIDAD AMBIENTAL

La calidad ambiental de un ecosistema es el conjunto de propiedades inherentes del mismo que nos permite compararlo con otros, en función de su estado de conservación. Esta calidad se puede apreciar desde distintas perspectivas relacionadas. Desde un punto de vista económico o productivo, puede estar referida a la calidad y cantidad de los recursos para el hombre que genera el ecosistema. Desde la perspectiva ecológica, la calidad vendría dada por el mantenimiento del estado de sus procesos y funciones o, en definitiva, por su integridad. Karr (1996) define la integridad ecológica como la capacidad del ecosistema para mantener su estructura y funcionamiento, así como para absorber el estrés generado por las perturbaciones de origen natural y humano. Montes (1997) asocia la integridad ecológica al conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos que caracterizan la organización, funcionamiento y dinámica de un ecosistema. Un atributo de los ecosistemas, relacionado con el binomio producción-conservación, es la salud ecológica o capacidad para suministrar, de forma sostenible, recursos a los sistemas humanos (Meyer, 1997). Esta idea de salud está ligada a dos conceptos clave en la gestión ambiental, por un lado al de desarrollo sostenible y, por otro, al de integridad ecológica. Por tanto, la calidad de los humedales como ecosistemas depende de la integridad de los procesos funcionales, basados en la transferencia de materia y energía, que

definen su identidad ecológica y que generan al ser humano una serie de servicios económicos y unos bienes o valores culturales, naturalísticos o científicos.

A escala de paisaje, los humedales poseen una gran relevancia funcional ya que son ecosistemas complejos y dinámicos donde las interacciones entre suelo, agua y atmósfera, son muy significativas (Mooney *et al.*, 1995). Son ecosistemas frágiles frente a las perturbaciones humanas, ya que su integridad depende de múltiples factores y procesos ecológicos que se expresan a diferentes escalas espaciales y temporales (Montes, 1997). Estas especiales características dificultan la valoración de los impactos así como el estado ecológico, siendo necesario el desarrollo de métodos de evaluación (Burton *et al.*, 1999).

Las actividades humanas reflejadas a escala paisajística en los usos del suelo generan presión sobre los ecosistemas al afectar a sus componentes y procesos. Estos impactos se expanden y reverberan a las distintas escalas jerárquicas, siguiendo la dirección de los flujos de materia y energía, siendo la cuenca de drenaje la unidad funcional como ecosistema de rango superior que incluye los humedales como ecosistemas de rango inferior. Por tanto, para evaluar el efecto de la actividad humana sobre los ecosistemas acuáticos, se requiere adoptar aproximaciones de la ecología del paisaje y el uso de indicadores ambientales o ecológicos para determinar la integridad de la cuenca en la que se enmarca el ecosistema acuático (Johnson y Cage, 1997; O'Neill *et al.*, 1997; McQuaid y Norfleet, 1999; Watzin y McIntosh, 1999; Sponseller *et al.*, 2001).

EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO

A las distintas escalas, los componentes ambientales que determinan las características funcionales y estructurales de los humedales son los factores climáticos, hidrológicos, geomorfológicos, hidroquímicos y bióticos. Por otra parte, la presión que ejercen los distintos usos del suelo y las actividades humanas sobre los humedales generan impactos derivados de cambios hidrológicos, alteraciones físicas, pérdida de calidad de las aguas y cambios bióticos (Detenbeck *et al.*, 1999). En los últimos años, distintos autores han propuesto sistemas para evaluar la calidad de los humedales, los impactos sobre los mismos, los riesgos que presentan, las condiciones de salud así como su restauración y gestión, mediante la definición de indicadores ecológicos que evalúan la presión antrópica y sus efectos sobre los componentes ambientales y el estado del humedal. Lemly (1996) propone un índice para evaluar el riesgo sobre los humedales basado en los factores climáticos, hidrológicos, geomorfológicos y bióticos. Cendrero y Fischer (1997) proponen un sistema para evaluar la planificación y gestión que parte de 81 indicadores que describen 10 componentes ambientales, a partir de los cuales calculan un índice del estado de los recursos, otro de riesgo y un tercero de ocupación. Stein y Ambrose (1998) proponen un método rápido de evaluación de impactos sobre los humedales (RIAM) basado en la revisión de 20 metodologías de evaluación. Utilizan como sistema de referencia el nivel de hábitat y definen indicadores relacionados con las especies presentes, la diversidad estructural y espacial de hábitats, así como la superficie y longitud de fronteras con otros ecosistemas adyacentes. Spencer *et al.* (1998) desarrollan un índice rápido para evaluar la salud

de los humedales basado en las características del suelo, la orla de vegetación, la hidroquímica y la vegetación acuática.

En el ámbito de las ONGs, en la 7ª Conferencia de las Partes del Convenio Ramsar (1999) se aborda la adopción de un sistema de indicadores para evaluar el riesgo en humedales, las causas y su estado en base a sus componentes ecológicos. Esta propuesta se ha de concretar y desarrollar en la 8ª Conferencia a celebrar en Valencia en noviembre de 2002. Por su parte, la organización WWF ha elaborado un sistema de indicadores (“Water and Wetland Index”) basado en la DMA para valorar la calidad ecológica de los principales ecosistemas acuáticos, aplicándolo en una fase inicial a 55 ríos de 16 países europeos (WWF, 2001).

Algunos países como Australia han desarrollado un sistema de indicadores ambientales específico para humedales que evalúa el estado de la hidrología, la vegetación riparia y la concentración iónica y de nutrientes, tanto en las aguas superficiales como en las subterráneas (Reuter, 1998). En Norteamérica, parte de los índices desarrollados durante la última década para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos se están adaptando y aunando para conformar sistemas donde se contemplen los distintos componentes ambientales de forma integrada (Environmental Protection Agency, 1997; Detenbeck, 2001). En relación con ello, predominan en los distintos estados los métodos basados en las evaluaciones de la integridad biótica como indicadores fiables de las condiciones del humedal (Danielson, 2001; Teels y Adamus, 2001). En Europa, la DMA propone un sistema de indicadores ecológicos para evaluar el estado ecológico basado en las características hidromorfológicas, hidroquímicas y en las comunidades bióticas del ecosistema acuático. En España, para ríos mediterráneos y en aplicación de la DMA, el proyecto GUADALMED está desarrollando y contrastando una metodología que parte de índices bióticos basados en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (BMWP; Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, 1996), índices de ribera (QBR; Munné et al., 1998; Suárez-Alonso y Vidal-Abarca, 2000) y un índice de hábitats modificado de Barbour *et al.* (1999).

Por otra parte, un aspecto muy importante en la mayoría de los métodos citados es el de establecer de forma previa condiciones de referencia para determinar, a partir de éstas y por comparación, el estado ecológico que refleja el grado de degradación que presenta el humedal como consecuencia de la presión humana.

Indicadores hidrogeomorfológicos

La hidrología es uno de los factores principales en el establecimiento y la persistencia de los humedales, así como en la regulación de su funcionamiento, constituyendo un aspecto crítico a tener en cuenta en la gestión y restauración de humedales (Mitsch y Gosselink, 1993), así como en la evaluación de los impactos sobre los mismos (Nestler y Long, 1997).

En Norteamérica destaca la utilización del Índice Hidrogeomorfológico (HGM) para la clasificación y evaluación funcional de los humedales a escala de ecoregión (Omernik y Bailey, 1997). El mismo evalúa la situación que ocupa el humedal en el paisaje, su régimen hidrológico y la hidrodinámica (Brinson, 1993). También ha sido utilizado para diseñar estándares de referencia (Brinson y Reinhardt, 1996; Rheinhardt *et al.*, 1997) y su eficacia ha sido sistemáticamente comprobada (Whigham *et al.*, 1999). A escalas territoriales más pequeñas, el

HGM ha sido completado con indicadores relacionados con el uso del suelo, las alteraciones del régimen hídrico natural y las presiones directas sobre el propio humedal (Shaffer *et al.*, 1999). Long y Nestler (1996) proponen la utilización de un índice hidrológico basado en análisis armónicos de datos históricos, para determinar a escala temporal los cambios en el modelo de llenado y vaciado del humedal en relación con la evolución de los usos del suelo y del agua en la cuenca vertiente.

En la DMA, para cada categoría de ecosistema acuático se utilizan las características hidromorfológicas, con objeto de clasificarlas en las distintas ecoregiones y ecotipos mediante la aplicación de dos sistemas. El sistema A clasifica las masas de agua en cada Ecoregión preestablecida. El sistema B, con un mayor número de indicadores tanto de uso obligatorio como optativo, permite establecer ecotipos en cada ecoregión posibilitando la definición de condiciones de referencia.

Indicadores fisicoquímicos

Las características fisicoquímicas de las aguas han sido utilizadas tradicionalmente como indicadores para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos, existiendo una amplísima bibliografía al respecto y numerosos índices de calidad más o menos utilizados en la actualidad. Las características hidroquímicas resultan de las complejas interrelaciones entre los componentes físicos y bióticos del sistema natural y la presión antrópica, por lo que es difícil establecer su calidad y valores de referencia (Barbour *et al.*, 1999). No reflejan bien los impactos relacionados con vertidos puntuales, alteraciones físicas del propio humedal o la introducción de especies exóticas (Barbour, 1997). Por tanto, la utilización exclusiva de indicadores hidroquímicos no proporciona una buena información sobre la integridad del ecosistema acuático (Danielson, 2001).

La DMA utiliza, entre los indicadores optativos del sistema de clasificación B, las características fisicoquímicas relacionadas con la composición iónica de las aguas, el metabolismo del sistema, los nutrientes y la presencia de contaminantes específicos. A partir de éstas se establece el estado químico de la masa de agua en función del cumplimiento de las normas de calidad ambiental. Además, la hidroquímica posee efectos sobre los indicadores biológicos e identifica la contaminación significativa.

Indicadores biológicos

Los inconvenientes de la evaluación hidroquímica han llevado a la adopción de métodos biológicos para analizar la calidad ambiental, tanto en ríos (Karr, 1991; Wright, 1994; Resh *et al.*, 1996) como en humedales (Burton *et al.*, 1999; Teels y Adamus, 2001; Findlay *et al.*, 2002), si bien, son reconocidas la importancia y la complementariedad de indicadores hidroquímicos y bióticos (Metcalf, 1989; Wright, 1994; Ladson *et al.*, 1999; Townsend y Riley, 1999).

Las comunidades biológicas reflejan las condiciones físicas, químicas y bióticas del ecosistema acuático, ya que integran y acumulan los efectos de diferentes tipos de presiones, actuando como buenos indicadores de impacto al mostrar una medida ecológica de la fluctuación de las condiciones ambientales (Barbour *et al.*, 1999). Además, cuando los criterios para valorar los impactos ambientales son difíciles de establecer, los efectos sobre la biota constituyen

generalmente el estadio final de la degradación y contaminación del ecosistema acuático (Karr, 1991; Norris, 1995).

La mayor parte de las comunidades han sido utilizadas para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos y todas tienen sus ventajas e inconvenientes (Karr y Chu, 2000; Danielson, 2001). En humedales, los índices basados en macroinvertebrados acuáticos son los más utilizados, debido al desarrollo alcanzado por éstos en sistemas fluviales. Sin embargo, muchos de tales bioindicadores tan solo evalúan una única forma de contaminación, usan un único indicador o bien su aplicación no resulta fácil por la especialización requerida para su uso (Kerans y Karr, 1994). Actualmente y una vez puesta de manifiesto la complejidad de los sistemas biológicos, así como la diversidad de presiones antrópicas a las que pueden encontrarse sometidos los ecosistemas acuáticos, se hace imprescindible la utilización de aproximaciones más amplias que logren responder a la diversidad ambiental, lo que ha supuesto una revisión y puesta al día de las bioevaluaciones, así como, la propuesta de numerosos índices de integridad biótica (Barbour, 1997, Teels y Adamus, 2001). La ventaja de la utilización de organismos radica en que presentan umbrales de tolerancia o grados de sensibilidad concretos frente a condiciones determinadas del medio (Alba-Tercedor y Pujante, 2000), reflejando las perturbaciones naturales, los impactos inducidos por la actividad humana y la salud del humedal (Danielson, 2001).

En la DMA se proponen como indicadores bióticos el fitoplancton, las macroalgas, las angiospermas, los invertebrados bentónicos y los peces. El estado ecológico final será el resultante del valor más bajo de los indicadores biológicos y del estado químico, aunque en la práctica los indicadores bióticos puedan adquirir un mayor peso.

Enfoques metodológicos para la evaluación

Para evaluar la integridad, las condiciones o el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos frente a la presión de la actividad humana, los distintos sistemas e índices utilizan dos enfoques metodológicos en cuanto al tratamiento de los datos y exposición de los resultados, los análisis multivariantes y los sistemas multimétricos.

Los análisis multivariantes poseen un enorme potencial, por el gran número de técnicas de clasificación y ordenación existentes, combinables entre sí y aplicables a distintos tipos de datos y escalas (Cao *et al.*, 1996; Johnson y Cage, 1997; Watzin y McIntosh, 1999). Son buenas herramientas, cuando se posee un conocimiento limitado del sistema, para realizar análisis exploratorios y generar hipótesis para su posterior comprobación (Leska *et al.*, 1996; Fore *et al.*, 1996), estableciendo una evaluación a posteriori en función de los resultados obtenidos. Los métodos multivariantes han tenido mayor repercusión en Europa y Australia, derivados de sistemas e índices de tipo predictivo para evaluar el estado de los ríos, como el RIVPACS (Wright *et al.*, 1993; Wright, 1994, 2000) o el AusRIVAS (Norris y Norris, 1995).

La aproximación multimétrica se basa en la selección y calibración previa de indicadores que conforman un sistema de variables conmensurables y métricas, para su posterior agregación en un índice. Por tanto, su propuesta y desarrollo se realiza a priori, debido a lo cual se requiere de un profundo conocimiento del funcionamiento del tipo de ecosistema y de los efectos de la presión a la que está sometido. Estos sistemas permiten la agregación de todo tipo de

indicadores, siempre y cuando no aporten información redundante, discriminando mucho mejor que los análisis multivariantes situaciones o casos intermedios (Karr, 1981, 1991; Kerans y Karr, 1994; Fore *et al.*, 1996). Por el contrario, entre las críticas a este tipo de sistemas se encuentran las de simplificar demasiado la información, oscurecer casos extremos y la posible correlación existente entre los distintos indicadores, lo que implica el uso de información redundante (Norris y Georges, 1993; Suter, 1993). Estos sistemas multimétricos se utilizan de forma general más frecuentemente en Norteamérica. Los mismos son derivados de los “Index of Biological Integrity” (Karr, 1981; Kerans y Karr, 1994) y de los “Rapid Bioassessment Protocols” (Plafkin *et al.*, 1989; Barbour *et al.*, 1999), correspondiéndose con los procedimientos propuestos en la DMA para la clasificación final del estado ecológico.

Ambas aproximaciones presentan sus ventajas e inconvenientes y han sido ampliamente comparadas y debatidas (Gerritsen, 1996; Norris, 1995; Diamond *et al.*, 1996; Fore *et al.*, 1996; Barbour *et al.*, 1999; Cao *et al.*, 2001), proponiéndose recientemente el uso de métodos que combinan los análisis multivariantes con los sistemas multimétricos (Danielson, 2001). Los dos enfoques metodológicos utilizan perspectivas complementarias, ya que los análisis multivariantes se pueden usar en fases previas con objeto de determinar los ecotipos, las condiciones de referencia o la selección de indicadores, para posteriormente presentar el estado ecológico en forma de índice multimétrico.

CONCLUSIONES

La demanda de información para la gestión y divulgación ambiental ha acrecentado, en los últimos años, la investigación aplicada y el debate sobre el cómo abordar la evaluación del estado ecológico en relación con la presión humana a través de múltiples escalas (Allan y Johnson, 1997; Allan *et al.*, 1997). En este sentido, la DMA se presenta como el instrumento al amparo del cual se deben de aunar y complementar los esfuerzos de investigación y gestión de los humedales, desde una perspectiva ecológica y en el marco de los ecosistemas que los sustentan. La misma presenta un método de evaluación de los más completos que se utilizan en el ámbito institucional, al considerar el estado ecológico de las aguas superficiales y subterráneas de forma integrada en el marco de las ecoregiones preestablecidas y los ecotipos a diferenciar.

Dada la complejidad del funcionamiento de los humedales y la disparidad de tipos de presión a que están sometidos, la utilización de indicadores hidrogeomorfológicos, fisicoquímicos y biológicos resulta complementaria y tiene el potencial de recoger abundante información para evaluar el estado del humedal.

Los indicadores hidrogeomorfológicos son útiles en las evaluaciones a grandes escalas, resultando básicos en los estudios a escala de paisaje y evaluando características críticas para el funcionamiento de los humedales (Bedford, 1996). Además, reflejan bien los efectos acumulativos provocados por la perturbación antrópica, dado que las interacciones entre estos componentes físicos son más estables en el tiempo (Detembeck *et al.*, 1996). Los indicadores fisicoquímicos reflejan lo que podríamos denominar una “foto fija” del ecosistema. Sin embargo, éstos muestran el estado químico respecto a la contaminación de una serie de sustancias

específicas recogidas en la normativa de calidad ambiental, con efectos sobre las comunidades, siendo buenos indicadores de las fuentes de contaminación y ayudando a la interpretación de los resultados de los índices bióticos. Por otro lado, los indicadores fisicoquímicos y bióticos son básicos para la diferenciación de ecotipos y condiciones de referencia, aspectos muy importantes en los ecosistemas acuáticos de regiones semiáridas, ya que se han de establecer, para cada uno de los grandes ecosistemas que conforman las ecoregiones, condiciones de referencia para cada ecotipo, reflejando todas las posibles variaciones regionales (Brinson y Reinhardt, 1996).

Resulta imprescindible la utilización de aproximaciones metodológicas amplias y a distintas escalas para evaluar la integridad ecológica y el estado de salud de los humedales, siendo necesario disponer de un sistema de indicadores que evalúe, a los distintos niveles jerárquicos, tanto la presión que ejerce la actividad humana sobre los procesos funcionales, como el estado ecológico a escala de humedal. En este sentido y para evaluar la integridad ecológica de los humedales de la región semiárida almeriense, Ortega (2001) parte de 86 indicadores que valoran, tanto la presión antrópica, como el estado ecológico a escala de humedal, de cuenca y a un nivel intermedio determinado, únicamente, por las manchas de los distintos usos que delimitan todo el perímetro del humedal. A nivel metodológico aplica técnicas multivariantes a los indicadores para, por un lado, determinar cuales son los más importantes y con un mayor peso en su conjunto, y por otro, poner de manifiesto la relación causal entre los indicadores a las distintas escalas. A partir de los indicadores más significativos y tras su calibración, construye un sistema multimétrico basado en la relación causal presión-estado que evalúa el estado ecológico a escala de cuenca y humedal, valorando de forma agregada la integridad y la salud de los humedales.

Uno de los principales objetivos para determinar la integridad de los ecosistemas acuáticos, es el de aportar información útil para la toma de decisiones en la gestión y para la información del público en general. En este sentido, los sistemas multimétricos se prestan a una mejor y más fácil comprensión e interpretación, basada en un diseño más atractivo, incluso interactivo, que puede mostrar toda la información, desde la más sencilla a la más técnica o científica, de forma jerarquizada y respondiendo a la demanda de los distintos sectores de la población (Ortega, 2001). Dada la mayor facilidad de comprensión de estos sistemas, cabe esperar un gran desarrollo de los mismos en los próximos años. No obstante, su validez ha de quedar claramente contrastada a nivel metodológico, han de estar constituidos por indicadores relevantes, fiables, adaptados al contexto de evaluación y deben responder a los cambios externos, estando en continua revisión y adaptación.

BIBLIOGRAFÍA

- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio sobre el Agua en Andalucía (SIAGA)*, pp. 203-213. Almería.
- Alba-Tercedor, J. y Pujante, A. (2000). Running-water biomonitoring in Spain: opportunities for a predictive approach. En Wright, J. F.; Sutcliffe, D. W. y Furse, M. T. (eds.): *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques*, pp. 207-216. Freshwater Biological Association. Ambleside.

- Alba-Tercedor, J. y Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Helawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- Allan, J. D.; Erickson, D. L. y Fay, J. (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 37: 149-162.
- Allan, J. D. y Johnson, L. B. (1997). Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 37: 107-111.
- Barbour, M. T. (1997). The re-invention of biological assessment in the U.S. *Human and Ecological Risk Assessment*, 3: 933-940.
- Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snyder, B. D. y Stribling, J. B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. US Environmental Protection Agency. Washington.
- Bedford, B. L. (1996). The need to define hydrologic equivalence at the landscape scale for freshwater wetland mitigation. *Ecological Applications*, 6: 57-68.
- Brinson, M. M. (1993). *A Hydrogeomorphic Classification for Wetlands*. Wetlands Research Programme Technical Report WRP-DE-4. US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station. Mississippi.
- Brinson, M. M. y Rheinhardt, R. 1996. The role of reference wetlands in functional assessment and mitigation. *Ecological Applications*, 6: 69-76.
- Burton, T. M.; Uzarski, D. G.; Gathman, J. P. y Genet, J. A. (1999). Development of a preliminary invertebrate index of biotic integrity for Lake Huron coastal wetlands. *Wetlands*, 19: 869-882.
- Cao, Y.; Bark, A. W. y Williams, W. P. (1996). Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: A comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia*, 341: 1-19.
- Cao, Y.; Larsen, D. P. y Thorne, R. S. J. (2001). Rare species in multivariate analysis for bioassessment: some considerations. *Journal of the North American Benthological Society*, 20: 144-153.
- Cendrero, A. y Fisher, D. W. (1997). A procedure for assessing the environmental quality of coastal areas for planning and management. *Journal of Coastal Research*, 13: 732-744.
- Danielson, T. J. (2001). *Methods for Evaluating Wetland Condition: Introduction to Wetland Biological Assessment*. EPA 822-R-01-007a. US Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington.
- Detenbeck, N. (2001). *Methods for Evaluating Wetland Condition: Wetland Classification*. EPA-843-B-00-002g. US Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington.
- Detenbeck, N. E.; Galatowitsch, S. M.; Atkinson, J. y Ball, H. (1999). Evaluating perturbations and developing restoration strategies for inland wetlands in the great lakes basin. *Wetlands*, 19: 789-820.
- Detenbeck, N. E.; Taylor, D. L.; Lima, A. y Hagley, C. (1996). Temporal and spatial variability in water quality of wetlands in the Minneapolis metropolitan area: implications for monitoring strategies and designs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 40: 11-40.

- Diamond, J. M.; Barbour, M. T. y Stribling, J. B. (1996). Characterizing and comparing bioassessment methods and their results: A perspective. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 713-727.
- Environmental Protection Agency (1997). *Strategic Plan for Watershed Sustainability and Diagnostics Team*. MidContinent Ecology Division. EPA. <http://www.epa.gov/med>.
- Findlay, S. E. G.; Kiviat, E.; Nieder, W. C. y Blair, E. A. (2002). Functional assessment of a reference wetland set as a tool for science, management and restoration. *Aquatic Science*, 64: 107-117.
- Fore, L. S.; Karr, J. R. y Wisseman, R. W. (1996). Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 212-231.
- Gerritsen, J. (1996). Additive biological indices for resource management. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 451-457.
- González-Bernáldez, F. (1992). Ecological aspects of wetland/groundwater relationships in Spain. *Limnética*, 8: 11-26.
- Johnson, L. B. y Cage, S. H. (1997). Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 37: 113-132.
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21-27.
- Karr, J. R. (1991). Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1: 66-84.
- Karr, J. R. (1996). Ecological integrity and ecological health are not the same. En, Schulze, P. C. (ed.): *Engineering Within Ecological Constraints*, pp. 97-109. National Academy Press. Washington.
- Karr, J. R. y Chu, E. W. (2000). Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 422/423: 1-14.
- Kerans, B. L. y Karr, J. R. (1994). A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4: 768-785.
- Ladson, A. R.; White, L. J.; Doolan, J. A.; Finlayson, B. L.; Hart, B. T.; Lake, P. S. y Tilleard, J. W. (1999). Development and testing of an index of stream condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biology*, 41: 453-468.
- Lemly, A. D. (1996). Risk assessment in the regulatory process for wetlands. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 35: 41-56.
- Leska, S. F.; Karr, J. R. y Wisseman, R. W. (1996). Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternatives approaches. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 212-231.
- Long, K. S. y Nestler, J. M. (1996). Hydroperiod changes as clues to impacts on cache river riparian wetlands. *Wetlands*, 16: 379-396.
- Mc Quaid, B. F. y Norfleet, L. (1999). Assessment of two Carolina watersheds using land and stream habitat quality indices. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54: 657-666.
- Metcalfe, J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60: 101-139.

- Meyer, J. L. (1997). Stream health: incorporating the human dimension to advance stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 439-447.
- Ministerio de Medio Ambiente (2000). *Plan Estratégico Español para la Conservación y Uso Racional de los Humedales*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. (1993). *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold Company. New York.
- Montes, C. (1995). La gestión de los humedales españoles protegidos: conservación vs. confusión. *El Campo*, Monográfico El Agua: 101-128.
- Montes, C. (1997). Los humedales españoles: un desafío para la conservación de paisajes del agua amenazados. En, Soler M. A. (coord.): *Manual de gestión del medio*, pp. 101-115. Ariel. Barcelona.
- Montes, C.; Borja, F.; Bravo, M. A. y Moreira, J. M. (coords.) (1998). *Reconocimiento Biofísico de Espacios Naturales Protegidos. Doñana: una Aproximación Ecosistémica*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla.
- Mooney, H.; Lubchenco, J.; Dirzo, R. y Sala, O. (1995). Biodiversity and ecosystem functioning basic principles. En, Heywood V. H. (ed.): *Global biodiversity assessment*, pp. 275-326. UNEP, Cambridge University Press. Cambridge.
- Munné, A.; Solá, C. y Prat, N. (1998). QBR: un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.
- Nestler, J. M. y Long, K. S. (1997). Development of hydrological indices to aid cumulative impact analysis of riverine wetlands. *Regulated Rivers: Research & Management*, 13: 317-334.
- Norris, R. H. (1995). Biological monitoring: The dilemma of data analysis. *Journal of North American Benthological Society*, 14: 440-450.
- Norris, R. H. y Georges, A. (1993). Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrates surveys. En, Rosenberg D. M. y Resh V. H. (eds.): *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, pp. 234-286. Chapman and Hall. New York.
- Norris, R. H. y Norris, K. R. (1995). The need for biological assessment of water quality. *Australian Journal of Ecology*, 20: 1-6.
- Omernik, J. M. y Bailey, R. G. (1997). Distinguishing between watersheds and ecoregions. *Journal of American Water Resources Association*, 33: 935-949.
- O'Neill, R. V.; Hunsaker, C. T.; Bruce-Jones, K.; Ritters, K. H.; Wickham, J. D.; Schwartz, P. M.; Goodman, I. A.; Jackson, B. L. y Baillargeon, W. S. (1997). Monitoring environmental quality at the landscape scale. *Bioscience*, 47: 513-519.
- Ortega, M. (2001). *Impacto sobre la calidad ambiental de los humedales almerienses. Propuesta de un índice de integridad ecológica*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería. Inédito.
- Plafkin, J. L.; Barbour, M. T.; Porter, K. D.; Gross, S. K. y Hugues, R. M. (1989). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. EPA/440/4-89-001. Office of Water, US Environmental Protection Agency. Washington.

- Resh, V. H.; Myers, M. J. y Hannaford, M. J. (1996). Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. En, Hauer F. R. y Lamberti G. A. (eds.): *Methods in stream ecology*, pp. 647-667. Academic Press. San Diego.
- Reuter, D. J. (1998). Developing indicators for monitoring catchment health: the challenges. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 38: 637-648.
- Rheinhardt, R. D.; Brinson, M. M. y Farley, P. M. (1997). Applying wetland reference data to functional assessment, mitigation, and restoration. *Wetlands*, 17: 195-215.
- Shaffer, P. W.; Kentula, M. E. y Gwin, S. E. (1999). Characterization of wetland hydrology using hydrogeomorphic classification. *Wetlands*, 19: 490-504.
- Slocombe, D. S. (1993). Environmental planning, ecosystem science and ecosystem approaches for integrating environment and development. *Environmental Management*, 17: 289-303.
- Spencer, C.; Robertson, A. I. y Curtis, A. (1998). Development and testing of a rapid appraisal wetland condition index in south-eastern Australia. *Journal of Environmental Management*, 58: 143-159.
- Sponseller, R. A.; Benfield, E. F. y Valett, H. M. (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrates communities. *Freshwater Biology*, 46: 1409-1424.
- Stein, E. D. y Ambrose, R. F. (1998). A rapid impact assessment method for use in a regulatory context. *Wetlands*, 18: 379-392.
- Suárez-Alonso, M. L. y Vidal-Abarca, M. R. (2000). Aplicación del índice de calidad del bosque de ribera (QBR) a los cauces fluviales de la cuenca del río Segura. *Tecnología del Agua*, 201: 33-45.
- Suter, G. W. (1993). A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12: 1533-1539.
- Teels, B. M. y Adamus, P. (2001). *Methods for Evaluating Wetland Condition: Developing Metrics and Indexes of Biological Integrity*. EPA 822-R-01-007f. US Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington.
- Townsend, C. R. y Riley, R. H. (1999). Assessment of river health: accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. *Freshwater Biology*, 41: 393-405.
- Watzin, M. C. y McIntosh, A. W. (1999). Aquatic ecosystems in agricultural landscapes: A review of ecological indicators and achievable ecological outcomes. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54: 636-654.
- Whigham, D. F.; Lee, L. C.; Brinson, M. M.; Rheinhardt, R. D.; Rains, M. C.; Mason, J. A.; Kahn, H.; Ruhlman, M. B. y Nutter, W. L. (1999). Hydrogeomorphic (HGM) assessment. A test of user consistency. *Wetlands*, 19: 560-569.
- Wright, J. F. (1994). Development of RIVPACS in the U.K. and the value of the underlying data-base. *Limnética*, 10: 15-31.
- Wright, J. F. (2000). An introduction to RIVPACS. En, Wright, J. F.; Sutcliffe, D. W. y Furse, M. T. (eds.): *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques*, pp. 1-24. Freshwater Biological Association. Ambleside.
- Wright, J. F.; Furse, M. T. y Armitage, P. D. (1993). RIVPACS: A technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. *European Water Pollution Control*, 3: 15-25.

- WWF (2001). *Water and Wetland Index: Assessment of 16 European Countries*. WWF's European Freshwater Programme. Copenhagen.
- 7ª Conferencia de las Partes del Convenio Ramsar (1999). *Los Pueblos y los Humedales: Un Nexo Vital*. 7ª Reunión de la Conferencia de las Partes Contratantes de la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971). San José de Costa Rica.

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA FINCA EL RINCÓN (PARQUE NATURAL EL HONDO, CREVILLENTE, ALICANTE): CREACIÓN DE UN HÁBITAT IDÓNEO PARA LA CERCETA PARDILLA *MARMARONETTA ANGUSTIROSTRIS*

JOSÉ LUIS ECHEVARRÍAS

Proyecto LIFE-Naturaleza “Conservación de la Cerceta Pardilla”, Servicio Territorial de Alicante, Consellería de Medio Ambiente, C/ Churruca 29, 4º, 03071, Alicante, e-mail: jlecheva@eresmas.net

INTRODUCCIÓN

La Cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) es una especie globalmente amenazada, clasificada como Vulnerable por la UICN y BirdLife International. Aparece listada en el Anexo I de la Directiva de Aves Silvestres de la UE, en el Apéndice II del Convenio de Bonn y en el Apéndice II del Convenio de Berna. Está clasificada como “en peligro de extinción” a nivel europeo por BirdLife International (Tucker *et al.*, 1994; BirdLife International, 2000).

La distribución global presente de la Cerceta pardilla es fragmentaria (Green, 1993), con sus principales poblaciones en el Mediterráneo occidental y África tropical, el Mediterráneo oriental y el oeste y sur de Asia. La situación actual en la Península Ibérica se puede considerar muy crítica (Echevarría, 2001). Tanto la pérdida continuada del hábitat como la disminución en calidad de las zonas que habita, se pueden considerar como las principales causas de su declive (Green, 1993, 1996). Ante esta situación y a propuesta de la Consellería de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana, se aprobó en 1996 el proyecto LIFE-Naturaleza de conservación de la Cerceta pardilla en la Comunidad Valenciana. Uno de los objetivos del proyecto era la recuperación de zonas degradadas aptas para la especie, con objeto de poder aumentar la capacidad de acogida de los humedales donde ésta se distribuye.

En el presente estudio se aporta información referente a la planificación y desarrollo de un proyecto de construcción de un humedal como medida de conservación y recuperación de la población de la Cerceta pardilla, siendo éste el primer caso conocido hasta el momento (Echevarría, 2001).

AREA DE ESTUDIO

La zona objeto del proyecto se situó dentro de los límites del Parque Natural El Hondo (2.387 ha y a 5-10 m s. n. m.). Este es un humedal antropizado de origen natural y de elevado valor ecológico y paisajístico (Gómez *et al.*, 1998). Se encuentra situado en la comarca del Baix Vinalopó (Elche y Crevillente), al sur de la provincia de Alicante (38° 12' N; 0° 42' W) y junto al litoral mediterráneo.

La configuración actual tiene su origen en el antiguo golfo de Elche (*sinus ilicitanus*) y posterior creación de una albufera, como resultado de la acción de los ríos Segura y Vinalopó. La aportación de sedimentos acabó por aislar la laguna del Hondo de la albufera antes del siglo XVIII en lo que se denomina la llanura de Elche, una depresión tectónica y subsidente desde el Mioceno, que ha sido rellenada posteriormente por materiales Neógeno-Cuaternarios (EPYPSA, 1993).

El clima es semiárido mediterráneo, con una temperatura media anual alrededor de los 18° C, inviernos suaves y precipitaciones en torno a los 290 mm de media anual, concentrados en otoño y primavera, dándose la sequía extrema en verano

La conservación de esta zona ha sido favorecida por diferentes usos del suelo y actividades, como el control del régimen hídrico para abastecer de riego a la agricultura (palmera datilera, granado y forrajes fundamentalmente) y las actividades de uso público, especialmente cinegéticas y piscícolas (EPYPSA, 1993). El Parque Natural comprende dos embalses reguladores de riego (Levante y Poniente), lagunas naturales y otros encharcamientos con diferente grado de salinidad, realizados en los últimos 30 años con fines cinegéticos y piscícolas.

El enclave posee un especial interés desde el punto de vista botánico y ornitológico, ello favoreció el que se declarase inicialmente como Paraje Natural de la Comunidad Valenciana, sobre la base de la Ley de la Generalitat Valenciana 5/1988, mediante Decreto 187/1988, de 12 de diciembre. Posteriormente, tras la promulgación de la Ley 11/1994 de la Generalitat Valenciana de espacios Naturales Protegidos, quedó catalogado como Parque Natural. Además, fue incluido en la lista de humedales de importancia internacional del Convenio Ramsar de 1971 (BOE, 110, de 8 de mayo de 1990), declarado como Zona de Especial Conservación para las Aves (ZEPA) en aplicación de la Directiva Europea 79/409/CEE o propuesto para su designación como Zona de Especial Interés Comunitario (ZECs de la red Natura 2000) en aplicación de la Directiva Europea de Hábitats 92/43/CEE, del Consejo de Europa.

Las actuaciones objeto de este artículo se han realizado en la finca denominada El Rincón (extremo noroeste del Parque Natural). Posee una superficie de 77 ha, de las cuales 55 se encuentran dentro de los límites del espacio protegido y eran ocupadas por comunidades de saladar en diferente grado de colonización, sobre un suelo salino (principalmente Solonchak órtico, taquírico y Gleisoles; Cirujano *et al.*, 1995). La propiedad había tenido con anterioridad un uso agrícola y cinegético (campo de tiro). Gran parte de su perímetro está limitado por canales de obra (Azarbes de Orones y del Convenio Nuevo o de Afuera), cuya función es recoger las aguas de drenaje de los campos de cultivo de la zona. Además, está atravesada en dirección noroeste-sureste por un canal de drenaje (Azarbe de la Cabecera). La zona tiene derechos de agua para riego procedente de manantial y de los propios canales de drenaje, en ambos casos

siendo de carácter salobre. A finales de 1998, se adquirió la superficie por parte de la Generalitat Valenciana.

MATERIAL Y MÉTODOS

El objetivo principal de la actuación fue la restauración de un sistema lagunar especialmente diseñado según los requerimientos de hábitat establecidos para la Cerceta pardilla (Green, 1998).

Antes de llevar a cabo la redacción del proyecto, fue necesaria la realización de una serie de estudios a fin de obtener la información básica con la cual poder abordar con garantías la viabilidad del proyecto. Para ello se realizaron las siguientes actuaciones previas:

1. Levantamiento topográfico de la finca. Se realizó un levantamiento topográfico de la finca a escala 1:2.000, con una equidistancia entre las curvas de nivel de 10 cm. Este levantamiento topográfico fue necesario para poder diseñar y evaluar todas las actuaciones a realizar en el terreno.

2. Análisis de las aguas de abastecimiento de la finca. La Sección de Calidad Ambiental del Servicio Territorial de Alicante (Consellería de Medio Ambiente), a petición de la Dirección del Parque Natural El Hondo, incluyó tres puntos de muestreo mensuales para analizar las aguas que abastecían al sistema lagunar proyectado. Los parámetros que se analizaron fueron: cloruros (mg/l), oxidabilidad (mg O₂/l), dureza (mg Ca/l), DBO₅ (mg O₂/l), DQO (mg/l), materia en suspensión (mg/l), conductividad (mS/cm), nitratos (mg NO₃/l), nitritos (mg NO₂/l), amoníaco (mg NH₄/l), tensoactivos (µg La SO₄/l), cinc (µg Zn/l), cadmio (µg Cd/l), cobre (µg Cu/l), cloro residual (mg Cl/l), fosfatos (µg P/l), mercurio (µg Hg/l), pH, Clorofila a, b y c (µg/l.). Los resultados de los análisis muestran unas aguas con niveles de los parámetros analizados muy variables, pero con una contaminación agrícola difusa debido a la procedencia principal de drenajes de campos de cultivo. Las medias obtenidas para los parámetros de contaminación mas utilizados DBO₅, DQO, y Clorofila a indican que las aguas del canal de drenaje Orones son hipertróficas (Tabla 1), por tanto haciéndose necesaria una depuración previa para evitar los fenómenos asociados a la eutrofización del agua, que tiene como consecuencia final la pérdida de diversidad biológicas y la aparición de mortandades recurrentes durante la época del estiaje (Fuentes *et al.*, 2000).

3. Análisis de la acumulación de perdigones procedentes de la actividad cinegética. Debido al uso que se pretendió dar a la finca El Rincón, se hacía necesario un estudio sobre la acumulación y disposición de los perdigones de plomo, fruto de la actividad cinegética llevada a cabo en su superficie. Dicha evaluación fue llevada a cabo con la finalidad de realizar una limpieza de la munición acumulada a fin de evitar los problemas de plumbismo en las aves acuáticas (Grinnel, 1894; Pain, 1992), con sus consecuencias asociadas en los humedales costeros ibéricos (Mateo *et al.*, 1991; Bonet *et al.*, 1995; Guitart *et al.*, 1998). El campo de tiro denominado El Rincón estuvo en funcionamiento durante 5 años, con un número de tiradas al año entre 20-25. La zona fue parcialmente roturada con cultivador afectando a los 25-30 cm superficiales de suelo. Estudios previos

TABLA 1

Caracterización del grado de eutrofia de las aguas del Azarbe de Orones, según los datos suministrados para el periodo 1998-2000 por el Servicio de Calidad Ambiental (Consellería de Medio Ambiente, Generalitat Valenciana) en Alicante. También se incluyen, para su comparación, las categorías de eutrofia estándar. Fuente: Sánchez et al. (2001).

	Fósforo total µgP/l	Clorofila "a" µg/l	DBO5 mgO ₂ /l	DQO mgO ₂ /l
Azarbe Orones	330	15,4	6,0	41,0
Oligótrofas	<10	<2,5	<0,3	<0,6
Mesótrofas	10-30	2,5-8,0	0,3-3,0	0,6-6,0
Eútrofas	31-100	8,5-25,0	3,1-10,0	6,1-20,0
Hipereútrofas	100	25,0	10,0	20,0

de concentración de perdigones de plomo en la zona en cotos de caza de aves acuáticas (Bonet *et al.*, 1995) indicaron que la distribución de los perdigones pudo presentar grandes diferencias en el terreno. El análisis de la acumulación de perdigones de plomo en la zona del proyecto se encargó al Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante (Bonet, 1999). Los resultados demostraron una diferente distribución de los perdigones de plomo tanto en el espacio como en profundidad. Las diferencias en el espacio se explican por el efecto parabólico del tiro y de la diferente "calidad" de cada uno de los puestos de tiro. En cuanto a las diferencias en profundidad, éstas fueron el resultado de los diferentes calibres usados en las modalidades de caza empleadas y, en su mayor parte, de las labores de cultivo realizadas en la casi totalidad de la superficie de la zona de campo de tiro. La estima de la cantidad total de perdigones en la finca fue de 2.582 kg de plomo, con una densidad media de 89,4 perdigones/m² ± 16,4 (SD) en el estrato superior (0-5 cm). Para la descontaminación de la zona, se estableció un nivel de acumulación tolerable, bajo el supuesto de que la máxima densidad de perdigones que se permitirían en el terreno era de 12 perdigones/m², ya que se observaron efectos perniciosos en valores superiores (R. Mateo, com. pers.). Bajo estos condicionantes, el volumen de tierra a descontaminar fue de 23.460 m³ (Fig. 1). Para llevar a cabo la labor se barajaron cuatro posibilidades:

I. Separación de los perdigones mediante un tornillo de Arquímedes por diferencia de densidades en un fluido. La tierra delimitada para su descontaminación debía mezclarse con agua de forma homogénea, para posteriormente pasar dicho fluido por un tornillo de Arquímedes con la inclinación y longitud determinada, con objeto de separar los perdigones por su diferente densidad del resto de materiales terrígenos (Rodríguez, 1999). Se descartó por su alto coste económico y complejidad de instalación en la finca.

II. Separación de los perdigones mediante tolvas de chorro de aire. Tras un desmenuzamiento fino de la tierra a descontaminar, se haría pasar el material acondicionado por unas tolvas agujereadas con un diámetro adecuado, en las cuales

se accionarían chorros de aire con una fuerza adecuada para separar los perdigones de la tierra (Rodríguez, 1999). Se descartó por su alto coste económico y la complejidad de la estructura a montar.

III. Acumulación de las tierras retiradas con los perdigones en una zona cuya base y techo estuviera provista de un geotextil totalmente impermeable, de manera que todo el sustrato se encontrara aislado del exterior para evitar el lixiviado o disolución del plomo, así como su acceso para la fauna. Este procedimiento también fue descartado por el elevadísimo coste del geotextil, dada la gran superficie de terreno que ocuparían las tierras acumuladas.

