

# **ECOLOGÍA DE PAISAJES: FILOSOFÍA, CONCEPTOS Y MÉTODOS**

Silvia D. Matteucci

## **RESUMEN**

Los enfoques teóricos de la Ecología de Paisajes, los métodos de análisis y las aplicaciones a situaciones reales concretas, son muy variados. Esta diversidad surge en parte de la multitud de centros de dispersión y de la variedad de realidades en que se ha desarrollado y aplicado esta subdisciplina de interfase entre la ecología y la geografía.

Se discute brevemente la historia de la Ecología de Paisajes y los avances más recientes. Se describen las aplicaciones más modernas en los tres campos en que se concentra la mayor cantidad de trabajos: estudio de las relaciones patrón procesos biológicos o sociales; biología de la conservación y gestión-planificación. Se brinda una abultada bibliografía, mas no exhaustiva, para ejemplificar cada uno de los enfoques descriptos.

## **INTRODUCCIÓN**

Se ha definido la Ecología de Paisajes de muchas maneras, pero la filosofía subyacente es el énfasis en la interacción entre estructura y función en los sistemas naturales-sociales cambiantes. Esto no es una novedad en la ciencia, primero la física, luego la química y la biología, se apoyaron en las relaciones dialécticas estructura-función para comprender los mecanismos de los procesos naturales. Sólo a través de este conocimiento es posible la predicción de comportamientos a partir de la estructura y de los patrones de ordenamiento físico a través de la función. No existe ningún proceso que ocurra fuera de una estructura, de modo que este es un par inseparable y así lo comprendió la ecología cuando reconoció que los procesos ecológicos son espacialmente explícitos, de modo que la heterogeneidad espacial influye los tipos y ritmos de los procesos biológicos y físicos del medio ambiente y éstos modifican el patrón espacial del medio en que ocurren.

La Ecología de Paisajes ha recorrido un largo camino desde sus inicios como herramienta para la identificación de sitios aptos para una actividad productiva, o del potencial para actividades productivas de algún territorio particular (Matteucci, 1979), hasta la actualidad en que modelos a escala planetaria permiten aproximarse a la predicción del destino de nuestra nave espacial. Conceptos y métodos también se han modificado, ampliado y enriquecido con aportes de otras disciplinas, en respuesta a los requerimientos impuestos por la búsqueda de conocimiento en extensión y en profundidad. La Ecología de Paisajes no hubiera podido alcanzar el nivel actual sin los avances tecnológicos y matemáticos, muchos de ellos desarrollados con objetivos muy lejanos a las aplicaciones en Ecología de Paisajes, otros específicos de esta rama del conocimiento.

## Breve historia

La Ecología de Paisajes se ocupa de comprender y manejar las relaciones dialécticas entre la configuración espacial y los procesos naturales y sociales. Aunque algunos ecólogos creen que esta disciplina tiene 25 años (Fortin y Agrawal, 2005) en realidad se inició a comienzos del siglo XX, como una herramienta integradora de los fenómenos naturales hasta entonces estudiados con un enfoque monodisciplinario, en topografía, edafología, botánica, entre otras. Los geógrafos soviéticos en 1898 y franceses hacia 1912, fueron los primeros en percibir la interacción espacialmente explícita entre los fenómenos naturales físico-bióticos e incorporaron estas ideas a la geoquímica y la geobotánica (Matteucci, 1998a; 2003).

La Ecología de Paisajes pasó por varias etapas de desarrollo signadas por las condiciones históricas y sociales de cada época. Así, los grandes colonizadores utilizaron la Ecología de Paisajes para reconocer los territorios colonizados. El objetivo era la descripción de los diversos ambientes y los usos que los nativos hacían de ellos, y las posibilidades de desarrollo para beneficio del imperio colonizador. Después de la Segunda Guerra Mundial, en Europa se aplicó a la planificación del uso de la tierra, y ya hacia el tercio final del siglo XX, en los Estados Unidos de Norte América, se desarrolló como herramienta para comprender los procesos biológicos en relación con la heterogeneidad espacial.

