

UN MARCO CONCEPTUAL Y ANALÍTICO PARA ESTIMAR LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA A ESCALA DE PAISAJE

L. A. Vélez Restrepo

*Profesor Asociado. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín
Escuela de Planeación urbano-regional
laveler@unalmed.edu.co*

A. Gómez Sal

*Departamento de Ecología
Universidad de Alcalá. España
antonio.gomez@uah.es*

A CONCEPTUAL AND ANALYTICAL FRAMEWORK FOR ESTIMATION THE ECOLOGICAL INTEGRITY OF LANDSCAPE SCALE

ABSTRACT: A conceptual and analytical framework to assess ecological integrity at a landscape level. A conceptual and methodological approach for the ecological integrity analysis at landscape level is presented. The aim is providing a tool for land planning and nature conservation. With this purpose the meaning of integrity and related concepts are discussed, and a model to evaluate landscape integrity by a comprehensive scheme is proposed. The first index is based in metrics of landscape ecology theory (connectivity, cover of both conservation areas and human managed land, etc.) to evaluate the different ecosystem fragments pattern. The second one, an ecosystemS integrity index, is focused to evaluate remnants with a structure close to maturity and evaluates the mathematical distance to a reference hypothetical composition. Finally, the agricultural area is evaluated by a coherence index, with emphasis in ecological processes but also including the natural structures with conservation functions. These indexes are combined in a model that facilitates the joint consideration of their values and the comparison with theoretical scenarios. The model allows us to develop a concurrent management of relevant variables that usually are associated to different environmental qualities. Because of its characteristics and the intermediate scale of application, the model constitutes an important tool for matching ecosystem integrity and land planning. Both are actions and concept and relevant for nature conservation and landscape management, but in general independently considered.

KEY WORDS: Ecological integrity, naturalness, landscape integrity, spatial structure, landscape planning, forest maturity index, ecological coherence.

RESUMEN: El trabajo constituye una aproximación conceptual y metodológica para el análisis de la integridad ecológica, como instrumento aplicable a la planificación del territorio y la conservación de la naturaleza a escala de paisaje. Con dicho fin se discuten las acepciones de integridad y conceptos próximos y se presenta un modelo de evaluación que considera la integridad del paisaje como resultado de la interacción de tres índices. El primero (integridad espacial) utiliza métricas de la ecología del paisaje (conectividad y cobertura de áreas naturales y áreas de uso humano) y evalúa la distribución de los fragmentos de los distintos tipos de ecosistemas existentes en el territorio. El segundo, un índice de integridad ecosistémica, se centra en los fragmentos con estructura más próxima a la madurez y valora su distancia numérica a ecosistemas de referencia. Por último, en el área sometida a usos agrícolas, se aplica un índice de coherencia ecológica de los usos del suelo que tiene en los elementos naturales con funciones de conservación. Estos índices son articulados mediante un modelo que facilita una visión simultánea de sus valores, así como su comparación con escenarios teóricos. El modelo permite manejar de forma simultánea variables relevantes que comúnmente se presentan como asociadas a aspectos diferentes de la calidad del entorno. Por sus características y escala intermedia de aplicación puede constituir una herramienta importante para enlazar conceptos y actuaciones, relevantes para la conservación de la naturaleza, pero que suelen manejarse por separado, en concreto la integridad ecosistémica y con la planificación del territorio.

PALABRAS CLAVE: Integridad ecológica, naturalidad, integridad del paisaje, estructura espacial, planificación territorial, índice de madurez de bosques, coherencia ecológica.

1. LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA COMO CONCEPTO DE CONSERVACIÓN

La integridad ecológica se plantea como el más completo e incluyente de los conceptos que informan sobre el nivel de conservación de los ecosistemas (Angermeier and Karr, 1994). De acuerdo con Westra (1995) el término en sí mismo denota unidad, totalidad y valor; lo que supone el reconocimiento de una cierta condición original, una naturaleza básica, a la vez que una referencia a principios éticos. Aunque el significado dual del término (naturalidad y ética) está presente en las distintas acepciones de integridad ecológica, existen entre ellas diferencias importantes de tipo conceptual, que proceden de las distintas nociones de lo natural y los variados supuestos que se manejan sobre la relación entre sociedad y naturaleza.

El hecho de que para definir la integridad se plantee como un asunto central, la consideración o no de la influencia humana, se debe al citado carácter incluyente de esta cualidad, destinada a entidades globales como ecosistema o paisaje, y no a determinados componentes parciales de los mismos como es el caso de conceptos como biodiversidad, productividad primaria, que se aplican respectivamente a las especies, la vegetación, etc. Así considerada, la integridad tiene por objeto proveer criterios para evaluar los ecosistemas, considerados como entidades (sistemas) con un cierto grado de autonomía y capacidad de regulación. De esta forma la integridad puede servir como fundamento para orientar con base científica las acciones de conservación de la naturaleza y de planificación de los usos del suelo.

Una definición representativa de un enfoque exigente en términos de naturalidad, se encuentra en Karr (1991): integridad se asocia con un sistema biofísico en el cual prevalece una composición de especies y una organización funcional comparable a la de los ecosistemas naturales de determinada región ecológica o que existieron en otro momento en el área evaluada. Este tipo de aproximación asocia integridad con la existencia de poca o ninguna influencia humana. En consecuencia los métodos empleados para su evaluación, excluyen tanto la huella de los usos pretéritos, como las expectativas sobre posibles beneficios que puedan proporcionar en la actualidad los elementos naturales analizados (Quigley *et al.*, 2001). Vista de esta forma la integridad ecológica se relaciona con estados ori-

ginales o prístinos de los sistemas, es decir, poco o nada intervenidos por los humanos.

Otras perspectivas (Kay 1993), plantean en cambio que para algunos tipos de ecosistemas, la integridad ecológica sólo puede ser evaluada considerando a los seres humanos como parte importante de los mismos. Con ello la definición y medición de la integridad ecológica deja de ser un asunto estrictamente naturalístico, para incorporar medidas que reflejan la aptitud del ecosistema para responder a las demandas de la población humana. En esta línea Kay and Regier (2000) complementan el concepto con una visión dinámica al incluir la integridad de los procesos ecológicos.

En la exigencia de naturalidad, reside también la principal diferencia entre integridad y el concepto de salud ecosistémica, condición que por ser más compatible con insumos y manejo humano, puede aplicarse con mayor facilidad a ecosistemas intervenidos. De acuerdo con Karr (2000) un ecosistema saludable es aquel que provee un continuo flujo de bienes y servicios y mantiene la capacidad de responder a futuras necesidades. La salud ecosistémica, nos informa sobre la ausencia de contaminantes, la defensa de componentes esenciales y procesos limpios, en un contexto de simplificación y control –explotación– por parte del hombre. El concepto lleva también asociada una consideración ética sobre lo que la sociedad considera admisible imponer a la naturaleza y por tanto la decisión sobre el tipo y calidad de naturaleza con la que queremos convivir.