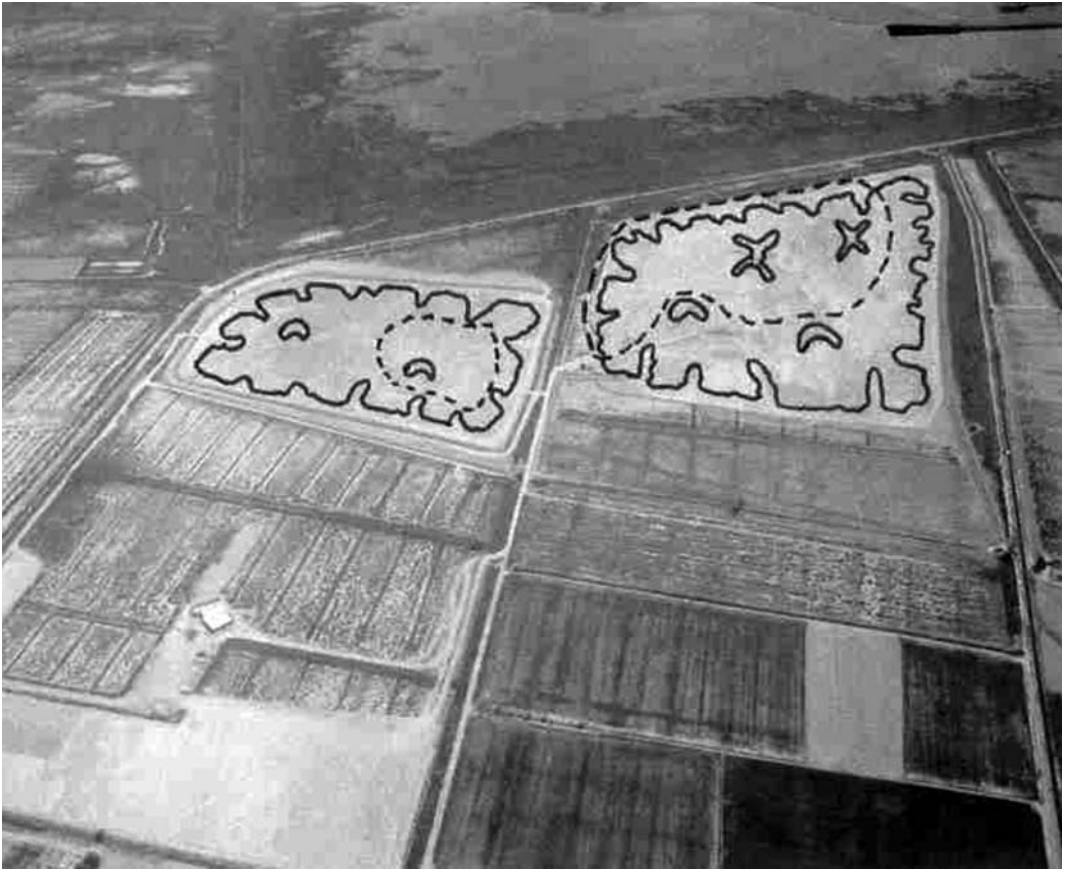


FIG. 1.- Esquema del proyecto de obra sobre fotografía aérea de la finca El Rincón, con las parcelaciones de los antiguos cultivos y la zona amplia del campo de tiro. Se observa la Laguna El Saladar en la parte superior izquierda, y la laguna El Rincón en la superior derecha. Se señala con línea continua el contorno de las lagunas e islas y discontinua las zonas contaminadas por plomo a retirar. Figura orientada al este. Fuente: TRAGSA, Sánchez et al. (2001).

IV. Acumulación de las tierras retiradas a zonas alejadas del sistema lagunar y sin contacto con el nivel freático. Por razones económicas, esta fue la opción elegida.

4. Diseño de un balance hídrico teórico del futuro sistema lagunar. El objetivo de este diseño (Sánchez *et al.*, 2001), fue el de determinar la dinámica hidrológica estacional de la laguna El Rincón con el fin de establecer los requerimientos mensuales de agua para asegurar los niveles de inundación que mantienen la estabilidad hídrica del complejo (Fig. 2). El volumen de agua que se precisaba bombear para el mantenimiento del sistema se determinó para octubre-marzo (40 cm de profundidad media), marzo-julio (20 cm) y julio-octubre (15 cm), considerando una cobertura de vegetación emergente nula (Tabla 2). Para las balsas de depuración 1, 2 y 3 se estimó una profundidad media durante todo el año que oscilase entre 40 y 60 cm en dos posibles situaciones, libres de carrizo y con la superficie totalmente cubierta de vegetación. La puesta en funcionamiento del sistema de depuración, y la inundación de la laguna de El Rincón precisa de unos costes iniciales que se refieren al bombeo de las aguas residuales, y al mantenimiento de unas profundidades de aguas determinadas que permitan el desarrollo de la vegetación acuática y emergente. Además hay que tener en cuenta las pérdidas del sistema, ya sean por evaporación o por evapotranspiración de la vegetación, parámetros que son importantes sobre todo en una zona donde la temperatura media anual es elevada y las precipitaciones escasas. Para la laguna de El Saladar no se estableció ningún balance hídrico, ya que fue innecesario su bombeo al no haber limitación de recurso, encontrándose

TABLA 2

Principales características morfométricas de la laguna El Rincón en función de la altura de la lámina de agua. Fuente: Sánchez et al. (2001).

	Profundidad (cm)	Superficie (m ²)	Volumen (m ³)
El Rincón	0	182.031	0
	10	182.325	18.218
	30	182.914	54.742
	50	183.504	91.384
Balsa 1	0	1.298	0
	10	1.312	133
	30	1.340	400
	50	1.367	666
Balsa 2	0	1.305	0
	10	1.319	134
	30	1.347	402
	50	1.375	670
Balsa 3	0	19.341	0
	10	19.405	1.949
	30	19.532	5.846
	50	19.660	9.750



FIG. 2.- Esquema de la situación de los sistemas lagunares sobre fotografía aérea. Se observa el sistema de depuración de las balsas (1, 2 y 3), la laguna El Rincón (4) y la laguna El Saladar (5). Los puntos indican las zonas de entrada y salida del agua y las flechas el sentido de su circulación. Figura orientada al este. Fuente: Sánchez et al. (2001).

asegurada su calidad por provenir mediante conducción desde un manantial no apto para el cultivo dada su salinidad.

5. Revisión bibliográfica sobre requerimientos de hábitat de la Cerceta pardilla y construcción de humedales. De la revisión de la escasa bibliografía al respecto destacar las directrices señaladas por Green (1998) para el diseño de un humedal idóneo para la Cerceta pardilla. En cuanto al diseño de humedales artificiales son escasísimos los casos en ambientes mediterráneos, pero las referencias de Andrews y Kinsman (1990) y Merritt (1994) fueron de utilidad. Las directrices que se aplicaron al diseño del sistema lagunar fueron las de la creación de un complejo de dos charcas con diferentes tamaños e independientes sistemas de abastecimiento hídrico, para poder controlar el nivel de las

mismas por separado. La profundidad media recomendable es de 30 cm. En caso de existir profundidades mayores, éstas sólo tendrían valor para la especie si existiesen parches de vegetación emergente y/o vegetación sumergida para que pueda alimentarse, por lo que la profundidad máxima recomendable es de 50-100 cm. Las pendientes de las orillas deben ser con taludes menores de 1:15. La morfología del humedal ha de presentar una alta relación entre la longitud total de la orilla y el total de superficie inundada. La conductividad del agua debe estar comprendida entre 1-30 mS/cm. Hay que crear islas de contorno irregular y cubiertas de vegetación. Para promover los lechos de vegetación sumergida, es necesaria la incorporación de filtros verdes, con objeto de disminuir el grado de eutrofia de las aguas bombeadas.

RESULTADOS

Se construyeron dos lagunas (Fig. 1). La de El Saladar se encuentra al norte de la finca, cuenta con una superficie de cubeta de 6 ha y se alimenta de agua de manantial procedente de San Isidro de Albaterra (Alicante) mediante entubamiento. La conductividad a pie de manantial era de 8 mS/cm. Se construyeron dos islas con forma de media luna, con la parte convexa de las mismas orientadas hacia el este, al ser la zona con mayor predominancia de viento. La salida de las aguas de la laguna se realizó mediante una compuerta de tornillo. Rodeando a la laguna y por condicionante de los agricultores de la zona, se realizó una zanja con el objetivo de recoger las posibles filtraciones de la laguna, además de aislar y proteger más a la laguna de depredadores y transeúntes, así como de originar un reservorio biológico en épocas de secado de la cubeta lagunar.

Dentro de la cubeta se realizó una zanja de 50 cm de profundidad rodeando las islas y que conecta con la salida de agua por la compuerta de tornillo. Ello fue llevado a cabo con objeto de servir de zanja de drenaje para secar la laguna en caso de necesidad, de proteger las islas de depredadores y de actuar como zona de retención del oleaje para evitar su efecto erosivo sobre los taludes de las islas.

En las orillas y para facilitar el implante de la vegetación, se utilizó un tractor con cultivador para airear la tierra, siempre siguiendo la dirección de las curvas de nivel. Posteriormente, se realizó un decapado superficial de tierras colindantes donde se desarrollan formaciones de vegetación de saladar (antiguos campos de cultivo), las cuales se depositaron en zonas concretas de las orillas de esta laguna. El resultado fue la aparición de diferentes especies de vegetación halonitrófila en las zonas de aporte de tierra. Para mantener una humedad edáfica adecuada, se llenó la laguna a una profundidad de 15 cm aproximadamente en el mes de abril de 2001, manteniéndose hasta la actualidad.

La laguna El Rincón se encuentra al sur de la finca y tiene una superficie de cubeta de 18 ha. La construcción de esta laguna fue posterior a la de El Saladar, dado su mayor tamaño. El diseño del sistema de abastecimiento de agua a la laguna contempló el bombeo de agua residual que circula por el denominado Azarbe de Orones. Este azarbe recoge las aguas que se filtran de los cultivos de la zona, y en menor medida aguas residuales urbanas, aunque no hay que descartar que también lleguen vertidos industriales. Estas aguas brutas serán las que se utilizarán, una vez tratadas, para alimentar la laguna de El Rincón (Fig. 2).

El sistema elegido para el tratamiento de las aguas brutas consistió en un grupo de tres balsas (1, 2, 3; Fig. 2), en las que se potenciará la instalación de un carrizal (*Phragmites australis*) que permita la decantación y la depuración de las aguas del azarbe. Estos humedales artificiales constituyen un sistema de tratamiento de bajo coste, con vegetación emergente y con flujo superficial, habiendo sido empleado en diversos países europeos (Vymazal *et al.*, 1998). Gracias a las lluvias otoñales del 2001 y al desbordamiento del Azarbe de la Cabecera, esta laguna se llenó durante el otoño-invierno de 2001-2002, lo cual repercutirá en la aparición de la vegetación en la primavera de 2002.

Como en el caso de la laguna El Saladar, la de El Rincón tiene la salida del agua mediante una compuerta de tornillo. Posee también una zanja perimetral realizada por los mismos condicionantes, construyéndose en su interior 5 islas, tres con forma de media luna, con la zona convexa orientada hacia el este, y otras dos en forma de estrella de mar (con 4 brazos) para poder ofrecer mayor refugio a las aves ante cualquier dirección de viento (Fig. 1). La disposición de las mismas se realizó para evitar la formación del oleaje, rompiendo al máximo la longitud lineal de agua libre sin obstáculos. Las islas también están provistas de zanjas perimetrales conectadas con la compuerta de salida de agua, con las mismas funciones que en la laguna El Saladar.

Para favorecer la circulación del agua, sería necesario en un futuro asegurar la salida del agua en las dos lagunas mediante un sistema de bombeo, debido a la dificultad de drenaje de las aguas de la laguna.

DISCUSIÓN

Pese a la labor llevada a cabo hasta el momento, el proyecto de restauración ecológica de la finca El Rincón aún está por ultimar, dada la complejidad de las obras de este tipo y los constantes imprevistos que suelen aparecer, retrasando su puesta a punto. No obstante el interés de su plena consecución deriva de que se trata del primer caso conocido de creación de un humedal con objeto de recrear las condiciones óptimas de hábitat para la Cerceta pardilla (Echevarría, 2001). Del seguimiento de esta experiencia se pueden sacar conclusiones relevantes tanto para la gestión de la especie, como para la restauración de humedales en un ambiente mediterráneo, y por lo tanto para su extrapolación a otras zonas de similares condiciones ecológicas.

Sin duda es necesario realizar un control de la efectividad del sistema de depuración para su ajuste y corrección, junto con la supervisión de la calidad de las aguas en el sistema lagunar. También es esencial contrastar el balance hídrico teórico con las condiciones naturales del sistema.

Por otra parte, es imprescindible el seguimiento de la colonización y posterior evolución de las comunidades vegetales sumergidas y emergentes, la realización de restauración de vegetación de saladar y de plantas acuáticas, así como la comprobación de su respuesta con el tiempo y de las fluctuaciones de los niveles de agua.

El seguimiento de las comunidades planctónicas, de la ornitocenosis y, en mayor detalle, del uso por parte de la Cerceta pardilla de este sistema podrá dar información muy valiosa para comprender mejor el sistema establecido y poder sacar conclusiones sobre la restauración realizada, así como para optimizar futuras restauraciones y la conservación de la especie.

AGRADECIMIENTOS

Agradecer a la Consellería de Medio Ambiente y a la Dirección del P. N. El Hondo la posibilidad de haber realizado este interesante proyecto dentro del proyecto LIFE-Naturaleza de conservación de la Cerceta pardilla en la Comunidad Valenciana, sin duda difícil de concordar en el espacio y en el tiempo. Especial mención al Dr. Santos Cirujano, del Jardín Botánico de Madrid (CSIC), y al Dr. Andy Green, de la Estación Biológica de Doñana (CSIC), por su constante apoyo y sus valiosas recomendaciones, sin las cuales el éxito del proyecto hubiera sido difícil. A Marcos Ferrández por su apoyo incondicional en esta ardua tarea de la conservación de la Cerceta pardilla.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrews, J. y Kinsman, D. (1990). *Gravel Pit Restoration for Wildlife, a Practical Manual*. The Royal Society for the Protection of Birds. Sandy.
- BirdLife International (2000). *Threatened Birds of the World*. Lynx Edicions, BirdLife International. Barcelona, Cambridge.
- Bonet, A. (1999). *Análisis de la acumulación de perdigones de plomo en la finca "El Rincón" (Parque Natural El Hondo)*. Informe final. TRAGSA, Consellería de Medio Ambiente (Generalitat Valenciana). Alicante. Inédito.
- Bonet, A.; Olivares, C.; Picó, M. L. y Sales, S. (1995). L'acumulació de perdigons de plom al Parc Natural del Fondó d'Elx (Alacant): distribució espacial i propostes d'actuació. *Butlletí de la Institució Catalana d'Historia Natural*, 63, 149-166.
- Cirujano, S.; Medina, L.; Peris, J. B. y Stübing, G. (1995). *Estudio de la flora de los Parques Naturales de El Hondo, Salinas de Santa Pola y La Mata-Torrevieja*. Generalitat Valenciana. Valencia. Inédito.
- Echevarría, J. L. (coord.) (2001). *Actas de las Primeras Jornadas Internacionales de Trabajo sobre la Conservación de la Cerceta Pardilla en el Mediterráneo Occidental*. Consellería de Medio Ambiente (Generalitat Valenciana). Guardamar del Segura. Inédito.
- EPYPSA (1993). *Plan Rector del Paraje Natural "El Hondo"*. Vol. I. Memoria Informativa. Consellería de Medio Ambiente (Generalitat Valenciana). Valencia.
- Fuentes, C. y Green, A. (2000). *Estudio del uso del hábitat de la Cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris) en los humedales del sur de Alicante*. Informe final. Consellería de Medio Ambiente (Generalitat Valenciana), CSIC. Sevilla. Inédito.
- Gómez, J. A. y Mateache, P. (1998). El Hondo. En, Bernués, M. (coord.): *Humedales españoles inscritos en la lista del Convenio Ramsar*, pp. 237-245. 2ª edición. Colección Técnica. Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- Green, A. (1993). *The Status and Conservation of the Marbled Teal Marmaronetta angustirostris*. IWRB Special Publication, 23. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. Slimbridge.
- Green, A. (comp.) (1996). International action plan for the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris*. En, Heredia, B.; Rose, L. y Painter, M. (eds.): *Globally threatened birds in Europe. Actions plans*, pp. 99-117. Council of Europe Publishing. Strasbourg.

- Green, A. (1998). *La Cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris) en Andalucía: su ecología, problemas de conservación y bases para un plan de recuperación*. Informe final. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), CSIC. Sevilla. Inédito.
- Grinnel, G. B. (1894). Lead poisoning. *Forest & Stream*, 42: 117-118.
- Guitart, R.; Mañosa, S. y Mateo, R. (1998). El plumbismo en ocells aquàtics als Països Catalans: diagnosi d'una situació censurable. *Butlletí de la Institució Catalana d'Historia Natural*, 66: 5-16.
- Mateo, R.; Cerradelo, S. y Guitart, R. (1991). Primeres dades sobre plumbismo en aus del Delt de l'Ebre i sones properes. *Butlletí Parc natural del Delta de l'Ebre*, 6: 10-13.
- Merrit, A. (1994). *Wetlands, Industry and Wildlife, a Manual of Principles and Practices*. The Wildfowl & Wetlands Trust. Slimbridge.
- Pain D. J. (ed.) (1992). *Lead Poisoning in Waterfowl*. IWRB Special Publication, 16. IWRB. Slimbridge, Gloucester.
- Rodríguez, J. (1999). *Informe sobre la viabilidad económica en la eliminación de perdigones en la finca El Rincón. Crevillente (Alicante)*. ROER. Madrid. Inédito.
- Sánchez, S.; Cirujano, S. y Moreno, M. (2001). *Restauración ecológica de la Finca El Rincón (Alicante)*. Informe final. TRAGSA, Consellería de Medio Ambiente (Generalitat Valenciana). Alicante. Inédito.
- Tucker, G. M. y Heath, M. F. (eds.) (1994). *Birds in Europe: Their Conservation Status*. BirdLife Conservation Serie, 3. BirdLife International. Cambridge.
- Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P. F.; Haberl, R.; Perfler, R. y Laber, J. (1998). Removal mechanisms and types of constructed wetlands. En, Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P. F.; Green, M. B. y Haberl, R. (eds.): *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, pp 17-66. Backhuys Publishers. Leiden.

ESTADO DE CONSERVACIÓN DE ENCLAVES ACUÁTICOS EN LA SIERRA DE LOS FILABRES (ALMERÍA): IMPLICACIONES PARA LOS ANFIBIOS

EMILIO GONZÁLEZ MIRAS, JOAQUÍN VALERO Y JUAN CARLOS NEVADO

Dpto. de Flora y Fauna, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, C. R. Oliveros, bl. Singular, 04071, Almería, e-mail: gmiras@cajamar.es

INTRODUCCIÓN

El declive de las poblaciones de anfibios es un hecho ya confirmado a escala global (Houlahan *et al.*, 2000), fenómeno para el que España no se ha mantenido al margen (Barbadillo y García-Paris, 1991; Márquez y Lizana, 1993; SCV, 1995; Martínez-Solano *et al.*, 2001; Marco *et al.*, 2002). En nuestro país, las principales causas que se han propuesto para explicar este declive son, entre otras, la destrucción y/o transformación de los hábitats (incendios, repoblaciones, desecación, etc.), la introducción de especies alóctonas, el aumento de la radiación UV, los atropellos y la pérdida o alteración de los medios acuáticos. Este último factor constituye una de las principales amenazas para la supervivencia de los anfibios, dado que dependen de tales ámbitos para poder completar su ciclo biológico.

Aunque en Almería ha sido escasamente tratado el estudio de la conservación y la distribución de los anfibios, una serie de trabajos previos apuntan la existencia de poblaciones relictas de una nueva especie, el Sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*; Arntzen y García-Paris, 1995), en las Sierras de Los Filabres y Gádor (Antúnez *et al.*, 1988; Real *et al.*, 1992; García-Paris *et al.*, 1993; Márquez *et al.*, 1994). Tal especie ha sido considerada por estos autores como en peligro de extinción en ambas sierras, debido principalmente a la escasez de medios acuáticos, siendo por ello necesario actuar con objeto de impedir que la especie desaparezca (García-Paris y Arntzen, 1997). Los datos aportados en los trabajos mencionados, junto a la falta de información acerca de los anfibios en la Sierra de Los Filabres, hicieron que desde la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía) se decidiese realizar una serie de actuaciones encaminadas a la conservación de este grupo faunístico. Ello ha permitido obtener un inventario de los diferentes enclaves acuáticos y sus amenazas, así como conocer la distribución de los anfibios de esta sierra.

En el presente trabajo se aportan datos sobre el tipo de puntos de agua presentes en la Sierra de Los Filabres, estado de conservación, amenazas y sus anfibios asociados, prestando especial atención al Sapo partero bético. También se citan brevemente algunas de las actuaciones que

la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía) ha realizado para la recuperación de estas áreas húmedas para los anfibios.

ÁREA DE ESTUDIO

La Sierra de Los Filabres se encuentra situada en el centro-oeste de la provincia de Almería (Fig. 1). Con una superficie de 180.000 ha y una altura máxima de 2.168 m s. n. m., es el macizo montañoso más extenso de la provincia. Geológicamente pertenece a los complejos Nevado-Filábride y Alpujarride. El primero se caracteriza por la abundancia de rocas ácidas (micasquistos, cuarcitas, gneis) y el segundo por una base dendrítica (filitas y cuarcitas), coronada por un depósito superior carbonatado (calizas y dolomías) (IGME, 1982).

Bioclimáticamente, en esta sierra se presentan los termotipos Meso, Supra y Oromediterráneo, con ombrotipos que van desde el Semiárido en las zonas más bajas, hasta el Húmedo en las cotas más elevadas, donde las precipitaciones en forma de nieve son frecuentes durante el invierno. El área de estudio se incluye dentro de la provincia Bética, con dos subsectores que quedan delimitados por los materiales geológicos y por las distintas comunidades vegetales, el Serrano-Bacense y el Filábrico (Navarro y Valle, 1999). Mas detalles sobre estas comunidades vegetales pueden encontrarse en Pallares (1991).

En la actualidad y al igual que ha sucedido con otras montañas del sur peninsular, la Sierra de Los Filabres ha sufrido un intenso proceso de despoblamiento que tuvo su origen en las importantes migraciones que se produjeron a partir de los años sesenta. Este éxodo fue la causa de que muchas de las estructuras tradicionales usadas para almacenar agua fueran abandonadas, desapareciendo así gran parte de los recursos acuáticos potenciales para la reproducción de anfibios (García-Paris *et al.*, 1993; Sanchez Quirante, 1998).

METODOLOGÍA

Previamente a la puesta en marcha del protocolo de muestreo, fue elaborado un listado de los enclaves acuáticos a visitar y los itinerarios a seguir, utilizando para ello las hojas cartográficas del Instituto Geográfico Nacional 1:25.000 y los mapas 1:50.000 del Servicio Cartográfico del Ejército, así como la información aportada por los agentes forestales locales.

Una vez planificado el trabajo de campo, éste fue llevado a cabo mensualmente entre febrero de 2000 y agosto de 2001, con especial dedicación durante la época de cría (generalmente en otoño y primavera). La unidad cartográfica elegida fue la cuadrícula UTM 5 x 5 km, tamaño de malla que ha sido utilizado para otros atlas regionales (Polls, 1985; Esteban *et al.*, 1994). Durante la toma de datos, además de la atención prestada a los puntos de agua aún existentes, fueron también visitados antiguos enclaves actualmente desaparecidos y asociados a actividades humanas (acequias, albercas, pozos, etc.), valorándose su estado de conservación, factores de deterioro y potencial utilización por parte de los anfibios. Se intentó emplear el mismo esfuerzo de muestreo para cada una de las cuadrículas objeto de estudio.

Se consideró un enclave como potencialmente apto para la reproducción, cuando mantuvo cierta cantidad de agua durante algún tiempo (más de un mes) y su acceso era posible para los anfibios.

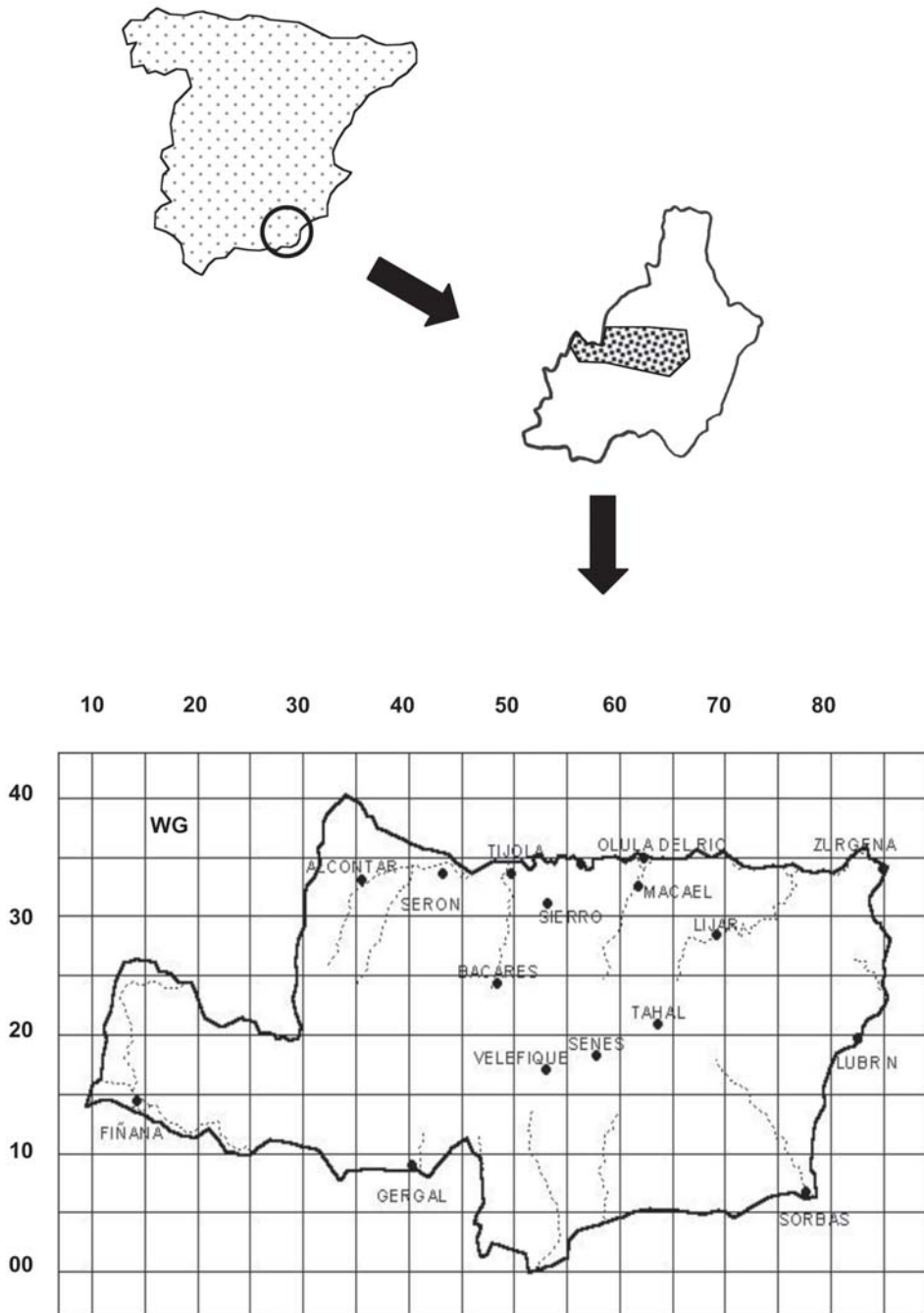


FIG. 1.- Localización y principales características geográficas de la Sierra de Los Filabres.

Para la localización de las especies se muestreó cada uno de los puntos de agua visualmente y con una manga, lo que sirvió principalmente para la localización de puestas y larvas. La búsqueda se completó con observaciones en los alrededores (piedras, troncos, vegetación, etc.), con objeto de detectar ejemplares adultos. La mayoría de los enclaves fue visitado más de dos veces, incluyendo para muchos de ellos una inspección nocturna, intervalo en el que aumenta la posibilidad de localizar adultos. Metodología de muestreo para anfibios puede ser consultada en Arnold y Burton (1987), Gracia y Pleguezuelos (1990) y Barbadillo *et al.* (1999).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Enclaves acuáticos

En Almería, la escasez de agua ha sido uno de los problemas principales para el hombre, de modo que cualquier nacimiento de agua ha sido aprovechado desde antiguo (Gil Albarracín, 1992) y suele tener asociadas infraestructuras para el almacenamiento hídrico que, a posteriori, podrían ser utilizadas por los anfibios para su reproducción. En este sentido, fueron localizadas 135 estructuras artificiales, la mayoría en las zonas altas de la sierra, donde eran más abundantes los nacimientos de agua. Sin embargo, tan solo 63 se encontraron bien conservadas y, de éstas, únicamente 42 acogieron anfibios reproduciéndose (Tabla 1).

Los escasos ríos y arroyos fueron los únicos medios acuáticos de origen natural disponibles para los anfibios en la Sierra de Los Filabres, pues la mayoría de los otros enclaves se encontraron relacionados con las actividades humanas (ganadería, agricultura, abastecimiento humano, etc.).

A continuación se describen los distintos tipos de enclaves acuáticos potencialmente habitables por los anfibios encontrados en el área de estudio.

A) Ríos y arroyos

Los ríos y arroyos de la Sierra de Los Filabres eran de escaso caudal y corto recorrido, teniendo que salvar un fuerte desnivel en pocos kilómetros. De este modo, aunque eran varios los cauces que llevaban agua durante buena parte del año, tan solo unos pocos mostraban

TABLA 1

Tipos de enclaves acuáticos muestreados en la Sierra de Los Filabres. También se apuntan sus estados de conservación y presencia de anfibios.

Enclaves	Enclaves muestreados	Enclaves bien conservados	Enclaves con anfibios	% de enclaves con anfibios	Nº de especies encontradas
Charcas temporales	12	12 (100%)	4	33,3	2
Aljibes	10	--- (0%)	---	---	---
Fuentes	33	5 (15,1%)	2	40,0	4
Balsas de cemento	43	21 (48,8%)	16	76,2	3
Albercas de tierra	24	22 (91,6%)	19	86,3	4
Abrevaderos	13	3 (23,0%)	1	33,3	1
Total	135	63 (46,6%)	42	66,6	6

condiciones adecuadas para la reproducción de anfibios (poca corriente, zonas encharcadas y orillas accesibles; Gracia, 1988). Estos requerimientos se encontraron, sobre todo, en los cursos bajos de los cinco arroyos más importantes, como fueron Río Sierro, Río Bacares, Arroyo del Sauco, Arroyo de Los Santos y Rambla de Gérgal. Otros lechos menos caudalosos, pero también aptos para la reproducción, fueron Río Laroya, Río Chercos, Arroyo del Marchal, Arroyo Primero y Barranco del Alamo. En varios de estos lechos existían diques que favorecían la formación de grandes charcas, aptas para la cría y utilizadas por los anfibios.

B) Charcas temporales y cocones

Solo se consideraron 12 que tenían cierta permanencia en el tiempo y podían llegar a ser adecuadas para la reproducción de las especies. La mayoría se formaban en otoño y primavera, cuando las lluvias son más frecuentes. Los cocones son charcas temporales de origen antrópico, a veces horadados por los mismos pastores, en las que el agua de lluvia era retenida en lugares deprimidos. Antiguamente los cocones eran más abundantes debido a la mayor presencia de pastores, desapareciendo muchos de ellos por colmatación (com. pers. de pastores locales). Solían estar distribuidos por toda la sierra, siendo más abundantes en zonas bajas y de media montaña. En otras ocasiones el origen de los encharcamientos era natural, tras crecidas de ramblas, en cunetas inundadas después de la lluvia, charcos temporales, etc.

C) Aljibes

Son depósitos de agua cubiertos y, por tanto, improproductivos para los anfibios, al igual que los abrevaderos asociados a ellos, ya que los pastores solo extraían momentáneamente de los aljibes el agua que necesitaba su ganado, quedando nuevamente secos tras haber sido usados. No obstante, las pozas de decantación de los aljibes sí mantuvieron agua durante buena parte del año, observándose en ellas la presencia de ejemplares de Sapo corredor (*Bufo calamita*). Sin embargo, pudo ser comprobado que tales pozas actuaban a manera de trampa mortal, debido a que sus paredes de cemento impedían la salida de adultos, que terminaban muriendo ahogados.

D) Fuentes

Las fuentes eran relativamente frecuentes por las zonas forestales y más altas de la sierra, donde los nacimientos eran más abundantes, aun siendo las estructuras normalmente más deterioradas. Todas tenían en común la presencia de una pileta que servía para retener agua y, por tanto, un lugar potencial para la reproducción de anfibios. Sin embargo, algunos de sus pilones eran inaccesibles para las especies, al presentar paredes muy elevadas. Además, este tipo de recursos era poco utilizado en el área de estudio ya que, de los 33 emplazamientos localizados, tan solo 5 mantenían suficiente agua, encontrándose únicamente en dos de ellos ejemplares de algún anfibio.

E) Abrevaderos

Eran enclaves con buena accesibilidad para los anfibios, pues sus paredes eran poco elevadas o se encontraban al nivel del suelo. Solían tener agua durante todo el año y abundante vegetación acuática, conformándose por tanto como un enclave óptimo para la reproducción de anfibios. Sin

embargo, de las 13 estructuras muestreadas, la mayoría en zonas forestales, tan solo 3 estaban bien conservadas y mantenían agua. El resto de abrevaderos estaban rotos o las fuentes de agua de las que se surtían se habían secado. En ocasiones, los pastores sustituían los abrevaderos deteriorados por bañeras, probablemente inviables para los anfibios por su difícil acceso. Fueron, junto a las fuentes, las estructuras que en peor estado de conservación se encontraron.

F) Balsas de cemento

Se trató del recurso de agua más extendido y, junto a las albercas de tierra, la estructura más utilizada por los anfibios para la reproducción. Se muestrearon 43 balsas, la mayoría en zonas agrícolas de carácter privado, ya que en las áreas forestales habían sido normalmente abandonadas. En algunos de estos emplazamientos fueron detectados determinados factores que podrían dificultar su uso por parte de las especies estudiadas, como altos muros que impedían su acceso, limpiezas durante la época reproductora o introducción de carpas. De este modo, tan solo 21 de las balsas muestreadas debían ser potencialmente aptas para la reproducción de anfibios, encontrándose en 19 alguna especie.

G) Albercas de tierra

Se constituyeron como las estructuras mejor conservadas, con el 91,6% de las mismas potencialmente aptas para la cría, tratándose de uno de los recursos en el que mayor diversidad de anfibios se encontró. Normalmente consistían en simples excavaduras del terreno, ubicadas en áreas más o menos llanas de zonas principalmente agrícolas, con presencia de agua durante todo el año y procedente de fuentes o barrancos. Fueron considerados enclaves de agua distintos a los anteriores debido a que presentaban rampas y paredes de más fácil acceso, además con abundante vegetación sumergida.

Problemas de conservación de los enclaves acuáticos

Una vez reconocidos los enclaves de estudio, los problemas de conservación encontrados para los anfibios y su hábitat pudieron agruparse en función de determinados factores de amenaza.

I) Ausencia de agua

Este fue el problema más común para los enclaves que se encontraron en mal estado de conservación (50%). En el apartado incluimos tanto los emplazamientos que estaban totalmente secos como aquellos con niveles subóptimos de agua, debido a que la estructura encargada de retenerla se encontraba en mal estado. Las causas que motivaron la falta de disponibilidad hídrica fueron variadas, correspondiéndose con las asociadas a la desecación o bajada de los niveles de los acuíferos, así como al mal estado de muchas de las captaciones existentes.

II) Baja accesibilidad

Este impedimento fue hallado en el 22% de los enclaves visitados. En algunas balsas y fuentes el agua estaba separada del nivel del suelo por grandes muros de cemento lisos que impedían el acceso a los anfibios. Esta barrera apareció sobre todo en zonas agrícolas, donde muchas balsas tradicionales fueron modificadas.

III) Colmatación de enclaves

Este factor de amenaza apareció en el 12% de los puntos, siendo las albercas de tierra los emplazamientos principalmente afectados. Con el tiempo, los restos de vegetación y tierra arrastrados por el agua colmatan las albercas abandonadas que, además, actualmente no son limpiadas. Conforme el recinto va anegándose, probablemente pierde calidad para la reproducción de anfibios ya que, mientras las albercas bien conservadas pudieron llegar a ser usadas por hasta cuatro especies a la vez (González Miras, 2001), las colmatadas no se utilizaron o solo lo fueron por el Sapo común (*Bufo bufo*).

IV) Retirada de la vegetación sumergida

Pese a ser necesaria la limpieza periódica de las balsas y albercas con objeto de impedir su colmatación, en muchas ocasiones se realizó la práctica con la presencia de larvas en el agua, normalmente durante primavera-verano. Este peligro fue detectado en el 13,8% de los enclaves, aunque probablemente fuese más común en muchas balsas privadas y en los abrevaderos públicos. La amenaza fue especialmente preocupante para el Sapo partero bético, ya que uno de los cinco enclaves en los que se reproducía (González Miras, 2001) padecía este factor de riesgo, siendo masiva la mortalidad de larvas en él (mas del 90%) durante la primavera de 2001.

V) Otros

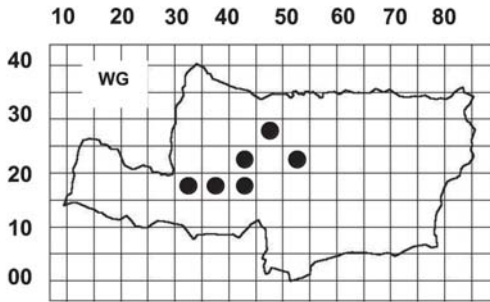
Otros problemas que se detectaron en menor medida fueron (a) la presencia de carpas (2,2%), (b) los atropellos en los desplazamientos de anfibios (principalmente de Sapo corredor) a puntos de agua cercanos a carreteras (1,5%), así como (c) la afluencia de visitas a enclaves acuáticos en áreas recreativas, con el consiguiente peligro para las larvas (0,7%).

Distribución de las especies

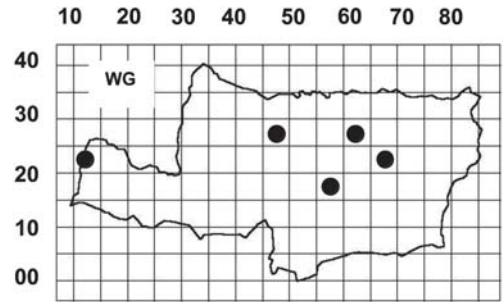
Seis especies de anfibios, todas ellas anuros, fueron encontradas en la Sierra de Los Filabres, correspondiéndose con el Sapo partero bético, el Sapillo pintojo (*Discoglossus jeanneae*), el Sapillo moteado (*Pelodytes* sp.), el Sapo corredor, el Sapo común y Rana común (*Rana perezi*), siendo las tres últimas las más ampliamente distribuidas (Fig. 2).

Las pocas citas obtenidas para el Sapillo moteado, con un único individuo adulto detectado, junto a la escasa información existente sobre el género en la fecha de la observación (febrero de 2000), no permiten asegurar cual de las dos especies de *Pelodytes* es la presente en Los Filabres. Sin embargo, trabajos publicados recientemente apuntan a que podría tratarse de *P. ibericus* (Fernandez-Cardenete *et al.*, 2000; Sanchez-Herrainz *et al.*, 2000; Salvador y García-París, 2001), aunque tal identificación deberá ser confirmada en futuros estudios, ya que los límites de distribución entre *P. ibericus* y *P. punctatus* no se encuentran bien definidos en Andalucía oriental (Márquez, 2001).

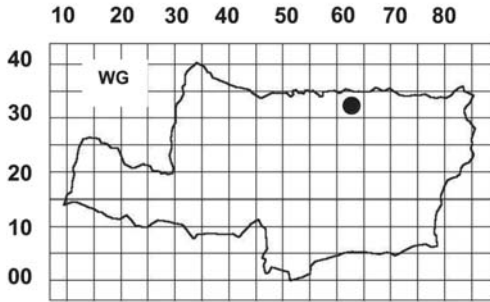
Tan solo el Sapillo moteado y el Sapillo pintojo parecieron encontrarse ligados a los medios naturales. Sin embargo, para la primera especie el bajo número de datos no aportó información suficiente como para corroborarlo. De las 75 citas acumuladas de anfibios durante el presente trabajo, el 84% tuvo lugar en estructuras de origen artificial (Tabla 2), lo que indica su importancia para la conservación del grupo faunístico. Además el Sapo partero bético, el Sapo común y el Sapo corredor utilizaron exclusivamente para la cría este tipo de recursos.



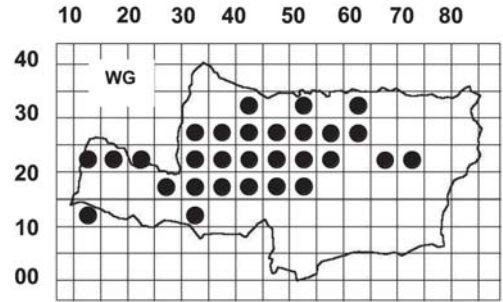
Sapo partero bético
(Alytes dickhilleni)



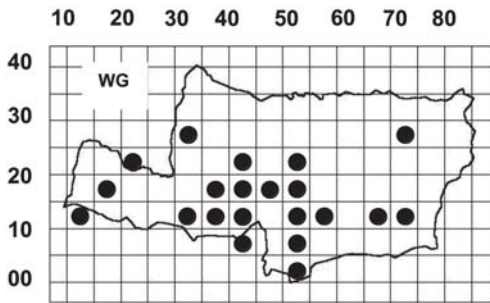
Sapillo pintojo
(Discoglossus jeanneae)



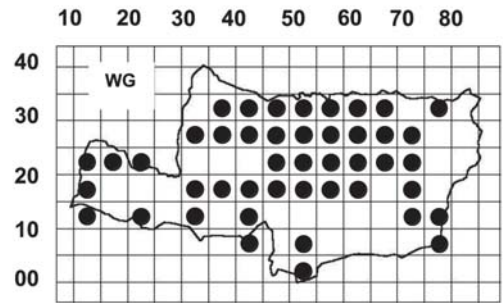
Sapillo moteado
(Pelodytes sp.)



Sapo común
(Bufo bufo)



Sapo corredor
(Bufo calamita)



Rana común
(Rana perezi)

FIG. 2.- Distribución de los anfibios en la Sierra de Los Filabres.

TABLA 2

Número de citas de cada especie para los distintos tipos de enclaves muestreados en la Sierra de Los Filabres.

Especie	Río	Charca temporal	Aljibe	Fuente	Abrevadero	Balsa de cemento	Alberca de tierra
Sapo partero (<i>Alytes dickhilleni</i>)	---	---	---	1	1	2	1
Sapillo pintojo (<i>Discoglossus jeanneae</i>)	4	---	---	1	---	---	---
Sapillo moteado (<i>Pelodytes</i> sp.)	1	---	---	---	---	---	---
Sapo común (<i>Bufo bufo</i>)	---	1	---	1	---	11	15
Sapo corredor (<i>Bufo calamita</i>)	---	4	---	---	---	---	2
Rana común (<i>Rana perezi</i>)	7	---	---	1	---	14	8
Total	12	5	0	4	1	27	26

Las albercas de tierra y las fuentes, estructuras mayoritarias en zonas forestales, fueron las que mayor número de especies albergaron, ya que en tales hábitats normalmente existe mayor diversidad de anfibios que en los agrícolas (Tabla 1; González Miras, 2001). En las balsas de cemento, principalmente disponibles en zonas agrícolas, destacó la presencia de la Rana común. Las charcas temporales normalmente solo fueron utilizadas por el Sapo corredor, especialista en el uso de este tipo de recursos, mientras que en los escasos abrevaderos encontrados en buen estado tan solo se detectó al Sapo partero bético. Los aljibes fueron la única estructura artificial no utilizada por los anfibios para la reproducción, debido a los problemas de disponibilidad arriba mencionados.

ESTADO Y MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En una sierra árida, como la de Los Filabres, donde los medios acuáticos naturales son escasos, los anfibios normalmente dependieron de construcciones humanas derivadas del uso del agua para su reproducción. Sin embargo, el desdoblamiento acaecido en esta sierra durante las últimas décadas tuvo como consecuencia el que más del 50% de las construcciones desapareciesen o se encontrasen en mal estado de conservación. Ello debió repercutir negativamente en el mantenimiento de las poblaciones de anfibios de este paraje, especialmente en las de Sapo partero bético, debido a ser exclusivamente dependiente de este tipo de recursos acuáticos. En este sentido, aunque el Sapo partero bético es considerado en el Libro Rojo de Los Vertebrados Amenazados de Andalucía como “Vulnerable”, en función de los datos obtenidos en el presente estudio y en García-Paris *et al.* (1993), se corrobora su grave estado en peligro de extinción para esta sierra (González Miras, 2001).