El nombre de esta naciente rama de la ecología aplicada fue propuesto en 1938 por un investigador que ostentaba los títulos de geógrafo y biólogo, Carl Troll. Quizá sólo alguien con conocimientos en ambas disciplinas podía combinar los enfoques funcional de la biología y estructural de la geografía. Es cierto que los geógrafos soviéticos ya habían transitado este camino, pero sus trabajos no tenían mucha difusión en el mundo occidental. El objetivo de Troll en África, fue estudiar el uso de la tierra y su desarrollo (Troll, 1939). En ese momento comienza una nueva etapa de la Ecología de Paisajes, estimulada por un importante avance tecnológico: las fotografías aéreas. La posibilidad de ver áreas más extensas y de delimitar los bordes de unidades que aparecían homogéneas internamente significó un gran avance por la posibilidad de comprender el anidado de los elementos del paisaje en territorios relativamente grandes (Matteucci, 1979). Esta etapa se prolongó hasta la década de 1970 y yo he llamado "etapa del paradigma de la homogeneidad", ya que los estudios, que siempre tenían objetivos de aplicación, se basaban en identificar y delimitar unidades homogéneas a la escala de análisis, sobre la base de uno o varios criterios. Los espacios homogéneos se agregaban en conjuntos jerárquicos de nivel superior, generando un sistema de anidado de clasificación de la tierra. Cada Escuela tenía su propio sistema con nomenclatura particular (Matteucci, 1998b; Bastian *et al.*, 2006).

A partir de la década de 1970, se comenzó a reconocer, en el ámbito de las ciencias naturales, que los fenómenos ambientales ocurren a grandes escalas y que el paisaje es un sistema complejo con interacciones a través de escalas (Matteucci, 2001). Se reconoció que la estabilidad global depende de las interacciones horizontales entre elementos del paisaje más que de la homogeneidad interna de dichos elementos. Simultáneamente, se produjo un

importante desarrollo tecnológico de los sensores remotos y los sistemas de información geográfica y de técnicas novedosas de procesamiento de imágenes. Las condiciones estaban maduras para un salto cualitativo de la Ecología de Paisajes hacia el "paradigma de la heterogeneidad". El objetivo pasó a ser el estudio de la heterogeneidad de origen natural o humano a escalas espaciales amplias y sus consecuencias sobre los procesos ecológicos y sociales.

En 1983, año en que se creó la Asociación Internacional para la Ecología de Paisajes (IALE) con sede en los Países Bajos, las preguntas que se hacían los investigadores eran: ¿De qué manera los flujos de organismos, materiales y energía se relacionan con la heterogeneidad del paisaje? ¿Qué procesos formativos, históricos y presentes, son responsables del patrón existente del paisaje? ¿De qué manera la heterogeneidad del paisaje afecta la propagación de las perturbaciones? ¿Cómo puede mejorarse el manejo de los recursos naturales con el enfoque de la Ecología de Paisajes?

Más importante aún es el cambio de enfoque y perspectiva que sufrieron las disciplinas usuarias de la Ecología de Paisajes. Por ejemplo, en la etapa del paradigma de la homogeneidad, los planificadores indagaban acerca de la aptitud de un área determinada o buscaban las unidades de tierra aptas para una determinada actividad; los diseñadores de reservas naturales se preguntaban cuál era el área mínima que debía tener la reserva para mantener la estabilidad de los ecosistemas y conservar las poblaciones de interés; los gestores y auditores ambientales evaluaban el impacto ambiental de las obras en el área de influencia de las mismas. Dentro del paradigma de la heterogeneidad, los planificadores identifican los arreglos espaciales de las diversas actividades, incluyendo la conservación, apuntando al mantenimiento de la sustentabilidad biogeofísica al nivel regional; los biólogos de la conservación se preguntan cuál es el arreglo espacial de parches y corredores requerido para la conservación de las metapoblaciones y los gestores y auditores se preocupan por conocer cuál será el impacto del conjunto de obras al nivel regional o cuál es el número máximo de obras que soporta la región sin perder la integridad de los ecosistemas. Para llegar a este cambio de enfoque hubo un largo camino de desarrollo en varias ramas de la ciencia: la biogeografía de islas; la teoría de las jerarquías; la teoría de las metapoblaciones; la teoría de la percolación; los modelos fuente destino; y desarrollos matemáticos y tecnológicos: modelos neutrales; geometría fractal; la teledetección; procesamiento de imágenes satelitales; análisis geoestadísticos; sistemas de información geográfica; sistemas de posicionamiento global. Algunos de los conocimientos teóricos y matemáticos son bastante antiguos y el avance consistió en su aplicación a los procesos físico-naturales.