Integridad y paisaje

Diversos autores señalan la importancia del paisaje como contexto para estimar la integridad de los ecosistemas. En esta idea prevalece el punto de vista que identifica paisaje con territorio, es decir espacio físico, objeto de planificación, con una gama de contenidos naturales y artificiales y en el que pueden encontrarse distintos tipos de ecosistemas (Forman, 1995). Por ejemplo, Noss (1983) considera que en la medida en que casi todos los ecosistemas son abiertos e intercambian energía, nutrientes y especies, el mosaico que forma el paisaje podría ser una unidad de estudio y manejo más apropiada que los "sitios" o ecosistemas individuales. Por tanto, el mantenimiento de la diversidad, la conservación de la naturaleza, requiere una estrategia de manejo que tenga en cuenta la biogeografía regional y el patrón de paisaje más allá de lo local.

En la misma línea, Fleming *et al.* (1995), indican que ha habido un creciente reconocimiento de la necesidad de entender las poblaciones de seres vivos en el contexto de los paisajes que ellas ocupan. El enfoque tradicional de la teoría ecosistémica, carente de consideraciones espaciales explícitas, sería así inadecuado para responder a cuestiones relativas a la persistencia de las poblaciones. Varias razones se señalan para ello: i) la distribución espacial de los recursos (alimento, refugio, etc.), es importante, debido al gasto energético que conlleva su explotación; ii) el período de ocurrencia de los recursos tiene asimismo un aspecto espacial; su disponibilidad en el territorio cambia según épocas; iii) otros factores tales como la presencia de depredadores o la ausencia de alimento podrían limitar las áreas del "paisaje"/territorio que una población puede usar. De acuerdo con lo anterior un requisito para la integridad de los ecosistemas es la existencia de un mosaico funcional en el paisaje. Tal mosaico aseguraría por ejemplo que las especies individuales puedan llevar a cabo su ciclo de vida pese a las fluctuaciones periódicas en el ambiente. El paisaje sería, por tanto, el ámbito donde se despliegan los procesos ecológicos –y con ellos la diversidad correspondiente– que hacen posible la integridad de los ecosistemas específicos (fragmentos concretos) que lo componen.

Otra visión del paisaje es considerarlo en sí mismo como ecosistema cuya amplitud, y componentes relevantes, vienen definidos por la percepción humana. A él se aplican entonces conceptos como adaptación, reversibilidad, resiliencia, propios de los ecosistemas en su acepción cuasi-orgánica, pero no del territorio. Si a ello añadimos aspectos como preferencia, afectividad y valores, afirmamos su relación estrecha con la escala humana y la lógica de que el concepto haya surgido en realidad en el ámbito de la creación artística (Maderuelo, 2005; Gómez Sal, 2006). Según González Bernáldez (1981), la escala de paisaje puede definirse por "percepción pluri-sensorial de un sistema de relaciones ecológicas", la parte de naturaleza y del mundo físico que incumbe directamente a nuestro bienestar, a través de los sentidos.

Analizar la aptitud de los ecosistemas para mantener sin degradarse su capital natural, como condición indispensable para el flujo de servicios que reciben las poblaciones humanas es una línea de trabajo actual impulsada por la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EEM, 2005). El enfoque presta la debida atención a los ecosistemas humanizados y a la circunstancia de que algunos de ellos

hayan logrado un nivel notable de autonomía, compatible con valores naturales y con la prestación continua de servicios para el bienestar humano. No obstante, Kareiva *et al.* (2007), aunque subrayan la gran importancia de la naturaleza domesticada advierten sobre los numerosos conflictos (compromisos funcionales –*trade offs*–) entre provisión de servicios y resiliencia que en ella se producen. La memoria socioecológica del paisaje se considera en estos casos como un requisito esencial para la resiliencia, a través del aumento (o defensa y conservación) de su capital ecocultural (Anderies *et al.*, 2004; Walter *et al.*, 2004). El añadir esta dimensión (social, cultural, servicios) a ecosistemas/paisaje cuya configuración depende de la especie humana, abre otra nueva perspectiva necesaria para el análisis de la integridad.

2. LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA DEL PAISAJE. HACIA UNA PROPUESTA PARA SU EVALUACIÓN

La pertinencia de la escala de paisaje en el manejo de la integridad ecológica queda recogida también en Westra (1995), quien propone tres versiones distintas e interdependientes de integridad: la integridad ecosistémica referida a espacios poco o casi nada intervenidos, llamados a constituir áreas "core" o "centrales" para la protección de hábitats; la integridad en términos de "salud ecosistémica", en áreas con intervención humana, que constituirían zonas de amortiguación –*buffer*– de las anteriores y, por último, "integridad cultural" en los espacios del desarrollo económico, social y cultural. De esta forma aunque en estos dos últimos tipos de áreas prevalecen intereses antrópicos y no se propician procesos de sucesión natural, las actividades que en ellos se desarrollan no deberían afectar negativamente a los procesos en las zonas centrales de la integridad ecosistémica, sino, por el contrario, ser compatibles con ellos y aumentar el capital ecocultural del conjunto.

El considerar el paisaje como ámbito de aplicación del término integridad ecológica, abre el alcance del mismo más allá de una dicotomía entre lo natural y no natural. Tal como lo afirman Quigley *et al.* (2001), la integridad en este caso supone no solamente rehabilitar los ecosistemas o, si es el caso, mantenerlos en su estado prístino, sino también reconocer sus conexiones con los sistemas socioeconómicos: las implicaciones que tienen los espacios, las formas

y procesos de la ocupación humana, en la estructura y funcionamiento de la naturaleza.

Esta perspectiva está contenida también en diversos trabajos de cuantificación de la integridad de tipo espacial (no ecológica) referidos al territorio (escalas amplias). El objetivo se centra en este caso en relacionar las medidas de relativas a la biodiversidad con las características del ambiente físico y con la estructura –composición y patrón espacial– de manchas o fragmentos (*patches*) correspondientes a distintos tipos de cobertura (O'Neill *et al.*, 1994; Noss, 1995; Jones *et al.*, 1996; Rapport *et al.*, 1998; Lebowitz *et al.*, 2000; Noss, 2000; Andreasen *et al.*, 2001).

De las problemáticas que hemos comentado se deduce, en primer lugar, que el paisaje es un nivel apropiado para analizar los ecosistemas humanizados, pues permite incluir aspectos culturales, infraestructuras y la influencia de la historia. En segundo, que la demanda de información contrastada sobre este tipo de ecosistemas, sus adaptaciones y mecanismos de resiliencia es creciente. Por último, que el concepto de integridad ecológica no puede limitarse a los ecosistemas no alterados, ni sólo a los naturales sometidos a explotación reciente, sino buscar métodos para abordar la extensa problemática de los ecosistemas derivados de una modificación antigua por parte de la población humana, siendo el paisaje la escala más adecuada para ello.

Las métricas o indicadores más empleados en la estimación de características de naturalidad pueden sintetizarse en tres grupos: las *composicionales* se centran en la biota, especies o grupos funcionales con capacidad descriptiva para el ecosistema considerado. Las métricas *estructurales*, describen la fragmentación de hábitat. Por último, las métricas *funcionales* se relacionan con el mantenimiento de procesos básicos tales producción, herbivorismo, predación, descomposición, perturbaciones características, sucesión, entre otros (Andreasen *et al.*, 2001).