El trabajo desarrollado ha permitido que desde la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía) se comiencen una serie de actuaciones para promover la conservación del Sapo partero bético y del resto de especies. Aunque varias han sido las labores de gestión iniciadas

(para más detalle, ver González Miras *et al.*, 2002), destacan la del acondicionamiento de veinte enclaves acuáticos que se consideraron importantes para los anfibios, mejorando captaciones, limpiando albercas colmatadas, construyendo nuevos abrevaderos de fácil acceso para los anfibios, arreglando balsas deterioradas y eliminando carpas.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo fue financiado por parte de la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía).

BIBLIOGRAFÍA

- Antúnez, A.; Real, R. y Vargas, J. M. (1988). Análisis biogeográfico de los anfibios de la vertiente sur de la Cordillera Bética. *Miscelanea Zoologica*, 12: 261-272.
- Arnold, E. N. y Burton, J. A. (1987). *Guía de Campo de los Reptiles y Anfibios de España y Portugal*. Omega. Barcelona.
- Arntzen, J. W. y García-Paris, M. (1995). Morphological and allozyme studies of midwife toads (genus *Alytes*), including the description of two new taxa from Spain. *Contributions to Zoology*, 65: 5-34.
- Barbadillo, L. J. y García-Paris, M. (1991). Problemas de conservación de los anfibios en España. *Quercus*, 62: 20-25.
- Barbadillo L. J.; Lacomba J. I.; Pérez-Mellado, V.; Sancho V. y López-Jurado, L. F. (1999). *Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Geoplaneta. Barcelona.
- Esteban, I.; Filella, E.; García-Paris, M.; GOB Menorca; Martín, C.; Pérez-Mellado, V. y Zapiran, E. P. (1994). Atlas provisional de la distribución geográfica de la herpetofauna de Menorca (Islas Baleares, España). *Revista Española de Herpetología*, 8: 19-28.
- Fernández-Cardenete, J. R.; Luzon-Ortega, J. M.; Pérez-Contreras, J. y Tierno de Figueroa, J. M. (2000). Revisión de la distribución de los anfibios y reptiles en la provincia de Granada (España). *Zoología Baetica*, 11: 77-104.
- García-Paris, M. y Arntzen, J. W. (1997). *Alytes dickhilleni* (Arntzen y García-Paris, 1995). En, Pleguezuelos, J. M. (ed.): *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*, pp. 129-130. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada, Asociación Herpetologica Española. Granada.
- García-Paris, M.; Márquez, M.; Tejedo, M. y González, G. (1993). *La conservación de las poblaciones relictas de anfibios (Alytes sp.) en las Sierras Béticas*. Memoria final. ICONA, CSIC. Madrid. Inédito.
- Gil Albarracín, A. (1992). *Arquitectura y Tecnología Popular en Almería*. Griselda Bonet. Granada.
- González Miras, E. (2001). *Enclaves acuáticos y anfibios de la Sierra de los Filabres (Almería)*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Almería. Inédito.
- González Miras, E.; Valero, J. y Nevado, J. C. (2002). Restauran hábitats de Sapo partero bético en la Sierra de Los Filabres. *Quercus*, 196: 10-11.

- Gracia, P. (1988). *Atlas de distribución de los anfibios en la provincia de Granada*. Memoria de Licenciatura. Universidad de Granada. Granada. Inédito.
- Gracia, P. y Pleguezuelos, J. M. (1990). Distribución de los anfibios en la provincia de Granada (SE Península Ibérica). *Anales de Biología*, 16: 71-84.
- Houlahan, J. E.; Findlay, C. S.; Schmidt, B. R.; Meyer, A. H. y Kuzmin, S. L. (2000). Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- IGME (1982). *Mapa Geocientífico del Medio Natural. Provincia de Almería*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.
- Lizana, M. y Barbadillo, L. J. (1997) Legislación, protección y estado de conservación de los anfibios y reptiles españoles. En, Pleguezuelos, J. M. (ed.): *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*, pp. 477-516. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada, Asociación Herpetologica Española. Granada.
- Marco, A.; Lizana, M.; Suárez, C. y Nascimiento, F. (2002). Radiación ultravioleta y declive de anfibios. *Quercus*, 192: 30-37.
- Márquez, R. (2001). Sapillo moteado. En, *Libro Rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*, pp. 44. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla.
- Márquez, R.; García-Paris, M. y Tejado, M. (1994). El sapo partero bético, nueva especie de la fauna española. *Quercus*, 100:12-15.
- Márquez, R. y Lizana, M. (1993). Poblaciones de anfibios en declive ¿un fenómeno global? *Quercus*, 94: 6-11.
- Martínez-Solano, I.; Bosch, J. y García-Paris, M. (2001). El estado de conservación de los anfibios de Peñalara. *Quercus*, 189:20-23.
- Navarro, F. y Valle, F. (1999). Sierra de Baza, una isla botánica en el sureste ibérico. *Quercus*, 159: 43-47.
- Pallares, A. (1991). Datos para el conocimiento de la flora y vegetación de la Sierra de los Filabres (Almería). *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*, 9-10 (Ciencias): 89-109.
- Polls, M. (1985). La herpetofauna del Alto Ampurdán. *Miscelania Zoológica*, 9: 295-314.
- Real, R.; Guerrero, J. C. y Ramírez, J. M. (1992). Identificación de fronteras bióticas significativas para los anfibios en la Cuenca Hidrográfica del Sur de España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 19: 53-70.
- Salvador, A. y García-Paris, M. (2001). *Anfibios Españoles*. Esfagnos. Toledo.
- Sánchez Quirante, L. (1998). Situación actual. En, Asociación Proyecto Sierra de Baza (ed.): *Guía para conocer y visitar el Parque Natural Sierra de Baza*, pp. 179-183. Asociación Proyecto Sierra de Baza. Granada.
- Sánchez-Herraiz, M. J.; Barbadillo, L. J.; Machordom, A. y Sanchíz, B. (2000). A new species of pelodytid frog from the Iberian Peninsula. *Herpetologica*, 56: 105-111.
- SCV (1995). El declive de las poblaciones de anfibios. *Boletín de la Sociedad para la Conservación de los Vertebrados*, 4-5: 9-13.

BALANCE DE RECUPERACIÓN DE ESPECIES LIGADAS A LOS HUMEDALES ALMERIENSES

JUAN JOSÉ ALESINA, SERGIO LÓPEZ Y PEDRO PÉREZ

Centro de Recuperación de Especies Amenazadas Las Almohallas, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Centro Residencial Oliveros, bl. Singular, 4ª planta, 04071, Almería, e-mail: alesina@supercable.es

INTRODUCCIÓN

La aparición de los Centros de Recuperación de fauna amenazada para la rehabilitación de especies heridas ha supuesto una importante herramienta de gestión que permite valorar los principales problemas de conservación que presenta la fauna existente en una zona determinada. De los datos recogidos se pueden recoger importantes conclusiones acerca de las principales causas que inciden de manera negativa en la protección de las diferentes especies, pudiendo determinarse medidas de prevención y conservación alternativas o complementarias a las ya existentes (Nevado y Paracuellos, 2002).

La provincia de Almería cuenta dentro de su territorio con zonas húmedas de gran interés (Salinas de Cabo de Gata, Albuferas de Adra, etc.), protegidas dentro del marco nacional y autonómico, donde existe gran cantidad de especies representativas de estos espacios y que ingresan en los centros de recuperación por diferentes patologías y/o traumatismos, relacionadas en muchos casos con la intervención antrópica en el medio (Nevado *et al.*, 1998,1999, 2000, 2001).

El Centro de Recuperación de Especies Amenazadas (en adelante CREA) de Las Almohallas desarrolla su labor desde 1988 en la rehabilitación y puesta en libertad de ejemplares de las especies amenazadas que ingresan procedentes, principalmente, de la provincia de Almería.

En el presente estudio se describen los resultados obtenidos en el proceso de recuperación en el Centro de Las Almohallas de especies ligadas a ambientes palustres, así como los factores que pueden afectar directa o indirectamente a la fauna de los humedales de la provincia de Almería.

Este tipo de estudios es pionero en la provincia de Almería, tanto por la temática como por la expresa referencia a los datos obtenidos en un centro de recuperación. Por tanto, los resultados podrán constituir una referencia para el trabajo desarrollado en el CREA y podrán ser comparados en un futuro con estudios similares.

ÁREA DE ESTUDIO

La provincia de Almería se encuentra en la zona más árida de Europa. La mayor parte de su territorio se encuentra en la provincia fitogeográfica Murciano–Almeriense (Sector Almeriense) (Alcaraz y Peinado, 1987) caracterizada especialmente por su gran aridez (200-300 mm de precipitación anual). Pese al clima extremo presente, en su superficie se han dado las condiciones suficientes para la conformación de ciertas localidades palustres o humedales de mayor o menor entidad (ver Matamala y Aguilar, en prensa).

La evaluación se realizó con los datos sobre ingresos obtenidos en los siguientes humedales de la provincia de Almería: Albuferas de Adra, Cañada de las Norias, Salinas de Guardias Viejas, Salinas de Cabo de Gata, Punta Entinas-Sabinar, así como otros lugares no palustres, como el litoral costero almeriense y áreas interiores donde se recogieron los animales heridos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización del balance se consultaron las bases de datos existentes sobre los ejemplares que ingresaron en el centro de recuperación de fauna amenazada de Las Almojallas (Almería), recogidos a lo largo del periodo comprendido entre los años 1998 y 2001.

Los ejemplares seleccionados para el estudio fueron de especies acuáticas de aves y reptiles, no existiendo ningún ejemplar ingresado de anfibio hasta la realización del presente balance. El proceso de toma de datos se llevó a cabo para todos los ejemplares que ingresaron en el centro y consistió en la realización de una ficha de ingreso de carácter general, sobre las circunstancias del hallazgo, lugar de recogida, persona que realizó la entrega, tipología del animal, etc., y una ficha de control veterinario. Los datos recogidos en este estudio fueron: (i) nombre de la especie, (ii) lugar de recogida, (iii) lesiones y patologías encontradas y (iv) resultado del proceso de recuperación.

RESULTADOS

Durante el período de estudio fueron ingresados 168 ejemplares de especies ligadas a los humedales almerienses en el CREA, suponiendo el 5,8 % del total de admisiones (Fig. 1). Diferentes especies de aves (principalmente ardéidos, limícolas y anátidas) y reptiles (principalmente galápagos) fueron atendidas durante dichos años en el centro de recuperación. El número aproximado de ingresos se mantuvo en torno a 35 ejemplares/año durante el periodo de estudio (Fig. 1), salvo por brotes puntuales de una enfermedad de etiología vírica que incidió negativamente y de forma principal sobre las poblaciones de láridos, manifestándose especialmente sobre las especies más abundantes (patología densitodependiente, ver abajo).

Como se observa en la Tabla 1, las especies con más nivel de ingresos el centro fueron la Gaviota patiamarilla (*Larus cachinnans*) y la Gaviota reidora (*Larus ridibundus*), indicativo de la abundancia de sus poblaciones en nuestra provincia (Paracuellos y Nevado, en prensa). También destacaron los ingresos de Flamenco común (*Phoenicopterus ruber*), Focha común (*Fulica atra*) y Gallineta común (*Gallinula chloropus*), especies muy

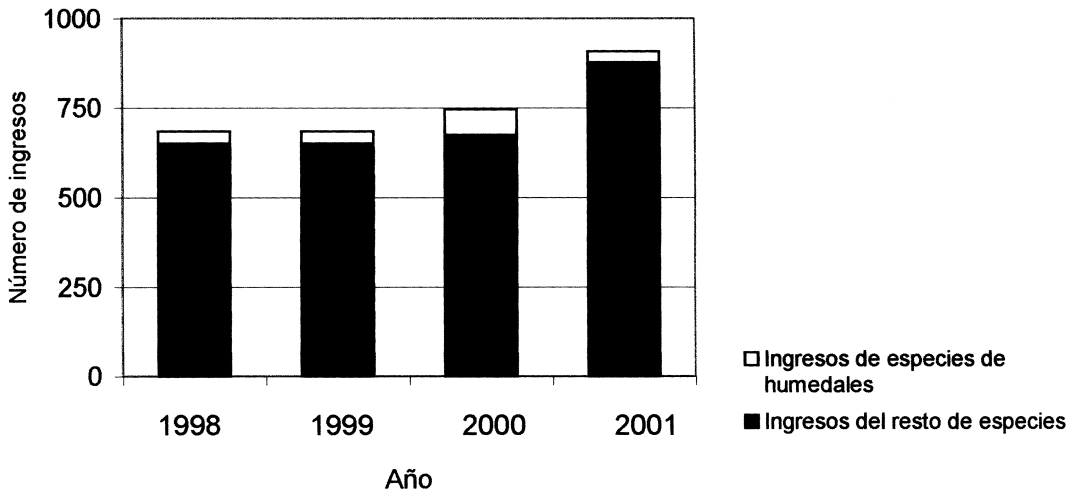


FIG. 1.- Porcentaje de ingresos de especies ligadas a los humedales con respecto al total durante el periodo 1998-2001.

TABLA 1

Porcentaje de especies relacionadas con los humedales ingresadas en el Centro de Recuperación Las Almohallas durante el periodo 1998-2001.

Especies	Porcentaje de ingresos (%)
Galápago leproso (<i>Mauremys leprosa</i>)	2
Avetorillo común (<i>Ixobrychus minutus</i>)	4
Garcilla bueyera (<i>Bubulcus ibis</i>)	4
Garza real (<i>Ardea cinerea</i>)	3
Cigüeña común (<i>Ciconia ciconia</i>)	4
Flamenco común (<i>Phoenicopterus ruber</i>)	9
Anade azulón (<i>Anas platyrhynchos</i>)	4
Cuchara común (<i>Anas clypeata</i>)	2
Malvasía cabeciblanca (<i>Oxyura leucocephala</i>)	6
Aguilucho lagunero occidental (<i>Circus aeruginosus</i>)	3
Gallineta común (<i>Gallinula chloropus</i>)	7
Focha común (<i>Fulica atra</i>)	2
Gaviota reidora (<i>Larus ridibundus</i>)	8
Gaviota de Audouin (<i>Larus audouinii</i>)	2
Gaviota patiamarilla (<i>Larus cachinnans</i>)	28
Otras especies (ingresos inferiores al 1%)	12

características de los humedales de estudio (Matamala *et al.*, 1987; Paracuellos, 1991, 1993; López-Martos, 1994).

En cuanto a los motivos de ingreso, los traumatismos fueron el grupo de lesiones más frecuentes (26%; Tabla 2), cuyas causas muchas veces no fueron bien conocidas ya que los animales aparecieron generalmente a los pocos días de haberse producido la lesión. A este tipo de lesiones se unieron otras producidas por automóviles (atropellos), tendidos eléctricos, mallas metálicas, etc., que generalmente produjeron politraumatismos en extremidades y cráneo. En el caso de atropellos de galápagos, se presentaron aplastamientos del caparazón que, en la mayoría de ocasiones y tras el proceso de recuperación, permitieron su devolución al medio natural. Otra patología muy frecuente en las especies tratadas consistió en una enfermedad infectocontagiosa que, aunque se encuentra aún en fase de estudio, apunta a una etiología de tipo vírico y que constituyó el segundo grupo de patologías más numeroso con un 23%. Este fue el principal motivo del incremento en el número de ejemplares recogidos en el centro durante el año 2000 (Fig. 1). Inicialmente se detectó en Gaviotas patiamarillas pero fueron cada vez más las especies distintas en las que se pudo observar la sintomatología típica del proceso (Gaviota sombría *Larus fuscus*, Garcilla bueyera *Bubulcus ibis*, etc). Otro de los procesos que más ingresos motivaron en el CREA fue el asociado a las intoxicaciones, con el 14% de animales afectados por dicha causa (Tabla 2). Los casos de ejemplares afectados de enteritis de diversas etiologías y que se manifestaron en momentos puntuales, coincidieron con sobrecrecimientos bacterianos provocados por aumentos de la biomasa y recalentamientos de las aguas. Por último existió un gran número de animales ingresados por causas diversas, como desnutrición y debilitamiento durante el paso migratorio, incursión dentro de invernaderos, casas y naves industriales por despistes durante el vuelo, disparos de armas de fuego, enredos de patas o alas

TABLA 2

Importancia de las principales lesiones y patologías de las especies ingresadas en Centro de Recuperación de Las Almohallas durante el periodo 1998–2001.

Lesiones y patologías	Porcentaje (%)
Anzuelo/Red	1
Aspergilosis	3
Atropello	2
Caquexia/Desnutrición	13
Desnide	1
Disparo	2
Electrocución	4
Intoxicación por pesticida/Tóxico	14
Traumatismo	26
Veneno	3
Virosis	23
Sin determinar	6
Sin lesiones	2

en mallas de hilo, así como otras diferentes alteraciones que impedirían sobrevivir en libertad sin la ayuda de los centros de recuperación.

Al igual que ocurrió con el resto de especies salvajes y en centros de similares características (Anuario GREFA, 2001; Consejería de Medio Ambiente, 1997), los porcentajes de recuperación rondaron el 32 % (Fig. 2), dependiendo del tipo de patología, especie, etc. (Nevado *et al.*, 1998,1999, 2000, 2001). En la mayoría de los casos, los ejemplares no superaron las doce o veinticuatro horas siguientes al tratamiento.

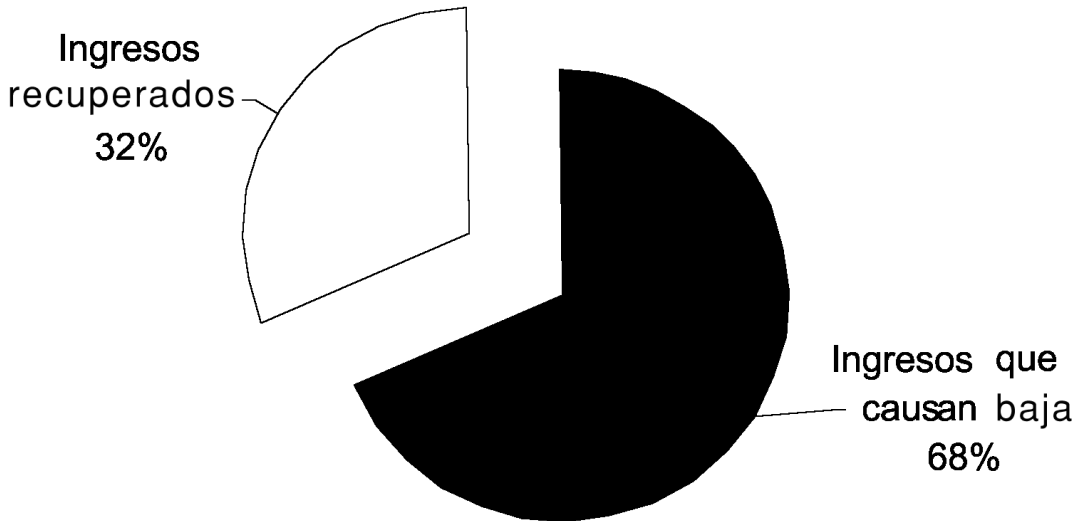


FIG. 2.- Porcentaje de recuperación de especies ligadas al medio acuático respecto al total de ingresos.

DISCUSIÓN

Las principales causas de ingreso de las especies en el centro de recuperación fueron las relacionadas con lesiones traumáticas, no pudiendo establecerse con exactitud en muchos casos los motivos que las produjeron, ya que gran parte de los ejemplares fueron localizados en puntos alejados de sus hábitats naturales. El resto de causas apreciables vinieron directamente influidas por la calidad de las aguas donde estas especies desarrollan total o parcialmente sus modos de vida. Es evidente que la salubridad del medio hídrico influyó significativamente en la aparición y agravamiento de gran parte de las patologías existentes, bien de forma directa o provocando el desarrollo de otras de naturaleza desconocida, dado el elevado número de contaminantes orgánicos vertidos al sistema acuático. Ello se encontró directamente relacionado con la elevada

actividad agrícola registrada en el área de estudio. Por tanto, para garantizar un buen estado de conservación de las especies sometidas a análisis, deben controlarse las emisiones de vertidos contaminantes al mar o lagunas que sirven de inicio para la aparición y el desarrollo de patologías de difícil recuperación, y que sirven de vector para la transmisión a otros lugares de cría o alimentación (por ejemplo, Nevado y Paracuellos, 2002).

Muchas de las lesiones o patologías aparecieron como consecuencia de claras negligencias (disparos, vertido de residuos, etc.), que deberían ser evitadas a través de programas de sensibilización que propicien un cambio de actitud en la ciudadanía. Las lesiones producidas por disparos pudieron ser debidas principalmente a que, aunque está regulada la caza en los humedales (Ley 2/89 de 18 de julio, por la que se aprueba el Inventario de Espacios Protegidos de Andalucía y se establecen medidas adicionales para su protección; Orden General de Vedas, Orden de la Consejería de Medio Ambiente de 28 de mayo de 1997, por la que se fijan limitaciones y excepciones de carácter provisional y permanente para el ejercicio de la caza en Andalucía), los animales se exponen a las armas de fuego cuando abandonan el hábitat palustre en sus desplazamientos.

Finalmente, existió un conjunto de causas accidentales que inevitablemente se seguirán produciendo, pese a los esfuerzos en prevención y conservación.

Pese a que el porcentaje de recuperación obtenido no se diferenció en gran medida de los dados para el resto de especies silvestres, para el caso de ejemplares relacionados con intoxicaciones, enfermedades de tipo vírico, etc., se presentó un porcentaje de recuperación menor, debido a la gravedad de estas afecciones y a las dificultades de diagnóstico precoz.

AGRADECIMIENTOS

A todas las personas que han participado en las labores de recuperación en el CREA Las Almohallas, especialmente a Pedro Ruzafa, Francisco Pareja y Alejandro Carmona. Al Departamento de Fauna y Flora de la Delegación Provincial en Almería de la Consejería de Medio Ambiente, especialmente a Juan Carlos Nevado, por confiar en el equipo de trabajo del centro. A Mariano Paracuellos, por animarnos en la elaboración del estudio, sus indicaciones y revisión del texto.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcaraz Ariza, F. y Peinado Lorca, M. (1987). El Sudeste Ibérico semiárido. En, Peinado Lorca, M. y Rivas Martínez, S. (eds.): *La vegetación de España*, pp. 257-281. Universidad de Alcalá de Henares. Madrid.
- Consejería de Medio Ambiente. (1997). *La Red Andaluza de Centros de Rehabilitación de Especies Amenazadas*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla.
- GREFA (2000). *Anuario del Grupo para la Recuperación de Fauna Autóctona y su Hábitat*. Concejalía de Medio Ambiente, Parques y Jardines (Ayuntamiento de Majadahonda). Madrid.

- López Martos, J. M. (1997). Aves acuáticas y larolimícolas en la Reserva Ornitológica «Cañada de las Norias». Descripción de la comunidad. En, Manrique, J.; Sánchez, A.; Suárez, F. y Yanes, M. (coords.): *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp. 143-155. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería.
- Matamala, J. J. y Aguilar, J. (en prensa). Humedales almerienses. En, Paracuellos, M. (ed.): *Ecología, manejo y conservación de los humedales*. Colección Actas. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería). Almería.
- Matamala, J. J.; Escobar, A. y García, F. M. (1987). Nota sobre el estatus fenológico de las especies de aves acuáticas en las salinas almerienses. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*, 7 (Ciencias): 199-221.
- Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.) (2002). *Agricultura y Medio Ambiente en el Entorno de Albuferas de Adra*. Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)”, Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería.
- Nevado, J. C.; Valdelvira, S.; Gallardo, P.; Pareja, P.; Alesina, J. J. y Güevara, F; (1998). *Memoria de actuaciones realizadas en CREA*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Almería. Inédito.
- Nevado, J. C.; Valdelvira, S.; Gallardo, P.; Pareja, P.; Alesina, J. J. y Güevara, F; (1999). *Memoria de actuaciones realizadas en CREA*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Almería. Inédito.
- Nevado, J. C.; Valdelvira, S.; Gallardo, P.; Pareja, P.; Alesina, J. J. y Pérez, P. (2001). *Memoria de actuaciones realizadas en CREA*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Almería. Inédito.
- Nevado, J. C.; Valdelvira, S.; Gallardo, P.; Pareja, P.; Alesina, J. J.; Pérez, P.; Güevara, F. y Ruiz, J. A.; (2000). *Memoria de actuaciones realizadas en CREA*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Almería. Inédito.
- Paracuellos, M. (1991). Fenología estacional de la ornitofauna en las albuferas de Adra (Almería). *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*, 9/10 (Ciencias): 141-172.
- Paracuellos, M. (1993). Fenología anual de la ornitofauna en las Salinas de Guardias Viejas (Almería). *Calidad ornítica. Alytes*, 6: 317-333.
- Paracuellos, M. y Nevado, J. C. (en prensa). Nesting seabirds in SE Spain: distribution, numbers and trends in the province of Almería. *Scientia Marina*.

INVENTARIO ABIERTO DE LOS HUMEDALES DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA ALMERIENSE: CONSIDERACIONES SOBRE SU TIPIFICACIÓN

JOSÉ JESÚS CASAS, FRANCISCO CALVACHE, SERGIO DELGADO, JAIME GARCÍA-MAYORAL, SOLEDAD VIVAS, MARÍA DEL MAR BAYO, DALILA LÓPEZ Y MANUEL ORTEGA
Dpto. de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Almería, Cañada de San Urbano, s/n, 04120, e-mail: jjcasas@ual.es

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se ha destacado la importancia de los humedales como ecosistemas, que se manifiesta en aspectos tales como su papel estructural clave en el paisaje, constituyendo con frecuencia puntos calientes de biodiversidad, o su relevante contribución funcional en la regulación hidrodinámica y de los ciclos hidrogeoquímicos (Mitsch y Gosselink, 2000). En las regiones áridas los humedales suelen tener un particular valor por su especial contribución a la diversificación del paisaje, alta productividad y generación de microclimas de fuerte contraste con la aridez circundante (Gonzalez-Bernáldez, 1989; Hollis, 1990; Gómez *et al.*, 1990). Este reconocimiento, conjuntamente con la documentada alta tasa de desaparición y degradación de humedales (por ejemplo, Keddy, 2000), ha alentado iniciativas científicas y administrativas encaminadas a procurar la conservación y restauración de estos valiosos ecosistemas (por ejemplo, Montes *et al.*, 1995). Incluso, esta tendencia actual está propiciando la construcción de humedales artificiales con fines diversos (por ejemplo, Vymazal, 1995).

Cualquier iniciativa de protección de la naturaleza debe basarse en inventarios, lo más exhaustivos posible, y clasificaciones de los ecosistemas a conservar y gestionar que permitan el desarrollo de planes ajustados a las peculiaridades y valores naturales de cada región. Estos inventarios, si están bien documentados, suelen resultar bastante útiles para el desarrollo de estudios o informes de impacto ambiental. Desde el punto de vista de la investigación limnológica, los inventarios y clasificaciones de humedales son herramientas esenciales para la selección de escenarios en los que desarrollar estudios básicos o aplicados (estudios experimentales de campo y experimentos naturales, limnología regional, biogeográficos, etc.). Además, los trabajos de inventariado y clasificación de humedales deberán tener especial trascendencia en un horizonte próximo, cuando entre en vigor la Directiva 2000/60/CE (Directiva Marco del Agua) que exigirá una periódica evaluación ecológica de estos ecosistemas con arreglo a una tipología previamente establecida y unas condiciones de referencia para cada tipo.

Según Hollis (1995), en Europa y especialmente en los países mediterráneos, urge la elaboración de inventarios de humedales que incluyan especialmente a los severamente degradados e incluso a los ya desaparecidos, para facilitar el desarrollo de programas prioritarios de restauración. Las labores de inventariado de humedales en España cuentan con un estudio paradigmático, el llevado a cabo por Casado y Montes (1995) para aquellas masas de agua con una superficie de lámina de agua superior a 0,5 ha. Existen también interesantes iniciativas regionales de inventariado y tipificación como, por ejemplo, la de Robledano *et al.* (1991) para los humedales de Murcia.

Los humedales litorales de la provincia de Almería, los más abundantes y extensos, aparecen inventariados en el trabajo de Casado y Montes (1995). Estos humedales han sido bien caracterizados desde el punto de vista de la avifauna que albergan (por ejemplo, Castro, 1993; Paracuellos, 2001) y de las características fisicoquímicas e impactos sobre su calidad ambiental (Ortega *et al.*, 2000; Ortega, 2001; Castro *et al.*, 2001) y en general están amparados por alguna figura de protección administrativa. El único humedal almeriense del que se dispone de una detallada caracterización limnológica es el de las Albuferas de Adra (por ejemplo, Cruz-Pizarro *et al.*, 2002). Otros humedales litorales de menor importancia para la avifauna (por su menor extensión) solo aparecen inventariados en algún trabajo de orientación ornitológica (por ejemplo, Paracuellos, 2001) y están poco o nada caracterizados desde el punto de vista ecosistémico.

El presente estudio pretende hacer un inventario, y caracterización preliminar, de los humedales almerienses ajustado al estado actual de disponibilidad de datos, que eventualmente permita disponer de una referencia básica para la planificación de estudios limnológicos y alentar y nutrir iniciativas de conservación. Igualmente, pretende hacer algunas consideraciones sobre la tipificación de estos humedales a la luz de las propuestas de la Directiva Marco del Agua. En este inventario se incluyen también algunos ríos o arroyos de la zona semiárida que, por sus características de funcionamiento hidrodinámico (discontinuidad espacio-temporal que minimiza la predominante conexión longitudinal característica de un sistema fluvial) y por los rasgos taxonómicos y funcionales de sus comunidades biológicas, se aproximan más a la definición y naturaleza del humedal “sensu stricto”.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende la región semiárida de la provincia de Almería, incluyendo algunas localidades en zonas montañosas del Sistema Bético adyacentes: Sierra Nevada, Sierra Alhambra, Sierra de Gádor y Sierra de Filabres (Fig. 1). El gradiente de condiciones climáticas que abarca esta zona es muy amplio. El termotipo va desde el termomediterráneo en la costa hasta el oromediterráneo en alguna sierra. El ombrotipo dominante es el semiárido, con algunas localidades en seco e incluso subhúmedo. En general en el litoral semiárido la temperatura media anual oscila de 17,6 °C a 18,2 °C y la precipitación media anual presenta un rango de variación entre 200 y 250 mm (Capel, 1990).

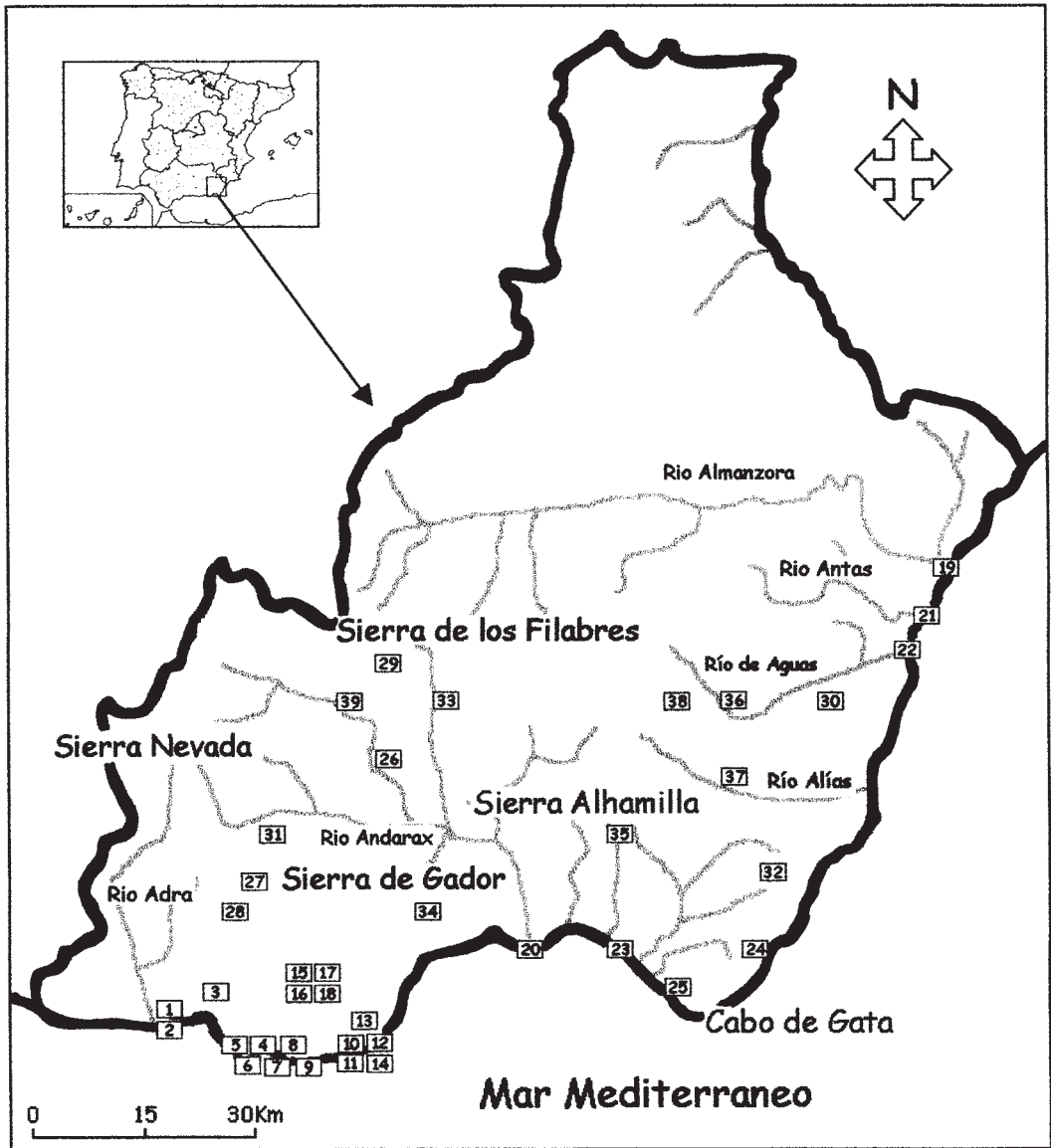


FIG. 1.- Localización de los humedales inventariados en la provincia de Almería. La numeración se corresponde con la que aparece en las Tablas 1-4.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los datos fisicoquímicos y morfométricos de los humedales Desembocadura del Río Antas, Salinas de Cabo de Gata, Charcón del Hornillo (Salinas de Cerrillos) y Punta Entinas, así como algunos datos de las Albuferas de Adra, han sido recopilados de Sánchez-Martos y Molina (1996), Sánchez-Martos *et al.* (2000), Ortega *et al.* (2000), Ortega (2001), Paracuellos (2001) y Cruz-Pizarro *et al.* (2002). Para el resto de los humedales inventariados se presentan datos, hasta el presente inéditos, obtenidos en campo y laboratorio. Estos datos fueron recopilados, con distinta frecuencia dependiendo del humedal, a lo largo de diferentes campañas de muestreo trimestrales desde la primavera de 1999 hasta el otoño de 2001. Aquellas variables para las que se indica un rango de valores, este incluye al menos 4 medidas anuales (primavera, verano, otoño e invierno).

En campo, se estimó la superficie para las charcas más pequeñas y la anchura y profundidad media en los arroyos. Mediante observación "in situ", y a veces también mediante encuesta en las poblaciones próximas, se anotó el tipo predominante de drenaje (epigénico/ hipogénico; mixto; abierto/cerrado), la permanencia (permanente/temporal, intermitente para los ríos), así como el origen natural o antropogénico del sistema. "In situ", se estimaron pH (pH-metro Crison-507) y conductividad (conductivímetro Hanna HI-8733) del agua. También se obtuvo una muestra de agua (volumen entre 0,25 y 2 l) que se filtró a través de un filtro de fibra de vidrio Whatman GF/C. El filtro con el material retenido se conservó protegido de la luz en 10 ml de acetona y se transportó al laboratorio en nevera para la extracción y medida de clorofila *a*. Por último se realizó una investigación mediante encuesta en las poblaciones cercanas y observación "in situ", en el humedal y su entorno inmediato, de los distintos impactos a los que se encontraba sometido. La magnitud de cada tipo de impacto se valoró en una escala de 0 a 3, según que la intensidad del impacto fuese nula, leve, moderada o fuerte, respectivamente.

Una vez en el laboratorio, se midió espectrofotométricamente la concentración de clorofila *a* (mg/m^3) previa extracción acetónica y refiltrado según el método tricromático (Wetzel y Likens, 1991). Mediante un estudio de gabinete, se determinaron otras características: altitud (mediante mapa topográfico de escala 1:25.000), superficie de la lámina de agua de las charcas de mayor tamaño (calculada a partir de fotografía aérea), composición litológica mayoritaria de la cuenca de drenaje para los ríos y arroyos (mapa IGME), diferenciando tres categorías de materiales (silíceo, calcáreo y margas y/o evaporitas), así como coordenadas UTM (calculadas a partir de mapas topográficos de escala 1:10.000).

Las consideraciones sobre la tipificación de los humedales se han realizado a la luz de las propuestas incluidas en la Directiva Marco sobre el Agua (DMA en adelante). Esta directiva propone la tipificación de las aguas superficiales adscritas a cada categoría con el objetivo de poder derivar con fiabilidad las condiciones biológicas de referencia específicas de cada tipo, para realizar una calificación de la calidad ecológica lo más ajustada posible a las particularidades de estructura y funcionamiento del sistema. Para la diferenciación de tipos se proponen dos sistemas: el Sistema A, más simple, que parte de la asignación previa del humedal a una demarcación geográfica, y el Sistema B que no parte de esta premisa y atiende a un mayor número de descriptores hidrogeomorfológicos y físico-químicos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Humedales litorales

En el presente inventario se han registrado un total de 25 humedales litorales (Tabla 1). No se han incluido 2 salinas abandonadas, las Salinas de San Rafael y las Salinas de Guardias Viejas. Las primeras se encuentran sometidas a una acelerado proceso de urbanización, aunque todavía presentan algunos charcones que se inundan en época de lluvias. Las salinas de Guardias Viejas fueron aterradas entre 1998-2000 para su urbanización; en su lugar se abrieron dos

TABLA 1

Algunas características físicas y administrativas de los humedales litorales y charcas de montaña inventariadas. Origen y régimen hidrológico: N, natural; IA, intervención antrópica; E, epigénico; H, hipogénico; M, mixto; DA, drenaje abierto; DC, drenaje cerrado; P, permanente; T, temporal. Estatus de protección: PqN, Parque Natural; PrN, Paraje Natural; RN, Reserva Natural; R, Ramsar; Z, ZEPA.

Humedal	Altitud (m s. n. m.)	Coordenadas UTM (X/Y)	Origen/Régimen hidrológico	Superficie (ha)	Estatus de protección
Sistema litoral palustre de las Albuferas de Adra					
1. Albufera Honda	0	504487/4068090	N, M, DC, P	8,1	RN, R
2. Albufera Nueva	0	504577/4067585	N, M, DC, P	26,3	RN, R
Sistema litoral palustre Guardias Viejas-Almerimar					
3. Charca de Sotomontes	5	514449/4064245	N, M, DA, P	0,5	-
4. Charca litoral Guardias Viejas 1	0	514786/4062145	N, H, DC, P	0,05	-
5. Charca litoral Guardias Viejas 2	0	514844/4062180	N, H, DC, P	0,04	-
6. Lago Victoria 1	0	516522/4062674	IA, H, DA, P	6,0	-
7. Lago Victoria 2	0	516681/4063137	IA, H, DA, P	6,0	-
8. Drenajes de Guardias Viejas	0	517759/4063302	IA, M, DA, P	0,06	-
9. Charca de Almerimar	0	518304/4062555	IA, H, DC, T	0,8	-
Sistema litoral palustre Punta Entinas-Sabinar-Cerrillos					
10. Salinas de Cerrillos- Hornillo	0	529492/4062357	IA, M, DC, P	92,0	PrN, Z
11. Salinas de Cerrillos- Flamenco	0	528261/4061624	IA, E, DC, P	257,6	PrN, Z
12. Salinas de Cerrillos- Noria	0	531307/4062682	IA, E, DC, P	12,3	PrN, Z
13. Salinas de Cerrillos- Charcas extr. áridos	0	532188/4063427	IA, M, DC, P	≈ 5,0	PrN, Z
14. Punta Entinas	0	522163/4060276	N, M, DC, P	131,8	RN, Z
Sistema palustre de La Cañada de las Norias					
15. Las Norias 0	20	522060/4068982	IA, M, DC, P	1,2	-
16. Las Norias 1	20	522921/4068717	IA, M, DC, P	63,7	-
17. Las Norias 2	20	524347/4068556	IA, M, DC, P	66,1	-
18. Las Norias 3	20	523591/4068526	IA, M, DC, P	0,7	-
Desembocaduras de ríos y ramblas					
19. Desembocadura del Río Almanzora	0	608548/4122425	N, M, DA, P	4,6	-
20. Desembocadura del Río Andarax	0	551040/4074314	N, M, DA, P	0,9	-
21. Desembocadura del Río Antas	0	605465/4117878	N, M, DA, P	2,7	-
22. Desembocadura del Río Aguas	0	603946/4112925	N, M, DA, P	1,2	-
23. Desembocadura de la Rambla Morales	0	566296/4072656	N, M, DA, P	6,0	PqN, Z
24. Desembocadura de la Rambla Rodalquilar	0	588923/4079768	N, M, DA, P	0,05	PqN, Z
Salinas en activo					
25. Salinas de Cabo de Gata	0	570018/4068508	IA, E, DC, P	310	PqN, Z, R
Charcas de montaña					
26. Balsica Salobre	500	534360/4099569	IA, H, DC, P	< 0,01	-
27. Charca de Barjalí	1.800	518083/4086096	N, E, DC, P	0,02	-
28. Charca de Sabinar	1.700	512593/4082016	N, E, DC, P	0,02	-
29. Charca de Filabres	1.050	543332/4110662	N, E, DC, T	0,01	-
30. Balsa de Torrecabrera	100	597502/4109293	IA, E, DA, P	2,5	-

TABLA 2

Algunas características físico-químicas y bióticas de los humedales litorales y charcas de montaña inventariadas. Cuando se dispone de más de una medida, se indica el rango de variación de éstas. *, humedales cuyos datos de pH, conductividad y clorofila han sido obtenidos de los trabajos indicados en Material y Métodos. No se dispone de datos de pH y concentración de clorofila para los charcones Flamenco, Noria y charcas de extracción de áridos de Cerrillos. Cada tipo de impacto se valora de 0 a 3 según su magnitud sea nula, leve, moderada o fuerte

Humedal	pH	Conductividad (mS/cm)	Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	Impactos						
				Ganadería	Urbanización	Extracciones de áridos	Circulación de vehículos	Agricultura intensiva	Vertidos sólidos	Vertidos de aguas residuales
Sistema litoral palustre de las Albuferas de Adra										
1. Albufera Honda*	8,3	4,0	17,1-393,1	0	1	0	0	3	1	0
2. Albufera Nueva*	8,2	8,0	8,5-120,7	0	1	0	0	3	1	0
Sistema litoral palustre de Guardias Viejas-Almerimar										
3. Charca de Sotomontes	8,1	6,4	18,7	0	3	2	1	3	3	0
4. Charca litoral Guardias Viejas I	8,9	15,7	21,6	0	2	0	0	0	2	0
5. Charca litoral Guardias Viejas II	7,6	11,6	14,7	0	2	0	0	0	2	0
6. Lago Victoria I	8,1-8,3	18,5-24,8	25,5-77,0	0	2	3	0	1	0	0
7. Lago Victoria II	8,6	18,6	11,2	0	2	3	0	1	0	0
8. Drenaje de Guardias Viejas	7,8	3,0	1,1	0	1	3	0	2	2	0
9. Charca de Almerimar	8,6	10,0	0,7-12,3	0	2	3	0	1	0	0
Sistema litoral palustre de Punta Entinas-Sabinar-Cerrillos										
10. Salinas de Cerrillos- Hornillo*	8,3	30,0-50,0	7,0	0	0	0	0	3	1	0
11. Salinas de Cerrillos- Flamenco*	-	124,0-194,0	-	0	0	0	0	3	0	0
12. Salinas de Cerrillos-Noria*	-	50,0-70,0	-	0	0	0	0	3	0	0
13. Salinas de Cerrillos- Charcas extr. áridos*	-	8,0-70,0	-	0	0	3	0	3	1	0
14. Punta Entinas *	7,5-8,3	24,9-66,8	5,3-42,7	0	0	0	0	1	0	0
Sistema palustre de La Cañada de las Norias										
15. Las Norias 0	8,2	3,2	7,5	0	2	3	0	3	3	1
16. Las Norias 1	8,9-9,2	22,6-22,8	31,0-53,4	0	2	3	0	3	3	1
17. Las Norias 2	8,6- 8,9	16,5- 23,1	2,7-8,0	0	2	3	0	3	3	1
18. Las Norias 3	8,5	10,1	15,7	0	2	3	0	3	3	1
Desembocaduras de ríos y ramblas										
19. Desembocadura del Río Almanzora	8,8	3,7	1,3	2	0	0	0	1	1	0
20. Desembocadura del Río Andarax	9,3	8,4	302,1	0	0	0	2	0	1	0
21. Desembocadura del Río Antas	8,4	8,0-37,3	30,0-461,5	0	3	0	0	0	2	2
22. Desembocadura del Río Aguas	7,4-8,1	3,4-49,9	0,2-128,4	0	2	0	0	0	1	3
23. Desembocadura de la Rambla Morales	10,3	8,1	231,1	2	0	0	0	1	1	3
24. Desembocadura de la Rambla Rodalquilar	9,2	73,2	134,8	0	0	0	0	0	1	0
Salinas en activo										
25. Salinas de Cabo de Gata *	7,7-8,1	59,1-80,9	0-6,8	0	0	0	0	0	0	0
Charcas de montaña										
26. Balsica Salobre	7,8	6,9	8,1	3	0	0	0	0	0	0
27. Charca de Barjali	6,2-8,7	0,1-0,4	0-85,8	3	0	0	0	0	0	0
28. Charca de Sabinar	6,8-8,9	0,1-0,2	0-107,2	3	0	0	0	0	0	0
29. Charca de Filabres	7,6	0,1	118,1	3	0	0	0	0	0	0
30. Balsa de Torrecabrera	9,1	1,2	19,3	1	1	0	0	0	0	0

grandes charcones que se han incluido en el presente inventario y que quedaran en el centro de las futuras construcciones de la llamada Urbanización Lago Victoria. Tampoco se han incluido en la presente caracterización el Saladar de los Canos (Vera) ni las Salinas de Terreros (Pulpí), ya que en las dos ocasiones que se visitaron se encontraron secos.