### **La Ecología de Paisajes en la actualidad**

La pregunta es: ¿qué es hoy en día la Ecología de Paisajes? La respuesta no es sencilla. A lo largo de los años de evolución la Ecología de Paisajes ha crecido en cantidad de profesionales, en cantidad de trabajos y sobre todo en variedad de aplicaciones. La polémica se ha desatado, teñida en parte por celos

regionales, acerca de cuál de los numerosos enfoques merece ser llamado Ecología de Paisajes y acerca de la factibilidad de una unificación de esta rama de la ecología: ¿es la visión centrada en la ecología propia de los EE.UU., o es la tradición cultural europea, con una fuerte influencia geográfica y aplicada? (Potschin, 2002).

Otra pregunta que cabe hacerse es si los trabajos en Ecología de Paisajes deben ser disciplinarios (mono-, multi-, pluridisciplinarios) o metadisciplinarios (inter-, transdisciplinarios) (Tress y Tress, 2002; Tress *et al.*, 2004). Aunque durante muchos años la investigación de los paisajes tendía a ser sectorial, desde estudios de la vegetación a los de estética del paisaje, hoy existe un acuerdo tácito acerca de la multifuncionalidad del paisaje (Brandt y Vejre, 2004) y se acepta que la Ecología de Paisajes no es monodisciplinaria.

Algunos autores reconocen dos grandes líneas de investigación: aquella espacialmente orientada, basada sobre ecología, geografía y disciplinas afines; la otra, que considera al paisaje como el objeto común de interés hacia el cual confluyen muchas disciplinas coordinadas con un objetivo común. La primera línea es disciplinaria, ya que aún cuando hay varias disciplinas, es sólo una de ellas la que define el marco conceptual, los objetivos y métodos, mientras que las demás son de apoyo y no existe una coordinación entre ellas. La segunda línea, que está ganando cada vez más terreno, es la metadisciplinaria, definida por el hecho de que muchas disciplinas confluyen con igual grado de participación hacia un objetivo común y con un marco conceptual común definido y descrito a un nivel superior y que opera como coordinador de las disciplinas (Jantsch, 1970). La metadisciplina tiene dos enfoques: la interdisciplinaria y la transdisciplina; esta última tiene un fuerte componente participativo, con los actores sociales involucrados al nivel de la toma de decisiones. Muchos trabajos en Ecología de Paisajes que se dicen interdisciplinarios por emplear aportes de muchas disciplinas, no lo son porque falta una coordinación; esto es, un concepto integrador.

Hasta el presente, el trabajo transdisciplinario en Ecología de Paisajes es una excepción. Muy lentamente la interdisciplina está avanzando hacia la transdisciplina, aunque este es un paso difícil porque requiere un cambio de actitud de los investigadores, los gestores y el público. Se requiere la interacción entre ciencia y educación por un lado y entre la sociedad y sus innovaciones por otro; esto es, trasciende lo científico para involucrar a la sociedad no como un elemento más sino como parte actuante (Tress y Tress, 2002). La transdisciplina requiere un enfoque de sistemas y el reconocimiento de que las interacciones entre las disciplinas trascienden a las mismas. Un ejemplo de este enfoque se encuentra en la teoría de la panarquía aplicada a la comprensión y gestión de los sistemas sociedad-naturaleza (Matteucci, 2004).

De la lectura de las publicaciones periódicas especializadas (*Landscape Ecology*, *Ecology*, *Landscape and Urban Planning*, *Ecosystems*, entre otras), en los últimos años las aplicaciones de Ecología de Paisajes se centran en tres grandes objetivos: 1) estudio de las relaciones patrón-procesos; 2) ecología de la conservación y 3) planificación y gestión. Dentro de cada uno de estos conjuntos hay gran variedad de temas y enfoques y a veces es difícil trazar

límites entre ellas, especialmente entre las dos primeras y entre las dos últimas. Sin embargo, esta organización del espacio de acción de la Ecología de Paisajes permite describir sus avances recientes. Las citas representan ejemplos de aplicaciones a situaciones concretas, se trató de no incluir trabajos metodológicos, que abundan en demasía; la bibliografía no pretende ser exhaustiva.