Recogiendo las anteriores ideas, parece apropiado considerar que cada grupo de métricas sugiere una *dimensión* de la integridad. Así, las métricas estructurales establecen una dimensión espacial relacionada con la disposición del paisaje/territorio. A su vez, las características composicionales y funcionales permiten apreciar la dimensión ecosistémica de la integridad. Por último, la gestión humana en el paisaje puede articular otra dimensión relevante para la

integridad: el grado de adecuación de los usos a las posibilidades que ofrece la naturaleza. La relación entre esas dimensiones puede definir una aproximación suficiente y descriptiva de integridad ecológica a escala de paisaje.

<ul style="list-style-type: none"> – Integridad espacial – Integridad ecosistémica – Sostenibilidad de los usos del suelo 	}	Integridad ecológica del paisaje
--	---	---

Este marco analítico permite relacionar al tiempo una aproximación físico-espacial (fragmentos o manchas) con una perspectiva ecológico-funcional; la escala de paisaje/territorio con la de ecosistema y por último valorar el ajuste o idoneidad de la intervención antrópica incluyendo los usos como parte esencial del paisaje. Mantener la consideración conjunta de los tres aspectos implica admitir que la integridad ecológica a la escala del paisaje no puede desprenderse de la funcionalidad de los ecosistemas que lo componen y reducirse a una estimación de la estructura espacial, con independencia de la calidad de los contenidos. Implica de hecho reconocer que no siempre en la planificación territorial la calidad de la función puede deducirse de la estructura (patrón o *pattern* espacial) y especialmente en sistemas dinámicos con procesos de histéresis, como es el caso de los agroecosistemas (Gómez Sal, 1997).

Significa asimismo considerar que el valor o calidad de los componentes más naturales (la composición en especies, su capacidad de reproducción y dispersión, la fertilidad, regulación y reserva del suelo, etc.) está influida por la estructura y composición –con sus implicaciones de conectividad, transferencias– del paisaje que los enmarca. Desde el punto de vista operativo, el modelo requiere analizar y seleccionar indicadores para cada dimensión, los cuales a su vez podrán integrarse para generar estimaciones sintéticas.

3. LAS DIMENSIONES DE LA INTEGRIDAD DEL PAISAJE

La estructura del paisaje. Integridad espacial

En el contexto de la ecología del paisaje, la estructura espacial está referida al patrón de coberturas existente en el territorio. Las coberturas proceden de manchas que, según su aspecto –apreciado mediante mapas, foto área,

teledetección, etc.–, son asignadas a distintas categorías, algunas de las cuales corresponden a tipos de ecosistemas o hábitats, más o menos humanizados, otros son infraestructuras o artefactos dispuestos en el territorio. El resultado es una visión del paisaje como formado por manchas que se expresan y despliegan dando lugar a "mosaicos" y por estructuras lineales de conexión (pasillos o corredores) que crean "redes", todo ello en una matriz básica de fondo –el territorio no estructurado.

Los estudios tratan de entender el significado del mosaico que puede distinguirse con una escala de percepción de poco detalle y descubrir su patrón organizativo. Este patrón, estimable mediante distintos índices sintéticos, se considera un reflejo o indicador de la trama de relaciones subyacente. Para ello se analizan las relaciones espaciales entre los tipos de manchas, la disposición de los fragmentos que pertenecen a cada tipo y los corredores que los conectan. El análisis de la estructura se orienta a determinar la calidad/nivel de conservación de los distintos hábitats existentes, en función de su conectividad o fragmentación (Tischendorf y Fahrig, 2000.)

Para la *integridad espacial* se considera relevante la presencia de un patrón de coberturas –fragmentos y corredores de distinto tipos de ecosistemas– favorable al mantenimiento de flujos de transferencia y procesos esenciales, físicos y biológicos. Los efectos del patrón de paisaje sobre la riqueza de especies y disponibilidad de hábitats han sido bastante explorados en la literatura (Forman y Collinge, 1997; Langelvelde y otros, 2002; Steiner y Köhler, 2003). Previamente a la cuantificación de la estructura espacial, es necesario establecer la tipología de los fragmentos y emplear diferentes métricas para apreciar su distribución, tamaño y forma. (McGarigal y Marks, 1995; Forman, R., 1995). Los valores así obtenidos son indicadores de la composición del paisaje y de la fragmentación (reducción y aislamiento) de los distintos hábitats/ecosistemas que lo componen.

Entre las distintas opciones disponibles, ¿cuáles serían métricas más adecuadas para componer un índice de integridad espacial? Un procedimiento de selección puede consistir en analizar la redundancia en su significado, reteniendo únicamente aquellas que informan sobre aspectos cualitativamente diferentes de la estructura. En un trabajo realizado por nosotros en áreas rurales próximas a Medellín (Colombia) (Vélez Restrepo, 2004), las diferentes

métricas estimadas para todos los fragmentos del territorio analizado se sometieron a un análisis multivariante de ordenación (análisis factorial de correspondencias). El procedimiento nos permitió identificar cuáles eran los indicadores más explicativos y explorar tendencias generales. A partir de las variables más explicativas pudo generarse un índice de integridad espacial como la suma de tres variables relativamente independientes (con peso en ejes distintos del análisis) y por tanto descriptivas de aspectos relevantes de la estructura en sí misma, es decir, desde el punto de vista de su cobertura y geometría.

Las métricas seleccionadas como indicadores de integridad fueron las siguientes:

- Dominancia de la vegetación natural en el paisaje (DOM)
- Índice de área total del interior de los fragmentos (ATI)
- Grado de conectividad (CONEC)

En la sumatoria cada una de estas variables estuvo ponderada por su coeficiente de asimetría o variabilidad de sus respectivos datos.

$$\text{Integridad espacial del paisaje (IEP)} > f(\text{DOM} + \text{ATI} + \text{CONEC})$$

El resultado recoge bien la información sobre superficie total ocupada por los diferentes hábitats y sobre su conectividad, y responde a los postulados generales sobre integridad espacial antes expuestos.

Estimación de la naturalidad. Integridad de los ecosistemas

Mientras que la integridad espacial se refiere al patrón de coberturas en el paisaje, la integridad ecosistémica analiza el contenido de los hábitats que constituyen dicho patrón. A la escala adoptada permite apreciar el funcionamiento de paisaje en su vertiente de naturaleza no –o escasamente– intervenida, lo que depende de la dinámica y las características sucesionales (madurez) de los ecosistemas que lo componen.

A la hora de valorar los sistemas naturales (valor ecológico), convergen dos aspectos de distinto significado, el primero la capacidad de acoger usos humanos –*la capacidad*

sustentante– es de carácter funcional, indica las posibilidades del ecosistema para mantener un determinado tipo de aprovechamiento sin perder sus propiedades esenciales (Gómez Sal, 2004). Va a depender de características de los dos sistemas que interaccionan, el ecológico y el de producción. Por una parte se ve influido por el grado de exigencia que plantea el sistema de uso de recursos –demanda de productos, calidad de los servicios ambientales– y por otra de las posibilidades del ecosistema para aportarlos sin experimentar degradación. Este aspecto se valora en el tercer componente de la integridad del paisaje.