La mayoría de los humedales que se inventarían están claramente ligados al litoral mediterráneo, aunque algunos se localizan a cierta distancia del mar (Fig. 1, Tabla 1). Entre estos humedales litorales se encuentran los de mayores dimensiones de la provincia, constituyendo los principales enclaves de alimentación, descanso y, a veces, nidificación de un gran número de especies de aves (Paracuellos, 2001; Castro *et al.*, 2001). Estos han sido los principales argumentos que determinaron que algunos de ellos fuesen amparados por algún estatus de protección administrativa y/o declarados de interés internacional (Tabla 1).

Todas estas charcas, charcones, lagunas litorales, e incluso las salinas abandonadas de Cerrillos (números 1-24 en las Tablas 1 y 2) podrían adscribirse “sensu lato” en la categoría de “aguas de transición” propuesta por la DMA para aquellas “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 general todos estos sistemas presentan aguas desde ligeramente salobres hasta incluso hipersalinas (Salinas de Cerrillos) (ver datos de conductividad en la Tabla 2), principalmente como consecuencia de la cercanía al mar y, también, por el funcionamiento endorreico de muchos de éstos. La influencia de flujos superficiales de agua dulce y marina resulta muy patente en las lagunas y charcas situadas en las desembocaduras de ríos y ramblas y separadas del mar por barras de arena (números 19-24 en la Tabla 2). Las condiciones de semiaridez reinantes en la mayor parte de estos sistemas fluviales (aparte de las derivaciones de agua para distintos usos) determinan que funcionen sólo durante los pulsos de avenida, generando amplias fluctuaciones de salinidad en las lagunas asociadas, que se acentúan cuando la barra de arena se rompe, después de avenidas y/o durante temporales, y ocurre un flujo neto de agua marina hacia el interior de la laguna (Ortega *et al.*, 2000). En los sistemas palustres de Albuferas de Adra, Guardias Viejas-Almerimar y Punta Entinas-Salinas de Cerrillos, los sistemas de drenaje superficiales tienen una menor envergadura y/o presentan entradas mucho más difusas al humedal. Aquí los pulsos de avenida no tienen efectos tan acusados y las entradas de agua dulce se producen mayoritariamente por vía subterránea. Estos flujos subterráneos de agua dulce han sido bien documentados al menos en dos de estos sistemas, Albuferas de Adra (Pulido *et al.*, 1988; El Amrani-Paaza, 1997) y el charcón del Hornillo (Salinas de Cerrillos) (Sánchez y Molina, 1996). Tal característica debe conferir a éstos humedales una menor fluctuación de la concentración salina en términos relativos, como parece deducirse de la serie anual de datos presentada por Ortega *et al.* (2000). No obstante, las entradas de aguas superficiales de escorrentía podrían estar aumentando especialmente en los sistemas palustres de Guardias Viejas-Almerimar y Punta Entinas-Salinas de Cerrillos, teniendo en cuenta que la mayor parte de la superficie de las cuencas de drenaje de éstos humedales está ocupada por invernaderos y que en éstos, las aguas de lluvia generalmente se dejan drenar sin ningún tipo de aprovechamiento o encauzamiento (por ejemplo, Zapata, 2001). Tal hecho, conjuntamente con el bloqueo de los drenajes naturales al mar tras las obras de urbanización, está ocasionando en

la zona de Guardias Viejas frecuentes inundaciones de invernaderos construidos en zonas con franca vocación palustre, que han originado, como medida paliativa aunque de dudosa utilidad, la excavación de varios canales de drenaje que han sido incluidos en el presente inventario. En general, las diferentes magnitudes y combinaciones espacio-temporal de influencias marinas y continentales determinan en estos humedales una alta diversidad de concentración (Tabla 2) y calidad iónica (Ortega *et al.*, 2000). A esta alta diversidad de mineralización contribuyen también intervenciones antrópicas pasadas (salinas abandonadas) y recientes (generación de charcones en huecos de extracciones de áridos) como ha sido demostrado por Sánchez y Molina (1996) para el sistema de las salinas abandonadas de Cerrillos.

La tipificación por el Sistema A, según la DMA, de estos humedales incluidos dentro de la categoría de “aguas de transición”, se efectuaría de acuerdo con la salinidad media anual, ya que para los demás descriptores serían homogéneos: todos estos humedales se localizan en la región mediterránea y están sometidos (si lo están) a un régimen micromareal. Esta tipificación podría resultar satisfactoria para aquellos sistemas de salinidad menos fluctuante. No obstante, para los humedales con amplia fluctuación de concentración salina (desembocaduras), este proceso debe constituir un rasgo distintivo de funcionamiento. Por tanto, resultaría poco probable que un valor medio anual de salinidad permitiera tipificarlos adecuadamente, ya que la estructura y dinámica de sus comunidades deben resultar altamente dependientes de la amplitud y periodicidad de esta fluctuación. En este caso, la aplicación del Sistema B de tipificación quizá produciría tipos más ajustados a las propiedades genético-funcionales de tales humedales, ya que considera entre los factores obligatorios la salinidad y entre los factores optativos las características de la mezcla de aguas. Cabe destacar aquí que todos los Estados miembros de la Unión ya han coincidido en señalar que el Sistema A de clasificación podría resultar insuficiente para adoptar una tipología capaz de satisfacer los requisitos que la DMA impone para la evaluación de la calidad ecológica (Ortiz, 2003).

Una consideración sobre estos humedales litorales, trascendente por condicionar su categorización y tipificación, es el hecho de que en bastantes casos están intervenidos y a veces son consecuencia directa de la actividad humana. La DMA propone para estos casos las categorías de “masas de agua superficial muy modificadas” o la de “masas de agua artificiales”. El sistema palustre de Guardias Viejas-Almerimar estaba formado hasta hace pocos años principalmente por unas salinas abandonadas, siendo en la actualidad las dos masas de agua más extensas consecuencia de una intervención antrópica. En el sistema de Punta Entinas-Salinas de Cerrillos, gran parte de las masas de agua de la zona oriental se localizan en los charcones de salinas abandonadas. Si bien en ambos casos la intervención humana ha sido decisiva para la configuración actual de los humedales, no es menos cierto que el mantenimiento y la dinámica de éstos se debe en gran medida a la propia dinámica natural de las zonas palustres en que se asientan. Por tanto, parece que para estos humedales (números 6-13, Tablas 1 y 2) podría resultar adecuada su categorización como “masas de agua muy modificadas”, y en este caso la DMA sólo exige alcanzar un “buen potencial ecológico”, cuyas características estarían por definir, sin requerir una tipificación previa. No obstante, esta categorización quizás no debería resultar exclusiva, pudiendo subrogarse dentro de la categoría de “aguas de transición” e incluir en alguno de los tipos resultantes para ésta, lo que facilitaría la definición de aquel “buen potencial

ecológico”. Por otra parte, parece claro que las salinas en activo de Cabo de Gata deberían ser adscritas a la categoría de “masas de agua artificiales” ya que el sistema de producción de sal exige la desconexión entre la masa de agua superficial y los drenajes continentales.

Mención aparte merece el sistema palustre de la Cañada de las Norias por sus peculiaridades genético-funcionales. Este sistema se localiza en una depresión, con clara vocación palustre, en pleno Campo de Dalías, aunque la actual gran extensión que ocupa la lámina de agua ha resultado principalmente de las actividades extractivas de arcillas (cuyos huecos de excavación alcanzan el nivel freático), conjuntamente con el abandono de los pozos del acuífero superior por salinización (Pulido *et al.*, 1990, 1998). Este humedal, aunque retirado aproximadamente 8 km del litoral marino, presenta concentraciones salinas comparables, o incluso superiores, a las de algunos humedales litorales (Tabla 2). De hecho, a pesar de la distancia al mar, existen datos que ponen de manifiesto que la salinización del acuífero que mantiene a este humedal puede estar ocurriendo por sobreexplotación, a consecuencia de la movilización de aguas salobres e intrusión marina a través de materiales pliocenos calcareníticos o de calizas (por ejemplo, Molina, 1998; Molina *et al.*, 2001). En este sentido, el sistema de la Cañada de las Norias podría ser categorizado como una “masa de agua de transición”, aunque en su configuración actual encaja igualmente en la categoría de “masas de agua muy modificadas”, y para referenciar su evaluación ecológica se podrían hacer, aquí, las mismas consideraciones que para los humedales de Guardias Viejas y Salinas de Cerrillos.

Los datos de clorofila *a* que se presentan en este inventario (Tabla 2), aunque fragmentarios, permiten concluir que una mayoría de humedales litorales, especialmente las Albuferas de Adra y las desembocaduras de ríos y ramblas, pueden ser calificados como eutróficos, alcanzando alguno niveles de hipereutrófia, según los rangos propuestos por el Programa Internacional Cooperativo de la OCDE para la Supervisión de las Aguas Interiores (OCDE, 1982). La eutrofización de las Albuferas de Adra es un proceso que se ha documentado desde la década de los 80 (Martinez-Vidal y Castro, 1990) y que en el estado actual del conocimiento limnológico e hidrológico de este sistema se puede claramente relacionar con los aportes de nutrientes al sistema procedentes de la actividad agrícola bajo invernadero que encorseta a estas albuferas (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002). Las causas de la eutrofización de las lagunas y charcas de desembocaduras han sido menos documentadas, aunque existen algunos datos que indican la existencia de entradas de aguas cargadas de nutrientes disueltos procedentes de depuradoras, e incluso de vertidos directos (Río Aguas, Río Antas, Rambla de Morales) (Ortega *et al.*, 2000; Ortega, 2001). La escasez de sistemas acuáticos en buen estado de conservación, libres de intervención antrópica, es un rasgo típico de la cuenca mediterránea que, sin duda, dificultará la labor de fijación de condiciones de referencia de acuerdo con las exigencias de la DMA. La larga historia de actividad antrópica en la cuenca mediterránea, sobre todo acentuada en las áreas litorales, hace en la práctica imposible desligar las causaciones antropogénicas de los procesos naturales. Incluso, el origen de algunos de estos humedales litorales parece estar directa e indirectamente relacionado con diversas actividades humanas más o menos remotas en el tiempo (por ejemplo, la formación de los deltas de los ríos Adra y Andarax) (Grove y Rackham, 2001). No obstante, la fijación de condiciones de referencia en sistemas leníticos (lagos y humedales) presenta una alternativa a la localización y caracterización de sistemas libres de intervención

antrópica en el estudio de los sedimentos. Los sedimentos de estos sistemas constituyen un archivo histórico donde suele quedar registrada precisa información biótica y abiótica para el conocimiento de la evolución del sistema y el establecimiento de sus condiciones de referencia (por ejemplo, Anderson y Battarbee, 1994).

Charcas de montaña

Las áreas montañosas almerienses son relativamente pobres en lagunas naturales a causa de las condiciones de semiaridez reinantes (sobre todo en la baja y media montaña) y, probablemente también, por razones de altitud y latitud, debido a la escasa incidencia en estas alturas la formación de cubetas lacustres (Pascual *et al.*, 2000). El presente inventario incluye dos lagunas, situadas en la Sierra de Gádor, (Fig. 1, Tablas 1 y 2), que pueden ser calificadas como de alta montaña, considerando que las condiciones de alta montaña se dan por encima de la cota de los 1.500 m s. n. m. Estas dos lagunas de la Sierra de Gádor se localizan en pequeñas cuencas de drenaje de naturaleza endorreica y presentan un carácter permanente, aunque con amplias fluctuaciones del nivel del agua, probablemente por su estrecha dependencia de los aportes de escorrentía superficial. Características similares presenta la charca inventariada en la Sierra de Filabres, que parece ser temporal, teniendo en cuenta su menor profundidad (menor de 1 m). La mineralización del agua de las tres charcas anteriores es relativamente baja (ver datos de conductividad en Tabla 2), aunque presenta ciertas oscilaciones (lagunas de Sierra de Gádor) que podrían tener que ver con su predominante carácter epigénico y pequeño tamaño.

Los distintos rasgos comentados para las tres charcas podrían servir para la tipificación de éstas de acuerdo con la DMA, tanto por el sistema A (altitud, profundidad, tamaño de la lámina de agua y geología) como por el sistema B que contempla como uno de los factores optativos, por ejemplo, la fluctuación del nivel del agua. No obstante, es de rigor subrayar que estas lagunas (además de otras no inventariadas en el presente estudio por no disponer de datos, pero cuya existencia en ambos sistemas montañosos es conocida) están muy pobremente caracterizadas, y que los escasos datos que se presentan aquí sirven sobre todo para destacar las numerosas incertidumbres que sobre su origen, estructura y funcionamiento existen. Por tanto, una tipificación adecuada debería basarse en una caracterización más detallada. Por ejemplo, uno de los aspectos que no queda resuelto con los datos de que se dispone para el presente trabajo, es si la magnitud de las alteraciones físicas que estas lagunas puedan haber sufrido, como consecuencia de su adecuación para ser usadas como abrevadero para ganado, son lo suficientemente importantes como para adscribirlas a la categoría de “masas de agua muy modificadas” propuesta por la DMA. En efecto, estas charcas se vienen usando tradicionalmente por la ganadería extensiva (rebaños de cabras y ovejas), existiendo algunas evidencias de campo que indican que han sido excavadas (profundizadas) para aumentar su capacidad de almacenamiento de agua y su permanencia durante los meses de sequía. Es muy posible que esta actividad sea la principal responsable de la alta concentración de clorofila *a* registrada en las tres charcas inventariadas (Tabla 2), que según los rangos propuestos por la OCDE (1982) podrían ser calificadas al menos como eutróficas en determinados periodos del año.

Las dos masas de agua restantes incluidas en el apartado de montaña son artificiales y se utilizan como abrevadero (Balsica Salobre, estribaciones de Sierra Nevada) o con fines recreativos (Balsa de Torrecabrera, Sierra de Cabrera).

Ríos y arroyos

La mayoría de arroyos inventariados en este trabajo (Tablas 3 y 4) presentan un carácter intermitente o son temporales, quedando reducidos, como mucho, a un rosario de pozas durante los meses de sequía. El único sistema con flujo de agua permanente y continuo en un tramo considerable es el Río Aguas. Este se encuentra alimentado principalmente por el manantial de Los Molinos del karst en yesos de Sorbas (además de por otros manantiales de menor envergadura situados aguas abajo) lo que le confiere un régimen de caudal muy inercial, con valores medios de aproximadamente 70 l/s (Calaforra, 1998). Este río puede presentar un flujo continuo aproximadamente a lo largo de unos 10 km (desde la fuente kárstica situada en Los Molinos del Río Aguas hasta un par de kilómetros antes de la localidad de Turre). No obstante durante buena parte de la primavera-verano-otoño, las derivaciones de agua para regadío de las vegas determinan que aguas abajo de la localidad de La Herrería el río se comporte como intermitente. Las sustracciones de agua afectan también al resto de arroyos inventariados cuyas aguas presentan la suficiente calidad (baja salinidad; Tabla 4) como para ser susceptibles de aprovechamiento. Pero en estos casos, los menores caudales determinan el aprovechamiento total del recurso hídrico y la reducción del arroyo a un pequeño tramo desde la fuente hasta la estructura de captación. Este tipo de intervenciones antrópicas, así como las situaciones que provocan en los sistemas fluviales, tienen una larga tradición y son muy frecuentes en la cuenca mediterránea, sobre todo en zonas con clima semiárido y con fuerte demanda hídrica para la agricultura (que suele ser lo común), como ocurre en Almería (obs. pers.). Semejante situación tiene el potencial de generar un conflicto entre las demandas del sector agrícola y los ambiciosos

TABLA 3

Algunas características físicas y administrativas de los ríos y arroyos inventariados. Origen y régimen hidrológico: N, natural; IA, intervención antrópica; E, epigénico; H, hipogénico; M, mixto; P, permanente; T, temporal; I, intermitente. Estatus de protección: PqN, Parque Natural; PrN, Paraje Natural.

Río / arroyo	Altitud (m s. n. m.)	Coordenadas UTM (X/Y)	Origen / Régimen hidrológico	Profundidad (m)	Anchura (m)	Litología superficial dominante	Estatus de protección
31. Arroyo de Cacin	1.100	516168/4091074	IA, M, P	0,3	1,5	Calcárea	-
32. Arroyo Las Negras	20	588382/4083363	N, M, I	0,4	0,5	Volcánica	PqN
33. Arroyo Verdelecho	700	547085/4109273	N, M, I	0,4	0,5	Silíceo	-
34. Arroyo de Vicar	300	532254/4063137	N, M, P	0,2	0,5	Calcárea	-
35. Rambla de Inox	550	565866/4091821	N, M, T	0,2	0,6	Calcárea	-
36. Río Aguas	260-60	580729/4106725	N, M, P-I	0,5	0,6	Margas	PrN
37. Río Alias	220	594730/4098758	N, M, I	0,5	0,3	Margas	-
38. Río Jauto	210	588330/4113530	N, M, I	0,5	0,3	Silíceo	-
39. Río Nacimiento	400	531893/4105613	N, M, P	0,1	1,5	Silíceo	PqN

objetivos ecológicos de la DMA. No obstante, según Ortiz (2003) la DMA utiliza como equivalentes las expresiones “masas de agua” y “ecosistemas”, aunque la segunda resulte más apropiada para los objetivos ambientales que se persiguen. Esto podría tener un claro interés pragmático al ofrecer la posibilidad de delimitar (dividir) las “masas de agua” fluviales con tal que exista una cierta homogeneidad en los ecosistemas resultantes, de tal forma que ante situaciones de intervención antrópica, como la anteriormente planteada, un sistema fluvial podría ser considerado como compuesto por “masas de agua” adscritas a distintas categorías (por ejemplo, natural o muy modificada), con lo que se acotarían espacialmente los problemas de consecución de los objetivos de la DMA. Aunque esta posibilidad pueda ofrecer una solución en determinadas situaciones, no habría que abusar de su uso puesto que se desvirtuaría el espíritu de la Directiva y abriría un camino pernicioso hacia el incumplimiento de su objetivo principal en lo que se refiere a los ecosistemas acuáticos epicontinentales, la protección de su estado ecológico.

El Sistema A de tipificación de ríos que propone la DMA sugiere como descriptores, altitud, tamaño y geología de la cuenca de alimentación. Los datos de mineralización del agua y composición litológica de la cuenca que se presentan para los arroyos inventariados (Tablas 3 y 4) ponen de manifiesto que en algunos de estos la concentración salina del agua es mayor de lo que cabría esperar según la composición litológica (atendiendo a la solubilidad de las rocas) dominante en superficie (por ejemplo, arroyos de Las Negras, Jauto

TABLA 4

Algunas características físico-químicas y bióticas de los ríos y arroyos inventariados. Cuando se dispone de más de una medida se indica el rango de variación de éstas. Cada tipo de impacto se valora de 0 a 3 según su magnitud sea nula, leve, moderada o fuerte.

Río / arroyo	pH	Conductividad (mS/cm)	Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	Impactos				
				Ganadería	Circulación de vehículos	Vertidos sólidos	Vertidos de aguas residuales	Extracción de agua superficial
31. Arroyo de Cacín	8,0	0,4	0,1	2	0	0	0	3
32. Arroyo de Las Negras	9,0	4,0	0,6	3	0	0	0	3
33. Arroyo Verdelecho	7,2	2,6	5,1	2	2	0	0	2
34. Arroyo de Vúcar	8,0-8,7	0,6-1,0	0,5	1	0	0	0	3
35. Arroyo de Inox	7,4	1,3	0,0	2	2	0	0	2
36. Río Aguas	7,0-8,5	2,0-11,1	0,0-4,0	2	2	1	1	2
37. Río Alías	7,6	5,8	3,1	2	2	1	0	0
38. Río Jauto	7,3-8,0	1,2-1,6	0,0-2,9	2	2	0	0	1
39. Río Nacimiento	8,1	1,0	21,0	2	3	1	2	2

y Verdelecho). Esta discordancia es debida a la existencia de una composición litológica profunda distinta y al dominio de los aportes subterráneos en la alimentación de éstos manantiales. La salinidad del agua es una de las variables abióticas claves en la determinación de la estructura de las comunidades acuáticas y, por tanto, decisiva en el establecimiento de cualquier tipología. De nuevo se pone en evidencia que el Sistema A de tipificación resultaría insuficiente para estos casos y habría que recurrir al Sistema B que incluye, además de los descriptores antes mencionados, factores optativos como la capacidad de neutralización de ácidos del agua.

Una de las perturbaciones antropogénicas más frecuentes en los ríos mediterráneos, aparte de las derivaciones de caudal, es el vertido de aguas residuales domésticas. Aunque en ríos la concentración de clorofila *a* en el agua no es el mejor indicador de esta contaminación, sus bajas concentraciones en el agua de la mayoría de los arroyos inventariados (Tabla 4) sugieren que están exentos de este tipo de alteración. De hecho, el río Nacimiento es el único que se destaca con un valor sustancialmente mayor, y esto coincide con la recepción de un vertido de aguas residuales urbanas aguas arriba de la localidad donde se tomaron las muestras.

Ya sea por las derivaciones de agua o por los vertidos de aguas residuales, los ríos mediterráneos (especialmente en zonas semiáridas) cada vez con mayor frecuencia son cauces secos (más por impactos que por vocación) que, en un proceso de exaptación (si se permite el término evolutivo), están adquiriendo la función de vías para el desplazamiento de vehículos de todo tipo, actuando también como verdaderas cloacas. Estas perturbaciones tienen una especial incidencia en los tramos medios y bajos de los sistemas fluviales, siendo aquí donde surgirán las mayores dificultades para discernir las condiciones de referencia que permitan llevar a cabo una evaluación de la calidad ecológica ajustada a los requerimientos de la DMA.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo ha sido subvencionado por los siguientes proyectos: “Caracterización hidroquímica y calidad ambiental de las zonas húmedas de la provincia de Almería” subvencionado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía; UE-LIFE B4-3200/98/458; CICYT HID98 0323-C05-04 y CICYT REN2001-3438-C07-05.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, N. J. y Battarbee, R. W. (1994). 8: Aquatic community persistence and variability: A paleolimnological perspective. En Giller, P. S.; Hildrew, A. G. y Raffaelli, D. G. (eds.): *Aquatic ecology*, pp. 233-259. Blackwell Science. Oxford.
- Calaforra, J. M. (1998). *Karstología de Yesos*. Monografías de Ciencia y Tecnología. Universidad de Almería, Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería). Almería.
- Capel, J. J. (1990). *Climatología de Almería*. Cuadernos monográficos 7. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería). Almería.

- Casado, S. y Montes, C. (1995). *Guía de los Lagos y Humedales de España*. J. M. Reyero. Madrid.
- Castro, H. (1993). *Las Salinas de Cabo de Gata. Ecología y Dinámica Anual de las Poblaciones de Aves*. Colección Investigación, 18. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería.
- Castro, H.; Carrique, E.; Aguilera, P.; Ortega, M.; Casas, J.; Rescia, A.; Schmitz, M. F. y Pineda, F. D. (2001). Humedales almerienses: Importancia, problemática y gestión. En Pulido, A., Calaforra, J. M. y Pulido, P. (eds.): *Problemática de la gestión del agua en regiones semiáridas*, pp 47-61. Colección Actas, 42. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería). Almería.
- Cruz-Pizarro, L.; Amores, M. V.; Fabian, D.; de Vicente, I.; Rodríguez-París, I.; El Mabrouki, M.; Rodríguez, M. y Rodríguez da Silva, S. L. (2002). La eutrofización de las Albuferas de Adra (Almería). En, Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.): *Agricultura y medio ambiente en el entorno de las Albuferas de Adra*, pp. 77-96. Proyecto Life-Naturaleza 1998 *Conservación de las Albuferas de Adra (Almería, España)* (B4-3200/98/458), Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería.
- El Amrani-Paaza, N. (1997). *Caracterización y modelización hidroquímica en el acuífero del delta del Río Adra*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Granada. Inédito.
- Gómez, R.; Velasco, J.; Vidal-Abarca, M. R.; Ortega, M.; Millán, A.; Suárez, M. L.; Ramírez-Díaz (1990). Las charcas como elemento diversificador del paisaje: El caso del Sureste Ibérico. En, *I Congreso de Ciencia del Paisaje. Monografías de L'EQUIP 3*, pp. 485-452. Barcelona.
- Gonzalez-Bernáldez, F. (1989). Ecosistemas áridos y endorreicos españoles. En, *Seminario sobre Zonas Áridas en España*, pp. 223-238. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid.
- Grove, A. T. y Rackham, O. (2001). *The Nature of Mediterranean Europe. An Ecological History*. Yale University Press. New Haven, London.
- Hollis, G. E. (1990). Environmental impacts of development on wetlands in arid and semi-arid lands. *Hydrological Sciences*, 35: 411-428.
- Hollis, G. E. (1995). Wetland and river restoration in Europe and the Mediterranean. En: Montes, C.; Oliver, G.; Molina, F. y Cobos, J. (eds.): *Bases ecológicas para la restauración de humedales en la cuenca mediterránea*, pp 125-142. Junta de Andalucía (Consejería de Medio Ambiente). Sevilla.
- Keddy, P. A. (2000). *Wetland Ecology. Principles and Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Martinez-Vidal, J. L. y Castro, H. (coords.) (1990). *Las Albuferas de Adra. Estudio Integral*. Colección Investigación, 9. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería.
- Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands*. 3ª edición. John Wiley & Sons, Inc. New York.

- Molina, L. (1998). *Hidroquímica e intrusión marina en el Campo de Dalías (Almería)*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Granada. Inédito.
- Molina, L.; Vallejos, A.; Pulido-Bosch, A. y Sánchez-Martos, F. (2001). Caracterización hidrogeoquímica del Campo de Dalías a partir de análisis de facies. En, *Actas V SIAGA*, pp. 237-246. Instituto Tecnológico y Geominero de España. Almería.
- Montes, C.; Oliver, G.; Molina, F. y Cobos, J. (eds.) (1995). *Bases Ecológicas para la Restauración de Humedales en la Cuenca Mediterránea*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla.
- OCDE (1982). *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Final Report*. OECD Environmental Directorate (OECD). Paris.
- Ortega, M. (2001). *Impactos sobre la calidad ambiental de los humedales almerienses. Propuesta de un índice de integridad ecológica*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería. Almería. Inédito.
- Ortega, M.; Casas, J. J.; Aguilera, P. A. y Castro, H. (2000). Hydrochemical characterization of wetlands in a semi-arid region of eastern Andalucía (Almería, Spain): a preliminary study. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, 27: 372-377.
- Ortiz, J. L. (2003). El proyecto Guadalmed y la Directiva Europea del Agua. *Limnética*. En prensa.
- Paracuellos, M. (2001). *Estructura y conservación de las comunidades de aves en humedales del sureste ibérico (Almería, España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería. Almería. Inédito.
- Pascual, M. L.; Rodríguez-Alarcón, A.; Hidalgo-Zamora, J.; Borja, F.; Díaz, F. y Montes, C. (2000). Distribución y caracterización morfológica y morfométrica de los lagos y lagunas de alta montaña de la España peninsular. En Granados, I. y Toro, M. (eds): *Conservación de los lagos y humedales de alta montaña de la Península Ibérica*, pp. 51-77. Colección de Estudios, 63. Universidad Autónoma de Madrid. Murcia.
- Pulido, A.; Morales, G. y Benavente, J. (1988). Hidrogeología del delta del Río Adra. *Estudios geológicos*, 44: 429-443.
- Pulido, A.; Navarrete, F.; Molina, L. y Martínez-Vidal, J. L. (1990). Quantity and quality of groundwater in the Campo de Dalías (Almería, Spain). *Water Sciences and Technology*, 24: 87-96.
- Pulido, A.; Vallejos, A.; Martín, W.; Molina, L.; Andreu, J. M. y Calaforra, J. M. (1998). La surexploitation dans certains aquifères du sud-est espagnol. En, *International Conference on World Water Resources at the Beginning of the 21st Century*. Proceedings, pp. 293-298. UNESCO. Paris.
- Robledano, F.; Calvo, J. F.; Esteve, M.A.; Mas, J.; Palazón, J. A.; Suárez, M. L.; Torres, A.; Vidal-Abarca, M. R. y Ramírez-Díaz, L. (1991). Estudios ecológicos de los humedales costeros del sudeste español. I. Inventario y tipificación. *Anales de Biología*, 17: 153-163.
- Sánchez, F. y Molina, L. (1996). Características hidroquímicas de las aguas superficiales de las salinas de Cerrillos (Almería). En, *Actas IV SIAGA*, 2, pp. 453-462. Instituto Tecnológico Geominero de España. Almería.

- Sánchez, F.; Molina, L. y Aguilera, P. A. (2000). Relationship between groundwater and brines in the Cerrillos saltworks (Almería, southern Spain). *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, 27: 2182-2185.
- Vymazal, J. (1995). Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic- State of the art. *Water Science and Technology*, 32: 357-364.
- Wetzel, R. G. y Likens, G. E. (1991). *Limnological Analyses*. Springer-Verlag. New York.
- Zapata, A. (2001). El problema del agua para los cultivos hortícolas de Almería. En, *Actas V SIAGA*, pp. 123-130. Universidad de Almería. Almería.

EL PROYECTO LIFE-NATURALEZA 1998 “CONSERVACIÓN DE LAS ALBUFERAS DE ADRA (ALMERÍA)”

JUAN CARLOS NEVADO Y MARIANO PARACUELLOS

Dpto. de Flora y Fauna, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, C. R. Oliveros, bl. Singular, 04071, Almería, e-mail: juanc.nevado@juntadeandalucia.es

INTRODUCCIÓN

Las Albuferas de Adra conforman un complejo palustre actualmente catalogado como Reserva Natural por la Ley 2/1989, de 18 de julio (BOJA, 60, 27 de julio de 1989), “por la que se aprueba el Inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía”. Además, las lagunas están consideradas de importancia nacional debido a la diversidad y singularidad de su flora (Cirujano *et al.*, 1992), así como de importancia internacional por la comunidad de aves acuáticas que las pueblan y debido a ello incluidas en el “Convenio relativo a Humedales de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas” (Convenio Ramsar; Castro *et al.*, 1998). Sin embargo, el uso agrícola de las tierras del delta donde se ubica el humedal ha traído como consecuencia la degradación progresiva de la zona desde antaño (Martínez Vidal y Castro, 1990; Gómez Mercado y Paracuellos, 1995-96). Aunque la protección administrativa del espacio como Reserva Natural por la Junta de Andalucía repercutió positivamente en pro de la conservación del mismo, las medidas ya iniciadas eran insuficientes y los procesos degradativos siguieron actuando. Es por ello que, al objeto de incrementar la calidad ambiental de la zona, fue redactado y posteriormente aprobado el proyecto Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)” (B4-3200/98/458), en virtud de la decisión de la Comisión de las Comunidades Europeas, el 15 de julio de 1998. Tal plan de acción, cofinanciado por la Unión Europea a través de su Dirección General de Medio Ambiente y la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), contempló una serie de medidas urgentes y prioritarias que, junto a las que ya había establecidas, fueron destinadas a mejorar el estado de conservación del hábitat de las Albuferas de Adra, en especial con objeto de aminorar los impactos provocados por los cultivos agrícolas del perímetro.

En concreto, los objetivos que se pretendían alcanzar con el programa eran:

1. Inicio de un plan de ampliación de la superficie húmeda del hábitat de las Albuferas de Adra. En principio se proyectó la ampliación a 2 ha más de la superficie actual.

2. Favorecer una mejora de la calidad hídrica del sistema que conllevara un óptimo desarrollo de macrófitos y fauna sumergida, hasta aproximarse a los niveles ecológicos anteriores al asentamiento de los cultivos en su perímetro.
3. Mejora de la calidad ambiental en el ámbito circundante de las lagunas, hasta eliminar de forma significativa la contaminación terrestre provocada por los residuos de los cultivos.
4. Mejora poblacional de los elementos componentes del ecosistema del humedal y que fueron afectados por los mencionados impactos ambientales, en especial de las comunidades y especies presentes e incluidas en los Anexos I y II de la Directiva 97/62/CE del Consejo (Directiva Hábitats, de 27 de octubre; D.O.C.E., L 305, 8 de noviembre de 1997) y Anexo I de la Directiva 79/409/CEE del Consejo (Directiva Aves, de 2 de abril; D.O.C.E., L 103, 25 de abril de 1979).

En el presente artículo se pormenorizan todas las acciones llevadas a cabo a lo largo del transcurso del programa de actuaciones relacionadas con el Proyecto Life, detallando las actividades de gestión, así como su grado de ejecución final y logro de objetivos.

ÁREA DE ESTUDIO

Las Albuferas de Adra constituyen un humedal actualmente formado por dos lagunas principales (Albufera Nueva y Albufera Honda) y otros retazos palustres de menor extensión en el delta del Río Adra (Almería; Fig. 1).

En el aguazal destacan como elementos singulares las formaciones de Masiega (*Cladium mariscus*), especie para la que el complejo palustre es uno de los pocos humedales de Andalucía oriental donde se localiza; los tarayales de *Tamarix canariensis*; los juncales de Junco marítimo (*Juncus maritimus*) y Junco merino (*Juncus acutus*); las praderas sumergidas de Espiga de agua (*Potamogeton pectinatus*), Rupia (*Ruppia maritima*) y Ova (*Chara polyacantha*); el Fartet (*Lebias ibera*), pez endémico “en peligro de extinción” que convierte a las albuferas en el único humedal andaluz donde se halla; la Ranita meridional (*Hyla meridionalis*); el Galápagos leproso (*Mauremys leprosa*); el Calamón común (*Porphyrio porphyrio*); así como la Malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), en peligro de extinción y con una de las principales poblaciones europeas en este sistema.

A causa de la dinámica evolutiva del perfil deltaico, así como de determinadas acciones antrópicas en la llanura aluvial o sus proximidades, la configuración paisajística de las albuferas no ha sido constante a lo largo de los años (Jabaloy, 1984; Jiménez *et al.*, 1986; Cara y Rodríguez, 1989; Martínez Vidal y Castro, 1990). En este sentido, la principal amenaza que sufre actualmente el complejo húmedo está causada por el asentamiento, en todo su perímetro, de cultivos intensivos bajo plástico altamente contaminantes del medio ambiente (del 8% de área ocupada por los cultivos en el entorno de las lagunas a mediados del siglo XX, se ha pasado al 57% a finales; Gómez Mercado y Paracuellos, 1995-96). Las principales repercusiones de tal ocupación han sido: (I) La contaminación acusada de las aguas de las lagunas, principalmente por eutrofización en las mismas; (II) la contaminación del ámbito terrestre del humedal por el vertido de residuos agrícolas; (III) la reducción y fragmentación del área palustre por la

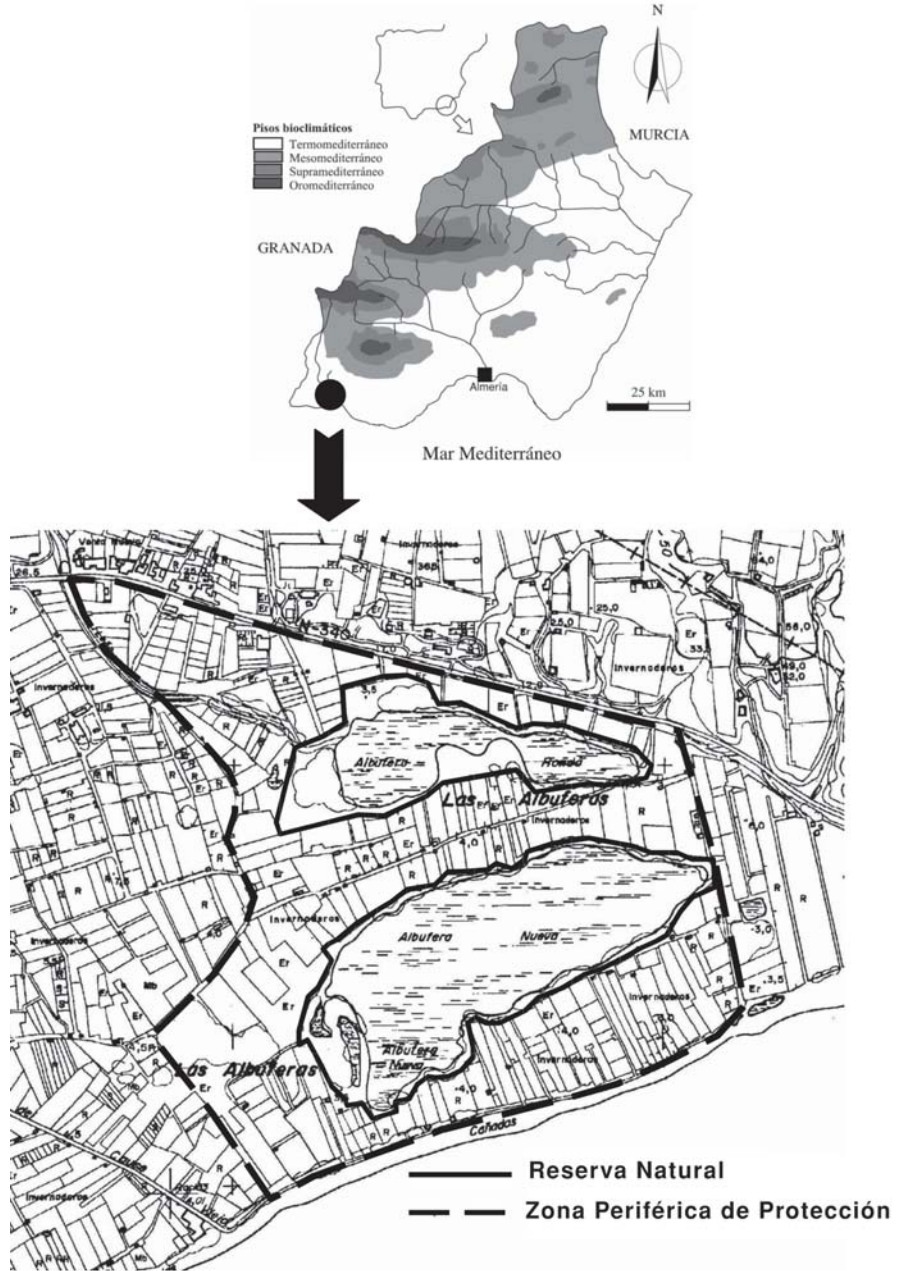


FIG. 1.- Localización de las Albuferas de Adra en la provincia de Almería. También se indican los límites del área de la Reserva Natural y de la Zona Periférica de Protección.

ampliación del área agrícola; (IV) la proliferación de roedores incidentes en las características bióticas del medio y asociados a los residuos agrícolas abandonados. Tales procesos han ocasionado un empobrecimiento ya patente en el ecosistema.

Para más información acerca de las características del humedal ver, por ejemplo, Jiménez *et al.* (1986), Martínez Vidal y Castro (1990), Cirujano *et al.* (1992), Castro *et al.* (1994, 1998), Gómez Mercado y Paracuellos (1995-96), Viada (1998), Nevado y Paracuellos (2002).

MÉTODOS

Las labores de gestión relacionadas con el Proyecto Life fueron iniciadas en octubre de 1998. Aunque estaba de antemano proyectado que las acciones de manejo concluyesen en octubre de 2001, actualmente quedan dos acciones pendientes de ejecución, siendo previsible su finalización en breve.

Para conseguir los objetivos propuestos, fueron desarrolladas 15 actividades de conservación del espacio, englobadas en 6 líneas generales de trabajo: (a) Elaboración de los planes de gestión y acciones preparatorias, (b) compra de tierras, (c) tareas únicas de gestión del biotopo, (d) gestión periódica del biotopo, (e) sensibilización del público y divulgación de resultados, así como (f) funcionamiento general del proyecto.

RESULTADOS

A continuación se pormenorizan los resultados obtenidos con la puesta en marcha de las acciones llevadas a cabo, en función de las líneas de trabajo diseñadas. Descripción detallada de las acciones puede ser encontrada en Paracuellos y Nevado (2002).

Elaboración de los planes de gestión y acciones preparatorias

I. Estudio de compra de terrenos agrícolas: Esta actividad fue realizada con objeto de obtener información adecuada para la compra de superficie. Para ello se llevaron a cabo entrevistas personales con los propietarios de diferentes fincas agrícolas periféricas a las lagunas y aptas para su adquisición. Fueron evaluadas seis fincas situadas entre ambas lagunas (Fig. 2) con objeto de que la tierra adquirida, una vez restaurada, se conformase a manera de corredor ecológico de contacto entre la Albufera Honda y la Albufera Nueva.

II. Estudio de viabilidad de implantación de cultivos alternativos de bajo impacto: Se llevó a cabo un análisis que nos permite conocer la viabilidad de implantación de otros tipos de cultivos con bajo impacto ambiental. Como puede ser analizado en Bayo (1999) y Consejería de Medio Ambiente (2001), los cultivos utilizados en el análisis comparativo fueron los invernaderos convencionales, de producción integrada y ecológicos, teniendo en cuenta los cuatro productos hortofrutícolas más frecuentes en el entorno de las Albuferas de Adra (pimiento, calabacín, melón y sandía). En función del estudio se determinó que el cultivo ecológico fue el que más elevado rendimiento neto daba por unidad de superficie para la mayoría de tipos de hortalizas, lo que se conforma como un argumento para incentivar la reconversión de los invernaderos convencionales en ecológicos en la Zona Periférica de Protección de la Reserva Natural.