### **Relaciones patrón procesos en biología**

Los estudios de las relaciones patrón procesos se concentran en la cuantificación de la heterogeneidad espacial y del comportamiento de los organismos o materiales con los cuales se sospecha que aquella tiene una relación dialéctica. En general se trata de enfoques disciplinarios y la disciplina central es la ecología con aportes de la geografía y otras pocas ramas del saber. El objetivo fundamental es comprender cuáles son las variables de la configuración espacial que afectan el tamaño de las poblaciones y la riqueza de especies (Sinclair *et al.*, 2004; Elliot *et al.*, 1998) o la propagación de las perturbaciones como el fuego (Keane *et al.*, 1999). Es un enfoque muy utilizado por los biólogos en ecología de poblaciones, pero también ha comenzado a aplicarse a sistemas humanos desde hace algunos años. Existe una gran profusión de métodos de análisis espacial para cuantificar la heterogeneidad, y de modelos para simular el efecto de la heterogeneidad sobre la distribución de una especie, cuyo comportamiento reproductivo y de dispersión se conoce.

Muchos trabajos utilizan modelos neutrales para simular los paisajes reales. Los modelos neutrales son representaciones teóricas de la configuración espacial realizadas bajo el supuesto de que no existen fuerzas físico-bióticas que la organice. Sirven como hipótesis nula para el estudio de los paisajes reales. Las métricas de configuración medidas o calculadas a partir de mapas categóricos de tipos de cobertura se contrastan con las provenientes del análisis del modelo simulado (O'Neil *et al.*, 1992). Si la hipótesis nula es rechazada; esto es, el modelo no se ajusta a la realidad, se incorporan otras variables para generar en cada paso un modelo más complejo que el anterior, hasta que haya concordancia entre la métricas de los paisajes real y simulado. Existen programas que construyen mosaicos con diversos grados de complejidad, como RULE (Gardner, 1999), Programita (Wiegand, 2004), SADIE (Perry *et al.*, 1996), entre muchos otros.

Los mapas simulados se usan para comprender el comportamiento de las métricas de configuración del paisaje (Neel *et al.*, 2004) y las relaciones entre la configuración espacial y la dinámica de poblaciones animales o vegetales (He y Hubbell, 2003; Plotnicka y Gardner, 2002; Lavorel *et al.*, 1995). Más recientemente, surgen trabajos a campo que intentan estudiar las relaciones entre patrones y procesos, ya sea para la validación de los modelos teóricos (Lawler y Edwards, 2002) o para correlacionar las métricas que miden heterogeneidad espacial con la presencia y abundancia de las especies (Vos *et al.*, 2001). Los trabajos de campo muchas veces demuestran que no todos los supuestos de los modelos teóricos se cumplen (McIntyre y Wiens, 1999) y muchas deducciones acerca del comportamiento de las especies que se han

hecho a partir de los estudios estructurales del espacio, carecen de sustento; por eso los estudios de campo, que son muy complejos y de largo plazo, han adquirido importancia.

### **Relaciones patrón procesos en sistemas sociedad-naturaleza**

Dentro del conjunto que busca asociaciones entre patrón y procesos se enmarcan también los trabajos que indagan acerca de las causas de los cambios de uso de la tierra, o de la propagación de perturbaciones a escala regional. Son trabajos disciplinarios (multi- o pluri-disciplinarios), donde la disciplina central es la geografía, con aportes de la ecología y otras ramas del conocimiento. Muchos de estos trabajos se enfocan desde la ecología y son realizados por ecólogos, en especial cuando se estudian problemas de fragmentación de ecosistemas naturales o pérdida de biodiversidad, pero la mayor parte de las herramientas y gran parte del marco conceptual provienen de la geografía.