El segundo aspecto –el *valor de conservación*– tiene un carácter más patrimonial, indicaría el contenido de elementos naturales valiosos en el ecosistema (biodiversidad, rareza, especies amenazadas, especímenes monumentales, indicadores de madurez y estructura). La importancia concedida a este aspecto en los planteamientos de conservación depende de opciones culturales o éticas, es decir, de lo que la sociedad considera que forma parte de su bien común –bienes de orden superior– y que, en consecuencia, merece ser conservado articulando la legislación y medios económicos para ello. Sin duda la conservación de estos elementos valiosos requiere un óptimo funcionamiento de los procesos naturales que condicionan su existencia, lo supone contar con las escalas de planificación pertinentes, como por ejemplo redes territoriales de protección, áreas protegidas suficientemente extensas y conectadas, etc.

De acuerdo con lo anterior podemos señalar algunos de los índices que más se utilizan en el cálculo del valor ecológico: Los de carácter funcional, serían:

Biodiversidad. Se supone relacionada con la capacidad de respuesta del sistema. Debe ser estimada en términos relativos teniendo presente la máxima posible en el contexto que se analiza y por grupos taxonómicos o funcionales.

Tiempo de permanencia en el ecosistema. Indicaría para una especie la edad media de los especímenes y su distribución por clases de edad. Para el conjunto del ecosistema indica la tasa de renovación de la biomasa, lo que se relaciona con la capacidad de control sobre las transferencias y procesos.

Situación geomorfológica relativa del ecosistema analizado respecto al sistema geofísico general (cuenca–vertien-

te). Su importancia será diferente según el rigor ambiental abiótico del lugar donde se sitúa. Dependiendo de la fragilidad del medio físico la existencia de ecosistemas estables, bien configurados, con conectividad, control de flujos en el paisaje, adquiere interés estratégico en la planificación.

Entre los indicadores de tipo patrimonial, relacionados con el valor natural:

Grado de amenaza o rareza. Valora la escasez de las especies y los hábitats presentes, o por extensión de los tipos de composición/estructura y arquitectura/complejidad del ecosistema en el contexto del país o región ecológica. Poblaciones con pocos individuos pueden deberse a degradación antrópica o a la propia dinámica natural del ecosistema. La existencia de especies escasas y amenazadas es mayor en los lugares de alta diversidad y productividad (UICN, 2004), sin embargo a efectos de valorar los ecosistemas, la rareza debe considerarse como una característica independiente de lo anterior. Si extendemos los criterios de conservación a los ecosistemas humanizados la consideración de la rareza o amenaza debe también aplicarse a los paisajes culturales y agroecosistemas. Éstos pueden llegar a ser ejemplos raros y representativos de una relación coherente y sostenible entre los seres humanos y la naturaleza.

Como se vio en las primeras definiciones de integridad, en su acepción más próxima a naturalidad ésta se asocia a "un sistema físico y biótico en el cual prevalece una composición de especies y una organización funcional comparable a la de los ecosistemas naturales de determinada región ecológica o que existieron en otro momento en el área evaluada" (Karr, 1991; Peterson *et al.*, 1994). Esta idea de integridad sería sólo aplicable a los ecosistemas cuya estructura y composición mantiene notable semejanza con los sistemas naturales. Es decir, características que hacen posible medir su distancia respecto a configuraciones óptimas, de referencia para el lugar analizado. Este componente de la integridad es el más asociado a una naturalidad prístina –sin el hombre– y, por lo tanto, al valor de conservación con su significado más patrimonial y cultural antes mencionado –la especie humana opta por conservar paisajes donde se haya ausente–. Se aplicaría en consecuencia sólo a los fragmentos del paisaje que, para una determinada zona, conservan la estructura correspondiente a la madurez (bosques, matorral, pastizal, etc.,

según las condiciones). En la práctica este enfoque de la integridad no difiere de la idea de naturalidad. Machado (2004) propone un índice aplicable a escala de paisaje, de acuerdo con una gama de intensidades –categorías– de intervención humana. Sugiere una polaridad en el manejo del territorio, de forma que en las áreas protegidas (clases I, II y III de IUCN) se favorezca la naturalidad, mientras el resto territorio debe regirse por la sostenibilidad.

Por su relación con los últimos estados sucesionales, el concepto de *madurez* puede orientar el análisis de la integridad ecosistémica. Podría estimarse por la distancia sucesional de una determinada mancha de vegetación (natural o escasamente manejada) respecto a la composición y estructura teórica que alcanzaría en el estado de madurez, en las condiciones geofísicas y ecológicas del lugar en que se encuentra. La determinación de esa distancia constituye un *índice de madurez*, como expresión de integridad.

Por lo tanto, su evaluación llama a identificar “ecosistemas de referencia” para cada tipo de manchas (hábitats/ecosistemas) existentes en un territorio/paisaje. Tales referentes permitirían establecer los valores potenciales que se podrían alcanzar en el caso de que fuese posible restablecer unas hipotéticas condiciones originales. Sería el ecosistema característico de una determinada área con condiciones ambientales homogéneas y poco fluctuantes, una determinada zona equipotencial en el sentido de González Bernáldez (1981).

La madurez, concepto que tiene su origen en ecosistemas forestales y se aplica principalmente a los mismos, conlleva integridad, pero no necesariamente ocurre la relación inversa. En general, el estado de madurez de un bosque se define como aquel en el que los individuos de las especies que lo componen mantienen un desarrollo, tasa de reproducción y distribución en edades equilibrada con el resto de las poblaciones de la comunidad, de forma más o menos estable en el tiempo. En la madurez el bosque ha alcanzado su crecimiento y desarrollo natural óptimo, manteniendo una baja tasa de crecimiento. La edad y el tamaño de los árboles dominantes, así como la estructura del bosque, varían de acuerdo con las condiciones locales (Hunter, 1989).

Desde el punto de vista de la estructura, las características de las poblaciones de árboles dominantes en la madurez

implican poblaciones disetáneas cuya distribución diamétrica adquiere por lo general forma de jota invertida. Asimismo, se produce la representación máxima, ajustada a las condiciones, de las especies del bosque maduro. Árboles que alcanzan su mayor desarrollo en altura, con diámetro y arquitectura variables según los factores limitantes (geofísicos, físico-químicos, biológicos). Se alcanzaría un relativo equilibrio entre las tasas de crecimiento y la descomposición de la materia orgánica, consolidando una compleja red de reciclaje de nutrientes (Oliver y Larson, 1990; Gliessman, 1997).

La identificación de variables indicadoras de madurez del bosque puede realizarse con características como las que se han ido comentando, contextualizadas para cada ambiente específico al que correspondería un perfil determinado de madurez (ecosistema de referencia). En Vélez Restrepo (2004) se propone un índice de madurez de bosques que resulta de la combinación de variables cuantificables, descriptoras de características mencionadas.

El índice de *Distancia a la madurez*, se calculó como función de las siguientes variables:

- Número de individuos mayores de determinada altura (en el ejemplo citado, 15 m).
- Área basal de los árboles mayores de determinado diámetro (en el ejemplo, los mayores de 20 cm)
- Riqueza de especies correspondientes al bosque primario (n.º de especies)
- Riqueza de especies vegetales mayores de determinado diámetro
- Número de individuos del sotobosque
- Riqueza de especies de aves exclusivas de bosque (inventarios en las áreas centrales de los fragmentos forestales).