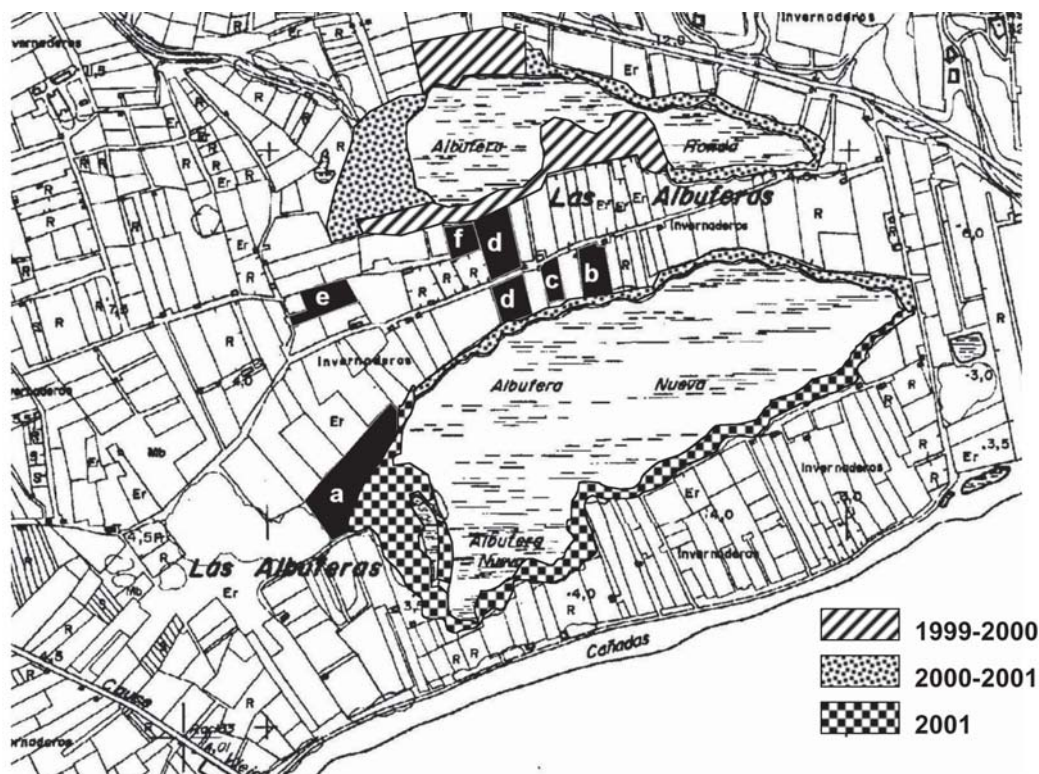


FIG. 2.- Entorno de las Albuferas de Adra objeto de trabajo, donde se indican: (1) las fincas tenidas en cuenta en el estudio de compra de terrenos agrícolas (polígonos en negro a-f) y (2) la superficie de vegetación palustre manejada a lo largo de los tres períodos otoño-invernales tenidos en cuenta (polígonos en tramas de rallado, punteado y cuadrículado).

III. Evaluación de las características físicas, químicas y biológicas del medio acuático de las Albuferas de Adra: Fue firmado un acuerdo específico entre la Consejería de Medio Ambiente y la Universidad de Granada para el análisis y el control de la eutrofización en las Albuferas de Adra. En tal plan de acción se contempló la cuantificación de la evolución estacional de los parámetros y variables de estado considerados en la calibración de los modelos empíricos habituales de carga crítica de nutrientes (fósforo), de eutrofización y, en general, de la caracterización hidroquímica del sistema, proponiendo medidas de gestión acordes a los resultados obtenidos. Según Cruz-Pizarro (2002), se pone de manifiesto un elevado grado de eutrofización en las aguas del sistema, siendo más acusada en la laguna Honda que en la Nueva. Tal desigualdad fue achacada a determinadas diferencias encontradas entre ambas lagunas según diversas características

ambientales. Además, fue observado que la tendencia al deterioro de la calidad del agua en años anteriores no se mantuvo durante el período de estudio. De los resultados obtenidos también se pudo desprender que el fósforo es el nutriente limitante de la producción primaria y, por lo tanto, el factor que ejerce el control potencial del proceso de eutrofización en ambas lagunas, constituyendo el sedimento un importante papel en la captación de nutrientes.

Compra de tierras

IV. Compra de terrenos invernados en el entorno de las Albuferas: En función del estudio de compra de terrenos agrícolas, fueron desarrollados los trámites para la adquisición de ciertos terrenos finalmente elegidos (fincas c y d; Fig. 2), procediéndose seguidamente a la tramitación de su compra. Sin embargo, el encarecimiento de la tierra desde el momento del diseño del proyecto hasta el de su puesta en marcha hizo que la obtención no pudiese hacerse efectiva en los 20.000 m² inicialmente proyectados, sino que fueron adquiridos 12.672 m² (el 65% inicial).

Tareas únicas de gestión del biotopo

V. Restauración de las condiciones ancestrales en el entorno terrestre del humedal para los terrenos adquiridos: Su desarrollo estaba previsto se emprendiera una vez fuesen adquiridas definitivamente las fincas. Sin embargo, debido al retraso en la compra de los terrenos, aún no ha podido ser realizada la labor, encontrándose actualmente redactado el proyecto y a la espera de su definitiva ejecución.

VI. Restauración de las condiciones ancestrales en el entorno acuático del humedal: Una vez realizada la caracterización del medio hídrico de las lagunas, se procedió a la restauración del canal de entrada de agua a las lagunas proveniente del Río Adra, la Acequia Real (Fig. 3), mediante la firma de un convenio de cooperación entre la Consejería de Medio Ambiente y la Comunidad de Regantes del Río Adra. Tal medida se estimó conveniente debido a la importancia que se valoró tener la óptima incorporación de agua procedente del cauce del Río Adra a través de la mencionada conducción.

VII. Construcción de torreta-observatorio: Otra de las actividades planificadas con el desarrollo del proyecto fue la creación de un punto central de coordinación de vigilancia del espacio y su periferia, estando prevista su instalación en los terrenos adquiridos. Sin embargo, su construcción se encuentra aún pendiente al haberse retrasado la adquisición de los terrenos, estando el proyecto actualmente redactado y a la espera de su aprobación.

Gestión periódica del biotopo

VIII. Ampliación del programa de recogida de residuos agrícolas: Dado el grave problema de deterioro ambiental relacionado con el abandono de residuos agrícolas en el entorno de las albuferas (se ha calculado que anualmente se generan más de 2.100 tm de despojos; Nevado y Paracuellos, 2002), fue adquirido un equipo recolector de residuos agrícolas (camión con polibrazo de enganche y diez contenedores) con objeto de proceder al manejo de tales vertidos. Una vez comprado el equipo, su gestión se transfirió al

parte de roedores en el entorno palustre, así como la efectividad de su control (información detallada de la actividad se encuentra reflejada en González Miras, 2001).

XI. Vigilancia y seguimiento de fauna: Dadas las características de la comunidad de aves acuáticas presentes en las Albuferas de Adra, las lagunas han sido consideradas como Reserva Natural y Humedal Ramsar (por ejemplo, Viada, 1998). Es por ello que el seguimiento de la avifauna en las albuferas se constituye como una labor fundamental en la gestión del espacio, ya que puede ofrecer datos referentes a la respuesta del conjunto zoológico en relación con las actuaciones de conservación a desarrollar en el hábitat (por ejemplo, Paracuellos 1992-02). En este sentido, otra acción desarrollada en el seno del Proyecto Life fue la del control y censado de tal conjunto animal, discerniendo los factores ambientales reguladores de sus volúmenes poblacionales. Por otro lado, el presente proyecto también contempló la supervisión del funcionamiento de las distintas tareas de gestión encomendadas al Proyecto Life de las Albuferas de Adra.

Sensibilización del público y divulgación de resultados

XII. Jornadas: Otra de las medidas que incluyó el proyecto de gestión fue la del desarrollo de actividades formativas dirigidas a los agricultores que trabajan las fincas ubicadas en la Zona Periférica de Protección de la Reserva Natural, con la finalidad de sensibilizar a este colectivo sobre los problemas ambientales que sufría el humedal a causa de las prácticas agrícolas que se realizan en su perímetro. Para tal propósito fueron desarrolladas las 1^{as} y 2^{as} “Jornadas de Formación Agrícola” durante 1999 y 2002 respectivamente. Los contenidos de las charlas aportaron información útil con objeto de que las actividades de labor periféricas dispusieran de técnicas de manejo alternativas a las convencionales, suponiendo una minimización de los impactos ambientales asociados a las últimas (para mayor información, ver Nevado y Paracuellos, 2002). Esta experiencia fue considerada pionera y relevante en cuanto se constituyó como el primer evento en la zona con las mencionadas características, lográndose una importante afluencia de asistentes representativa del colectivo agrícola circundante a las lagunas.

XIII. Campaña de divulgación y sensibilización ciudadana: Una de las labores que se contemplan como fundamentales para la futura conservación de la Reserva Natural es la de realización de actividades de difusión y educación del colectivo social más vinculado al espacio. En función de ello fueron llevadas a cabo diversas acciones de sensibilización ciudadana al margen de las especialmente dirigidas al colectivo agrícola del entorno. Entre tales actividades didácticas se encontró la del “Programa de Educación Ambiental: Divulgación y Conservación en las Albuferas de Adra” que fue concretamente dirigido al colectivo escolar de la zona y a su profesorado, aportando a 350 alumnos y 18 educadores amplios conocimientos y formas de acercamiento al entorno palustre. Además fueron editados diversos tipos de material divulgativo (CD-ROM, folletos, pegatinas, pósters, paneles interpretativos, camisetas, gorras, bolsas y tarjetas postales). Por último, otra líneas de trabajo de difusión fueron las de aportar a diferentes foros (jornadas, congresos y ediciones periódicas) determinadas comunicaciones, artículos y ponencias

relacionadas con la puesta en marcha del Proyecto Life y sus resultados (ver Paracuellos y Nevado, 2002).

Funcionamiento general del proyecto

XIV. Gestión del Proyecto. Con objeto de acoplar y regularizar las actividades de manejo del hábitat en las albuferas, a lo largo del transcurso del Proyecto Life existió personal técnico de la Delegación Provincial de la Consejería de Medio Ambiente de Almería (Junta de Andalucía) que hizo las labores de coordinación de los trabajos a desarrollar. XV. Seguimiento y control de los parámetros físico-químicos y biológicos del agua. Tras la evaluación previa del estado hídrico del medio acuático en las Albuferas de Adra, se prosiguió con el seguimiento continuo y el control de los parámetros físico-químicos y biológicos del agua con el fin de controlar los cambios sufridos en sus niveles ecológicos en relación con variaciones ambientales acaecidas en el hábitat. Esta acción se encontró también incluida dentro del acuerdo específico suscrito entre la Consejería de Medio Ambiente y la Universidad de Granada.

DISCUSIÓN

Grado de ejecución de los objetivos

Aunque no ha podido ser totalmente alcanzado el objetivo de ampliación de la extensión palustre de las Albuferas de Adra a 2 ha más del área actual, debido al encarecimiento de la tierra sufrido entre la aprobación del proyecto y el momento de la compra de terrenos, se ha logrado la adquisición de 1,3 ha de superficie agrícola para su posterior restauración ecológica, hecho sin precedentes en la gestión del medio llevada a cabo en la comarca. Ello ha originado un punto de partida en el manejo del medio que debe de seguir llevándose a cabo de forma prioritaria en futuros planteamientos de conservación y restauración del humedal.

Con la puesta en marcha del plan periódico de evaluación de las características hídricas de las albuferas, del convenio de colaboración para el óptimo aprovechamiento del agua sobrante de riego y procedente del Río Adra, del manejo de la vegetación helófitas periférica, del estudio de viabilidad de implantación de cultivos alternativos de bajo impacto y de la campaña de sensibilización ciudadana, se ha pretendido alcanzar el cometido relacionado con la mejora de la calidad hídrica del sistema. Ello podrá ser evaluado en el futuro mediante el seguimiento de la calidad hídrica en las lagunas y su relación con las tareas de gestión mencionadas.

El plan de mejora del ámbito terrestre de las albuferas inicialmente propuesto fue llevado a cabo completamente con la compra y puesta en marcha del equipo recolector de residuos agrícolas, de las campañas de limpieza ejecutadas, del inicio de compra de terrenos agrícolas, del control de roedores, del estudio de viabilidad de cultivos alternativos de bajo impacto y de la campaña de concienciación ambiental desarrollada.

Por último, el cometido relacionado con la mejora poblacional de las especies presentes en el complejo palustre también ha podido ser alcanzado debido a que aquellas tareas de conservación y restauración encaminadas a la mejora del medio han debido de incidir

indudablemente en la mejor disponibilidad del hábitat para tales elementos florístico-faunísticos, en función de sus requerimientos ecológicos.

Efectos de incitación y promoción

Muchas de las tareas puestas en marcha son adecuadas para haber incidido en una incitación y promoción de las actividades de conservación durante los próximos años, ya que el establecimiento de firmes planteamientos de conservación implantados con la puesta en marcha del Proyecto Life ha favorecido la definitiva aprobación del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de las Albuferas de Adra (Decreto 242/2000, de 23 de mayo; B.O.J.A., 77, de 6 de julio de 2000), como amplia medida globalizadora de gestión a largo plazo en el espacio.

También han sido desarrolladas medidas de incitación al ofertarse información relacionada con la viabilidad de implantación de cultivos de bajo impacto en el entorno de las lagunas, pudiendo repercutir en una transformación de usos agrícolas actuales que contribuya positivamente hacia una mejora de la calidad del hábitat.

Por otro lado, con la compra del equipo recolector de residuos agrícolas se han puesto las bases para garantizar en el futuro la higiene ambiental en la Zona Periférica de Protección de la Reserva Natural.

El programa de sensibilización con agricultores debe redundar en un uso del espacio más respetuoso con el entorno. Por último, el procedimiento llevado a cabo para la realización de la campaña de educación ambiental con escolares ha supuesto una disponibilidad de información y herramientas de trabajo al profesorado, con objeto de que de éste, ya de forma individualizada, prosiga con las actividades didácticas una vez finalizado el Proyecto Life.

Amenazas persistentes y continuidad de las acciones

Pese a la puesta en marcha de las medidas de manejo relacionadas con el Proyecto Life, aún van a seguir persistiendo determinadas amenazas para la óptima conservación del espacio dada la elevada superficie de invernaderos que sigue existiendo en la zona periférica del entorno palustre. Es por ello que la futura adquisición de terrenos para su restauración debe seguir siendo la medida prioritaria de gestión en las albuferas.

Además, aunque han sido alcanzadas determinadas metas en materia de concienciación ciudadana entre el colectivo agrícola de la zona, aún sigue existiendo cierta actitud reacia a la colaboración para el respeto ambiental en las lagunas. Por consiguiente, debe continuar el desarrollo de campañas de sensibilización dirigidas a tales residentes, promoviéndose una mayor atención hacia el medio natural.

BIBLIOGRAFÍA

Bayo, M. (1999). *Técnicas agrícolas alternativas en el entorno de las Albuferas de Adra*. Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)” (Dirección General de Medio Ambiente, Unión Europea; Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía). Almería. Inédito.

- Burgess, N. y Evans, C. (1989). *The Management of Reed-Beds for Birds*. RSPB, BirdLife International. Sandy.
- Cara, L. y Rodríguez, J. M. (1989). Agricultura y poblamiento en Adra (Almería). Primeros resultados de una prospección arqueológica. *Anuario Arqueológico de Andalucía*, 3: 49-58.
- Castro, H.; Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (1998). Albufera de Adra. En, Bernués, M. (coord.): *Humedales españoles inscritos en la lista del Convenio de Ramsar (2ª edición)*, pp. 307-313. Colección Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- Castro, H.; Nevado, J. C.; Paracuellos, M. y López Martos, J. M. (1994). La Malvasía (*Oxyura leucocephala*) en la provincia de Almería. Evolución poblacional, nidificación y selección de hábitat. *Oxyura*, 7: 119-134.
- Cirujano, S.; Velayos, M.; Castilla, F. y Gíl, M. (1992). *Criterios Botánicos para la Valoración de las Lagunas y Humedales Españoles (Península Ibérica y las Islas Baleares)*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
- Consejería de Medio Ambiente (1998). *Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)*. Life-Naturaleza. Dossier de Candidatura. Junta de Andalucía. Sevilla. Inédito.
- Consejería de Medio Ambiente (2001). *2º Informe Intermedio: Actividades desarrolladas en el Proyecto Life-Naturaleza 1998 Conservación de las Albuferas de Adra (Almería, España) (B4-3200/98/458)*. Período: 2000. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Almería. Inédito.
- Cruz-Pizarro, L. (invest. respons.) (2002). *Control de la eutrofización en las lagunas de las Albuferas de Adra. Diagnóstico, evaluación y propuesta de recuperación. Informe final*. Universidad de Granada, Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería, España)” (B4-3200/98/458) (Dirección General de Medio Ambiente, Unión Europea; Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía). Granada. Inédito.
- Gómez Mercado, F. y Paracuellos, M. (1995-96). Hábitats de las albuferas de Adra (Almería) recogidos en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 14: 59-76.
- González Miras, E. (2001). *Micromamíferos, depredación de huevos y control de ratas en las Albuferas de Adra (Almería)*. Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)” (Dirección General de Medio Ambiente, Unión Europea; Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía). Almería. Inédito.
- Hawke, C. J. y José, P. V. (1996). *Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests*. RSPB. Sandy.
- Jabaloy, A. (1984). Evolución de la desembocadura del Río Adra (Almería). *I Congreso Español de Geología*, tomo 1, pp. 523-534. Segovia.
- Jiménez, A.; Embí, A.; Pérez, F.; Jiménez, R.; García, P. y Valls, M. (1986). *Las Albuferas de Adra*. Jiménez et al. Almería.
- Martínez Vidal, J. L. y Castro, H. (coord.) (1990). *Las Albuferas de Adra. Estudio Integral*. Colecc. Investigación, 9. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería.

- Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.) (2002). *Agricultura y Medio Ambiente en el Entorno de Albuferas de Adra*. Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)”, Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería.
- Paracuellos, M. (1992-02). *Seguimiento y control de las poblaciones de aves acuáticas y marinas en los humedales y enclaves costeros almerienses. Período: 1990-2001*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Almería. Inédito (10 vols.).
- Paracuellos, M. y Nevado, J. C. (2002). *Proyecto Life-Naturaleza 1998 Conservación de las Albuferas de Adra (Almería) (B4-3200/98/458). Informe final*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Inédito.
- Viada, C. (ed.) (1998). *Áreas Importantes para las Aves en España*. Monografía, 5. SEO/BirdLife. Madrid.

BIBLIOGRAFÍA Y BIBLIOMETRÍA RELACIONADAS CON LOS HUMEDALES ALMERIENSES (SUDESTE IBÉRICO)

MARIANO PARACUELLOS¹ Y MANUEL ORTEGA²

¹Dpto. de Flora y Fauna, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, C. R. Oliveros, bl. Singular, 04071, Almería, e-mail: mparacuellos@cajamar.es. ²Dpto. de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Almería, Cañada de San Urbano, s/n, 04120, Almería

INTRODUCCIÓN

Varios han sido los motivos que han favorecido la elevada atención científica y de gestión prestada a los humedales. Sin embargo y como suele ocurrir en gran parte de los casos, la diversidad de temas tratados en la investigación y el manejo de estos sistemas ha hecho que la bibliografía existente sobre los mismos se encuentre publicada de forma muy dispersa (por ejemplo, Finlayson *et al.*, 1992, 1999; Weller, 1994; Casado y Montes, 1995; Montes *et al.*, 1995; Cruz y Benavente, 1996). El carácter difuso de tales fuentes normalmente dificulta la labor del profesional o amateur en recabar información sobre los ambientes palustres. Es por tales motivos que las revisiones bibliográficas, en estos casos, funcionan como herramienta de trabajo favorecedora de una rápida y fácil búsqueda de referencias.

Por otro lado, la evaluación bibliométrica de las disciplinas tratadas en la bibliografía existente para los aguazales también aporta información básica sobre tendencias actuales en estudios relacionados con dichos hábitats, ayudando a científicos y gestores a escoger las líneas de investigación y manejo, así como a disponer de más amplia perspectiva de comprensión del ámbito en el cual trabajan.

Hasta la fecha, los exámenes bibliográficos y bibliométricos desarrollados para los distintos ámbitos relacionados con Almería han sido variados (por ejemplo, Castillo, 1982; Viedma, 1982). Sin embargo, es constatada una gran ausencia de revisiones desarrolladas específicamente para estudios en el campo medioambiental de la provincia (ver no obstante, Castro y Cañadas, 1982), siendo actualmente inexistentes las referidas a los ambientes palustres enclavados en su superficie. Ello pese a que en la provincia de Almería existe un conjunto de entornos húmedos que ha atraído el interés científico y técnico desde múltiples disciplinas (por ejemplo, Gómez Mercado y Paracuellos, 1995-96; Ferreras-Romero *et al.*, 1996; Gloe, 1999; Nevado y Paracuellos, 2002).

En la presente revisión se pormenoriza gran parte de la bibliografía relacionada con los humedales almerienses, teniendo en cuenta las diferentes perspectivas y localidades existentes. Con la aportación se pretende analizar el interés proporcionado a los aguazales del Sudeste Ibérico y ofrecer una ayuda en la búsqueda de referencias sobre tales entornos. Además, la evaluación bibliométrica contribuirá a vislumbrar las tendencias en investigación y gestión desarrolladas.

MÉTODOS

Revisión bibliográfica

Pese a su clima semiárido, existe un amplio rosario de ambientes palustres distribuidos a lo largo y ancho de la provincia de Almería (por ejemplo, Casas *et al.*, 2003). Con relación a los mismos, se realizó una intensiva labor de búsqueda bibliográfica que sirvió como base para un posterior análisis bibliométrico.

La recopilación fue llevada a cabo hasta abril de 2002, mediante el rastreo de reseñas recogidas en archivos bibliográficos generales, como los de la Estación Experimental de Zonas Áridas (Consejo Superior de Investigaciones Científicas), Universidad de Almería, Diputación de Almería y Delegación Provincial de Almería de la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía); así como en registros particulares de carácter privado y mediante entrevistas directas a autores de referencias. Además, fue consultada la base de datos del Instituto de Ciencia y Tecnología (Consejo Superior de Investigaciones Científicas). Por último, con objeto de tener en cuenta también a aquellos estudios recogidos en publicaciones de amplia difusión internacional, fueron revisadas las bases de datos *Current Contents* y *Science Citation Index* (Institute for Scientific Information).

Del inventario originalmente creado (con un total de 237 referencias), tan solo fueron seleccionados para la revisión los estudios donde los humedales almerienses cobraban especial protagonismo, desestimando aquellos otros de mayor escala donde la información referida a tales ámbitos tan solo era una parte proporcional de su contenido íntegro (por ejemplo, Bernis y Valverde, 1972; Ferrol, 1986; Antúnez *et al.*, 1988; Alcaraz *et al.*, 1989; Gutiérrez, 1996; Martínez Vidal *et al.*, 1999). Por otro lado y pese a ser específicamente dirigidos a las localidades palustres de la provincia, tampoco fueron tenidos en cuenta trabajos no publicados, como informes técnicos (por ejemplo, López Martos, 1990; Molina y Sánchez, 1996; Cruz-Pizarro *et al.*, 2002) o tesis doctorales no publicadas (por ejemplo, del Río, 1986; Castro, 1987; El Amrani, 1997; López Carrique, 2001; Ortega, 2001; Paracuellos, 2001; Fabián, 2002). Por el contrario, fueron seleccionadas para el análisis aquellas reseñas que, aún no encontrándose publicadas, habían sido definitivamente aceptadas para su publicación en el momento final de la búsqueda (en prensa).

Análisis bibliométrico

Con objeto de realizar el análisis estadístico de los datos recopilados, se tuvieron en cuenta las siguientes variables para cada una de las referencias encontradas: (1) año de publicación, como el año en el que aparece publicado el trabajo; (2) ámbito temático, como las distintas

disciplinas generales en las que aparece enmarcado el trabajo, teniendo en cuenta las categorías de hidrología y geología, limnología, flora y vegetación, fauna no ornítica, aves, así como gestión y conservación; (3) ámbito espacial, como las distintas localidades en las que aparece enmarcado el trabajo, teniendo en cuenta a las Salinas de Cabo de Gata, Salinas de Cerrillos, Cañada de las Norias, Charcones de Punta Entinas-Sabinar, Salinas de Guardias Viejas, Albuferas de Adra, así como otras localidades secundarias. En el ámbito temático, los estudios zoológicos fueron segregados en dos campos, fauna no ornítica y aves, debido a la elevada importancia que tradicionalmente se le ha dado a la avifauna en el estudio y la gestión de los humedales (Finlayson *et al.*, 1992; Weller, 1994; Casado y Montes, 1995; Montes *et al.*, 1995; van Vessen *et al.*, 1997). En el ámbito espacial, se adoptaron como localidades individualizadas aquellas consideradas como principales en función de su extensión e importancia ambiental según algunos autores (Cirujano *et al.*, 1992; Casado y Montes, 1995; Guirado *et al.*, 1997; Viada, 1998; Paracuellos, 2001), agrupándose el resto en una única categoría de lagunas secundarias.

Aunque una misma reseña pudo abarcar más de una categoría, tanto en el ámbito temático como en el espacial, no fueron tenidas en cuenta en algunos trabajos las disciplinas o localidades que tan solo aportaron información complementaria, pero no central, al estudio.

La diversidad temática y la amplitud de localidades estudiadas fueron calculadas para cada año según el índice de Shannon (por ejemplo, May, 1975), $H' = - \sum(p_i) \times \ln(p_i)$, donde p_i fue la proporción con que los estudios referentes a la disciplina o localidad i contribuyeron al número total de estudios realizados.

Para el examen de la evolución temporal en el número de estudios publicados, tan solo se tuvieron en cuenta los datos existentes hasta el año 2001, al no poseerse información completa acerca del total de trabajos de 2002 en adelante.

Para las correlaciones fue usado el test de la R de Pearson. Para comparar el esfuerzo empleado en el estudio de las distintas disciplinas o localidades se utilizó el ANOVA, con el test de Duncan para los análisis a posteriori. Por último, con objeto de discriminar enfoques de estudio de los distintos humedales en función del tipo de temática abordada, fue desarrollado un Análisis de Componentes Principales utilizando el algoritmo de rotación Varimax normalizado. En función de la naturaleza de las variables, las mismas fueron utilizadas previa transformación logarítmica cuando fue necesario (Jobson, 1992; Sokal y Rohlf, 1994).

RESULTADOS

Disciplinas

En total fueron halladas 113 referencias centradas en los humedales almerienses (Apéndice). Como puede observarse en la Fig. 1, el número total de reseñas se incrementó significativamente con el paso del tiempo. De ellas, tan solo una mínima parte (< 7 %) pertenecían a publicaciones incluidas en bases de datos de amplia difusión internacional (como *Current Contents* o *Science Citation Index*), originándose todas en los últimos años (ver en el Apéndice las referencias: Mota *et al.*, 1996; Castro *et al.*, 1998, 2000; Salinas *et al.*, 2000; Paracuellos *et al.*, 2002; Moñino *et al.*, en prensa; Paracuellos y Nevado, en prensa).

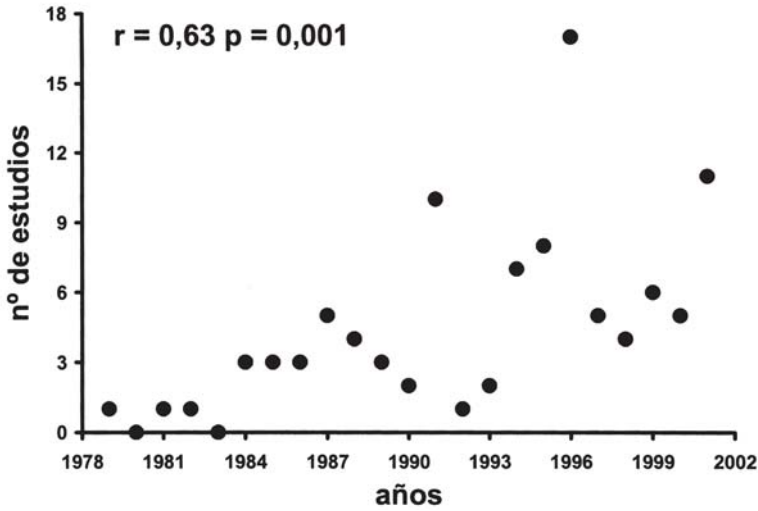


FIG. 1.- Relación estadística (test de la R de Pearson) entre el año y el número de estudios encontrados para los humedales almerienses.

No fue empleado el mismo esfuerzo de estudio para todas las temáticas (Fig. 2), debido principalmente a que las relacionadas con las aves acapararon la mayor atención, constituyéndose los estudios referentes a limnología, vegetación y fauna no ornítica como los menos frecuentes en la bibliografía (test de Duncan, siempre $p < 0,05$ al comparar el ámbito relacionado con las aves con cada una de las temáticas restantes). Además, conforme fue aumentado el volumen bibliográfico relativo a estos espacios, también lo hizo la diversidad de disciplinas tratadas (Fig. 3). Ello fue motivado por el hecho de que, mientras el número de estudios referentes a aves no se incrementó significativamente con los años, sí lo hicieron la mayor parte de otras disciplinas inicialmente con menor importancia numérica (especialmente la de gestión y conservación; Tabla 1), por tanto tendiendo a igualarse paulatinamente el interés prestado a cada una de las temáticas.

Localidades

También existieron diferencias significativas en el afán empleado para el estudio de las distintas localidades palustres almerienses (Fig. 4). Ello fue principalmente debido a que las Albuferas de Adra atrajeron la mayor parte del interés, mientras para la Cañada de las Norias, Charcones de Punta Entinas-Sabinar, Salinas de Guardias Viejas y otras localidades secundarias la atención fue mínima (test de Duncan, $p < 0,05$ al comparar Albuferas de Adra con tales zonas).

De igual forma que para las disciplinas, conforme se incrementó el volumen de información existente, también lo hizo la amplitud de áreas a las que se le prestó atención (Fig. 5). Ello fue

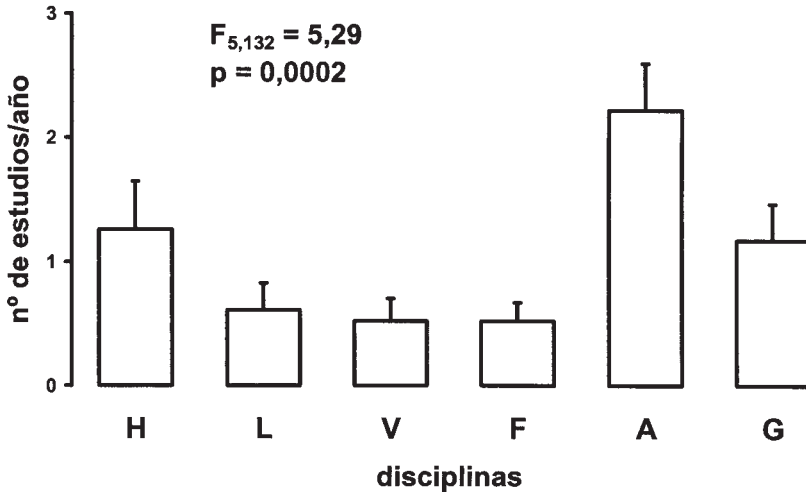


FIG. 2.- Análisis comparativo (ANOVA) entre el número medio de estudios por año (+ error estándar) encontrado para cada una de las distintas disciplinas tratadas en los humedales almerienses. Disciplinas: H, hidrología y geología; L, limnología; V, flora y vegetación; F, fauna no ornítica; A, aves; G, gestión y conservación.

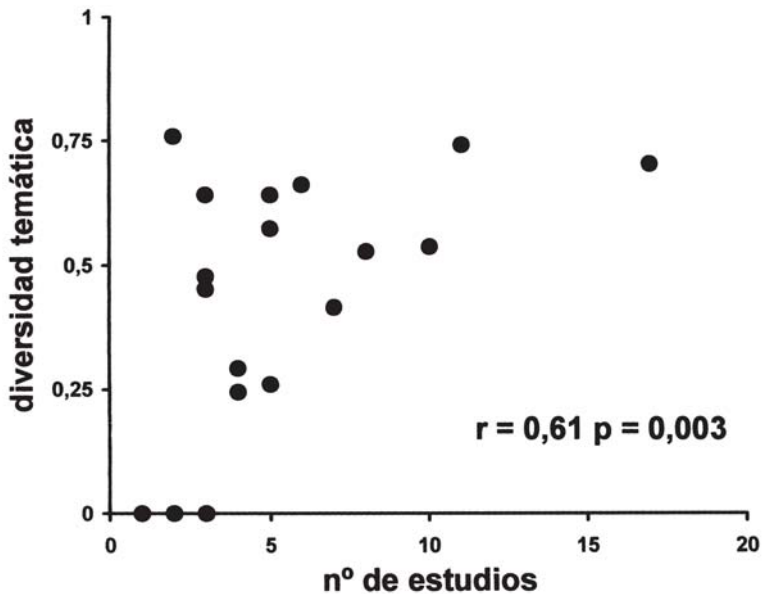


FIG. 3.- Relación estadística (test de la R de Pearson) entre el número total de estudios y la diversidad temática (H') encontrada para los humedales almerienses.

TABLA 1

Relaciones estadísticas (test de la R de Pearson) entre el año y el número de estudios encontrados para cada una de las disciplinas. Niveles de significación: ***, $p < 0,001$; **, $p < 0,01$; *, $p < 0,05$; n.s., no significativo. $N = 23$.

	r
Hidrología y geología	0,54 **
Limnología	0,43 *
Flora y vegetación	0,40 n.s.
Fauna no ornítica	0,46 *
Aves	0,39 n.s.
Gestión y conservación	0,68 ***

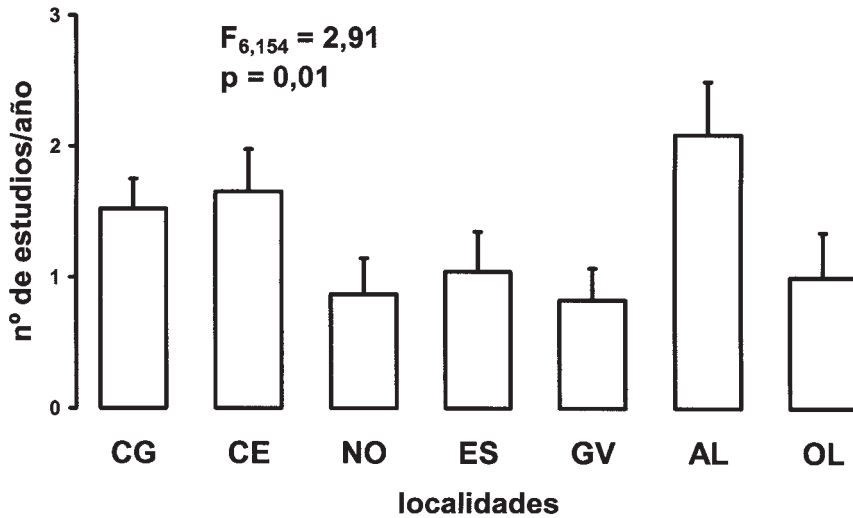


FIG. 4.- Análisis comparativo (ANOVA) entre el número medio de estudios por año (+ error estándar) encontrado para cada una de las distintas localidades tratadas en Almería. Localidades: CG, Salinas de Cabo de Gata; CE, Salinas de Cerrillos; NO, Cañada de las Norias; ES, Charcones de Punta Entinas-Sabinar; GV, Salinas de Guardias Viejas; AL, Albuferas de Adra; OL, otras localidades secundarias.

motivado por un mayor incremento del esfuerzo investigador en localidades con poco interés inicial (como la Cañada de las Norias, Salinas de Guardias Viejas u otras localidades secundarias) que en áreas palustres tradicionalmente con mayor protagonismo (como las Salinas de Cabo de Gata, Salinas de Cerrillos y Albuferas de Adra) conforme pasó el tiempo (Tabla 2).

Existiendo progresivamente mayor equitatividad en el afán de estudio empleado para las distintas zonas.

Al realizar el Análisis de Componentes Principales se generaron dos factores (PC1 y PC2) con valor propio > 1 . Mientras PC1 se relacionó positivamente con las temáticas de hidrología-geología, limnología, vegetación y fauna no ornítica, PC2 lo hizo con las de aves, gestión y conservación (Tabla 3). Dada la naturaleza de la mayor parte de trabajos desarrollados en los ámbitos relacionados con PC1 (Apéndice), el primer factor discriminó a aquellos estudios que le prestaron una especial atención al medio acuático y sumergido de las lagunas. Por su parte, el segundo factor distinguió a los estudios donde la gestión y la conservación relacionadas con las aves en las zonas fueron los temas principales. Teniendo en cuenta la distribución de las distintas localidades en función del plano originado por PC1 y PC2, pudo observarse una gran semejanza de las Albuferas de Adra respecto del resto de zonas, principalmente debido a ser el área donde fueron desarrollados la mayor parte de los estudios del medio acuático. Por otra parte, también hubo cierta diferenciación por parte de las Salinas de Cabo de Gata de las otras localidades a causa de su mayor importancia en el volumen de estudios relacionados con gestión y conservación asociada a las aves (Fig. 6).

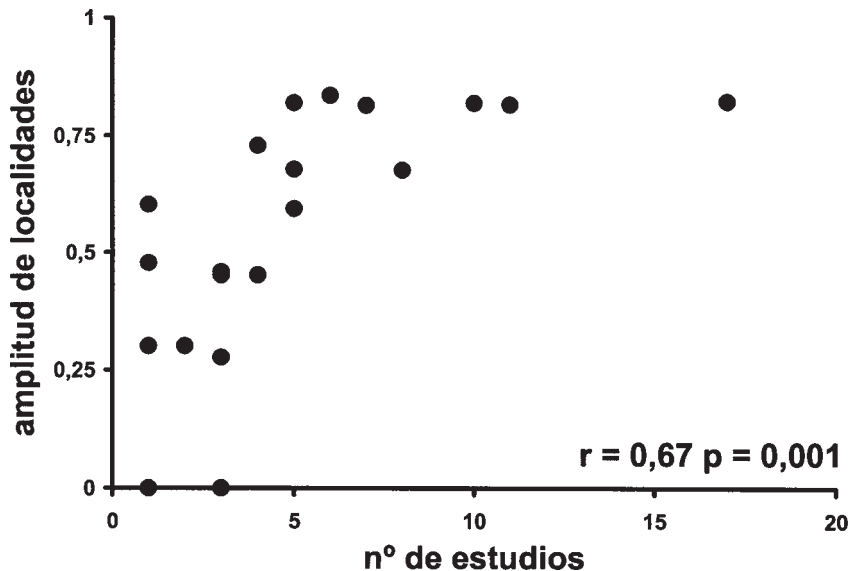


FIG. 5.- Relación estadística (test de la R de Pearson) entre el número total de estudios y la amplitud de localidades (H') tratadas en Almería.

TABLA 2

Relaciones estadísticas (test de la R de Pearson) entre el año y el número de estudios encontrados para cada una de las localidades. Niveles de significación: ***, $p < 0,001$; **, $p < 0,01$; *, $p < 0,05$. $N = 23$.

	r
Salinas de Cabo de Gata	0,59 **
Salinas de Cerrillos	0,50 *
Cañada de las Norias	0,68 ***
Charcones de Punta Entinas-Sabinar	0,51 *
Salinas de Guardias Viejas	0,68 ***
Albuferas de Adra	0,49 *
Otras localidades secundarias	0,70 ***

TABLA 3

Relaciones estadísticas (test de la R de Pearson) entre los factores generados en el Análisis de Componentes Principales y cada disciplina estudiada en los distintos humedales. También se indican el valor propio, la varianza total y la varianza acumulada para los componentes principales. Niveles de significación: ***, $p < 0,001$; **, $p < 0,01$; *, $p < 0,05$; n.s., no significativo. $N = 6$.

	PC1	PC2
Hidrología y geología	0,96 **	0,21 n.s.
Limnología	0,93 **	0,25 n.s.
Flora y vegetación	0,99 ***	0,09 n.s.
Fauna no ornítica	0,92 **	-0,05 n.s.
Aves	-0,08 n.s.	0,94 **
Gestión y conservación	0,39 n.s.	0,87 *
Valor propio	3,99	1,53
Varianza total (%)	66,56	25,44
Varianza acumulada (%)	66,56	91,99

DISCUSIÓN

Disciplinas

Según los resultados obtenidos, el interés científico y naturalista centrado en los humedales de estudio es relativamente reciente en comparación con el dispensado a otros entornos palustres españoles de más elevado reconocimiento histórico como, entre otros, las marismas del Guadalquivir, la laguna de Fuentedepiedra, la Albufera de Valencia, las Tablas de Daimiel o el delta del Ebro (a tenor del inicio de la inquietud por el conocimiento y la conservación de estos ambientes a finales del siglo XIX y principios del XX en el país; ver por ejemplo, Casado y Montes, 1995, y referencias allí dadas). Ello fue debido a que el volumen bibliográfico

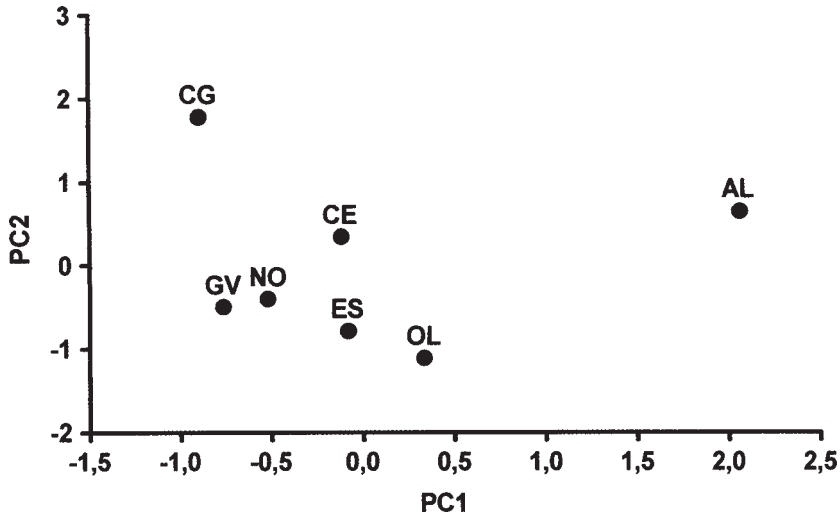


FIG. 6.- Distribución de las localidades según el plano originado por los componentes PC1 y PC2 derivados de la Tabla 3. Localidades: CG, Salinas de Cabo de Gata; CE, Salinas de Cerrillos; NO, Cañada de las Norias; ES, Charcones de Punta Entinas-Sabinar; GV, Salinas de Guardias Viejas; AL, Albuferas de Adra; OL, otras localidades secundarias.

referente a las lagunas almerienses fue principalmente generado a partir de la pasada década de los 80, publicándose en su gran mayoría durante los últimos años de estudio (aún cabiendo la posibilidad de existir citas anteriores no detectadas, la primera reseña encontrada para la provincia es de 1979; ver Apéndice).