Existe una gran profusión de estudios del cambio de los usos de la tierra. La configuración espacial actual es el resultado de las actividades humanas a lo largo de varios siglos. Las modalidades de uso de la tierra han sido muy variadas a lo largo de la historia, y el paisaje es la esfera en la cual las acciones combinadas de la sociedad y la naturaleza se ponen en evidencia. Ambos componentes son dinámicos y por lo tanto el cambio es inherente al sistema sociedad-naturaleza. Desde la revolución industrial la presión sobre el ambiente físico-biótico ha crecido exponencialmente y en la actualidad el cambio global es una preocupación generalizada por las consecuencias que se están manifestando en el deterioro del soporte de la vida sobre la Tierra.

El estudio de las causas y consecuencias de los cambios de uso de la tierra es un requisito para la planificación ambiental y territorial sobre bases sólidas. En esta línea de investigación ha habido recientemente un salto cualitativo importante: se ha pasado de la descripción de los cambios, como el avance de fronteras agropecuaria y urbana o la fragmentación de ecosistemas nativos, para pasar a descubrir las "fuerzas motrices" del cambio. Se ha definido fuerza motriz como los procesos que influyen la trayectoria evolutiva de los paisajes; esto es, que causan los cambios observados en el paisaje. Las fuerzas motrices han sido clasificadas en 5 grupos: socioeconómicas, políticas, tecnológicas, naturales y culturales (Bürgi *et al.*, 2004). Otros autores se han referido a estos factores que afectan los caminos evolutivos como "impulso" y "procesos clave". La idea no es nueva y ya había sido planteada hace varias décadas, pero a partir de los años 2000 se ha rescatado, y se la comprende como un sistema complejo de dependencias, interacciones y retroalimentaciones que afectan varios niveles espaciales y temporales (Bürgi *et al.*, 2004).

Los estudios de los cambios de uso de la tierra tienen por objetivo el hallazgo de relaciones de los patrones espaciales de variables físico-naturales con el de las variables sociales, económicas o administrativas. No se deben confundir con los estudios de impactos humanos; son estudios integradores que abarcan áreas extensas y buscan las conexiones entre la gente y el medio ambiente con el que interactúan, por lo cual comprenden un número mayor de variables

y disciplinas. Ejemplos de este tipo de enfoque son los trabajos que exploran las causas de los cambios de cobertura o de usos de la tierra o de la propagación de perturbaciones a través de las relaciones entre ellos y variaciones temporales en los datos demográficos, de condición económica o de otras variables sociales (Wear y Bolstad, 1998; Ko *et al.*, 2006; Schmitz *et al.*, 2003; Sturtevant *et al.*, 2004; Matteucci, 2006) y aquellos que intentan predecir las consecuencias de las políticas de estado o de alternativas de gestión urbana o regional sobre los cambios de uso de la tierra (Conway y Lathrop, 2005) o sobre perturbaciones ambientales (Gustafson *et al.*, 2004). Con el propósito de encontrar asociaciones entre los dos o más conjuntos de variables se emplean métodos estadísticos multivariados, como regresiones múltiples (Frimpong *et al.*, 2006; Schmitz *et al.*, 2003) o modelos logísticos (Verburg y Veldkamp, 2004), entre otros.

### **Ecología de la conservación**

La ecología de la conservación es otra área en que la Ecología de Paisajes juega un rol central. Emplea muchos de los conocimientos sobre patrones y procesos biológicos pero va más allá en cuanto a la aplicación. Su objetivo es el diseño de modelos de hábitat, para incorporarlos al diseño de políticas de gestión tendientes a minimizar los conflictos entre conservación y uso de la tierra (McComb *et al.*, 2002).