La disimilitud entre los valores de estas variables en los bosques estudiados respecto a sus valores potenciales en el bosque maduro de referencia, es cuantificada e integrada numéricamente como una distancia estadística a la madurez, generando un valor único para cada fragmento de cobertura reconocible en el territorio. A partir de estos valores es posible igualmente calcular un valor del índice para cada tipo de bosque, ponderando los fragmentos correspondientes al mismo (según la extensión de sus áreas centrales), o para el conjunto del paisaje/territorio,

de acuerdo con los obtenidos en los diferentes tipos de bosque/ecosistema. Por su carácter y objetivos el cálculo del índice de madurez sólo tendrá sentido para fragmentos que presenten determinada extensión y área central. Para lugares alterados o modificados por el uso humano, el cálculo del índice de madurez no tendría sentido, de forma que puede ser necesario establecer un umbral de requisitos mínimos para los fragmentos que se pretende evaluar (extensión, existencia de área central, evitando aquellas con excesivo efecto de borde, cobertura de vegetación arbórea).

Paisaje agrario y agroecosistemas. Coherencia y sostenibilidad

Si la integridad no es naturalidad, sino condiciones casi naturales de productividad, biodiversidad, suelos y agua (Forman, 1995), el problema de su evaluación sigue estando presente a nivel práctico: ¿Qué nivel de influencia humana inicia la ruina irreversible del ecosistema? El hecho de que los ecosistemas no sean estáticos en su composición y estructura, complica aún más la definición de integridad y el establecimiento de una línea base para su determinación. ¿Que fragmentos del paisaje quedan excluidos de la aplicación del índice de integridad ecosistémica? ¿Cómo estimar en ellos el valor natural y su contribución a la integridad?

Asegurar un nivel conveniente de conservación en los ecosistemas modificados por el uso humano, es un requisito imprescindible para la integridad ecológica a escala del paisaje. Para ello es preciso reforzar la capacidad del ámbito agrario para sostener sin degradarse las actividades humanas, lo que hemos denominado su "capacidad sustentante" como uno de los dos componentes del valor natural. Esta capacidad se asocia a la existencia de procesos ecosistémicos esenciales y no tiene relación con la composición original, sino que se trata de una configuración alternativa. Los procesos mencionados (productividad primaria, herbivoría, ciclo del agua, recuperación de la fertilidad, reciclado, amortiguación de estreses ambientales) son los responsables de que se mantenga el aporte de servicios para el bienestar humano (Gómez Sal, 2001, 2007).

En esta línea, los agroecosistemas mediterráneos representan un buen ejemplo de que la prestación servicios ecosistémicos no reside sólo ni principalmente en los

ecosistemas naturales, sino en paisajes cuya resiliencia óptima se ha logrado con la refuerzo de una acción humana prolongada, sensata y matizada. Entre las categorías de servicios que a escala mundial se están valorando por parte de la iniciativa de Naciones Unidas, Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EEM, 2005), podemos destacar en el caso del paisaje tradicional mediterráneo y sus agroecosistemas, los servicios de apoyo (recuperación de la fertilidad, nutrientes, materia orgánica, suelo funcional, producción primaria, herbivoría), regulación (biodiversidad, variedades de plantas y razas de ganado, ciclo del agua, control de la erosión, resiliencia –amortiguación del estrés ambiental y la degradación–), aprovisionamiento (alimento, fibras, materiales de construcción, combustible, agua dulce, etc.) y culturales (conocimientos sobre los recursos, estética, espirituales, educación, recreativos).

La sostenibilidad entendida en su significado exigente (Daly y Cobb, 1994; Carpintero, 1997; Gómez Sal, 2004) implica mantener una cantidad constante de capital natural (Costanza *et al.*, 1997). Los motivos de degradación de los agroecosistemas pueden estar asociados a la esquilmación del suelo, erosión, pérdida de biodiversidad natural y agrícola, asilvestramiento de exóticas, transgénicos y destrucción de los retículos forestales y setos, pérdida de conocimientos y prácticas adecuadas, etc. (Gómez Sal, 1997; Gómez Sal y Nicolau, 1999).

Con estas ideas la evaluación de la sostenibilidad debe considerar factores internos y externos, ligados al ecosistema mismo y al marco socioeconómico o tecnológico que lo caracteriza (Massera *et al.*, 1999; Taylor *et al.*, 1993; Vélez y Gastó, 1999, Gómez Sal y González García, 2006). Gligo (1990) plantea la consideración de cinco factores no excluyentes para un desarrollo ambientalmente sostenible: coherencia ecológica, estabilidad socioestructural, complejidad infraestructural, estabilidad económico-financiera, e incertidumbre y riesgo. El primero de ellos, la coherencia ecológica, está referida al uso de los recursos naturales en función de la aptitud (capacidad sustentante) de los ecosistemas. En el modelo multicriterio de evaluación de la sostenibilidad propuesto por Gómez Sal (2001) se incluye el "sistema de producción" como dimensión evaluativa independiente, de las restantes. Su importancia radica en que es en ella donde reside la característica de la sostenibilidad.

La coherencia ecológica constituye de hecho un indicador de sostenibilidad de los usos del suelo y cuantifica la calidad de la relación entre el sistema de producción y el agroecosistema sobre el que se sustenta. Desde el punto de vista de la evaluación de integridad ecológica del paisaje, la coherencia constituye una medida complementaria importante por referirse al espacio ocupado por las actividad humana, principalmente las áreas agrícolas.

La falta de coherencia procede de no tener en cuenta la aptitud natural de los ecosistemas respecto a los usos que se pretende implantar y los efectos de empobrecimiento o colapso que los usos inadecuados pueden causar. En muchos casos la incoherencia no procede de la falta de conocimientos por parte de los usuarios –de hecho la agricultura tradicional contaba con esquemas empíricos sobre coherencia y aptitud obtenidos por la selección de técnicas adecuadas y la eliminación de errores que han dado lugar a un rico legado de experiencia–, sino más bien de opciones políticas y de precios, provenientes de instancias de decisión alejadas. Estos conocimientos fraguados en un contexto de recursos limitados, que obligaba a incorporar el sentido de sostenibilidad exigente –adaptación ecocultural–, pueden constituir una base importante para la planificar el incremento de integridad en los paisajes agrarios.

Un *índice de coherencia* deberá consistir en evaluar la relación entre la aptitud del ecosistema y la intensidad e idoneidad de los usos. Estimado a la escala de paisaje, puede incluir variables relacionadas con *capacidad de acogida* de un determinado ámbito agrícola homogéneo (fragmentos de un determinado tipo o matriz agrícola) y otras relacionadas con la intensidad o grado de artificialización de dicho ámbito.

Con esa perspectiva, la capacidad de acogida fue calculada en el referido ensayo de aplicación que citamos (Vélez Restrepo, 2004) como el producto de tres variables: humedad ambiental, relieve y suelo. Siendo esta última a su vez, el resultado de características de profundidad, textura e hidromorfismo. La intensidad y adecuación de los usos, fue calculada, a su vez, como el producto de cuatro variables: riesgo de erosión asociado al nivel de cobertura; cuidados del cultivo; fertilización; biotecnología.