La privilegiada posición de las aves en el estudio de los humedales almerienses coincide con el protagonismo otorgado al grupo ornítico en estos hábitats, tanto a escala nacional como internacional (Finlayson *et al.*, 1992; Weller, 1994; Casado y Montes, 1995; Montes *et al.*, 1995; van Vessen *et al.*, 1997). Sin embargo, el cada vez mayor esfuerzo empleado para la investigación de otros campos distintos al puramente avifaunístico en los entornos palustres ha ido tomando posición, aunque de forma tardía, en las zonas de la provincia, tendiendo a hacer de su examen en la actualidad más un estudio multidisciplinar que un análisis específico de algunos campos concretos de trabajo. Ello se ha desarrollado por separado bajo las perspectivas de la gestión y conservación asociada a la ornitofauna, dada la cada vez mayor toma de conciencia y preocupación acerca de las repercusiones de la degradación y pérdida de tales entornos sobre la biodiversidad global y, en concreto, sobre el grupo de las aves (Finlayson *et al.*, 1992, 1999; van Vessen *et al.*, 1997); así como de los estudios de la geología y biología de las aguas, como características que ayudan a una mejor comprensión de los rasgos intrínsecos y del funcionamiento de los humedales (Weller, 1994; Cruz y Benavente, 1996). A pesar de ello, la aportación científica al ámbito internacional derivada de estudios generados en las lagunas

de Almería aún es pobre (con tan solo 7 referencias aparecidas en las bases de datos del Institute for Scientific Information), pese a las prioridades impuestas en publicaciones científicas para el colectivo nacional durante los últimos años (Consejo Superior de Investigaciones Científicas, 1990).

Localidades

Como era de suponer, las localidades palustres almerienses que han gozado de una mayor atención científico-técnica fueron las legalmente protegidas, principalmente las Albuferas de Adra, Salinas de Cabo de Gata y Salinas de Cerrillos (por ejemplo, Guirado *et al.*, 1997), en función de su importancia ecológica (Cirujano *et al.*, 1992; Casado y Montes, 1995; Viada, 1998; Paracuellos, 2001). A ello pudo contribuir el hecho de que dos de las zonas no protegidas, Cañada de las Norias y Salinas de Guardias Viejas, presentaron una más acertada edad temporal sobre la que dirigir los estudios, dado el origen de la primera a finales de los 70 y la desaparición de la segunda a finales de los 90 del siglo XX (por ejemplo, Viada, 1998). A pesar de ello, el incremento en la amplitud de zonas abarcadas conforme aumentó la atención prestada a las lagunas de la provincia también permitió paulatinamente un mayor rango de conocimientos sobre los humedales almerienses, así como de sus elementos y mecanismos conformadores.

Caso distintivo fue el de las Albuferas de Adra, ya que abarcó la mayor parte del esfuerzo en análisis del medio acuático, probablemente debido a la particular variabilidad en sus características hidrológicas y a presentar un estado de degradación y contaminación hídrica muy acentuado (Nevado y Paracuellos, 2002). Por último, la elevada importancia de las Salinas de Cabo de Gata en el ámbito de los estudios de la gestión y la conservación asociadas a las aves pudo encontrarse relacionada con el hecho de constituirse como la única salina actualmente activa en la provincia, donde el manejo humano del medio se ha descrito como acción favorecedora de una óptima ocupación por parte de la ornitofauna (por ejemplo, Pintos *et al.*, 1991; Pérez Hurtado y Hortas, 1993; Barbosa, 1997).

BIBLIOGRAFÍA

- Alcaraz, F.; Díaz, T. E.; Rivas Martínez, S. y Sánchez-Gómez, P. (1989). Datos sobre la vegetación del sureste de España: Provincia Biogeográfica Murciano-Almeriense. *Itinera Geobotanica*, 2: 5-133.
- Antúnez, A.; Real, R. y Vargas, J. M. (1988). Análisis biogeográfico de los anfibios de la vertiente sur de la Cordillera Bética. *Miscelanea Zoologica*, 12: 261-272.
- Barbosa, A. (1997). *Las Aves Limícolas en España*. Organismo Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- Bernis, F. y Valverde, A. (comps.) (1972). El censo español de aves acuáticas del invierno 1967-68. *Ardeola*, 17-18: 105-126.
- Casado, S. y Montes, C. (1995). *Guía de los Lagos y Humedales de España*. J. M. Reyero Editor. Madrid.
- Casas, J. J.; Calvache, F.; Delgado, S.; Mayoral, J.; Vivas, S.; Bayo, M. y Ortega, M. 2003. Inventario abierto de humedales de la región semiárida almeriense: consideraciones sobre su tipificación. En, Paracuellos, M. (ed.): *Ecología, manejo y conservación de los*

- humedales*. Colección Actas. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería). Almería. Presente volumen.
- Castillo, J. (1982). Índice bibliográfico de artículos referentes a Almería, publicados en: “Revista de Almería”, “Revista de Andalucía”, “La Alhambra” y “Revista de la Sociedad de Estudios Almerienses”. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*, 2: 135-144.
- Castro, H. (1987). *Ecología y dinámica anual de las poblaciones de aves en las Salinas de Cabo de Gata*. Tesis Doctoral. Universidad de León. León. Inédito.
- Castro, H. y Cañadas, S. (1982). Bibliografía botánica sobre el sector corológico almeriense. En, Instituto de Estudios Almerienses (ed.): *Homenaje almeriense al botánico Rufino Sagredo*, pp. 171-193. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería.
- Cirujano, S.; Velayos, M.; Castilla, F. y Gíl, M. (1992). *Criterios Botánicos para la Valoración de las Lagunas y Humedales Españoles (Península Ibérica y las Islas Baleares)*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
- Consejo Superior de Investigaciones Científicas (1990). *Avances para un Programa*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid.
- Cruz, J. J. y Benavente, J. (eds.) (1996). *Wetlands: A Multiapproach Perspective*. Instituto del Agua (Universidad de Granada). Granada.
- Cruz-Pizarro, L.; Benavente, J.; Casas, J.; Amores, M. V.; May, L.; Fabián, D.; Rodríguez, M.; El Mabrouki, K.; Rodríguez, I.; de Vicente, I.; Moreno, E.; Rodrigues, S. L.; Bayo, M. M.; Moñino, A. y Paracuellos, M. (2002). *Control de la eutrofización en las lagunas de las Albuferas de Adra. Diagnóstico, evaluación y propuesta de recuperación. Informe final*. Universidad de Granada, Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería, España)” (B4-3200/98/458) (Dirección General de Medio Ambiente, Unión Europea; Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía). Granada. Inédito.
- Del Río, M. T. (1986). *El ecosistema acuático de las Albuferas de Adra (Almería). Estudio pormenorizado de sus componentes*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Granada. Inédito.
- El Amrani, N. (1997). *Caracterización y modelización hidroquímica en el acuífero del delta del Río Adra*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Granada. Inédito.
- Fabián, J. D. (2002). *Diversidad, composición funcional y estructura de tamaños del plancton en un sistema eutrófico y otro hipereutrófico: las Albuferas de Adra (Almería)*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Granada. Inédito.
- Ferreras-Romero, M.; Ballesta, M.; Hidalgo, J.; Ruano, F. y Tinaut, A. (1996). Conocimiento actual de la odonatofauna (Insecta: Odonata) de la provincia de Almería (Andalucía, Sur de España), con especial referencia al Paraje Natural de Punta Entinas - El Sabinar. *Zoología Baetica*, 7: 45-51.
- Ferrol, C. J. (1986). La ordenación del territorio desde una óptica ecológica: aproximación al <<Plan Especial de Protección del Medio Físico de la Provincia de Almería>>. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 6: 81-112.
- Finlayson, C. M.; Davidson, N. C.; Spiers, A. G. y Stevenson, N. J. (1999). Global wetland inventory – current status and future priorities. *Marine Freshwater Research*, 50: 717-727.

- Finlayson, C. M.; Hollis, G. E. y Davis, T. J. (eds.) (1992). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication, 20. IWRB. Slimbridge.
- Guirado, J.; Soler, M. y Mendoza, R. (1997). Planificación de los espacios naturales protegidos en la provincia de Almería: *Investigación y Gestión*, 2: 141-152.
- Gloe, P. (1999). Zum heimgang von vögeln im april und mai 1998 an der südküste der provinz Almeria, Spanien. *Seevögel*, 20: 85-87.
- Gómez Mercado, F. y Paracuellos, M. (1995-96). Hábitats de las albuferas de Adra (Almería) recogidos en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 14: 59-76.
- Gutiérrez, M. A. (1996). El agua en el Poniente Almeriense. *Actas del IV Simposio sobre el Agua en Andalucía*, 3: 141-155. Almería.
- Jobson, J. D. (1992). *Applied Multivariate Data Analysis. Volume II: Categorical and Multivariate Methods*. Springer-Verlag. New York.
- López Carrique, E. (2001). *Ecología y manejo de una salina mediterránea: Las Salinas de Cabo de Gata (Almería)*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería. Almería. Inédito.
- López Martos, J. M. (1990). *Censos de aves acuáticas y larolimícolas en el Poniente Almeriense*. Agencia de Medio Ambiente (Consejería de Cultura y Medio Ambiente, Junta de Andalucía). Almería. Inédito.
- Martínez Vidal, J. L.; Molina, L.; Gil García, M. D.; Sánchez Martos, F.; Pulido, A. y Garrido French, A. (1999). El agua subterránea: Calidad y contaminación. En, Rivera, J. (ed.): *Conclusiones del Encuentro Medioambiental Almeriense, Recursos Hídricos*. CD-ROM. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería), Universidad de Almería, Grupo Ecologista Mediterráneo. Almería.
- May, R. M. (1975). Patterns of species abundance and diversity. En, Cody, M. L. y Diamond, J. M. (eds.): *Ecology and evolution of communities*, pp. 81-120. Belknap Press. Cambridge.
- Molina, L. y Sánchez, F. (1996). *Estudio hidrogeoquímico de las Salinas de Cerrillos*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Almería. Inédito.
- Montes, C.; Oliver, G.; Molina, F. y Cobos, J. (eds.) (1995). *Bases Ecológicas para la Restauración de Humedales en la Cuenca Mediterránea*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla.
- Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.) (2002). *Agricultura y Medio Ambiente en el Entorno de Albuferas de Adra*. Life-Naturaleza 1998 "Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)", Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería.
- Ortega, M. (2001). *Impacto sobre la calidad ambiental de los humedales almerienses. Propuesta de un índice de integridad ecológica*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería. Almería. Inédito.
- Paracuellos, M. (2001). *Estructura y conservación de las comunidades de aves en humedales del sudeste ibérico (Almería, España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería. Almería. Inédito.

- Pérez-Hurtado, A. y Hortas, F. (1993). Actividad trófica de limícolas invernantes en salinas y cultivos piscícolas de la Bahía de Cádiz. *Doñana, Acta Vertebrata*, 20: 103-124.
- Pintos, M. R.; Prieto, S.; Rendón, M. y Johnson, A. R. (coords.) (1991). *Reunión Técnica sobre la Situación y Problemática del Flamenco Rosa (Phoenicopterus ruber roseus) en el Mediterráneo Occidental y Africa Noroccidental*. Agencia de Medio Ambiente (Consejería de Cultura y Medio Ambiente, Junta de Andalucía). Sevilla.
- Sokal, R. R. y Rohlf, F. J. (1994). *Biometry*. W. H. Freeman & Co. San Francisco.
- Van Vessen, J.; Hecker, N. y Tucker, G. M. (1997). Inland wetlands. En, Tucker, G. M. y Evans, M. I.: *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*, pp. 125-158. BirdLife Conservation Series, 6. BirdLife International. Cambridge.
- Viada, C. (ed.) (1998). *Areas Importantes para las Aves en España*. Monografía, 5. SEO/BirdLife. Madrid.
- Viedma, M. (1982). Bibliografía agraria almeriense. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*, 2: 135-144.
- Weller, M. W. (1994). *Freshwater Marshes: Ecology and Wildlife Management*. 3ª edición. Wildlife Habitats, 1. University of Minnesota Press. Minnesota.

APÉNDICE

Bibliografía científico-técnica relacionada con los humedales de la provincia de Almería. Para cada referencia y entre paréntesis se citan las disciplinas y los humedales objeto de estudio. Disciplinas: H, hidrología y geología; L, limnología; V, flora y vegetación; F, fauna no ornítica; A, aves; G, gestión y conservación. Humedales: CG, Salinas de Cabo de Gata; CE, Salinas de Cerrillos; NO, Cañada de las Norias; ES, Charcones de Punta Entinas-Sabinar; GV, Salinas de Guardias Viejas; AL, Albuferas de Adra; OL, otras localidades secundarias.

- Aguirre, A.; Nevado, J. C.; Oña, J. A.; García, L. y Paracuellos, M. (1995-96). Colonización reciente de los humedales almerienses por aves acuáticas. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 14: 29-39. (A; CG, CE, NO, ES, GV, AL, OL)
- Alberto, L. J. (1979). Insecticidas organoclorados, PCB's y espesor de cáscara en huevos de charadriiformes de las salinas del golfo de Almería. *Actas III Jornadas Toxicológicas Españolas*, pp. 227-234. Sevilla. (A; CG, CE)
- Artero, J. M. (1988). Suelo y subsuelo de las charcas de Cerrillos (Roquetas de Mar, Almería). *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 8: 9-32. (H; CE)
- Bayo, M.; Ortega, M.; Langton, P. y Casas, J. J. (2001). Evaluación ecológica de humedales y Directiva Marco Europea sobre el agua: Sobre el valor indicador de las comunidades de dípteros Quironómidos en los humedales litorales de la provincia de Almería. *Actas del V Simposio sobre el Agua en Andalucía*, pp. 375-384. Almería. (L, F; CE, NO, ES, AL, OL)
- Benavente, J. (2002). Estudio hidrológico de las Albuferas de Adra (Almería) y su entorno. En, Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.): *Agricultura y medio ambiente en el entorno de Albuferas de Adra*, pp. 65-75. Life-Naturaleza 1998 "Conservación de las Albuferas de Adra

- (Almería)", Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería. (H; AL)
- Benavente, J. y Rodríguez, M. (2001). Reconocimiento geológico del entorno de las albuferas de Adra (Almería) a partir de datos geofísicos. *Geogaceta*, 29: 23-25. (H; AL)
- Cañadas, S.; Castro, H.; Manrique, J. y Miralles, J. M. (1985). Presencia de malvasía en las Albuferas de Adra (Almería). *Oxyura*, 2: 129-130. (A; AL)
- Carrillo, P.; Cruz-Pizarro, L.; Morales, R. y Sánchez Castillo, P. (1987). Cambios estacionales en las comunidades de fitoplancton y de zooplancton de la Albufera de Adra. *Limnética*, 3: 243-254. (L, V, F; AL)
- Carrillo, P.; Sánchez Castillo, P.; Cruz-Pizarro, L. y Morales, R. (1996). Cambios cíclicos y tendencias a largo plazo en la salinización de ecosistemas fluctuantes (Albuferas de Adra). Evidencias de eutrofización y contaminación. *Limnética*, 12: 59-65. (H, L; AL)
- Castro, H. (1991). Areas de especial interés para el Flamenco y su conservación en Andalucía: Las Salinas de Cabo de Gata (Almería). En, Pintos, M. R.; Prieto, S.; Rendón, M. y Johnson, A. R. (coords.): *Reunión técnica sobre la situación y problemática del Flamenco rosa (Phoenicopterus ruber roseus) en el Mediterráneo Occidental y Africa Noroccidental*, pp. 207-226. Agencia de Medio Ambiente (Consejería de Cultura y Medio Ambiente, Junta de Andalucía). Sevilla. (A, G; CG)
- Castro, H. (1991). Evolución anual de la estructura de la comunidad de aves acuáticas en las Salinas de Cabo de Gata. *Actas de las Jornadas sobre Zonas Húmedas Andaluzas*, pp. 63-72. Andalus. Málaga. (A; CG)
- Castro, H. (1993). *Las Salinas de Cabo de Gata. Ecología y Dinámica Anual de las Poblaciones de Aves en las Salinas de Cabo de Gata (Almería)*. Colección Investigación, 18. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería. (A; CG)
- Castro, H. (1996). Salinas de Cabo de Gata: paisaje cultural y hábitat ornitológico. En, Sánchez Picón, A. (ed.): *Historia y medio ambiente en el territorio almeriense*, pp. 333-351. Universidad de Almería. Almería. (A, G; CG)
- Castro, H.; Guirado, J.; Nevado, J. C. y López Carrique, E. (1995). Gestión y restauración de humedales salobres en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería). En, Montes, F.; Oliver, G.; Molina, F. y Cobos, J. (eds.): *Bases ecológicas para la restauración de humedales en la cuenca Mediterránea*, pp. 247-250. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla. (A, G; CG)
- Castro, H.; Guirado, J.; Nevado, J. C. y López Carrique, E. (1997). La gestión de humedales en los ambientes semiáridos litorales del sudeste ibérico: Salinas de Cabo de Gata. En, García-Rosell, L. y Navarro, A. (eds.): *Recursos naturales y medio ambiente en el Sureste Peninsular*, pp. 131-145. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería. (A, G; CG)
- Castro, H.; López Carrique, E. y Aguilera P. A. (1998). Salt production in salt pans: a model of sustainable development. En, Uso, J. L.; Brebbia, C. A. y Power H. (eds.): *Advances in ecological sciences. Ecosystems and sustainable development*, volumen 1, pp. 73-81. Computational Mechanics Publications. Boston. (A, G; CG)

- Castro, H.; López Carrique, E.; Aguilera, P. A.; Guirado, J. y Purroy, F. J. (1995). Aspectos ecológicos y fenológicos de las poblaciones de Avoceta (*Recurvirostra avosetta*) en las Salinas de Cabo de Gata (Almería). Intervenciones de mejora del hábitat. *Ecología*, 9: 417-423. (A, G; CG)
- Castro, H.; López Carrique, E.; Aguilera, P.; Ortega, M.; Casas, J.; Rescia, A.; Schmitz, M. F. y Pineda, F. D. (2001). Humedales almerienses: Importancia, problemática y gestión. En, Pulido, A.; Calaforra, J. M. y Pulido, P. (eds.): *Problemática de la gestión del agua en regiones semiáridas*, pp. 47-61. Colección Actas, 42. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería). Almería. (A, G; CG, CE, NO, ES, GV, AL, OL)
- Castro, H.; López Carrique, E.; Guirado, J.; Nevado, J. C. y Aguilera, P. A. (1996). Management of Avocet breeding island. *Wader Study Group Bulletin*, 81: 46-49. (A, G; CG)
- Castro, H.; López Carrique, E.; Nevado, J. C. y Guirado, J. (1997). Salinas de Cabo de Gata. La gestión de un humedal en el marco de un espacio natural protegido de carácter semiárido. *Investigación y Gestión*, 2: 91-106. (A, G; CG)
- Castro, H.; López Carrique, E.; Rescia, A.; Aguilera, P. A.; Schmitz, M. F. y Pineda, F. D. (2000). Pattern diversity of phenomorphotrophic traits. Methodological approach on the bird assemblage of a Mediterranean saltpan. *Journal of Mediterranean Ecology*, 1: 201-218. (A; CG)
- Castro, H. y Miralles, J. M. (1986). Censos de Flamencos en las salinas de Cabo de Gata (Almería). Período 1978-83. *Oxyura*, 3: 19-28. (A; CG)
- Castro, H. y Miralles, J. M. (1987). Nuevas citas de aves para el litoral almeriense. *Oxyura*, 4: 214. (A; CE, ES)
- Castro, H.; Miralles, J. M.; Cañadas, S. y Manrique, J. (1982). Algunas observaciones de interés en las zonas húmedas almerienses. *Ardeola*, 29: 190-193. (A; CG, CE, AL)
- Castro, H. y Nevado, J. C. (1989). Evolución de la población de Malvasías (*Oxyura leucocephala*) en las Albuferas de Adra (Almería). Período 1986-1988. *Oxyura*, 5: 127-131. (A; AL)
- Castro, H. y Nevado, J. C. (1990). Salinas de Cabo de Gata. En, Troya, A. y Bernués, M. (coords.): *Humedales españoles en la lista del convenio de Ramsar*, pp. 45-51. Colección Técnica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA. Madrid. (G; CG)
- Castro, H.; Nevado, J. C. y Guirado, J. (1998). Salinas de Cabo de Gata. En, Bernués, M. (coord.): *Humedales españoles inscritos en la lista del Convenio de Ramsar (2ª edición)*, pp. 69-75. Colección Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid. (G; CG)
- Castro, H.; Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (1998). Albufera de Adra. En, Bernués, M. (coord.): *Humedales españoles inscritos en la lista del Convenio de Ramsar (2ª edición)*, pp. 307-313. Colección Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid. (G; AL)
- Castro, H.; Nevado, J. C.; Paracuellos, M. y López Martos, J. M. (1994). La Malvasía (*Oxyura leucocephala*) en la provincia de Almería. Evolución poblacional, nidificación y selección de hábitat. *Oxyura*, 7: 119-134. (A; CG, CE, NO, ES, GV, AL)

- Collado, D.; Navarro, A.; Soler, M. A. y Martín, M. (1996). Contaminación de suelos y aguas subterráneas en el delta del Río Almanzora (Almería). *Actas del IV Simposio sobre el Agua en Andalucía*, 2: 257-267. Almería. (H; OL)
- Consejería de Medio Ambiente (2002). Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la Reserva Natural Albufera de Adra. En, Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.): *Agricultura y medio ambiente en el entorno de Albuferas de Adra*, pp. 109-130. Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)”, Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería. (G; AL)
- Cruz-Pizarro, L.; Amores, V.; Fabián, D.; de Vicente, I.; Rodríguez-París, I.; El Mabrouki, K.; Rodríguez, M. y Rodrigues da Silva, S. (2002). La eutrofización de las Albuferas de Adra. En, Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.): *Agricultura y medio ambiente en el entorno de Albuferas de Adra*, pp. 77-96. Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)”, Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería. (H, L, V, F; AL)
- Del Río, M. T.; Castro, H. y Martínez Vidal, J. L. (1984). Niveles de contaminación por plaguicidas en ornitofauna de salinas. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*, 4: 53-66. (A; CG, CE)
- De Vicente, I.; Amores, V.; El Mabrouki, K.; Moreno, E.; Rodríguez-París, I. y Cruz-Pizarro, L. (2001). Balance de fósforo en las lagunas de las Albuferas de Adra (Almería, España). *Actas del V Simposio sobre el Agua en Andalucía*, pp. 301-311. Almería. (H, L; AL)
- Diputación Provincial de Almería y Agencia de Medio Ambiente (1994). *La Malvasía Común. Especies Singulares Almerienses*. Diputación Provincial de Almería, Agencia de Medio Ambiente (Consejería de Cultura y Medio Ambiente, Junta de Andalucía). Almería. (A; CG, CE, NO, ES, GV, AL, OL)
- El Amrani, N.; Benavente, J. y Cruz, J. J. (1994). Aplicación del análisis de componentes principales al estudio de las características físico-químicas de las aguas del delta del Adra (Almería-España). *Boletín Geológico y Minero*, 105: 278-284. (H; AL)
- El Amrani, N.; Benavente, J. y Cruz, J. J. (1995). Modélisation hydrogéochimique de l'aquifère du delta du río Adra (Andalousie, Espagne). *Hydrogéologie*, 3: 47-58. (H; AL)
- El Amrani, N.; Benavente, J. y Cruz, J. J. (1996). La réduction des nitrates por la matière organique dans l'aquifère du delta du Río Adra (Almería, Espagne). *ESRA'96. L'Eau Souterraine en Region Agricola*, pp. 25-28. LHUP - Université de Poitiers, INRS - Eau - Université du Québec. Poitiers. (H, L; AL)
- El Amrani, N.; Benavente, J. y Cruz, J. J. (1996). Analysis and geochemical modeling of the hydrochemical evolution of water in «las Albuferas» (Adra, Spain). En, Cruz, J. J. y Benavente, J. (eds.): *Wetlands: A multiapproach perspective*, pp. 69-79. Instituto del Agua (Universidad de Granada). Granada. (H; AL)
- El Amrani, N.; García-López, S.; Benavente, J. y Cruz, J. J. (1992). Nuevos datos sobre la calidad química de las aguas del delta del Río Adra (Almería). *Hidrología y Recursos Hidráulicos*, 16: 49-59. (H; AL)

- El Mabrouki, K.; de Vicente, I.; Rodríguez-Rodríguez, M. Rodríguez-Maroto, J. M. y Cruz-Pizarro, L. (en prensa). Estudio de la capacidad de adsorción de Fósforo de los sedimentos de las Albuferas de Adra (Almería). *Limnética*. (L; AL)
- Enciso, J. P. y Paracuellos, M. (1997). Dinámica estacional de la comunidad de aves acuáticas en los humedales del levante almeriense (SE ibérico). Caracterización e importancia ornítica provincial. *Oxyura*, 9: 29-44. (A; OL)
- Fernández, G.; Sánchez, A. y Vizcaino, M. (1991). Ensayos realizados para la explotación conjunta del embalse de Benínar y el acuífero de las Fuentes de Marbella (Almería). *III Simposio sobre el Agua en Andalucía*, volumen 1, pp. 51-163. Instituto Tecnológico GeoMinero de España. Córdoba. (H; OL)
- Ferreras-Romero, M.; Ballesta, M.; Hidalgo, J.; Ruano, F. y Tinaut, A. (1996). Conocimiento actual de la odonatofauna (Insecta: Odonata) de la provincia de Almería (Andalucía, Sur de España), con especial referencia al Paraje Natural de Punta Entinas - El Sabinar. *Zoologica Baetica*, 7: 45-51. (F; CE, ES)
- García, L.; Lázaro, R. y Abad, R. (1981). Las aves protegidas en las zonas húmedas almerienses. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*, 1: 107-126. (A; CG, CE, ES, AL)
- García, L.; Nevado, J. C. y Oña, J. A. (1987). Las aves protegidas en las zonas húmedas almerienses. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*, 1 (2ª edición): 117-140. (A; CG, CE, ES, AL)
- García, L.; Oña, J. A. y Salas, G. (1985). Primera cita de *Oxyura leucocephala* en la Albufera de Adra (Almería). *Oxyura*, 2: 126. (A; AL)
- García-López, S. (P); El Amrani, N.; Benavente, J. y Cruz, J. J. (1991). Algunas consecuencias hidrogeológicas de la regulación del Río Adra (Granada, Almería). *III Simposio sobre el Agua en Andalucía*, volumen 1, pp. 391-400. Instituto Tecnológico GeoMinero de España. Córdoba. (H; AL, OL)
- Garrido French, A.; Martínez Vidal, J. L. y Pablos Espada, M. C. (2000). Contaminación por plaguicidas en aguas superficiales y subterráneas de la provincia de Almería. *Actas del V Simposio sobre el Agua en Andalucía*, pp. 355-368. Almería. (H; CG, CE, NO, ES, GV, AL, OL)
- Giménez, A. (2002). Los residuos agrícolas. En, Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.): *Agricultura y medio ambiente en el entorno de Albuferas de Adra*, pp. 97-103. Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)”, Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería. (G; AL)
- Giménez, E. y Gómez Mercado, F. (2001). Valoración naturalística del Paraje Natural Punta Entinas-Sabinar. En, Cano, E.; García, A.; Torres, J. A. y Salazar, C. (eds.): *Valoración y gestión de espacios naturales*, pp. 143-151. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Jaén (Universidad de Jaén). Jaén. (V, G; CE, ES)
- Gloe, P. (1998). Höckerschwäne *Cygnus olor* als Brutvögel in Süds Spanien. *Ornithologische Mitteilungen*, 50: 378-379. (A; CE)
- Gloe, P. (1999). Zum nahrungshabitat des Seeregenpfeifers und zu seinem umgang mit toten fischen. *Ornithologische Mitteilungen*, 51: 30-31. (A; CE)

- Gloe, P. (1999). Zum heimzug von vögeln im april und mai 1998 an der südküste der provinz Almeria, Spanien. *Seevögel*, 20: 85-87. (A; CG, CE, NO, ES, GV, AL)
- Gloe, P. (2001). Steinschwalben *Ptyonoprogne fuligula* in SE-Spanien. *Kartierung mediterr. Brutvögel*, 2: 39-43. (A; NO)
- Gómez Mercado, F.; Giménez, E. y Oña, J. A. (2001). Evolución del paisaje vegetal del Paraje Natural Punta Entinas-Sabinar durante los últimos 40 años. En, Gómez Mercado, F. y Mota, J. F.: *Vegetación y cambios climáticos*, pp. 221-239. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Almería (Universidad de Almería). Almería. (V; CE, ES)
- Gómez Mercado, F. y Paracuellos, M. (1995-96). Hábitats de las albuferas de Adra (Almería) recogidos en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 14: 59-76. (V, G; AL)
- Guirado, N. y Díaz Paniagua, C. (1991). Características de un coro de sapos corredores (*Bufo calamita*) en el sureste de España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 18: 51-62. (F; OL)
- Hidalgo, J.; Ballesta, M.; Ruano, F. y Tinaut, A. (1995). Distribución de los cicindélidos en un ambiente dunar. Punta Entinas - El Sabinar (Almería, España) (Coleoptera: Cicindelidae). *Ecología*, 9: 469-474. (F; CE, ES)
- Jabaloy, A. (1984). Evolución de la desembocadura del Río Adra (Almería). *I Congreso Español de Geología*, tomo 1, pp. 523-534. Segovia. (H; AL)
- Jiménez, A.; Embí, A.; Pérez, F.; Jiménez, R.; García, P. y Valls, M. (1986). *Las Albuferas de Adra*. Jiménez *et al.* Almería. (L, V, F, A, G; AL)
- López Carrique, E.; Castro, H.; Aguilera, P. A. y Martínez Vidal, J. L. (1996). Factores físico-químicos condicionantes de la diversidad biológica en zonas hipersalinas, Salinas de Cabo de Gata. Almería. *Actas del IV Simposio sobre el Agua en Andalucía*, 2: 427-436. Almería. (H, L; CG)
- López Martos, J. M. (1989). Nueva localidad para (*Oxyura leucocephala*) en Andalucía Oriental. *Oxyura*, 5: 177-178. (A; CE)
- López Martos, J. M. (1990-91). Antonio Cano y el espacio natural de Punta Entinas-Sabinar. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 9/10: 173-199. (A; CE, ES)
- López Martos, J. M. (1991). Humedales del Poniente almeriense. *Actas de las Jornadas sobre Zonas Húmedas Andaluzas*, pp. 63-72. Andalus. Málaga. (A, G; CE, NO, ES, GV, AL)
- López Martos, J. M. (1994-95). Revisión y actualización del estatus y fenología de las aves acuáticas en las Salinas de Cerrillos y Viejas (Almería). *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 13: 63-100. (A; CE)
- López Martos, J. M. (1995-96). Estatus fenológico de la ornitofauna en la Cañada de las Norias. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 14: 127-163. (A; NO)
- López Martos, J. M. (1997). Aves acuáticas y larolimícolas en la Reserva Ornitológica «Cañada de las Norias». Descripción de la comunidad. En, Manrique, J.; Sánchez, A.; Suárez, F. y Yanes, M. (coords.): *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp. 143-155. Colección Actas, 28. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería. (A; NO)
- López Martos (1999). La Cañada de las Norias, hacia un nuevo modelo de protección. En, Rivera, J. (ed.): *Conclusiones del Encuentro Medioambiental Almeriense*, Biodiversidad.

- CD-ROM. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería), Universidad de Almería, Grupo Ecologista Mediterráneo. Almería. (G; NO)
- Martínez Vidal, J. L. y Castro, H. (coord.) (1990). *Las Albuferas de Adra. Estudio Integral*. Colecc. Investigación, 9. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería. (H, L, V, F, A, G; AL)
- Martínez Vidal, J. L.; Cervantes, D.; González, E. y Valverde, A. (1990-91). Estudio de la contaminación por boro de las aguas de los campos de Níjar y de Dalías y de las cuencas bajas de los ríos Adra y Andarax. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 9/10: 235-268. (H; CG, CE, NO, ES, GV, AL, OL)
- Martínez Vidal, J. L.; del Río, M. T. y Aguilar, J. (1989). Estudio sobre la eutrofización de las Albuferas de Adra (Almería). *Paralelo 37º*, 11/12: 113-118. (H, L; AL)
- Matamala, J. J. (1986). Sobre el estatus fenológico de las aves acuáticas en las salinas almerienses. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 6: 151-172. (A; CG, CE)
- Matamala, J. J.; Escobar, A. y García, F. M. (1987). Nota sobre el estatus fenológico de las especies de aves acuáticas en las salinas almerienses. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 7: 199-221. (A; CG, CE)
- Molina, F. (1988). La protección de los ecosistemas húmedos almerienses. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, nº extra: 365-378. (G; CG, CE, NO, ES, GV, AL)
- Moñino, A.; Moreno, E. y Cruz-Pizarro, L. (en prensa). Hydrodynamic and phytoplankton patchiness in two aquatic systems: Alhama de Granada reservoir and Laguna Nueva de la Albufera de Adra (Spain). *Journal of Hydraulic Research*. (H, L, V; AL)
- Moñino, A.; Moreno, E.; de Vicente, I.; El Mabrouki, K. y Cruz-Pizarro, L. (2001). Hidrodinámica y distribución espacial de fitoplancton en dos sistemas acuáticos: el embalse de Alhama de Granada y la laguna Nueva de la Albufera de Adra (Almería). *Actas del V Simposio sobre el Agua en Andalucía*, pp. 397-406. Almería. (H, L, V; AL)
- Mota, J. F.; Peñas, J.; Castro, H. y Cabello, J. (1996). Agricultural development vs biodiversity conservation: the Mediterranean semiarid vegetation in El Ejido (Almería, southeastern Spain). *Biodiversity and Conservation*, 5: 1597-1617. (V, A, G; CE, NO)
- Nevado, J. C. (2002). Proyecto Life-Naturaleza 1998 *Conservación de las Albuferas de Adra (Almería, España)*. En, Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.): *Agricultura y medio ambiente en el entorno de Albuferas de Adra*, pp. 29-40. Life-Naturaleza 1998 "Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)", Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería. (G; AL)
- Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (1999). El Fartet en Almería. Una estrategia de conservación. En, Planelles-Gomis, M. (coord.): *Peces ciprinodóntidos ibéricos. Fartet y Samaruc. Monografía*, pp. 163-168. Colección Biodiversidad, 5. Consellería de Medio Ambiente (Generalitat Valenciana). Valencia. (F, G; AL, OL)
- Ortega, M. (1999). Caracterización hidroquímica y calidad ambiental de las zonas húmedas de la provincia de Almería. En, Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía) y Universidad de Almería: *Investigación y desarrollo medioambiental en Andalucía. Informe*

- para Almería, pp. 17-30. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Universidad de Almería. Almería. (H, L; CG, CE, NO, ES, GV, AL, OL)
- Ortega, M.; Casas, J. J.; Aguilera, P. A. y Castro, H. (2000). Hydrochemical characterization of wetlands in a semi-arid region of eastern Andalucía (Almería, Spain): a preliminary study. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen*, 27: 372-377. (H, L; CG, CE, NO, ES, GV, AL, OL)
- Paracuellos, M. (1991). Fenología estacional de la ornitofauna en las Albuferas de Adra (Almería). Período 1986-1988. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 9/10: 141-172. (A; AL)
- Paracuellos, M. (1993). Fenología anual de la ornitofauna en las Salinas de Guardias Viejas (Almería). *Calidad ornítica. Alytes*, 6: 317-333. (A; GV)
- Paracuellos, M. (1994). Dinámica anual de la comunidad de Paseriformes en un saladar litoral del sudeste ibérico. *Doñana, Acta Vertebrata*, 21: 119-130. (A; GV)
- Paracuellos, M. (1996). Dinámica anual de la comunidad de Paseriformes en carrizales costeros del sudeste ibérico. *Doñana, Acta Vertebrata*, 23: 33-44. (A; GV, AL)
- Paracuellos, M. (1996). Dinámica anual del grupo de aves no Paseriformes en un saladar litoral del sudeste ibérico. En J. Fernández y J. Sanz-Zuasti (eds.): *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*, pp. 261-264. Junta de Castilla y León. Valladolid. (A; GV)
- Paracuellos, M. (1997). Análisis comparativo entre las comunidades de passeriformes de cañaverales y carrizales en el sureste ibérico. *Ardeola*, 44: 105-108. (A; GV, AL)
- Paracuellos, M. (2001). Estructura y conservación de las comunidades de aves en humedales del sudeste ibérico (Almería, España). *Ardeola*, 48: 243-244. (A, G; CG, CE, NO, ES, GV, AL, OL)
- Paracuellos, M. (2002). Valor ambiental de las Albuferas de Adra. En, Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.): *Agricultura y medio ambiente en el entorno de Albuferas de Adra*, pp. 51-63. Life-Naturaleza 1998 "Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)", Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería. (V, F, A, G; AL)
- Paracuellos, M. (ed.) (en prensa). *Ecología, Manejo y Conservación de los Humedales*. Colección Actas. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería). Almería. (H, L, V, F, A, G; CG, CE, NO, ES, GV, AL, OL)
- Paracuellos, M.; Castro, H.; Nevado, J. C.; Oña, J. A.; Matamala, J. J.; García, L. y Salas, G. (2002). Repercussions of the abandonment of Mediterranean salt pans on waterbird communities. *Waterbirds*, 25: 492-498. (A, G; CG, CE)
- Paracuellos, M. y Nevado, J. C. (1994). Localización del Fartet, *Aphanius iberus*, en la cuenca del Río Adra (Almería, sudeste ibérico). *Doñana, Acta Vertebrata*, 21: 199-204. (F; AL)
- Paracuellos, M. y Nevado, J. C. (1995). Nidificación de láridos en la provincia de Almería (SE Ibérico). *Doñana, Acta Vertebrata*, 22: 102-106. (A; CG, NO, GV)
- Paracuellos, M. y Nevado, J. C. (en prensa). Nesting seabirds in SE Spain: distribution, numbers and trends in the province of Almería. *Scientia Marina*. (A; CG, CE, NO, ES, GV)

- Paracuellos, M.; Oña, J. A.; López Martos, J. M.; Matamala, J. J.; Salas, G. y Nevado, J. C. (1994). Caracterización de los humedales almerienses en función de su importancia provincial para las aves acuáticas. *Oxyura*, 7: 183-194. (A; CG, CE, NO, ES, GV, AL)
- Pintos, R.; Gutiérrez-Estrada, J. C.; Torralva, M.; Oliva, F. J. y Fernández-Delgado, C. (1999). El plan de recuperación del Fartet (*Lebias ibera*, Valenciennes, 1846) en Andalucía. En: Planelles-Gomis, M. (coord.): *Peces ciprinodóntidos ibéricos. Fartet y Samaruc. Monografía*, pp. 287-299. Consellería de Medio Ambiente (Generalitat Valenciana). Valencia. (F, G; AL, OL)
- Pulido, A. (1988). Síntesis hidrogeológica del delta del Río Adra (Almería). *TIAC'88. Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros*, pp. 145-169. Granada. (H; AL)
- Pulido, A.; Morales, G. y Benavente, J. (1988). Hidrogeología del delta del Río Adra. *Estudios Geológicos*, 44: 429-443. (H; AL)
- Ruano, F.; Ballesta, M.; Hidalgo, J. y Tinaut, A. (1995). Mirmecocenosis del Paraje Natural Punta Entinas - El Sabinar (Almería) (Hymenoptera: Formicidae). Aspectos ecológicos. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 19: 89-107. (F; CE, ES)
- Salas, G.; García, L. y Oña, J. A. (1985). Evolución anual de la comunidad de aves acuáticas de las Albuferas de Adra (Almería). *Oxyura*, 2: 35-43. (A; AL)
- Salinas, M. J. (1995). *Estudio y Regeneración de las Comunidades Forestales Riparias en el Sureste Semiárido Peninsular*. Tesis Doctoral. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Granada. Granada. (V, G; OL)
- Salinas, M. J. y Blanca, G. (1996). Vegetación forestal riparia en la provincia de Almería (SE España). *Monografías de Flora y Vegetación Béticas*, 9: 57-95. (V; OL)
- Salinas, M. J.; Blanca, G. y Romero, A. T. (2000). Evaluating riparian vegetation in semi-arid Mediterranean watercourses in the south-eastern Iberian Peninsula. *Environmental Conservation*, 27: 24-35. (V, G; OL)
- Sánchez, C. (1984). Mapa de la sal del Reino de Granada. *Cuadernos de Estudio Medievales*, 12-13: 199-204. (G; CG, CE)
- Sánchez, F. (1990-91). Fluctuaciones del nivel piezométrico en el delta del río Adra (provincia de Almería). *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 9/10: 41-70. (H; AL)
- Sánchez, F. y Molina, L. (1996). Características hidroquímicas de las aguas superficiales de las salinas de Cerrillos (Almería). *Actas del IV Simposio sobre el Agua en Andalucía*, 2: 453-462. Almería. (H; CE)
- Sánchez, F.; Molina, L. y Aguilera, P. A. (2000). Relationship between groundwater and brines in the Cerrillos Saltworks (Almería, southern Spain). *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen*, 27: 2182-2185. (H; CE)
- Sánchez Castillo, P. (1987). Influencia de la salinidad sobre las poblaciones algales de tres lagunas litorales (Albuferas de Adra, Almería). *Limnética*, 3: 47-53. (L, V; AL)
- Tinaut, A.; Ruano, F.; Hidalgo, J. y Ballesta, M. (1994). Mirmecocenosis del sistema de dunas del Paraje Natural Punta Entinas - El Sabinar (Almería) (Hymenoptera, Formicidae). Aspectos taxonómicos, funcionales y biogeográficos. *Graellsia*, 50: 71-84. (F; CE, ES)
- Viciana, A. (1995-96). Problemática litoral derivada de la regulación hidrológica del río Almanzora: el caso de la presa de Cuevas. *Paralelo 37º*, 17: 31-48. (H, G; OL)

- Vivas, S.; Bayo, M.; López, D. y Casas, J. J. (2001). Variabilidad espacio-temporal de la fisico-química en dos ríos bajo clima semiárido: Río Almanzora y Río Aguas (Almería). *Actas del V Simposio sobre el Agua en Andalucía*, pp. 301-321. Almería. (H; OL)
- Vivas, S.; Bayo, M.; López, D. y Casas, J. J. (2001). La nueva Directiva Marco del agua y el estado ecológico de los ríos mediterráneos: El caso de dos ríos bajo clima semiárido. *Actas del V Simposio sobre el Agua en Andalucía*, pp. 407-415. Almería. (H, L; OL)

HUMEDALES ALMERIENSES

JOSÉ JAVIER MATAMALA Y FRANCISCO JOAQUÍN AGUILAR

*Centro de Estudios de Ecología y Medio Ambiente del Río Almanzora, e-mail:
jjmatamala@terra.es*

INTRODUCCIÓN

El concepto de humedal o zona húmeda es muy amplio y abarca en líneas generales a cualquier anomalía hídrica positiva del paisaje que sea temporalmente significativa. Quizás, la definición más extendida en la actualidad es la establecida por el Convenio Ramsar sobre Zonas Húmedas de Importancia Internacional, que entiende por humedales "... las zonas de marisma, pantano, turbera o aguas rasas, naturales o artificiales, permanentes o temporales, de aguas remansadas o corrientes, dulces, salobres o salinas, con inclusión de aguas marinas cuya profundidad en marea baja no exceda de los seis metros" (Matamala *et al.*, 1994). Siguiendo esta definición, que a priori parece constituir un gran cajón de sastre, puede afirmarse que los aguazales constituyen uno de los ecosistemas más amenazados a escala global. Una de sus principales características es la de soportar índices de productividad muy elevados, siendo capaces de albergar a ricas y heterogéneas comunidades de animales y vegetales, algunas de las cuales tan estrechamente ligadas a estos hábitats que su supervivencia depende de la existencia de los mismos. Así mismo, constituyen uno de los mejores medios donde poder evaluar la calidad ambiental del entorno ya que se comportan a modo de laboratorios naturales, acusando tanto los impactos positivos, como los negativos. Por otro lado, constituyen una forma eficaz de acercamiento entre hombre y naturaleza, siendo un recurso excelente a la hora de establecer planes o proyectos de educación ambiental.

La destrucción de estos privilegiados ecosistemas ha constituido una constante histórica extrapolable a la mayor parte del globo. Sin embargo, ha sido durante el siglo XX cuando la aniquilación de estos hábitats se ha hecho más patente. Así, desde mediados de los años cuarenta hasta la actualidad han desaparecido la mitad de los humedales españoles (Matamala *et al.*, 1994). Esta situación ha sido favorecida en ocasiones, de forma directa, por la propia Administración, como lo demuestra la tristemente famosa la Ley de 24 de junio de 1918, conocida popularmente como "Ley Cambó", que alentaba a la desecación de lagunas, marismas y terrenos pantanosos, bajo pretextos injustificables de garantizar la salud pública y que estuvo en vigor hasta 1986 (Matamala *et al.*, 1994).