Los modelos de hábitat se basan sobre la asociación entre las variables ecológicas de los sitios y los requerimientos de las especies animales o vegetales. Hay dos tipos básicos de modelos y la aplicación de uno u otro depende de la disponibilidad de información. Si se han realizado relevamientos exhaustivos a campo y existen muchos registros georreferenciados sobre la presencia de una especie, es posible asociar, mediante modelos lineales generalizados o regresiones logísticas, los datos de presencia/ausencia con las variables físico-bióticas que caracterizan los sitios, para identificar las variables ecológicas que determinan la presencia de la especie. Se obtienen de este modo funciones de selección de recursos, que predicen la presencia de una especie en un sitio particular en términos probabilísticos (Boyce *et al.*, 2002; Block *et al.*, 1998; Hirzel *et al.*, 2002). Una vez validado el modelo, es posible utilizar esta información para elaborar mapas de aptitud para la especie, conociendo la distribución de las variables ecológicas. Estos mapas pueden ser utilizados por los planificadores y gestores para la conservación de la biodiversidad o para el ordenamiento de actividades productivas minimizando los daños a la biodiversidad. También se han usado métricas del paisaje como variables dependientes (Lawler y Edwards, 2002). Otro tipo de modelo, parecido al anterior, parte del conocimiento de los requerimientos (alimentos, refugio, hábitat para reproducción, etc) de la especie, que se expresan como índices de aptitud, y de mapas de la distribución espacial de los factores vinculados a los requerimientos (o de los índices de aptitud). Mediante el cruce de estos dos tipos de información se elaboran mapas de aptitud o calidad de hábitat para la especie (Naves *et al.*, 2003; Schadt *et al.*, 2002).

Los modelos de hábitat, al igual que todos los modelos, requieren validación; pero en este caso particular, especialmente si se basan sobre índices de

aptitud y dado que se utilizan frecuentemente supuestos, la validación debe hacerse a varios niveles: a) los supuestos (¿realmente se cumplen?); b) las variables incluidas en el modelo (¿la especie responde a ellas?); c) los componentes (¿las variables son operativas en los hábitat que propone el modelo?); d) las predicciones del modelo (¿se verifican a campo las predicciones del modelo?). La validación de los supuestos y de las variables es esencial porque si no se cumplen el modelo no sirve y no tiene objeto validar las predicciones; además, permiten mejorar el modelo (Schamberger y O'Neil, 1986).

### **Planificación y gestión**

El enfoque tradicional europeo de la Ecología de Paisajes, centrado en la sociedad humana, a pesar de ser el más antiguo, no logró imponerse, probablemente por la avasallante influencia de los Estados Unidos de Norte América. Aún cuando la única revista especializada en el tema es europea, la gran mayoría de los trabajos publicados allí provienen de EE.UU. o tienen el enfoque biológico cuyo centro de dispersión es EE.UU. Sólo en los últimos números han aparecido artículos discutiendo el estado del arte y las aplicaciones en Europa (Bastian *et al.*, 2006; Pinto-Correia *et al.*, 2006, etc). Otra razón por la cual quizá no se impuso desde un principio es porque su cualidad metadisciplinaria lo hace más complejo y difícil de aplicar en un sistema científico que promueve la investigación y publicación unipersonal. Sin embargo, esto está cambiando y, aunque estamos todavía lejos de la transdiscipliniedad, el enfoque interdisciplinario se extiende cada vez más; hasta podría decirse que hacia él tiende a evolucionar la Ecología de Paisajes.

La fuerza motriz del avance de una Ecología de Paisajes integradora es justamente el creciente efecto del cambio global y la necesidad de incluir en las políticas de manejo y gestión de uso de la tierra consideraciones que contribuyan a disminuir y mitigar las consecuencias de las presiones sobre el sustento biofísico. Este cambio de enfoque se inicia desde que se reconoce, al nivel general, que para que la Ecología de Paisajes pueda contribuir a la solución de los problemas de la conservación y la producción se requiere ampliar la escala de análisis. La disponibilidad de tecnología de teledetección y procesamiento de imágenes, la posibilidad de operar con grandes bases de datos y el desarrollo de técnicas matemáticas y estadísticas, han contribuido a efectivizar este cambio de escala. Las limitaciones están en la debilidad de otras herramientas, como por ejemplo, un marco teórico común para todas las disciplinas participantes. Otra barrera a superar es la formación de los profesionales para lograr la interacción y cooperación (Hobbs, 1999) a través de un lenguaje común. La ciencia y la investigación han avanzado hacia la fragmentación y la especialización, lo cual dificulta la interacción entre ciencias sociales y ciencias naturales. Sin embargo, el paisaje es un espacio de confluencia de esferas y brinda una oportunidad de intercambio metadisciplinar alrededor de un objetivo común. La Ecología de Paisajes, como interfase entre disciplinas, podría contribuir a encontrar el marco conceptual y metodológico, sin el cual no es posible el planteo y verificación de hipótesis y modelos sólidos.