La representación en una matriz de los distintos niveles de capacidad y de intensidad y su categorización posterior en

rangos y valores de coherencia, permite calcular un índice para el conjunto del paisaje en función de los valores de cada fragmento agrícola. De esta forma la

Coherencia ecológica de los usos del suelo, es el resultado de enfrentar las variables:

- Capacidad de acogida, determinada en función de: humedad, relieve y suelo; e
- Intensidad tecnológica, determinada según la adaptación y consecuencias de las labores agrícolas, riesgo de erosión, prácticas de abonado, control de plagas, biotecnología.

4. DIMENSIONES DE LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA EN EL PAISAJE. CONSIDERACIÓN CONJUNTA DE INDICADORES

El marco analítico propuesto (Figura 1) define la integridad ecológica a escala de paisaje (IEP) en función de tres dimensiones. Permite relacionar en una misma figura la integridad espacial (IES), la integridad de los ecosistemas (IECO) y coherencia ecológica de los usos de suelo (CUS).

En la dimensión espacial (IES), se valora la diversidad de fragmentos –representativos de tipos de ecosistemas o hábitats, incluyendo el paisaje agrario y las construcciones e infraestructuras– su distribución y conectividad. En esta fase un dato importante para la estimación de integridad es la proporción entre superficie ocupada por fragmentos de ecosistemas con estructura similar a los naturales (a los que se aplicará el índice IECO), la ocupada por agroecosistemas (a la que se aplicará el CUS y la que ocupan infraestructuras) (espacio edificado, infraestructuras) que sólo participa directamente en la valoración a través de su cobertura –porcentaje de superficie que ocupa–. En la práctica este componente puede interferir con el buen funcionamiento de los procesos ecosistémicos a escala de paisaje, por lo que deberá ser incorporado a la hora de valorar la coherencia de los usos del suelo. En el índice de integridad ecosistémica, el aspecto relacionado con su situación relativa en el contexto geofísico puede también incluir la influencia y limitaciones que las infraestructuras representan para la salvaguarda de integridad.

Cada índice parcial explora un aspecto diferente de la problemática de la integridad, por lo que, en sí mismos, representan una herramienta importante para el conocimiento y manejo del paisaje. Su consideración simultánea permite visualizar la integridad como característica del conjunto.

En función de los distintos valores que pueden alcanzar los tres componentes, es posible establecer escenarios que faciliten la planificación. Proponemos para ello un modelo gráfico de tres ejes (Figura 2) en el que el valor de cada índice puede ponderarse como porcentaje respecto al valor máximo. De esta manera el área total del triángulo sería la integridad potencial en el paisaje analizado, ajustada por las condiciones (físicas, ecológicas, culturales, económicas, tecnológicas) que limitan la expresión de los índices parciales. El triángulo interior, irregular, cuantifica la integridad real definida por los valores de sus índices (IES, IECCO, CUS), frente a la integridad posible.

La configuración del área interior tiene interés para comparar diferentes situaciones de integridad medidas para un mismo tipo paisaje. El modelo permite también establecer supuestos –en función de los valores que se asignen a los ejes– y comparar la integridad de distintos tipos de paisaje.

Conceptualmente, el modelo expresa una relación entre aspectos valorativos relacionados con la organización estructural y funcional del paisaje y aporta un marco de referencia para estimar con su propio juego de indicadores la dimensión ecológica del desarrollo. La dimensión ecológica es, junto con el sistema de producción, una de las dimensiones básicas que propone el modelo de evaluación multicriterio del paisaje y el desarrollo, planteado por Gómez Sal (2001, 2004) y aplicado a distintos ejemplos en Gómez Sal *et al.* (2003) y Gómez Sal y González García, 2007. Otras dimensiones son las económica, social, cultural y ética. Aunque el IEP se centra en la dimensión ecológica, afecta también al sistema de producción –podemos decir que toca la interfase entre ambos–, al incorporar el índice de coherencia.

Así pues, el modelo de evaluación de la IEP conlleva el desarrollo de índices de notable capacidad sintética; que generan un valor único para cada uno de los aspectos analizados. Los índices y su visualización simultánea ayu-

dan a tomar decisiones sobre planificación y protección del paisaje y ordenación territorial –y sus consecuencias para la conservación de la naturaleza–, utilizando un número reducido de indicadores clave. El modelo amplía la proyección del concepto de integridad, el más vigente en la actualidad para estimar la calidad natural en ecosistemas y lo proyecta hacia una escala de análisis mayor, el paisaje, lo que conlleva incluir los usos y los beneficios de los ecosistemas (servicios, bienestar). La integridad puede así utilizarse como referencia para la planificación del territorio y constituye un nexo entre éste y las teselas elementales que lo forman (ecosistemas, espacio agrario, espacio urbanizado y construcciones).

La validez de los índices propuestos radica, por una parte, en su correspondencia con los conceptos teóricos que los enmarcan: relación patrones espaciales–procesos ecológicos en el territorio, comparación con ecosistemas de referencia para estimar la naturalidad y estimación de la coherencia confrontando la intensidad y adecuación de usos con la capacidad sustentante del medio. Consideramos, no obstante, que la selección y combinación de las métricas que componen los índices puede perfeccionarse a medida que se investiga sobre los tres aspectos que se proponen como componentes de la integridad a escala de paisaje.

La principal utilidad del modelo se concibe para paisajes intervenidos en los que parte de la superficie deberá estar ocupada por áreas naturales. Tiene, sin embargo, la flexibilidad suficiente para adaptarse a otras situaciones con mayor presencia de infraestructuras. Aunque en supuestos que sirvieron de base para la formulación del modelo han sido paisajes agrarios con fragmentos de ecosistemas naturales, el esquema sería adaptable a situaciones de mayor complejidad, siempre que se especifique el ámbito espacial donde se plantea la evaluación de integridad y se preste atención a la existencia de redes de conservación (espacios de suficiente amplitud, adaptados a las características naturales de cada territorio) que aseguren el buen funcionamiento del conjunto.

Una limitación que presenta el modelo está relacionada con el hecho de que no involucra la importancia intrínseca de los agroecosistemas como hábitat para muchas especies, poseedores también, por tanto, de valores de naturalidad. La coherencia ecológica queda condicionada fundamentalmente al suelo, al riesgo de erosión y de de-

gradación de los elementos que constituyen el paisaje (Gómez Sal, 1997), pero no recoge suficientemente la fuerte interacción entre las áreas naturales y las áreas sometidas a usos agrarios (agricultura, ganadería, usos forestales). Es decir, no presta la atención debida a la "permeabilidad" de los espacios agrarios para las especies silvestres (González Bernáldez, 1991; Knaapen *et al.*, 1992; Hobbs *et al.*, 1993; Naveh, 2000; Franklin, 1993). Esta limitación sería subsanable incluyendo indicadores de naturalidad en el índice de coherencia, pero la dificultad es de índole práctico, ya que por lo general la carencia de información detallada sobre los flujos bióticos en el paisaje y sus requerimientos de conectividad dificulta la incorporación de variables en tal sentido. Dependiendo de la información disponible estas variables podrían incluirse también en los índices de estructura espacial.