La situación en Andalucía, pese a los esfuerzos de la Administración, es poco alentadora. Este vasto territorio cuenta con 697 lagunas, 20 salinas y 16 zonas marismeñas, que en total

suman 113.339 ha. Las marismas, que por sí solas constituyen el 80% de los aguazales andaluces, raramente superan la calificación de pésima en cuanto a la calidad de sus aguas, según los propios datos oficiales (Matamala, 2002).

HUMEDALES ALMERIENSES

Dentro de un entorno árido como el que caracteriza a la mayor parte del litoral almeriense, donde los organismos están supeditados a un estrés hídrico casi constante, la presencia de un pequeño grupo de aguazales costeros contribuye sustancialmente a aumentar la biodiversidad de este rincón del Sudeste peninsular. Las no más de 2.000 ha de humedales almerienses son de vital importancia para multitud de especies de aves acuáticas y marinas, que los utilizan en sus movimientos migratorios entre Europa y África, durante la invernada y el estío o como zonas de reproducción durante la primavera (Paracuellos *et al.*, 1994).

La singularidad de las zonas húmedas de Almería se encuentra condicionada por tres factores fundamentales: (1) En primer lugar destaca su situación estratégica, que coincide con la de las rutas migratorias empleadas por multitud de aves durante sus pasos migratorios pre y postnupciales por la costa mediterránea ibérica entre Europa y el Norte de África, lo que añadido a la práctica ausencia de otros humedales costeros hasta el Estrecho de Gibraltar confiere a estos aguazales una gran importancia como áreas de alimento y descanso. (2) En segundo lugar, características climatológicas como la existencia de un invierno térmico o el elevado número de horas de insolación que caracteriza a estas latitudes convierten a estos hábitats en áreas idóneas para la invernada de un importante contingente de zancudas, anátidas y larolimícolas. (3) Por último, pese a la aridez circundante, la mayor parte estos humedales mantienen niveles hídricos positivos, incluso durante el implacable estío del Sudeste ibérico. Esta situación en los humedales almerienses, debida a la presencia de importantes acuíferos subterráneos o a la inundación artificial de los terrenos, contrasta con la desaparición o disminución de las láminas de agua de la mayoría de las lagunas andaluzas en el verano, lo que aumenta el valor ecológico de los primeros, actuando como auténticos reservorios de vida durante los prolongados períodos de sequía que caracterizan a la Península Ibérica, en general, y al Sur de la misma, en particular. (Matamala y Matamala, 1991).

Atendiendo a la definición de zona húmeda establecida por el Convenio Ramsar y utilizando a las aves acuáticas y marinas como bioindicadores, se puede afirmar que los humedales más representativos de Almería están compuestos, de Oeste a Este, por el Pantano de Benínar, las Albuferas de Adra, las Salinas de Guardias Viejas, los Charcones de Punta Entinas-Sabinar, la Cañada de las Norias, las Salinas de Cerrillos, la desembocadura del Río Andarax, las lagunas de oxidación de Retamar, la desembocadura de la Rambla Morales, las Salinas de Cabo de Gata, la desembocadura del Río Aguas, el Saladar de los Canos, la desembocadura del Río Antas, el Pantano de Cuevas de Almanzora, la desembocadura del Río Almanzora y las Salinas de Terreros.

Cabe destacar que, de los dieciséis aguazales mencionados, tan sólo cuatro poseen actualmente algún estatus de protección, mientras que de los catorce restantes dos han desaparecido a lo largo de la última década, presentando el resto importantes procesos de degradación del medio (Matamala, 2002).

A este rosario de aguazales preitorales habría que añadir la presencia de algunas lagunas artificiales de los campos de golf de Almerimar (El Ejido) y Playa Serena (Roquetas de Mar) que presentan algunas singularidades en cuanto a su ornitocenosis acuática (Paracuellos, 2001).

En las siguientes líneas se intentará realizar una breve síntesis de los aspectos más singulares de las localidades principales en este rosario de humedales, destacando aquellos que por su singularidad e importancia ambiental merecen un especial tratamiento.

Albuferas de Adra

Las Albuferas de Adra (Adra) están compuestas principalmente por dos lagunas denominadas Albufera Honda y Albufera Nueva. En conjunto ocupan una extensión aproximada de 66 ha embutidas literalmente entre invernaderos (Fig. 1). El humedal, de aguas permanentes, aparece rodeado por un denso cinturón de vegetación palustre compuesto principalmente por carrizales (*Phragmites australis*), juncales (*Juncus maritimus* y *Juncus acutus*) y eneaes (*Typha dominguensis* y *Typha latifolia*), que aísla a ambas lagunas de su entorno hostil y permite la aparición de multitud de formas de vida.

Situadas dentro de una cuenca endorreica, se nutren principalmente por las aguas de lluvia superficiales procedentes de las ramblas de Las Adelfas y de La Estanquera, así como por infiltraciones subterráneas del acuífero circundante.



FIG. 1.- Incluidas en el Convenio Ramsar, las Albuferas de Adra se encuentran embutidas entre cultivos bajo plástico (foto: J. J. Matamala).

En las lagunas, la especie más abundante es la Focha común (*Fulica atra*), sedentaria al igual que la Gallineta común (*Gallinula chloropus*). Otros rálidos más escasos y raros son el diminuto Rascón europeo (*Rallus aquaticus*) o el llamativo Calamón común (*Porphyrio porphyrio*) (Paracuellos, 1991; Matamala *et al.*, 2000). Los patos son el segundo grupo en abundancia y el primero en diversidad específica dentro de este humedal. Entre ellos destacan los ánades que, como el rabudo (*Anas acuta*), el friso (*Anas strepera*), el Silbón europeo (*Anas penelope*) o el Cuchara común (*Anas clypeata*), invernán en la zona. Otras anátidas como el Porrón europeo (*Aythya ferina*), el Ánade azulón (*Anas platyrhynchos*) y el Pato colorado (*Netta rufina*) son sedentarios y nidificantes en las lagunas. A mediados de los años 80 se incorporó a esta lista la Malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*; Fig. 2), que actualmente tiene en las Albuferas de Adra uno de los principales núcleos reproductores del Mediterráneo Occidental (Matamala *et al.*, 1994). Entre los zampullines destacan el común (*Tachybaptus ruficollis*) y el Somormujo lavanco (*Podiceps cristatus*), ambos nidificantes en la localidad. Por otro lado y al atardecer, cientos de Garcillas bueyeras (*Bubulcus ibis*) y Garcetas comunes (*Egretta garzetta*) van acomodándose sobre los cañaverales y carrizales donde pasarán la noche. Las gaviotas utilizan estas someras lagunas para descansar, mientras que los fumareles



FIG. 2.- La Malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*) y la Cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*), anátidas amenazadas globalmente, mantienen importantes núcleos reproductores en los humedales almerienses (foto: F. J. Aguilar).

se alimentan de insectos a ras de su superficie. También, además de existir multitud de paseriformes, destacan las importantes concentraciones de Galápagos leproso (*Mauremys leprosa*; Fig. 3) y Ranitas meridionales (*Hyla meridionalis*). La presencia del Fartet (*Lebias iberica*; Fig. 4) constituye un elemento más de la biodiversidad de este hábitat. El pez, “en peligro de extinción”, ocupa buena parte de la cuenca del Río Adra y sus balsas de riego, constituyendo la única población andaluza de la especie (Paracuellos y Nevado, 1994; Matamala *et al.*, 2002).

Declarada como Reserva Natural por la Junta de Andalucía (Matamala *et al.*, 2000), las albuferas están incluidas en el Convenio Ramsar sobre Zonas Húmedas de Importancia Internacional (Castro *et al.*, 1998). Recientemente se ha propuesto su catalogación como Lugar de Interés Comunitario (Matamala *et al.*, 2002). Desde 1998, año en el que fue adjudicado para el área un Proyecto Life de la Unión Europea (Nevado, 2002), viene realizándose un ambicioso proyecto de restauración del medio, en el que cabe destacar la propuesta de compra de los terrenos que separan sendas lagunas y que actualmente se encuentran ocupados por cultivos bajo plástico. Sin embargo, estas iniciativas no serán suficientes si no se toman las medidas necesarias que garanticen la protección definitiva del aguazal y que pasan inexorablemente por la eliminación progresiva de los invernaderos que rodean al mismo, los cuales aportan directa o



FIG. 3.- Las Albuferas de Adra albergan una importante población de Galápagos leproso (*Mauremys leprosa*) (foto: J. J. Matamala).

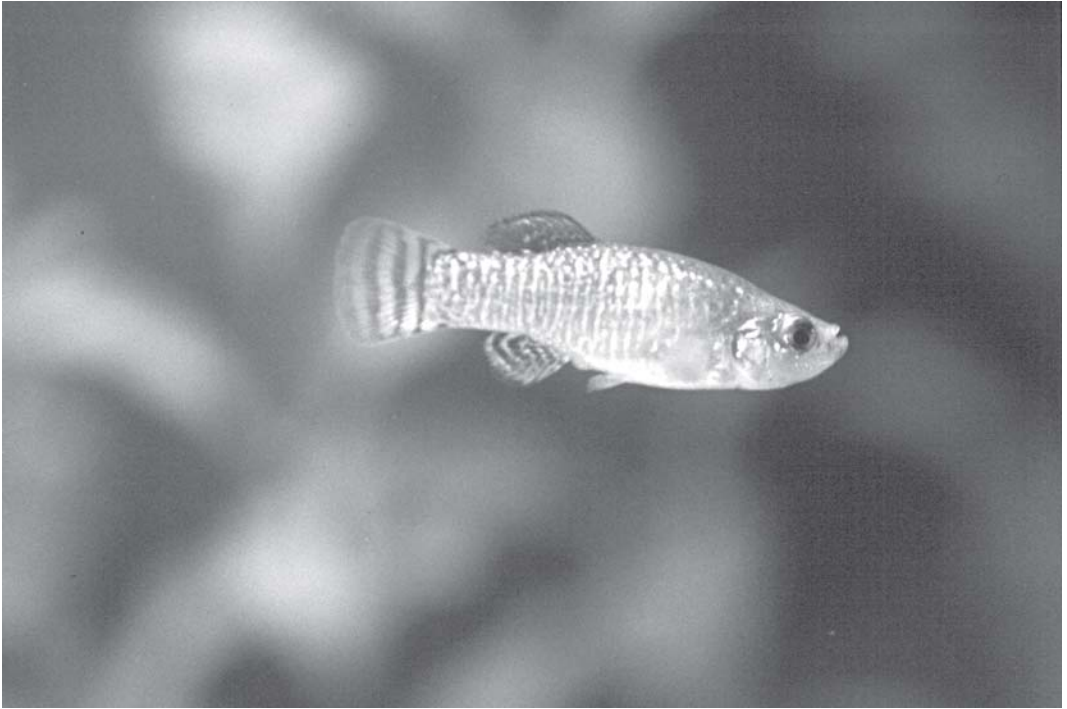


FIG. 4.- *El Fartet* (*Lebias iberica*) es un diminuto ciprinodontiforme en peligro de extinción, cuya población andaluza se restringe a la cuenca del Río Adra (foto: J. J. Matamala).

indirectamente pesticidas y nutrientes (abonos) que producen un efecto continuado de contaminación y eutrofización de la lámina de agua (Paracuellos, 2001).

Salinas de Guardias Viejas

Las Salinas de Guardias Viejas (El Ejido) estuvieron en funcionamiento hasta 1936, constituyendo uno de los saladares más singulares del Sudeste Ibérico con sus 150 ha de extensión (Fig. 5; Paracuellos, 1995). Sin embargo la especulación urbanística y la falta de responsabilidad administrativa produjeron su destrucción en 1998, constituyendo el atentado ecológico más importante de la última década en el ámbito provincial y que contraviene toda la legislación al respecto. Además, cabe destacar el absoluto incumplimiento de cualquier programa de restauración del medio por parte de la empresa explotadora (Matamala, 1997).

Su lámina de agua salobre dependía en gran medida de los regímenes superficiales de precipitaciones al estar dentro de una cuenca endorreica, nutriéndose también de aportes subterráneos de los acuíferos colindantes. La vegetación estaba dominada por la Sosa alacranera (*Arthrocnemum macrostachyum*, *Sarcocornia perennis*) y otras plantas halófilas (*Limonium ovalifolium*, etc.), con presencia de manchas de carrizal y cañaveral (*Arundo donax*) en su perímetro Norte.

La abundancia de playas en el interior del aguazal favorecía la aparición de larolimícolas, sobre todo durante los pasos migratorios. Entre éstas destacaban los Correlimos común (*Calidris alpina*) y menudo (*Calidris minuta*), así como las Gaviotas reidora (*Larus ridibundus*), sombría (*Larus fuscus*), patiamarilla (*Larus cachinnans*) y de Audouin (*Larus audouinii*; Fig. 6) (Matamala y Matamala, 1991). Por otro lado, durante los inviernos era significativa la presencia de importantes bandos de patos, en los que el Cuchara común solía ser la especie dominante, registrándose también la presencia de la Cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*; Fig. 2), especie amenazada globalmente (Matamala, 1997). Como especies reproductoras habituales se encontraban la Cigüeñuela común (*Himantopus himantopus*), el Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*) o el Charrancito común (*Sterna albifrons*) (Paracuellos, 1993; Matamala *et al.*, 1987).

Charcones de Punta Entinas-Sabinar

Los Charcones de Punta Entinas-Sabinar, Reserva Natural y Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) de la Unión Europea (Matamala, 1996), se extienden desde el Faro del Sabinar hasta la urbanización ejidense de Almerimar, ocupando una extensión aproximada de 300 ha que permanecen con agua incluso durante largos períodos de estrés hídrico (Fig. 7).

Las comunidades halófilas de orla (*Arthrocnemum* sp., etc.) contrastan con los lentiscales (*Pistacea lentiscus*) y sabinares (*Juniperus phoenicia*), situados en los cinturones dunares que



FIG. 5.- En 1998 la especulación urbanística y la ausencia de actuaciones administrativas supusieron la destrucción de las Salinas de Guardias Viejas (foto: J. J. Matamala).



FIG. 6.- Entre las gaviotas que visitan Almería destaca la de Audouin (*Larus audouinii*), cuyo aumento poblacional se debe en gran medida a la exitosa política conservacionista de sus áreas de cría en la Península Ibérica (foto: J. J. Matamala).

separan a las lagunas del mar y que presentan diversos endemismos vegetales como el Chumberillo de lobo (*Caralluma europaea*), así como una variedad faunística muy importante, constituyendo uno de los ecosistemas costeros mejor conservados del litoral andaluz.

La diversidad de su ornitocenosis acuática (que se expondrá al hablar de las Salinas de Cerrillos contiguas) es menor en proporción a la de otros aguazales litorales, aunque destacan las concentraciones de Flamencos comunes (*Phoenicopterus ruber*; Fig. 8) y diferentes larolimícolas (Fig. 9) y anátidas (Matamala, 1996; Paracuellos, 2001).

Cañada de las Norias

La Cañada de las Norias, situada en la depresión existente entre La Mojonera y Las Norias de Daza (El Ejido), es el aguazal más singular de cuantos existen en la provincia de Almería, siendo considerado como uno los humedales de importancia internacional con los que cuenta la Península Ibérica (Fig. 10; Matamala, 2001).

Su génesis reciente, que se remonta al principio de la década de los ochenta, se produjo como consecuencia de la extracción masiva y continuada de arcillas (limos rojos procedentes de materiales sedimentarios del Cuaternario), muy apreciadas como sustrato básico para el suelo



FIG. 7.- Los Charcones de Punta Entinas-Sabinar, catalogados como Reserva Natural y ZEPA, constituyen uno de los hábitats más singulares del litoral andaluz (foto: J. J. Matamala).



FIG. 8.- Durante el estío, los nutridos bandos de Flamencos comunes (*Phoenicopterus ruber*) son habituales en los saladares almerienses (foto: J. J. Matamala).



FIG. 9.- *El Archibebe claro* (*Tringa nebularia*), *el común* (*Tringa totanus*) y *la Aguja colinegra* (*Limosa limosa*), junto con un heterogéneo grupo de limícolas, visitan los aguazales almerienses especialmente durante el invierno y los pasos migratorios (foto: J. J. Matamala).

artificial de los cultivos bajo plástico y enarenados (Matamala *et al.*, 1993). Estas explotaciones dieron lugar a la formación de extensas canteras a cielo abierto que, en la zona donde las aguas subterráneas son muy superficiales, permitieron el afloramiento hídrico procedente del Acuífero Superior Central, el mayor de los existentes en el Poniente Almeriense, caracterizado por su pésima calidad para el riego dado su alto gradiente de salinidad (ITGME, 1989). Tal situación contribuyó a que sus reservas medias no variasen en los últimos años e incluso fuesen excedentarias en áreas como ésta. El resultado final fue la creación de un humedad artificial de casi 200 ha de terrenos inundables cercanos a la pedanía ejidense de Las Norias de Daza (Matamala *et al.*, 1993).

El carácter permanente de las aguas de la localidad permite el mantenimiento de un denso cinturón vegetal, compuesto principalmente por eneaes, carrizales y tarayales (*Tamarix* sp.), estas últimas formaciones catalogándose como de interés comunitario para su conservación por la Directiva Hábitats (Matamala, 2001).

Estas lagunas fueron colonizadas inicialmente por algunas acuáticas cosmopolitas, como Fochas comunes y Gallinetas comunes, apareciendo en años posteriores otros rálidos como el Calamón común. Entre los zampullines destacan el común, el cuellinegro (*Podiceps nigricollis*)

y el Somormujo lavanco. Por otro lado, es de resaltar la nidificación en la actualidad de garzas como el Martinete común (*Nycticorax nycticorax*), la Garceta común, la Garcilla bueyera y la Garcilla cangrejera (*Ardeola ralloides*), ésta última amenazada globalmente (Matamala, 2002) y que presenta un contingente reproductor cada vez mayor en el área. Los ánades forman importantes grupos durante la invernada y los pasos migratorios, en los que destacan especies como el Cuchara común, la Cerceta común (*Anas crecca*), el Silbón europeo y el Ánade friso (Paracuellos, 2001; Matamala, 2001). Sin embargo, entre las especies con mayor importancia se distinguen la Malvasía cabeciblanca y la Cerceta pardilla (Fig. 2), patos en peligro de extinción (Matamala, 2001) que han hallado en este aguazal uno de los escasísimos puntos donde se reproducen con normalidad en España, sobre todo durante los largos períodos de sequía, cuando la mayoría de las lagunas andaluzas permanecen bajo mínimos o se secan (Matamala *et al.*, 1994; Matamala y Aguilar, 1997a). Otro grupo variado y heterogéneo es el de las limícolas, destacando en la cría la Cigüeñuela común y el Chorlitejo chico (*Charadrius dubius*). Por último, los láridos y estérnidos también están representados. Entre los primeros dominan



FIG. 10.- De origen artificial y sin protección legal en la actualidad, la Cañada de Las Norias se encuentra catalogada como zona húmeda de importancia internacional, junto a otros humedales ibéricos (foto: F. J. Aguilar).

la Gaviota patiamarilla y la reidora, que nidifican en el área, y entre los segundos el Fumarel común (*Chlidonias niger*), o el Charrancito común, el último también reproductor. A este abanico de aves acuáticas hay que añadirles más de 70 especies terrestres.

Pese a la extraordinaria relevancia ecológica de este humedal y de las especies de fauna amenazada que alberga, obligando a la administración competente a realizar una conservación efectiva del mismo, en la actualidad carece de un marco legal que garantice definitivamente su protección. En 1994 se propuso su calificación como Zona de Especial Protección para las Aves de la Unión Europea. Sin embargo, pese a los informes favorables de la Consejería de Medio Ambiente, la solicitud aún se encuentra en fase de tramitación. Situación similar ocurre con el expediente para la declaración del espacio como Reserva Natural Concertada, iniciado en 1996 y que todavía no ha visto la luz. De “lamentable error” y de “atentado contra la normativa ambiental” puede calificarse la decisión de la administración competente de no incluir a este aguazal en la propuesta de Lugares de Interés Comunitario (Matamala, 2001), que van a constituir el marco de referencia legal para la conservación y protección de espacios naturales durante el siglo XXI.

Aun existiendo escasas acciones encaminadas a la preservación de la zona por algunas organizaciones no gubernamentales o el Ayuntamiento de El Ejido, el aspecto actual que presenta el humedal está dominado por un panorama poco alentador. Vertidos incontrolados de plásticos, de residuos vegetales y urbanos contaminan directamente el complejo lagunar, así como la presencia de un desguace de automóviles que ocupa ilícitamente terrenos de uso agrícola, produciendo residuos de metales pesados procedentes de aceites y combustibles. La presencia lamentable de la laguna situada en el perímetro Norte de la planta de reciclado de plástico, que es propiedad de la empresa pública EGMASA y donde abundan basuras por doquier, es otro foco de contaminación a tener en cuenta. Además de la problemática indicada, existen riesgos añadidos por la propia administración. Las obras que se llevan a cabo en la zona, dentro del programa denominado “Defensa y Recarga de Acuíferos en el Poniente Almeriense”, por parte de la empresa pública ACUSUR y a propuesta del Ministerio de Medio Ambiente, están poniendo en peligro la nidificación y estancia de diferentes especies. Este estudio, basado en el denominado “Plan Contra Avenidas del Campo de Dalías” y realizado a partir de un trabajo efectuado en 1984 por la Confederación Hidrográfica del Sur, está tan obsoleto como su propio nombre indica. En ningún caso se ha realizado un informe de evaluación de impacto ambiental, que aunque legal no es lícito a la hora de acometer actuaciones de estas características dentro de un espacio con especies amenazadas a escala global (Matamala, 2001, 2002).

Todas estas situaciones ponen de manifiesto la necesidad urgente de tomar las medidas necesarias capaces de garantizar definitivamente la conservación y protección de este aguazal.

Salinas de Cerrillos

Las Salinas de Cerrillos, situadas en la parte más oriental del Paraje Natural de Punta Entinas-Sabinar, fueron hasta hace poco el humedal más importante en extensión de Almería, con casi 700 ha de terrenos inundables (Fig. 11). La paralización de la actividad salinera en la localidad a finales de la década de los 80 provocó la pérdida de más de un 70% de la superficie que procedía de agua bombeada desde el mar. Actualmente los charcones del Hornillo y del

Flamenco, que mantienen niveles freáticos positivos a lo largo del ciclo anual, son los que concentran la mayor parte de la avifauna acuática, al contar con agua a lo largo de todo el ciclo anual por su dependencia directa de los acuíferos del área (Paracuellos, 1997; Paracuellos *et al.*, 2002).

Las Salinas de Cerrillos concentran una gran abundancia y diversidad de especies orníticas, probablemente por la elevada complejidad estructural del hábitat que debe de ofrecer una amplio espectro de microhábitats disponibles a las diferentes especies. Además de las larolimícolas y otras zancudas enumeradas en las Salinas de Guardias Viejas y en la Cañada de Las Norias (Figs. 6 y 9), también sobresale la presencia de dos aves que aparecen a lo largo de todo el período anual, como la Avoceta común (*Recurvisostravosetta*) y el Flamenco común (Fig. 8), aunque éste último no nidifica en la localidad, así como de Chorlitos dorados comunes (*Pluvialis apricaria*) y grises (*Pluvialis squatarola*) en la invernada. Otras especies que crían con cierta regularidad son el Charrancito común, el Charrán común (*Sterna hirundo*), el Chorlitejo patinegro, el Zampullín común, el Rascón europeo, el Ánade azulón, la Focha común o la Malvasía cabeciblanca (Fig. 2), que concentra en estas salinas el tercer núcleo de reproducción e invernada en importancia de la especie dentro del ámbito provincial. Las garzas están



FIG. 11.- Incluidas en el Paraje Natural de Punta Entinas-Sabinar, las Salinas de Cerrillos constituyen uno de los aguazales más importantes de la provincia, pese al abandono de la actividad salinera y a la especulación urbanística a la que, actualmente, se ven sometidas (foto: J. J. Matamala).

ampliamente representadas en estos saladares, destacando las Garzas reales (*Ardea cinerea*), las Garcetas comunes y las Garcillas buayeras. Por otro lado merecen mencionarse las notables concentraciones que se producen en algunos años de Tarros blancos (*Tadorna tadorna*). También aparecen aquí aves ligadas a los medios esteparios como el Sisón común (*Tetrax tetrax*), el Alcaraván común (*Burhinus oedicnemus*) o la Canastera (*Glareola pratincola*), llegando las dos últimas a nidificar en el área. Además, hay distintos paseriformes adaptados a este tipo de hábitats, como la Lavandera boyera (*Motacilla flava*), estival; el Buitrón (*Cisticola juncidis*), de carácter sedentario en la zona; y el Pechiazul (*Luscinia svecica*), que aparece durante los inviernos.

Además de las anteriores, merece la pena resaltar la existencia de unas pequeñas lagunas originadas por la extracción de arenas en el Paraje y que se sitúan junto al Campo de Golf Playa Serena, en la urbanización de Roquetas de Mar. Estas canteras abandonadas han dado lugar a la formación de un rosario de pequeñas lagunitas, donde habitan multitud de especies de aves acuáticas y marinas, habiéndose convertido, por un lado, en un aviario natural y, por otro, en un importante recurso para la educación ambiental en la comarca, siendo visitado casi a diario, tanto por adultos, como por niños. Entre las especies presentes habitualmente en este pequeño aguazal y que llegan a criar en él destaca la Malvasía cabeciblanca (Fig. 2). Entre los peces predomina la presencia de la Gambusia (*Gambusia affinis*), fuente de alimento para diversas aves. Por otro lado, visitar las lagunas artificiales de los campos de golf de Almerimar o de Playa Serena puede deparar sorpresas, como el asentamiento de importantes contingentes invernantes de malvasías y otras especies (Matamala, 1986; Paracuellos, 2001).

La mayor parte de las zonas descritas anteriormente se encuentran incluidas dentro del Paraje Natural de Punta Entinas-Sabinar, declarado por la Junta de Andalucía en 1989 (Matamala, 1996). Por otro lado, la Unión Europea declaró al espacio como Zona de Especial Protección para las Aves y está propuesta su inclusión como Lugar de Interés Comunitario (Matamala *et al.*, 2002). Pese a estos distintos estatus de protección legal, destaca la ausencia de infraestructuras de uso público que permitan desarrollar ordenadamente la demanda turística, científica y didáctica en la zona (Matamala, 1997).

La reciente elaboración de un Plan de Ordenación de los Recursos Naturales para este espacio constituye la base legal sobre la que se podrán desarrollar distintas medidas y actuaciones tendentes a armonizar las actividades en el mismo. En este sentido, cabe destacar el desarrollo de un Plan de Excelencia Turística, promovido en el ayuntamiento de Roquetas de Mar, que contempla y define las actuaciones dentro de la zona protegida, como la construcción y diseño de senderos peatonales, a caballo y en bicicleta, la realización de observatorios ornitológicos y de un centro de acogida de visitantes, la rehabilitación de infraestructuras en desuso o la creación de un centro de rescate de fauna amenazada, entre otras muchas acciones puntuales, aunque hasta la fecha solo se ha plasmado en un documento de buenas intenciones. Sin embargo, pese al acierto de este tipo de medidas, es necesario establecer un marco de actuación más amplio en el Paraje, que no encuentre frenos en la propia delimitación de los territorios municipales y que implique, tanto a los distintos municipios colindantes, como a la administración andaluza o a las empresas privadas que deseen participar y apoyar este ambicioso proyecto.

La mayor problemática actual del Paraje es la emanada de la especulación del suelo que afecta a la mayor parte del litoral almeriense. Invernaderos al Norte y sendas urbanizaciones turísticas a ambos lados (Roquetas de Mar al Este y Almerimar al Oeste) siempre han codiciado los terrenos de este espacio natural. En este sentido, no se debe obviar aquí otro problema que mantiene este espacio, como es la ocupación ilegal de Vías Pecuarias. La pretensión de poner en marcha un plan parcial de urbanismo en el municipio de Roquetas de Mar afecta directamente al Paraje Natural de Punta Entinas-Sabinar y a la Cañada Real de la Costa que lo atraviesa. A este respecto, en diciembre de 2001 se procedió al cierre mediante vallado (bajo el pretexto de un “plan de seguridad”) de la pista que limita este espacio protegido por el Norte y que rodea al charcón del Hornillo de las salinas en su parte más próxima al golf de Playa Serena. Dentro de los límites del Paraje y en la misma zona, se ha procedido desde entonces y por parte de una empresa privada a la destrucción de vegetación halófila de orla de interés conservacionista por la Directiva Hábitats, quebrantándose el artículo 38, del título IV de la Ley 2/1989 y la Directiva 92/93 del Consejo de la CEE, entre otras disposiciones, sin que la Consejería de Medio Ambiente, como administración responsable, haya procedido hasta la fecha a la denuncia y paralización inmediata de dicha obra. Sería de gran utilidad aplicar aquí el Acuerdo de 27 de marzo de 2001, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueba el Plan para la Recuperación y Ordenación de la Red de Vías Pecuarias de la Comunidad Autónoma de Andalucía, especialmente ante una Zona de Especial Protección dentro de la Unión Europea y propuesta como Lugar de Interés Comunitario.

Salinas de Cabo de Gata

Situadas sobre una llanura litoral sedimentaria al Suroeste de la Sierra de Cabo de Gata, estas salinas son las únicas que permanecen en actividad industrial en Andalucía Oriental (Fig. 12). La producción anual, que suele superar las 40.000 tm de Cloruro sódico (Matamala y Matamala, 1998), se amontona en la zona industrial del recinto, formando blancas montañas que resaltan aún más la singular belleza de este rincón de la costa almeriense.

Paralelas a la línea de playa ocupan una extensión aproximada de 300 ha de terrenos inundables. Se nutren de agua marina a través de un complejo sistema de canalización que comunica al recinto salinero con un grupo de estanques, situados en la base de unos acantilados marinos próximos. Así mismo, reciben aportes por escorrentía superficial a través de las numerosas ramblas que desaguan en la zona y, especialmente, de las procedentes del glacis situado en el Barranco del Sabinal. En años especialmente lluviosos el área inundable puede ampliarse considerablemente, abarcando entonces terrenos situados al Oeste del complejo salinero que se asientan sobre arcillas y se encharcan fácilmente. El origen de estas explotaciones se remonta probablemente al período fenicio o cartaginés, como así lo pondría de manifiesto el origen púnico del término *Charidemo* que podría traducirse como promontorio de las ágatas. Del período romano existen evidencias arqueológicas de una industria de salazón, situada junto a la cercana Ermita de Torregarcía. Sin embargo, este aprovechamiento ha sido muy irregular a lo largo de la historia, pasando de periodos de inactividad y de abandono, a otros de frenética producción (Castro, 1993).



FIG. 12.- Con una extensión de 300 ha, las Salinas de Cabo de Gata son las únicas en actividad dentro del mediterráneo andaluz (foto: J. J. Matamala).

La flora de este aguazal está compuesta principalmente por distintas especies de quenopodiáceas, destacando por su gran abundancia la Sosa alacranera (*Sarcocornia fruticosa*) y otras plantas halófilas. En algunas zonas del perímetro Norte, que reciben el aporte de agua dulce, aparecen carrizales y cañaverales más o menos densos, dependiendo del régimen anual de precipitaciones, mientras que los juncales tienen una distribución más amplia. Las formaciones de mayor porte se limitan a pequeños bosquetes de tarayes y de palmeras, apareciendo algún Azufaifo (*Zizifus lotus*) aislado, aunque la mayor parte de la llanura litoral aparece tapizada por matorrales y herbazales, entre los que destacan prados de Pegamoscas (*Ononis natrix*). El pie de monte que separa las salinas de la sierra presenta formaciones vegetales en las que dominan Palmitos (*Chamaerops humilis*) y cambronales (*Licium intricatum*). Entre la vegetación subacuática destacan algas de superficie que cubren importantes extensiones a mediados del estío.

Sin embargo, la principal característica de este saladar es su abundante y diversa ornitocenosis acuática. A lo largo de los últimos veinte años hemos registrado más de 115 especies de aves acuáticas y marinas. Esta elevada riqueza específica, que tan sólo se supera en un grupo muy reducido de aguazales europeos, se debe en gran medida al elevado

porcentaje de aves que utilizan a estas salinas como punto de descanso y avituallamiento en sus movimientos migratorios y que suponen más del 70% del cómputo total (Matamala, 1986; Matamala *et al.*, 1987, 2002). La abundante presencia del Flamenco común (Fig. 8) a largo de todo el ciclo anual es una de las principales singularidades ornitológicas que presentan estas salinas, alcanzando cifras superiores a los 3.000 ejemplares durante los últimos días de julio y los primeros de agosto. El fracaso de sus repetidos intentos de nidificación en la zona, donde llegaron a construir más de 400 nidos durante 1990, obedece principalmente a una gestión inadecuada del espacio, consistente en la entrada de personas y mamíferos, como el Jabalí (*Sus scrofa*), en las principales áreas de aquerenciamiento durante el período reproductor, provocando el abandono reiterado de los intentos e incluso de las puestas. Un aumento de la vigilancia durante este periodo, la instalación de “pastores eléctricos” en dicho perímetro y la prohibición de entrada de personas en el recinto durante tal época son factores fundamentales para el éxito reproductor de ésta y otras especies (Matamala y Matamala, 1991; Matamala, 1996). La Avoceta común es el más abundante de las limícolas, donde llega a nidificar en un gran número, superando en ocasiones las 200 parejas reproductoras. La falta de adecuación entre la actividad salinera y los ciclos biológicos de ésta y otras especies provoca habituales inundaciones de sus áreas de cría, lo que podría evitarse coordinando adecuadamente los intereses industriales con los de conservación y protección. Sin embargo, para dar una solución al problema se ha optado por opciones más onerosas, como la consolidación y aumento de altura de alguno de los islotes donde nidifican, con resultados en cuanto a productividad biológica, al menos, cuestionables (Matamala *et al.*, 2002). Además de ciertas gaviotas abundantes, como la reidora, la sombría o la patiamarilla, otra de las especies emblemáticas del aguazal es la Gaviota de Audouin (Fig. 6), cuya cada vez mayor presencia ha sido directamente proporcional al asentamiento y crecimiento de la colonia de nidificación de la especie en el Delta del Ebro, agrupándose miles de individuos en este humedal durante los movimientos migratorios y manteniendo importantes contingentes de aves invernantes (Matamala y Matamala, 1991). Entre las aves nidificantes destacan, además, el Chorlitejo patinegro, la Cigüeñuela común, así como el Charrancito común. Como rarezas ornitológicas destacan la nidificación reciente en el área de la Gaviota picofina (*Larus genei*) (M. Paracuellos, com. pers.) y la Malvasía cabeciblanca en la cercana Rambla Morales (obs. pers.). Las limícolas constituyen el grupo más variado y heterogéneo, estando mayoritariamente ligadas a la invernada y a los trasiegos migratorios entre África y Europa. La mayoría de las especies aparecen formando bandos mixtos donde pueden observarse Correlimos comunes, menudos, gordos (*Calidris canutus*), tridáctilos (*Calidris alba*) y zarapitines (*Calidris ferruginea*), Archibebes común (*Tringa totanus*), claro (*Tringa nebularia*) (Fig. 9) y oscuro (*Tringa erythropus*), Ostrero común (*Haematopus ostralegus*) y Agujas colinegra (*Limosa limosa*) y colipinta (*Limosa lapponica*). Canasteras comunes, Avefrías comunes (*Vanellus vanellus*) y Alcaravanes comunes colonizan durante este periodo las áreas esteparias que rodean a las salinas, siendo la última especie también nidificante. Las garzas están bien representadas en este ecosistema, siendo las más representativas la Garceta común y la Garza real, que aparecen durante todo el año sin llegar a nidificar normalmente. Algunas aves marinas utilizan el recinto salinero como área de descanso, destacando el

Cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) y el Charrán patinegro (*Sterna sandvicensis*) durante la invernada (Matamala, 1986, 1997, 2002; Castro, 1993; Paracuellos, 2001).

En cuanto al régimen de protección, las Salinas de Cabo de Gata se encuentran amparadas bajo un amplio abanico de figuras legales. De esta forma, están incluidas dentro del Parque Natural Marítimo-Terrestre de Cabo de Gata-Níjar, declarado por la Junta de Andalucía en 1987, apareciendo como Área de Reserva dentro del mismo. Constituyen una Zona de Especial Protección para las Aves dentro de la Unión Europea, así como un Humedal de Importancia Internacional según el Convenio Ramsar. Además, desde 1998 forman parte de una de las dos Reservas de la Biosfera con las que cuenta la provincia de Almería. Recientemente la Consejería de Medio Ambiente ha propuesto su declaración como Lugar de Interés Comunitario (Matamala *et al.*, 2002).

Pese a tan amplio marco de protección, este aguazal adolece de una gestión adecuada y acorde con la importancia del mismo. La primera y más importante de las amenazas que se ciernen sobre este saladar está en un posible abandono de la actividad industrial salinera, que llevaría aparejado un elevadísimo coste ecológico, como ocurriera en las Salinas de Cerrillos durante finales de los años 80. En este sentido, debe ser prioritario apoyar y contribuir al mantenimiento de esta explotación, cuya sal marina podría llevar como denominación de origen la de este Parque Natural. En cualquier caso, le corresponde a la administración competente promover líneas de investigación capaces de solucionar la “ecuación” de cómo mantener este ecosistema frente a un hipotético cese de la actividad extractiva.

Para el correcto manejo del espacio es primordial establecer convenios de colaboración entre la administración responsable y los propietarios, tanto de las salinas, como de los terrenos de su entorno próximo. Aún existiendo otras medidas de gestión que deben ser llevadas a cabo, una acción más inmediata, pero no menos importante, es la de establecer una coordinación adecuada entre los ciclos biológicos de las especies que nidifican en las salinas y las oscilaciones de los niveles de agua a los que son sometidos los charcones por razones industriales durante este período, sin que se vea afectada la “alquimia” salinera y evitando así las inundaciones y los abandonos de las áreas de cría tan frecuentes en el hábitat. La visita organizada y guiada al recinto industrial debe estar incluida en las actividades de educación ambiental que se realicen en este espacio, dado el alto valor antropológico y etnológico que esconden, tanto el poblado industrial, como sus habitantes, especialmente los más ancianos (Matamala y Matamala, 1991; Matamala *et al.*, 2002).

Desembocadura del Río Antas

El Río Antas desemboca al mar entre las localidades de Garrucha y Villaricos, en el término municipal de Vera. Ocupa una extensión de unas 12,6 ha de terrenos inundables que mantienen una lámina de agua permanente a lo largo del ciclo anual, aunque su volumen depende de las precipitaciones recogidas en el área. El suelo, asentado sobre terrenos sedimentarios de origen Cuaternario, presenta un elevado dinamismo desde el punto de vista geomorfológico. Dada su cercanía al mar existen infiltraciones de éste, que se ponen de manifiesto en la estructura de las comunidades florísticas presentes en la zona.

La distribución de la vegetación palustre no es homogénea, dependiendo de la profundidad, de los regímenes de precipitaciones y de la torrencialidad de los mismos. Ocupa aproximadamente

el 80% de la zona inundable, quedando una lámina de agua libre de unas 3 ha en el tramo final de la desembocadura. La especie vegetal más abundante es el Carrizo, estando también presentes cañaverales y juncales. El Taray se sitúa en el extremo exterior de la vegetación de orla, formando pequeños bosquetes. Entre la vegetación halófila destaca la presencia de la Sosa alacranera que coloniza la mayor parte de los márgenes de la lámina de agua.

La importancia de este pequeño humedal no solo radica en las poblaciones de aves acuáticas y marinas que lo visitan, sino en la singularidad y rareza de alguna de ellas y en su situación geográfica, como último bastión de aguas permanentes antes de alcanzar otros aguazales del levante peninsular. Desde 1981 hemos realizado un total de 54 censos en la localidad, que aportan como resultados un total de 100 especies distintas de aves, de las cuales 61 corresponden a acuáticas y marinas. La mayor diversidad y abundancia de ejemplares se alcanza durante el paso postnupcial, que se desarrolla entre agosto y noviembre, así como durante el periodo invernal.

Entre las especies más singulares destaca la Malvasía cabeciblanca (Fig. 2), invernante desde 1995 y que utiliza a este aguazal como punto de contacto entre las poblaciones almerienses y levantinas, como el embalse de El Hondo en Alicante, habiéndose llegado a comprobar su nidificación en la localidad durante 1997. Similar comportamiento exhibe la Cerceta pardilla (Fig. 2), especie también amenazada globalmente y que llegó a nidificar durante 1996. Otros ánades que crían en la zona son el Cuchara común, el Ánade azulón y el Porrón europeo, el cual alcanza concentraciones superiores a los 200 individuos durante la invernada. Entre los rálidos destacan por su abundancia la Focha común y la Gallineta común, ambas sedentarias en la localidad. Los zampullines chico y cuellinegro también están presentes a lo largo de todo el ciclo anual, llegando a nidificar, aunque la segunda especie sólo lo hace de forma ocasional. El grupo más diverso es el de las limícolas (Fig. 9), que aparece representado por 24 especies. Aunque más ligados a la línea de playa, algunos llegan a nidificar en la desembocadura como la Cigüeñuela común o el Chorlitejo patinegro. Uno de los ilustres visitantes invernales es el Morito común (*Plegadis falcinellus*), cuya población se encuentra amenazada a escala mundial (Matamala y Aguilar, 1997b). La cercanía del litoral influye en la abundancia de gaviotas y charranes que utilizan estas someras aguas como lugar de descanso. Entre ellas destaca la Gaviota de Audouin (Fig. 6), cuya conexión con las poblaciones del Delta del Ebro queda manifiesta mediante la lectura de anillas. También merece mención especial la presencia invernal de bandos de la escasa Gaviota picofina y de la Gaviota sombría, la más abundante en la localidad durante el invierno. No es rara la presencia de Flamencos comunes (Fig. 8) que visitan el área durante sus trasiegos migratorios por estas costas mediterráneas.

Dadas las especiales características del aguazal y la singularidad de alguna de las especies de aves que alberga, se propuso en 1996 su declaración como Reserva Natural Concertada, sin que hasta la fecha se haya conseguido concretar dicho convenio, en el que participarían la Consejería de Medio Ambiente, el Ayuntamiento de Vera y la Confederación Hidrográfica del Sur. Asimismo, se ha propuesto por parte de la Consejería de Medio Ambiente la declaración del Río Antas como Lugar de Interés Comunitario, con una extensión de 23,08 ha. Sin embargo, es necesaria una mayor diligencia en éstas u otras medidas que garanticen la integridad de tan singular hábitat. Actualmente las principales amenazas consisten en la existencia de vertidos incontrolados de escombros y basuras, los incendios provocados que suelen producirse durante

el estío, así como la presencia de una depuradora de aguas residuales y de granjas de cerdos que vierten directamente al cauce sus residuos de “purines” (Matamala y Aguilar, 1997b).

Salinas de Terreros

Las Salinas de Terreros, lindando con la vecina provincia de Murcia y junto al núcleo turístico de San Juan de los Terrenos en el municipio de Pulpí, constituyen quizás el más desconocido de los aguazales almerienses. Ocupan una extensión aproximada de 37,4 ha de terrenos inundables. Las primeras noticias sobre la explotación y puesta en funcionamiento de este saladar se remontan al año 1923, continuando en actividad hasta 1974. En el plan de labores correspondiente al último año, la extracción anual fue de 3.000 tm de sal bruta. Aunque durante este período el agua era bombeada desde el mar, en la actualidad tan solo el agua procedente de precipitaciones la inunda parcialmente, propiciando la aparición de diferentes especies de ornitofauna acuática.

