

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.