El marco teórico para la valoración de integridad del paisaje que hemos presentado es una propuesta integradora de utilidad para orientar las decisiones en materia de planificación ambiental y conservación de la naturaleza. La aplicación del IEP como herramienta para estimar el valor de los paisajes podría evitar que se excluyan paisajes agrícolas valiosos y zonas estratégicas para la

funcionalidad de procesos naturales en los esquemas de ordenación y defensa del territorio. Precisamente el gran aumento de la presión sobre el espacio (OSE, 2006) y la polaridad creciente en España entre áreas de conurbación, cada vez más extensas y centradas en zonas concretas, y el abandono, descuido y falta de enfoque del desarrollo en el medio rural, exige contar con esquemas sobre el valor y contenidos del territorio –convertido ya en objeto de conservación, como lo demuestra el documento firmado por numerosos profesionales a favor de "una nueva cultura del territorio" (VV.AA., 2006)–, lo suficientemente exigentes e informados como para eliminar el riesgo de ocupación de lugares con alto valor patrimonial. Así el IEP, al enlazar el concepto de integridad –inicialmente pensado para ecosistemas de alto grado de madurez con preferencia forestales– con los planteamientos de la ecología del paisaje –y en consecuencia la inclusión de la influencia y legado humano sobre los ecosistemas–, supone expandir o reforzar los planteamientos de conservación más allá de los límites de los espacios protegidos e ir agregando territorio y experiencia para la sostenibilidad exigente o ecológica, una propuesta formulada con frecuencia en nuestros días, pero sobre la que aún se cuenta con escasa experiencia en la práctica.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderies, J. M.; Janssen, M. A. y Ostrom, E. (2004): "A framework to analyze the robustness of socio-ecological systems from an institutional perspective", *Ecology and Society*, 9(1): 18. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art18>.
- Andreasen, J. K., *et al.* (2001): "Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity", *Ecological Indicators*, 1, 21-35.
- Angermeier, P. L. y Karr, J. M. (1994): "Biological integrity versus biological diversity as policy directives", *Bioscience* 44, n.º 10, pp. 690-697.
- Carpintero, O. (1999): *Entre la economía y la naturaleza*. Libros de la Catarata, Madrid, 382 pp.
- Costanza, R.; D'Arge, R.; De Groot, R.; Farber, S., Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'neill, R. V.; Paruelo, J.; Raskin, R.; Sutton, P. y Van Den Belt, M. (1997): "The value of the world's ecosystem services and natural capital", *Nature*, 387, 253-260.
- Daly, H. y Cobb, J. Jr. (1994): *For the Common Good*, Beacon Press, Boston.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005): *Capital Natural y Bienestar Humano. Declaración del Consejo*, Island Press, Washington, DC., USA.
- Kareiva, P.; Watts, S.; McDonald, R. y Boucher, T. (2007): "Domesticated nature: Shaping Landscapes and Ecosystems for Human Welfare", *Science*, 316: 1866-1869.
- Fleming, D. M., *et al.* (1995): "The importance of landscape in ecosystem inte-

Recibido: 1 de octubre de 2007

Aceptado: 14 de octubre de 2007

- grity: the example of everglades restoration efforts". Westra, L. y Lemons, J. (Eds.), *Perspectives on ecological integrity*. Environmental science and Technology Library, Kluwer academic publishers, Netherlands, pp. 202-217.
- Forman, R. (1995): *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press, USA, pp.
- Forman, T. T. R. y Collinge, S. K. (1997): "Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning", *Landscape and Urban Planning*, 37, 129-135.
- Franklin, J. F. (1993): "Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes?", *Ecological applications*, 3(2), pp. 202-205.
- Gliessman (1997): *Agroecology: Ecological processes in sustainable agriculture*, Ann Arbor Press.
- Gligo, N. (1990): "Los factores críticos de la sustentabilidad ambiental del desarrollo agrícola", *Comercio Exterior*, vol. 40, n.º 12, 1135-1142.
- Gómez Sal, A. (1997): "El paisaje agrario desde la perspectiva de la ecología", en: *Ciclo de Agricultura y Ecología*, Fundación Bancaixa, Valencia, 145-182.
- Gómez Sal, A. (2001): "Aspectos ecológicos de los sistemas agrícolas. Las dimensiones del desarrollo", en: Labrador, J. y Altieri, M. A. (eds.), *Agroecología y Desarrollo*, Mundi Prensa, 83-119.
- Gómez Sal, A. (2004): "Sostenibilidad ecológica: espacios y oportunidades para un reto inaplazable", *Quórum*, 10: 23-43, Universidad de Alcalá, Madrid.
- Gómez Sal, (2006): "La naturaleza en el paisaje", en: *Paisaje y pensamiento*, Maderuelo, J. (Coord.); Abada eds., Madrid, 83-106 pp.
- Gómez Sal, A. y Nicolau, J. M. (1999): "Hacia una caracterización ecológica de los paisajes degradados. Bases para su restauración", En: González Alonso, S. (ed.), *Libro Homenaje a D. Ángel Ramos Fernández*, pp. 629-639. ETSI, Montes, Madrid.
- Gómez-Sal, A., Belmontes, J. A. y Nicolau, J. M. (2003): "Assessing landscape values: a proposal for a multidimensional conceptual model", *Ecological Modelling*, 168: 319-341.
- Gómez Sal, A. y González García, A. (2007): "A comprehensive assessment of multifunctional agricultural land-use systems in Spain using a multi-dimensional evaluative model", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120: 82-91.
- González Bernáldez, F. (1981): *Ecología y paisaje*, Blume, Barcelona.
- González Bernáldez, F. (1991): "Diversidad biológica, gestión de ecosistemas y nuevas políticas agrarias", en: Díaz Pineda, F., Casado, M. A., De Miguel, J. M. y Montalvo, J. (Eds.), *Diversidad Biológica/Biological Diversity*, F. Areces, Madrid, 23-32.
- Hobbs, et al. (1993): "Integrated landscape ecology: A Western Australian perspective", *Biological conservation*, 64, 231: 238.
- Hunter, M. (1989): "What constitutes an old-growth stand?", *Journal of Forestry*, 87(11), 33-35.
- Jones, B., et al. (1996): "Indicators of landscape integrity", en: Walker, J., Reuter, D. J. (Eds.), *Indicators of catchments health: a technical perspective*, CSIRO Melbourne, pp. 155-168.
- Karr, J. R. (1991): "Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management", *Ecological Application*, 1: 66-84.
- Karr, J. R. (2000): "Health, integrity, and biological assessment: The importance of measuring whole things", Pages 209-226, en: Pimentel, D.; Westra, L. and Noss, R. F. (Eds.), *Ecological Integrity: Integrating environment, conservation, and health*, Island Press, Washington, D. C. Covelo California.
- Kay, J. J. y Regier, H. (2000): "Uncertainty, complexity, and ecological integrity: insights from an ecosystem approach", en: P. Crabbé, A. Holland, L. Ryszkowski and L. Westra (eds), *Implementing Ecological Integrity: Restoring Regional and Global Environmental and Human Health*, Kluwer, NATO Science Series, Environmental Security, pp. 121-156.
- Kay, J. J. (1993): "On the nature of ecological integrity: some closing comments", Pages 201-212, in: Woodley, S.; Kay, J. and Francis, G. (1993): *Ecological integrity and management of ecosystems*, ST. Lucie Press, USA. 220 pp.
- Knaapen, et al. (1992): "Estimating habitat isolation in landscape planning", *Landscape and Urban Planning*, 23: 1-16.
- Langelvelde, F. V. y otros (2002): "Two strategies for conservation planning in human dominated landscapes", *Landscape and Urban Planning*, 58: 281-295.
- Leibowitx, S. G.; Loehle, C.; Li, B. I. y Preston, E. M. (2000): "Modeling landscape functions and effects: a network approach", *Ecological modeling*, 132(1/2): 77-94.
- Machado, A. (2004): "An index of naturalness", *Journal of Nature Conservation*, 12: 95-110.
- Maderuelo, J. (2005): *El paisaje. Génesis de un concepto*, Abada eds., Madrid., 341 pp.
- Masera. O.; Altieri, M. y López-Ridaura, S. (2000): *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: El marco de evaluación Mesmis*, Mundiprensa México, S. A., México, 43 pp.
- McGarigal y Marks, B. (1995): *Fragstats: spatial analysis program for quantifying landscape structure*, USDA-PNRS.