El tipo de suelo donde se asientan estas salinas (Solonchaks) se caracteriza por su alto gradiente de salinidad, profundidad y humedad en prácticamente todo su perfil, presentando en superficie afloramientos salinos. Sobre estos terrenos, totalmente improductivos en el ámbito agrícola, se desarrollan comunidades de vegetación halófila de gran interés ecológico. Entre estas destaca la presencia del Garbancillo (*Halocnemum strobilaceum*; Fig. 13), especie existente tan solo en esta localidad dentro de Andalucía, donde ha sido olvidada por los responsables del Catálogo Andaluz de Flora Amenazada, y que constituye una de las principales características biológicas del saladar.

El conjunto ornítico constituye el grupo de vertebrados más abundante y diverso. La mayor parte de las especies detectadas en las salinas utilizan la localidad durante sus trasiegos migratorios, de forma habitual u ocasional, como área de reposo, de alimentación o de nidificación, dependiendo de sus requerimientos específicos. La presencia de aves acuáticas, con 53 especies detectadas, está relacionada directamente con los regímenes de precipitaciones. Así, durante los años lluviosos, cuando se encharcan parcialmente las salinas, se producen concentraciones importantes de diferentes especies. Por ejemplo, durante 1989 se llegaron a concentrar más de 200 Flamencos comunes (Fig. 8) entre los meses de septiembre y octubre. En estos períodos son frecuentes las observaciones de diferentes anátidas, como el Silbón europeo, el Ánade azulón, el Cuchara común, la Cerceta común o el Porrón europeo. También se producen pequeñas concentraciones de ardéidos como la Garza real, la Garceta común y la Garcilla bueyera. El grupo más heterogéneo es el de las limícolas que ocupan las pequeñas playas que bordean los charcones. Entre las más abundantes destacan diferentes especies de archibeques (Fig. 9), chorlitejos, cigüeñuelas, correlimos, combatientes y agujas. Las gaviotas utilizan la localidad como reposadero, destacando la presencia de la Gaviota de Audouin (Fig. 6).

Las únicas especies que nidifican de forma habitual son el Chorlitejo patinegro y el Alcaraván común, aunque siendo esta última de carácter más estepario. Pero en general, tanto la riqueza como la abundancia de especies aumenta proporcionalmente al grado de inundación del medio. En este sentido, durante los años lluviosos se produce un considerable aumento en las parejas de acuáticas que crían en la localidad.



FIG. 13.- *El Garbancillo* (*Halocnemum strobilaceum*), especie de interés conservacionista por la Directiva Hábitats, tan solo se encuentra en las Salinas de Terreros dentro del ámbito andaluz (foto: J. J. Matamala).

Actualmente las Salinas de Terreros carecen de ningún estatus de protección, lo que no deja de ser paradójico al tener en cuenta sus especiales características de flora y fauna. En cuanto a la primera, la Directiva Hábitats cataloga en su Anexo I como hábitats de interés comunitario a las fitocenosis de Garbancillo. Teniendo en cuenta ésto, así como el área de distribución y la ecología de tal tipo de matorrales halófilos, es de suma importancia para el mantenimiento de la biodiversidad natural en el Sudeste ibérico la conservación de este tipo de ecosistemas. En cuanto a las comunidades de fauna, de las 81 especies registradas en la localidad, el 33,3% están incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves (79/409/CEE), “sobre Conservación de Aves Silvestres y especies incluidas en la propuesta de aplicación de dicho Anexo presentes en España como nidificantes, invernantes o en migración”. Esta situación podría ser motivo suficiente para la toma de las medidas legales oportunas que garantizan la protección y conservación de tan singular hábitat.

En la actualidad, la titularidad de los terrenos corresponde al Ayuntamiento de Pulpí y a la empresa IMES, S. A., destacando la existencia de espacios de dominio público como el cauce de la Rambla de los Pérez, la Cañada Real de la Costa y parte de la franja costera donde se asienta. La intención de construir un campo de golf en la zona implica la recalificación de los terrenos como suelo urbano por parte del ayuntamiento. Tal actuación destruiría irremediabilmente este ecosistema mediterráneo de indudable valor, vulnerando la legislación ambiental que prevé la protección y conservación del mismo. La creación de una figura de protección legal como puede ser la de Reserva Natural Concertada, garantizaría la salvaguarda de su hábitat y permitiría actuar, tanto en el plano de la protección ambiental, como en la ordenación de las actividades de uso público (Matamala *et al.*, 2001).

AGRADECIMIENTOS

A Martín Berbel Granados por su impresionante trabajo “desde la sombra” que nos ilumina a todos a través de su página web: www.ecoalmanzora.tuportal.com. A Mariano Paracuellos por sus siempre sabios consejos y apreciaciones. A Mar Cano que siempre se ha prestado gustosa a la corrección científica de nuestros escritos. A Carlos Zugasti por todo el apoyo recibido en gestión de la Cañada de Las Norias. Y por supuesto a nuestras esposas e hijas que siempre han soportado estoicamente nuestro trabajo y a las que va dedicada este artículo, que esconde tras de sí miles de horas de campo e investigación.

BIBLIOGRAFÍA

- Castro, H. (1993). *Las Salinas de Cabo de Gata. Ecología y Dinámica Anual de las Poblaciones de Aves en las Salinas de Cabo de Gata (Almería)*. Colección Investigación, 18. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería.
- Castro, H.; Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (1998). Albufera de Adra. En, Bernués, M. (coord.): *Humedales españoles inscritos en la lista del Convenio de Ramsar (2ª ed.)*, pp. 307-313. Colección Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- ITGME (1989). *Síntesis Hidrogeológica del Campo de Dalías (Almería). Propuesta de Actuaciones de Investigación y Gestión*. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.
- Matamala, J. J. (1986). Sobre el estatus fenológico de las aves acuáticas en las salinas almerienses. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 6: 151-172.
- Matamala, J. J. (1996). Rutas naturales por los humedales de la provincia. Aguazales: El paraíso de las aves”. *Foco Sur*, 3: 42-45.
- Matamala, J. J. (1997). La Almería Herida: 3. La especulación del litoral. *Foco Sur*, 18: 8-11.
- Matamala, J. J. (2001). SOS, Humedales en Peligro. La Cañada de Las Norias. www.ecoalmanzora.tuportal.com
- Matamala, J. J. (2002). El PHN pone en peligro a cuatro especies amenazadas globalmente. www.ayaba.es/diario/noticia.asp?Id=4436

- Matamala, J. J. y Aguilar, F. J. (1997a). Especies singulares almerienses: Malvasía cabeciblanca. *Foco Sur*, 20: 44-45.
- Matamala, J. J. y Aguilar, F. J. (1997b). Protección ambiental: Reservas Naturales Concertadas. *Foco Sur*, 5: 44-47.
- Matamala, J. J.; Aguilar, F. J.; Ayala, J. M. y López, J. M. (1994). Distribución actual de la Malvasía (*Oxyura leucocephala*) en España. Importancia de los humedales almerienses para la recuperación de una especie amenazada. En, Diputación Provincial de Almería y Agencia de Medio Ambiente (1994): *La Malvasía común. Especies singulares almerienses*, pp. 35-84. Diputación Provincial de Almería, Agencia de Medio Ambiente (Consejería de Cultura y Medio Ambiente, Junta de Andalucía). Almería.
- Matamala, J. J.; Aguilar, F. J. y Gil, E. (2000). Albuferas de Adra. *Foco Sur*, 47: 42-44.
- Matamala, J. J.; Aguilar, F. J. y Gil, E. (en prensa.). *Almería al Natural*.
- Matamala, J. J.; Aguilar, F. J. y Pérez Campos, J. L. (2001). Estudio integral de las Salinas de Terreros. www.ecoalmazora.tuportal.com
- Matamala, J. J.; Escobar, A. y García, F. M. (1987). Nota sobre el estatus fenológico de las especies de aves acuáticas en las salinas almerienses. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 7: 199-221.
- Matamala, J. J.; López, J. M. y Aguilar, F. J. (1993). La Cañada de las Norias. Crónica de un nuevo humedal. *La Garcilla*, 87: 14-17.
- Matamala, J. J. y Matamala, M. F. (1991). *Especies singulares almerienses: Gaviota de Audouin. Estatus ecológico y ecológico de Larus audouinii (Payr.) en las Salinas de Cabo de Gata*. Proyecto de Investigación. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería. Inédito.
- Matamala, J. J. y Matamala, M. F. (1998). Especies Singulares Almerienses: Gaviota de Audouin. *Foco Sur*, 22: 48 -49.
- Nevado, J. C. (2002). Proyecto Life-Naturaleza 1998 *Conservación de las Albuferas de Adra (Almería, España)*. En, Nevado, J. C. y Paracuellos, M. (coords.): *Agricultura y medio ambiente en el entorno de Albuferas de Adra*, pp. 29-40. Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)”, Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería.
- Nevado, J. C.; Paracuellos, M.; Castro, H.; Matamala, J. J. y Huesa, R (1997). Evolución poblacional de *Larus audouinii* en la provincia de Almería (SE Ibérico)”. *Plan de Actuaciones de la Gaviota de Audouin. Ponencia en las Jornadas Técnicas*. Melilla.
- Paracuellos, M. (1991). Fenología estacional de la ornitofauna en las Albuferas de Adra (Almería). Período 1986-1988. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*, 9/10 (Ciencias): 141-172.
- Paracuellos, M. (1993). Fenología anual de la ornitofauna en las Salinas de Guardias Viejas (Almería). Calidad ornítica. *Alytes*, 7: 317-333.
- Paracuellos, M. (1995). Las Salinas de Guardias Viejas. La importancia del entorno natural. *Abuxarra*, 13: 31.

- Paracuellos, M (1997). Los humedales de la Baja Alpujarra. Las Salinas de los Cerrillos. Un legado histórico para el medio ambiente. *Sierra Sur-La Alpujarra*, 13: 12-13.
- Paracuellos, M (2001). *Estructura y conservación de las comunidades de aves en los humedales del Sudeste Ibérico (Almería, España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería. Almería. Inédito.
- Paracuellos, M.; Castro, H.; Nevado, J. C.; Oña, J. A.; Matamala, J. J.; García, L. y Salas, G. (2002). Repercussions of the abandonment of Mediterranean saltpans on waterbird communities. *Waterbirds*, 25: 492-498.
- Paracuellos, M. y Nevado, J. C. (1994). Localización del Fartet, *Aphanius iberus*, en la cuenca del Río Adra (Almería, sudeste ibérico). Doñana, *Acta Vertebrata*, 21: 199-204.
- Paracuellos, M.; Oña, J. A.; López, J. M.; Matamala, J. J.; Salas, G. y Nevado, J. C. (1994). Caracterización de los humedales almerienses en función de su importancia provincial para las aves acuáticas. *Oxyura*, 7: 183-194.

ITINERARIO DIDÁCTICO POR LOS HUMEDALES DE LA BAJA ALPUJARRA (ALMERIA)

ANTONIO EMBÍ

Dpto. de Biología y Geología, Instituto de Enseñanza Secundaria Celia Viñas, C/ Javier Sanz, 15, 04004, Almería, e-mail: antonioembí@supercable.es

INTRODUCCIÓN

Pese a que la comarca de la Baja Alpujarra, donde se halla el Poniente Almeriense, actualmente se encuentra casi en su totalidad ocupada por los cultivos intensivos bajo plástico, aún presenta ciertos reductos de indudable valor ecológico con un prestigio, incluso, de ámbito internacional. Entre ellos se encuentra un rosario de humedales de enorme trascendencia ambiental, merecedores de la más preciada atención.

Aun encontrándose amplia información relacionada con estos y otros entornos palustres almerienses en el registro bibliográfico existente, no hay mejor forma de conocer un espacio que el de visitarlo mediante una ruta prefijada.

Con el presente itinerario didáctico se pretende abarcar una visión global de los humedales ubicados en la comarca de la Baja Alpujarra (sudoeste de Almería).

PRIMERA PARADA: LAS ALBUFERAS DE ADRA

El itinerario parte de la ciudad de Almería siguiendo la Autovía E-15 en dirección a Adra. Se accede a la Carretera Nacional N-340A mediante la salida de Balanegra (nº 400), llegándose a las Albuferas de Adra situadas a pocos kilómetros (Fig. 1).

Para obtener una completa vista del complejo palustre se accede a un punto elevado, por encima de la N-340A, que se encuentra localizado en las cercanías de la bajada principal a las lagunas.

Las Albuferas de Adra están formadas por un conjunto de lagunas situadas en el delta del Río Adra. Actualmente quedan dos, relativamente grandes, como son la Albufera Honda, situada más al norte, y la Albufera Nueva, más cerca del mar. Además, hay otros restos lagunares de menor importancia. Su origen es reciente y se conocen desde el siglo XVI.

Debido al interés de sus especies, fundamentalmente las avifaunísticas, las albuferas han sido protegidas con la declaración de Reserva Natural.

Desde el punto elevado, se observa el estado actual de la zona, con los cultivos bajo plástico cercando a las lagunas. Tras la vista panorámica, se accede a la caseta de observación

de uso didáctico, donde pueden observarse mas de cerca las características ecológicas del sistema. La vegetación está compuesta por aneas (*Typha latifolia* y *dominguensis*), Masiega (*Cladium mariscus*), Carrizo (*Pragmites australis*), Taray (*Tamarix canariensis*) y juncos (*Juncus acutus* y *Juncus maritimus*). Poco queda hoy de esta vegetación. Apenas la suficiente para permitir la vida de una comunidad faunística de gran interés, donde destacan la Ranita meridional (*Hyla meridionalis*), el Galápago leproso (*Mauremys leprosa*), el Calamón común (*Porphyrio porphyrio*) y la Malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), además de la omnipresente Focha común (*Fulica atra*). Merece la pena mencionar que éste es el único conjunto lagunar de Andalucía oriental con presencia del fartet (*Lebias iberica*), pez endémico amenazado de extinción.

PARADA SEGUNDA: LOS ALCORES Y LOS CHARCONES DE PUNTA ENTINAS

Una vez terminada la visita a las Albuferas, se reinicia el recorrido que, de vuelta por la autovía en dirección a El Ejido, sigue por la salida hacia Almerimar (nº 400) para acceder a la Carretera Autonómica A-389. Posteriormente y antes de llegar a la mencionada localidad, se toma el desvío por la Carretera Local hacia Roquetas de Mar. A poca distancia se encuentra la segunda parada, denominada de Los Alcores (Fig. 1).

Los Alcores son un interesante accidente geológico, tratándose de un antiguo acantilado que ha quedado alejado de la costa debido al levantamiento del continente respecto al mar. Este proceso ha originado varias terrazas marinas cuaternarias. Sobre el borde del alcor, los acebuches (*Olea europea* var. *silvestris*) adquieren una forma peculiar adaptada a los vientos dominantes de Poniente.

Desde este escarpe se puede observar gran parte del Paraje Natural de Punta Entinas-Sabinar, como son sus marismas y formaciones dunares. Este espacio natural, de unas 2.900 ha, tiene un indudable interés paisajístico, botánico y faunístico. Mirando hacia el mar se distingue la estepa con lagunas endorreicas de aguas estacionales, salobres y someras sobre fondos fangosos. Le sigue una orla de las mejores formaciones dunares españolas de 500 m de ancho con Lentisco o Entina (*Pistacia lentiscus*) y sabinas negra (*Juniperus phoenicia turbinata*), que dan nombre al paraje. Finalmente queda la línea costera.

PARADA TERCERA: LAS SALINAS DE CERRILLOS Y VIEJAS

Si nos desplazamos hacia el Este por la misma carretera, se llega, tomando un cruce hacia el Sur, a las Salinas de Cerrillos y Viejas, antiguas explotaciones salineras que funcionaron hasta 1988 (Fig. 1).

Este humedal, de los más importantes de Almería, alberga mas de 200 especies de aves: limícolas, anátidas, flamencos, garzas, gaviotas y pájaros esteparios y palustres. En años recientes, la Malvasía cabeciblanca colonizó la zona, invernando aquí gran parte de los ejemplares que forman su población en Europa occidental.

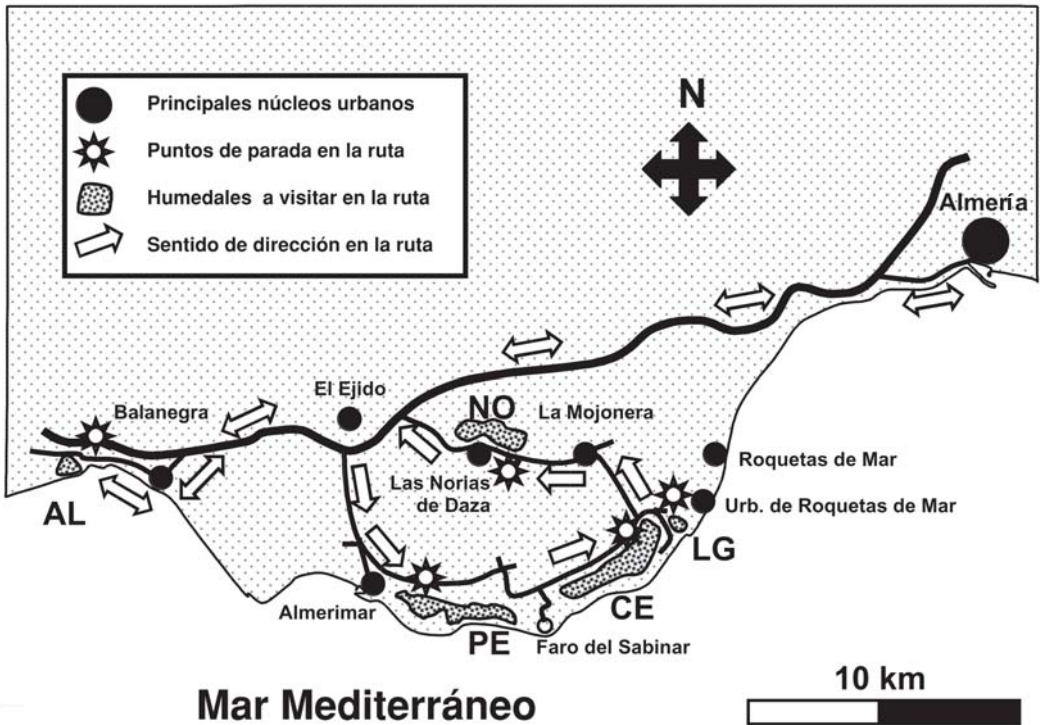


FIG. 1.- Mapa de localización de los humedales de la Baja Alpujarra a visitar durante el recorrido. AL, Albuferas de Adra; PE, Charcones de Punta Entinas; CE, Salinas de Cerrillos y Viejas; LG, laguna de La Gravera; NO, Cañada de las Norias.

PARADA CUARTA: LA LAGUNA DE LA GRAVERA

De nuevo en marcha, se bordean las salinas por el norte. Justo antes de abandonarlas, se accede a un camino sin asfaltar en su borde Sur que ahora hay que seguir a pie, debido a unas obras que han ocupado y vallado el acceso que bordea las Salinas Viejas. El itinerario se acerca a la costa. Se va observando la avifauna en la vertiente que rodea a las salinas, con especial abundancia de fochas que suelen acercarse mucho a la orilla. En pocos minutos se accede a la Laguna de La Gravera en la vertiente opuesta del camino (Fig. 1). Esta es una pequeña charca formada a raíz la extracción de arenas en la zona, originándose una depresión que posteriormente fue incompletamente rellenada. En ella se pueden ver y fotografiar, a corta distancia, malvasías, ánades azulones (*Anas platyrhynchos*) y fochas comunes.

PARADA QUINTA: LA CAÑADAS DE LAS NORIAS

Una vez visitada la Laguna de La Gravera, se vuelve a tomar la Carretera Comarcal, pero esta vez en dirección a Almerimar y los desvíos hacia los núcleos de La Mojonera y Las Norias, ya en la Carretera Autonómica A-358. Tras un corto recorrido, se alcanza la última parada del itinerario, la de La Cañada de las Norias (Fig. 1).

La laguna ocupa unas 200 ha y su origen se relaciona con el desarrollo de la agricultura intensiva en la comarca. En esta zona, la explotación del acuífero superior central, de origen calcarenítico, hizo bajar el nivel freático. Al mismo tiempo, comenzó la extracción de las ampliamente demandadas arcillas para los suelos de los cultivos bajo plástico. Los sucesivos socavones fueron extendiéndose y profundizando varios metros hasta formar la actual depresión. Aún pueden verse restos aislados del antiguo perfil del suelo, como los que servían de base a los postes del tendido eléctrico. Dada la mala calidad del agua del acuífero, fue abandonada su extracción, pasándose a utilizar el acuífero profundo. El nivel freático volvió a subir inundando la concavidad y formando la zona lagunar. El ascenso continúa actualmente y está afectando a la vegetación ribereña.

Una vez formado el humedal, muchas aves se instalan en él y lo conforman como una de las mejores áreas palustres almerienses para dicho grupo faunístico. Sin embargo esta zona no está, aún, protegida legalmente, aunque se puede ver alguna actuación en relación con las basuras, existiendo convenios con los municipios para dotar a este paraje de algún tipo de protección.

Al terminar esta última visita, se regresa a la ciudad de Almería accediendo a la misma autovía (Fig. 1), dándose por finalizado el itinerario didáctico.

RESÚMENES

EL RÉGIMEN JURÍDICO COMUNITARIO E INTERNACIONAL DE LOS HUMEDALES

Abel La Calle

El papel primordial del agua en toda estrategia de desarrollo es complejo y sólo se puede abordar desde una concepción interdisciplinar en el que el Derecho tiene un papel indiscutible como instrumento de regulación y control. El Derecho internacional ocupa un lugar privilegiado para servir a los Estados y organizaciones a dar soluciones globales dado el carácter mundial de todo problema ambiental. La prueba es el Convenio de Ramsar de 1971, tratado pionero que a pesar de no recoger un sistema de garantías ha dado interesantes frutos. La Unión Europea tiene la necesidad y el deber de asumir el desarrollo sostenible y la misión de establecer una gestión sostenible de las aguas en donde los humedales son objetivo e indicador de sus logros. Las disposiciones comunitarias que lo pretenden se centran en la protección de la diversidad biológica, de las aguas, e instrumentos financieros de apoyo. Además se ha hecho necesario la integración de estos objetivos en todas las políticas de la Unión Europea, para lo que se han establecido instrumentos horizontales como la evaluación de impacto ambiental de proyectos y estrategias, la modificación de la política agrícola común o el control de la contaminación industrial. La Unión Europea ejerce un control administrativo, político y judicial de los incumplimientos que es esencial y en el caso de España es de interés analizar el Plan Hidrológico Nacional como observatorio de la aplicación efectiva del Derecho comunitario, los mecanismos de garantía y el papel de los distintos agentes intervinientes.

APLICACIÓN DE TÉCNICAS DE BIOMANIPULACIÓN PARA LA GESTIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN EN LAS ALBUFERAS DE ADRA. PRIMEROS RESULTADOS

Luis Cruz-Pizarro, Enrique Moreno-Ostos, Sergio Luiz Rodrigues da Silva, Inmaculada de Vicente, María Victoria Amores, Kaltoum El Mabrouki y Daniel Fabián Roland

Las zonas húmedas son reconocidas como sistemas de especial interés tanto por su importancia como fuente de biodiversidad como por su carácter integrador de los procesos que ocurren en su cuenca. Precisamente, es este carácter el que les confiere también enorme fragilidad y vulnerabilidad frente a las perturbaciones externas. Su importancia se hace aún mayor en regiones semiáridas, como el Sureste peninsular. Por ello, la adecuada gestión y conservación de humedales queda configurada como objetivo de primera magnitud para las políticas ambientales a través de tratados y convenios, como el Convenio de Ramsar (1971). Las

Albuferas de Adra constituyen un enclave de enorme valor ecológico gravemente amenazado, cuya protección y gestión representa una empresa tan complicada como imprescindible. En este estudio presentamos resultados preliminares de una serie de ensayos de aplicación de técnicas de biomanipulación como herramienta de gestión en dicha Reserva Natural, destacando el marco de potencialidades y requerimientos que esta “ecotecnología” requeriría para ofrecer los resultados deseados.

CONSERVACIÓN Y GESTIÓN DE LA FLORA Y LA VEGETACIÓN ACUÁTICAS

Santos Cirujano

No todas las plantas acuáticas tienen el mismo grado de adaptación o dependencia del medio acuático. Algunas viven en las orillas de las lagunas o con aguas más someras, y otras viven inmersas en el agua, ya sea completamente o con hojas flotantes y flores emergentes. En una zona húmeda bien conservada estarán representadas por un lado las formaciones vegetales marginales y, por otro, las formaciones de plantas acuáticas. Por tanto una gestión correcta de las zonas húmedas debe incluir la conservación de ambas formaciones. La gestión de una zona húmeda debe extenderse hasta el área sobre la que tiene una influencia directa o indirecta la lámina del agua. Cada zona húmeda tiene unas características propias que la definen y que contribuyen a que un determinado cuerpo de agua sea único. Estos factores ambientales pueden estar condicionados por otros en cuya génesis puede intervenir el hombre. A la hora de gestionar, conservar o recuperar la vegetación de una zona húmeda hay que tener en cuenta todos estos factores, especialmente aquellos que tienen una influencia decisiva sobre la flora y la vegetación acuáticas.

AVES ACUÁTICAS COMO BIOINDICADORES EN LOS HUMEDALES

Andy J. Green y Jordi Figuerola

Repetidamente se ha sugerido que las aves pueden funcionar como indicadores del estado de salud de los ecosistemas y alertar sobre los cambios que se produzcan en el medio. La utilidad de las aves acuáticas como bioindicadoras se ha puesto de manifiesto en distintos estudios específicos, de los que revisaremos algunos ejemplos. Sin embargo hay que destacar también las limitaciones de este grupo como bioindicadores. La diversidad local de aves acuáticas no tiene por qué estar correlacionada con la de otros grupos animales o vegetales. La protección de zonas húmedas basándonos solo en la abundancia o diversidad de aves acuáticas puede ser poco eficaz para la conservación global de la biodiversidad. Debido a la gran movilidad de las aves, cambios en la abundancia de especies que migran o invernán en la localidad de estudio no tienen porque reflejar alteraciones locales del medio, sino que pueden estar reflejando alteraciones en las zonas de nidificación o cambios en otras zonas utilizadas por la especie. La calidad como bioindicadoras también dependerá de otras características de las especies estudiadas, debido a la explotación que éstas hagan del medio. Especies como la focha cornuda se han demostrado como buenas indicadoras del estado de conservación de humedales dulces, mientras que otras especies (p.e. el flamenco) son pobres indicadores de la calidad de estos

hábitats. En conclusión, las aves acuáticas son potencialmente útiles para seguir y alertar sobre cambios en el medio, aunque el diseño de programas de seguimiento deberá tener en cuenta las características particulares de las zonas húmedas estudiadas y las especies que las habitan.

CRITERIOS ECOLÓGICOS PARA EL DESLINDE DE HUMEDALES RIBEREÑOS

Carlos Montes

Las Zonas húmedas o Humedales están en la cresta de ola de la conservación de los espacios naturales. Prácticamente todos los gobiernos y asociaciones ambientalistas incluyen en sus agendas de actuación programas específicos encaminados a su protección. Los Humedales constituyen el único tipo de ecosistema en el planeta que posee un Convenio Internacional para su conservación: El Convenio de Ramsar. De todas formas su futuro se encuentra seriamente amenazado. Históricamente, las culturas humanas han estado estrechamente relacionadas y dependientes de sus recursos (alimentación, minerales, fuente de agua, materiales para la construcción, etc.) pero este dialogo hombre-humedal ha ido cambiando y se está produciendo una intensa y progresiva pérdida y degradación de sus funciones. Como ejemplo, en España hemos perdido más del 70% de nuestras tierras encharcables. A pesar de que se han dictaminado leyes específica para su conservación se sigue degradando y perdiendo superficie encharcable. De esta forma, aunque un determinado humedal sea objeto de una figura legal de protección, incluso como la de Parque Nacional, no tiene asegurado su conservación a medio o largo plazo. Son los modelos de gestión basados en el conocimiento y protección de los procesos ecológicos y especies esenciales de organismos los que garantizan el mantenimiento de su integridad y por tanto el suministro de servicios a los sistemas socioeconómicos. Una mala gestión legal de un humedal protegido puede llegar a ser peor que mantenerlo desprotegido. Por otra parte, hoy en día, la conservación de los humedales constituye algo más que un conjunto de programas y medidas para la protección de unos paisajes singulares. Suponen unos excelentes escaparates de la viabilidad o fracaso de filosofías de conservación que actualmente están de moda y que se desarrollan sobre nuestro medio natural. Si estos programas de conservación se aplican sin una base científica sólida, nos podemos encontrar con una nueva forma de destrucción de estos ecosistemas. Este artículo intenta realizar, desde una perspectiva ecosistémica, un análisis general de los aspectos más importantes relacionados con los procedimientos de deslinde del Dominio Público Hidráulico (DPH) en relación a un determinado tipo de sistema ecológico con el que se encuentra íntimamente asociado, como es la llanura de inundación de los márgenes fluviales, sin olvidar el marco de referencia básico dentro de la planificación integrada o biofísica del territorio: las cuencas hidrográficas.

EL PLAN ANDALUZ DE HUMEDALES

Hermelindo Castro y Fernando Molina

El Plan Andaluz de Humedales es un documento marco, resultado del trabajo multidisciplinar llevado a cabo por un grupo formado por científicos de diferentes áreas

profesionales y técnicos de distintos Centros Directivos de la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), en donde se establecen los principios conceptuales, procedimientos metodológicos, las líneas de trabajo y los programas de actuación necesarios para conseguir una coexistencia entre el mantenimiento de la integridad ecológica de los humedales andaluces y la explotación sostenible de los múltiples bienes y servicios que estos ecosistemas suministran a la sociedad. Los objetivos particulares que se pretenden alcanzar con el desarrollo del plan son: (A) Integrar bajo una misma estrategia de acción los programas de actuación que la Consejería de Medio Ambiente lleva a cabo; (B) asegurar la conservación del patrimonio andaluz de humedales; (C) coordinar las acciones a desarrollar por la Consejería de Medio Ambiente con las de otras administraciones locales, autonómicas, nacionales e internacionales. El Plan se apoya en el Inventario Abierto de Humedales de Andalucía, que recoge los humedales andaluces con una amplia información multidisciplinar sobre estos ecosistemas. Para alcanzar los fines del Plan Andaluz de Humedales se ha elaborado un Programa de Acción que se articula a través de objetivos generales, específicos y acciones. A su vez el Programa de Acción está integrado por una serie de Programas Sectoriales: (1) Información e inventario de humedales de Andalucía. (2) Conservación de la integridad ecológica y la biodiversidad. (3) Restauración ecológica. (4) Investigación e innovación tecnológica. (5) Mejora del marco legal. (6) Fortalecimiento de la capacidad de coordinación y cooperación entre administraciones, organizaciones y entidades. (7) Educación ambiental, comunicación y participación ciudadana.

LAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS BENTÓNICOS DE LAS ALBUFERAS DE ADRA (ALMERÍA, SURESTE IBÉRICO)

María del Mar Bayo, José Jesús Casas, Peter Langton, Soledad Vivas, Dalila López y Francisco Calvache

En este trabajo se abordó por primera vez el estudio de las comunidades de invertebrados bentónicos en las Albuferas de Adra (Almería), un sistema palustre formado por dos lagunas principales, Albufera Honda y Albufera Nueva. Las muestras de bentos se tomaron mensualmente según un muestreo estratificado al azar durante 9 meses, diferenciando 4 estratos concéntricos desde el centro de la laguna hasta la orla de carrizo (*Phragmites australis*). Los resultados mostraron que en la laguna eutrófica (Nueva) la riqueza taxonómica y densidad de organismos fue significativamente superior a la de la hipereutrófica (Honda). En ambas lagunas se observó que la densidad y riqueza taxonómica fue muy baja en los estratos centrales en contraste con el estrato litoral y especialmente con el de *P. australis*. La anoxia predominante en el sedimento, inducida por el proceso de eutrofización, pareció ser el principal factor responsable de este patrón de distribución, a pesar de que las dos lagunas eran relativamente someras y los intensos vientos en la zona determinaban una buena mezcla de la columna de agua.

DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES MEDIANTE HUMEDALES ARTIFICIALES: LA EDAR DE LOS GALLARDOS (ALMERÍA)

Agustín Lahora

Los humedales naturales son ecosistemas complejos, capaces de eliminar materia orgánica, sólidos, nutrientes, patógenos y productos químicos tóxicos. Estas propiedades se han usado para la depuración de aguas residuales mediante la tecnología de Humedales Artificiales (“Constructed Wetlands”). GALASA ha desarrollado un humedal artificial de 671 m² como tratamiento terciario en la EDAR de Los Gallardos. El humedal es del tipo *VSB* (“Vegetated Submerged Bed”), con flujo subsuperficial y Carrizo autóctono (*Phragmites australis*) plantado. El seguimiento realizado al humedal desde noviembre de 1999 permite afirmar que los humedales artificiales son válidos para depurar aguas residuales, como tratamiento secundario o terciario, sobre todo para pequeñas o medianas comunidades. Pueden contribuir a la protección de humedales naturales y zonas sensibles, especialmente en espacios naturales protegidos, con hábitats para la fauna y buena integración paisajística. Debido a la eliminación de patógenos y clarificación del efluente, sus aguas se pueden reutilizar para riego.

LOS HUMEDALES DEL ALTO GUADALQUIVIR: INVENTARIO, TIPOLOGÍAS Y ESTADO DE CONSERVACIÓN

Fernando Ortega, Gema Parra y Francisco Guerrero

El inventario de humedales y su clasificación en tipologías es un paso previo imprescindible para el desarrollo de estudios de limnología regional y para la elaboración de programas de conservación y gestión. En este trabajo se lleva a cabo un inventario de estos ecosistemas en la comarca del Alto Guadalquivir (Jaén-Córdoba), una región que ha pasado inadvertida en la mayoría de los inventarios nacionales. Se ha procedido igualmente a la caracterización de cada uno de los humedales encontrados, agrupándolos en tipologías, en función de la localización geográfica y del tipo de sustrato o materiales asociados. Se presentan igualmente los principales impactos generados sobre estos ecosistemas. De todo ello se deriva la existencia de un elevado porcentaje de humedales naturales, muchos de ellos transformados o desecados, siendo la agricultura intensiva del olivar la actividad que mayor repercusión tiene sobre el estado actual de los mismos.

ASPECTOS METODOLÓGICOS PARA EVALUAR LA CALIDAD AMBIENTAL DE LOS HUMEDALES

Manuel Ortega, Francisco Martínez y Francisco Padilla

El Plan Estratégico Español para la Conservación y Uso de los Humedales y la Directiva Europea 2000/60/CE establecen el marco para la protección de los ecosistemas acuáticos y su territorio dependiente. La calidad de los humedales viene determinada por los procesos funcionales que definen su integridad y salud ecológica. Para evaluar la presión, el estado, la integridad o la salud de los humedales, diferentes autores, organismos y países han propuesto

distintos métodos basados principalmente en indicadores hidromorfológicos, hidroquímicos y bióticos. En el presente trabajo se realiza una revisión de los indicadores propuestos, comparándolos con el sistema desarrollado en la Directiva Marco del Agua. También se analizan las dos tendencias metodológicas, basadas en los análisis multivariantes y los sistemas multimétricos, para el tratamiento de los datos y la exposición de los resultados de la evaluación, con el fin de comparar y discutir los sistemas y protocolos de examen.

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA FINCA EL RINCÓN (PARQUE NATURAL EL HONDO, CREVILLENTE, ALICANTE): CREACIÓN DE UN HÁBITAT IDÓNEO PARA LA CERCETA PARDILLA *MARMARONETTA ANGUSTIROSTRIS*

José Luis Echevarrías

En la Finca El Rincón (Parque Natural El Hondo, Crevillente, Alicante) se ha llevado a cabo la creación de un humedal artificial siguiendo los requerimientos teóricos de hábitat para la Cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*). Como paso previo a la realización del proyecto fue necesaria la realización de una serie de estudios sobre la calidad del agua afluente, un levantamiento topográfico de la finca, un estudio sobre la contaminación de los suelos por el plomo fruto de la actividad cinegética, el desarrollo de un balance hídrico teórico del sistema, así como una búsqueda bibliográfica sobre la especie y la restauración de humedales en ambientes mediterráneos. Fruto de este trabajo preliminar fue la redacción del proyecto de obra, la aprobación y su posterior ejecución. Con una superficie de 77 ha, inicialmente conformándose como zona de cultivo abandonado y cinegético (campo de tiro), se logró la construcción de un sistema lagunar formado por dos lagunas de 6 ha (El Saladar) y 18 ha (El Rincón) de superficie de cubeta respectivamente. Durante el año 2001 se llevó a cabo el llenado de las dos lagunas, aunque el correcto funcionamiento del sistema se alcanzará en los próximos años.

ESTADO DE CONSERVACIÓN DE ENCLAVES ACUÁTICOS EN LA SIERRA DE LOS FILABRES (ALMERÍA): IMPLICACIONES PARA LOS ANFIBIOS

Emilio González Miras, Joaquín Valero y Juan Carlos Nevado

La alteración y pérdida de los medios acuáticos constituye una de las principales causas de desaparición para los anfibios. Es por ello que se hace necesaria la tipificación de los factores de cambio, así como de las medidas de conservación encaminadas a minimizarlos o paliarlos. En el presente trabajo se estudian los diferentes enclaves acuáticos, tanto naturales como artificiales, de la Sierra de Los Filabres (Almería), sus amenazas, estados de conservación y especies de anfibios presentes. Las infraestructuras relacionadas con el uso humano del agua (albercas, balsas, abrevaderos, etc.) son el recurso acuático más importante en esta sierra y, en muchas zonas, el único encontrado. Este tipo de hábitat se presenta como fundamental para especies forestales como el Sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*). Sin embargo, debido al despoblamiento acaecido en la zona durante las últimas décadas, más del 50% de estas

estructuras ha desaparecido o se encuentra en mal estado de conservación, dejando de ser aptas para la reproducción de anfibios. Se citan brevemente algunas de las actuaciones que la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía) ha realizado para la recuperación de estas zonas húmedas para los anfibios.

BALANCE DE RECUPERACIÓN DE ESPECIES LIGADAS A LOS HUMEDALES ALMERIENSES

Juan José Alesina, Sergio López y Pedro Pérez

El Centro de Recuperación de Especies Amenazadas Las Almohallas, integrado en la Red de Centros de Recuperación de Andalucía, constituye el lugar de referencia en la recuperación de especies amenazadas en la provincia. El análisis de los datos recogidos durante el periodo comprendido desde 1998 a 2001, sobre el ingreso de especies acuáticas y los resultados obtenidos en el proceso de recuperación, servirá para mostrar la variedad de factores que pueden afectar directa o indirectamente a la fauna de los humedales de la provincia de Almería. Los resultados obtenidos indicaron a priori una incidencia antrópica en las causas de ingreso y en las patologías que se derivan, debidas principalmente a la alteración físico-química de las aguas con productos fitosanitarios y a la intervención directa sobre la fauna. Si bien, no fueron menos importantes las causas de ingreso inherentes a la propia fauna, como el debilitamiento en pasos migratorios y las causas que se originaron por el desplazamiento a otros humedales, zonas de alimentación, dormideros, etc.

INVENTARIO ABIERTO DE LOS HUMEDALES DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA ALMERIENSE: CONSIDERACIONES SOBRE SU TIPIFICACIÓN

José Jesús Casas, Francisco Calvache, Sergio Delgado, Jaime García-Mayoral, Soledad Vivas, María del Mar Bayo, Dalila López y Manuel Ortega

En este trabajo se elabora un inventario de humedales de la región semiárida almeriense a partir de la recopilación de datos bibliográficos y de la aportación de información hasta el presente inédita. Además, los datos disponibles sirven de apoyo para realizar consideraciones sobre la tipificación de estos humedales, teniendo como marco para la discusión las propuestas y criterios de la Directiva 2000/60/CE (Directiva Marco del Agua). Se han inventariado un total de 25 masas de agua litorales que podrían ser adscritas a la categoría de “masas de agua de transición” según la Directiva, 5 lagunas o charcas de montaña y 9 ríos o arroyos. Los resultados sugieren que el Sistema A de tipificación propuesto por la Directiva, el más simple, puede resultar insuficiente para desarrollar una tipología que refleje las particularidades de estructura y funcionamiento de las distintas categorías de ecosistemas acuáticos inventariados. Por otra parte, el Sistema B sí que aporta descriptores optativos que permitirían producir una tipificación más ajustada a las particularidades de funcionamiento de estos sistemas acuáticos.

EL PROYECTO LIFE-NATURALEZA 1998 “CONSERVACIÓN DE LAS ALBUFERAS DE ADRA (ALMERÍA)”

Juan Carlos Nevado y Mariano Paracuellos

Se pormenorizan cada una de las acciones desarrolladas en las Albuferas de Adra y entorno con la puesta en marcha del Proyecto Life-Naturaleza 1998 “Conservación de las Albuferas de Adra”. Las actividades de gestión del hábitat fueron llevadas a cabo en relación con: (a) determinadas acciones preparatorias (como el estudio de compra de terrenos agrícolas, el estudio de viabilidad de implantación de cultivos alternativos de bajo impacto y la evaluación previa de las características hídricas de las lagunas); (b) la compra de terrenos para su posterior restauración; (c) tareas únicas de gestión del biotopo (encaminadas a la restauración del medio acuático); (d) la gestión periódica del biotopo (como la compra del equipo recolector de residuos agrícolas, el manejo de la vegetación palustre, el control de roedores, el seguimiento de fauna y el control de las actividades de conservación); (e) la sensibilización del público y divulgación de resultados (jornadas y campaña de divulgación y sensibilización ciudadana) y (f) el funcionamiento general del proyecto (gestión del proyecto y seguimiento de la calidad hídrica).

BIBLIOGRAFÍA Y BIBLIOMETRÍA RELACIONADAS CON LOS HUMEDALES ALMERIENSES (SUDESTE IBÉRICO)

Mariano Paracuellos y Manuel Ortega

En la revisión se pormenoriza gran parte de la bibliografía relacionada con los humedales almerienses, obteniendo del inventario derivado una evaluación bibliométrica acerca del esfuerzo científico-técnico desplegado sobre tales ambientes. Para ello fue realizada una búsqueda bibliográfica en diversas bases de datos existentes. Pese a aportar poca información al colectivo científico internacional, hubo cierto volumen de información bibliográfica existente para los humedales de Almería, siendo la mayor parte generada durante los últimos años. Mientras que los temas relacionados con la avifauna y los espacios protegidos acapararon el mayor interés por parte de investigadores y gestores, el resto de disciplinas y localidades tratadas fueron ganando progresivamente atención con el incremento de los estudios realizados, principalmente enmarcados según los enfoques de la gestión y conservación asociadas al grupo ornítico, así como del análisis del medio acuático en los aguazales.

HUMEDALES ALMERIENSES

José Javier Matamala y Francisco Joaquín Aguilar

Este artículo divulgativo pretende dar a conocer, a grandes rasgos, las principales características de las zonas húmedas almerienses, así como de las aves acuáticas que las utilizan. Intenta aglutinar información científica dispersa y demostrar la gran importancia ecológica que estos hábitats poseen dentro del Sudeste de la Península Ibérica para un gran número de aves acuáticas amenazadas globalmente. También ofrece una crítica ante situaciones anómalas e

intenta plantear alternativas para su correcta gestión, entendiendo que éstas han de tener un carácter urgente si pretenden ser efectivas.

ITINERARIO DIDÁCTICO POR LOS HUMEDALES DE LA BAJA ALPUJARRA (ALMERÍA)

Antonio Embí

En el presente artículo se propone un itinerario didáctico a través del cual se da a conocer el rosario de humedales que conforman las zonas palustres de la Baja Alpujarra y su entorno. Mediante la realización de diversas paradas a lo largo del recorrido, iniciado desde la ciudad de Almería, se visitan de Oeste a Este las Albuferas de Adra, los Charcones de Punta Entinas, las Salinas de Cerrillos y Viejas, la laguna de La Gravera, así como la Cañada de Las Norias.