- Naveh, A. (2000): "The contribution of landscape ecology to the sustainable future of post-industrial rural landscapes", en: U. Mander y Jongman R. H. (ed), *Landscape perspectives of land use changes*, Wit Press, 2000.
- Noss, R. F. (1983): "A regional landscape approach to maintain diversity", *Bioscience*, 33, pp. 700-706.
- Noss, R. F. (2000): "Maintaining the ecological integrity of landscapes and ecoregions", In: *ecological integrity. Integrating environment, conservation, and health*, Edited by Pimentel, D., Westra, L., Noss, R. F. Island press, Washington, California.
- Noss, R. F. (1995): "Ecological integrity and sustainability: buzzwords in conflict?", In: *Perspectives on ecological integrity. Edited by Laura Westra and John Lemons. Environmental science and technology library*, Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Observatorio de la Sostenibilidad en España (2006): *Cambios de ocupación del suelo en España. Implicaciones para la sostenibilidad*, Universidad de Alcalá, Mundi-Prensa, 481 pp.
- O'Neill, y otros (1994): *Landscape monitoring and assessment research plan. environmental monitoring systems Laboratory Office of Research and Development U. S: Environmental Protection Agency (EPA)*, Las Vegas.
- Oliver, C. D. y Larson, B. C. (1990): *Forest stand dynamics*, McGraw-Hill, Inc. US.
- Peterson G., Allen C. R. y Holling, C. S. (1994): "Ecological resilience, biodiversity and scale", *Ecosystems*, 1: 6-18.
- Quigley, T. M., y otros (2001): "Estimating ecological integrity en the interior Columbia River basin", *Forest Ecology and Management*, 153: 161-178.
- Rapport et al. (1985): "Ecosystem behavior under stress", *American naturalist*, 125: 617-640.
- Steiner, N. C. y Köhler, W. (2003): "Effects of landscape patterns on species richness - a modeling approach", *Agricultural Ecosystem and Environment*, 98: 353-361.
- Taylor, D., et al. (1993): "Creating a farmer sustainability index: A Malaysian case study", *American Journal of the alternative agriculture*, vol. 8, n.º 4, pp. 175-184.
- Tischendorf, L. y Fahrig, L. (2000): "On the usage and measurement of landscape connectivity", *Oikos*, 90: 7-19, Copenhagen.
- UICN (2004): *A Global Species Assessment. Red List of Threatened Species*, IUCN Publications, Cambridge, 191 pp.
- Varios Autores (2006): *Manifiesto. Una nueva cultura del territorio*. www.geografos.org/nueva web/manifiesto; www.rebellion.org/noticia
- Vélez Restrepo, L. A. (2004): *Aportaciones de la ecología del paisaje a la ordenación territorial. Integridad ecológica en áreas de influencia de Medellín*, Colombia. Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá, Departamento de ecología, Madrid, España, 317 pp.
- Vélez, L. y Gastó, C. J. (1999): "Metodología y determinación de los estilos de agricultura en escala predial", *Ciencia e Investigación agraria*, vol. 26, n.º 2, 75-99.
- Walker, B. H., Holling, C. S., Carpenter, S. C. y Kinzig, A. P. (2004): "Resilience, adaptability and transformability", *Ecology and Society*, 9(2): 5, URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5>.
- Westra, L. (1995): "Ecosystem integrity and sustainability: The foundational value of the wild", en: Westra, L., John, L. (Eds.), *Perspectives on ecological integrity. Environmental science and technology library*, Kluwer academic publishers, Netherlands, pp. 12-33.

Figura 1. Modelo conceptual de integridad Ecológica del paisaje.

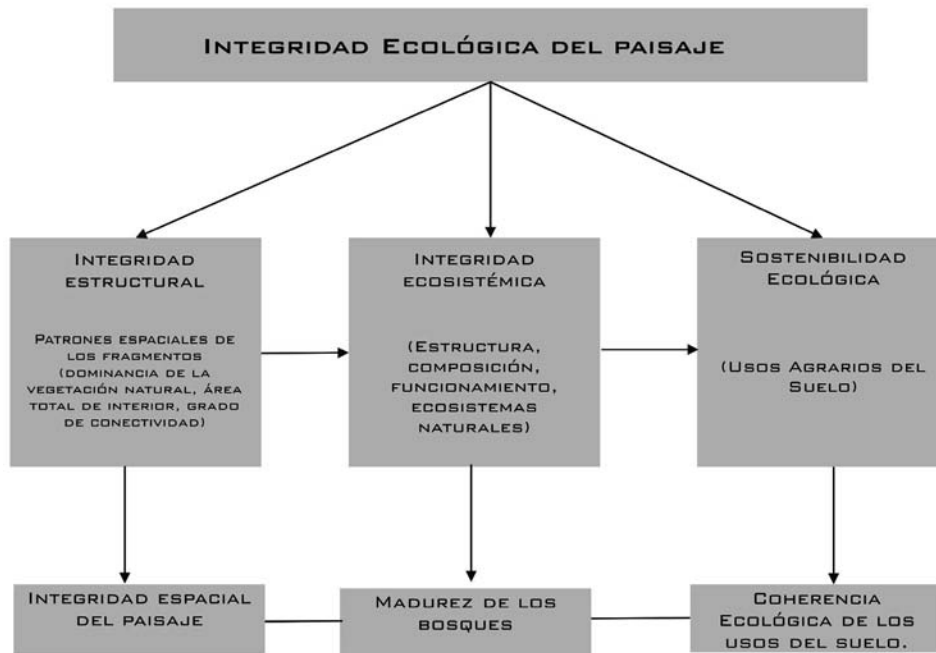


Figura 2. Modelo gráfico de integridad ecológica del paisaje a partir de tres indicadores o índices.