La Ecología de Paisajes como herramienta de planificación ha ampliado su campo de acción y trasciende los límites de las áreas protegidas para contribuir al manejo sustentable por fuera de esos enclaves legalmente regulados. Su efectividad depende de la posibilidad de alcanzar la transdisciplina incorporando a los análisis y toma de decisiones a los actores sociales que forman parte del paisaje. Este es un desafío no muy apreciado por los ecólogos, biólogos de la conservación y aún por los planificadores, quienes deberían renunciar a su autoridad intelectual e infalibilidad para constituirse en miembros mediadores en el proceso de planificación (Bosshard, 2002).

Al momento no existe una respuesta a la pregunta inicial ¿qué es la Ecología de Paisajes? Desde el 'paradigma de la homogeneidad', pasando por el 'paradigma de la heterogeneidad', estamos hoy transitando por el 'paradigma de los procesos' que requieren un sustento físico para desarrollarse y categorías de análisis que le sean propias. La ecología de paisaje. Es todavía una rama joven de la ecología; no tiene un marco conceptual unificado, sigue siendo un campo propicio para la creatividad y la innovación.

### **Bibliografía citada**

Bastian, O.; R. Krönert y Z. Lipsky. 2006. Landscape diagnosis on different space and time scales—a challenge for landscape planning. *Landscape Ecology* 21: 359–374.

Block, W.M.; M.L. Morrison y P.E. Scott. 1998. Development and evaluation of habitat models for herpetofauna and small mammals. *Forest Science* 44(3): 430-437.

Bosshard, A. 2002. Participation of different actors in a landscape. En: O. Bastian y U. Steinhardt (Eds.) *Development and perspectives of landscape ecology*. Kluwer Academic Press, Dordrecht. Pp: 424-432.

Boyce, M.S.; P.R. Vernier; S.E. Nielsen y F.K.A. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157:281-300.

Bürgi, M.; A.M. Hersperger y N. Schneeberger. 2004. Driving forces of landscape change—current and new directions. *Landscape Ecology* 19: 857–868.

Brandt, J. y H. Vejre (Eds.). 2004. *Multifunctional Landscapes Vol.1, Theory, Values and History*. WIT Press, Southampton, UK.

Conway, T.M. y R. Lathrop, Jr. 2005. Modeling the ecological consequences of land-use policies in an urbanizing region. *Environmental Management* 35 (3): 278–291.

Elliott, N.C.; R.W. Kieckhefer; J.H.Lee y B.W. French. 1998. Influence of within-field and landscape factors on aphid predator populations in wheat. *Landscape Ecology* 14: 239–252.

Fortin, M.J. y A.A. Agrawal. 2005. Landscape ecology comes of age. *Ecology* 86(8): 1965-1966.

Frimpong, E.A.; A.L. Ross-Davis; J.G. Lee y S.R. Broussard. 2006. Biophysical and socioeconomic factors explaining the extent of forest cover on private ownerships in a Midwestern (USA) agrarian landscape. *Landscape Ecology* 21: 763–776.

Gardner, R.H. 1999. Map generation and spatial analysis program. En: J.M. Klopatek y R.H. Garner (eds.) *Landscape ecological analysis. Issues and applications*. Springer, New York. Pp. 280-303.

Gustafson, E.J.; P.A. Zollner; B.R. Sturtevant; H.S. He y D.J. Mladenoff. 2004. Influence of forest management alternatives and land type on susceptibility to fire in northern Wisconsin, USA. *Landscape Ecology* 19: 327–341.

He, F. y S.P. Hubbell. 2003. Percolation theory for the distribution and abundance of species. *Physical Review Letters* 91(19): 1-4.

Hirzel, A.H.; J. Hausser; D. Chessel y N. Perrin. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83(7): 2027–2036.

Hobbs, R.J. 1999. Clark Kent or Superman: where is the phone booth for landscape ecology? En: J.M. Klopatek y R.H. Gardner (eds) *Landscape ecological analysis. Issues and applications*, Springer, New York. Pp. 11-23.

Jantsch, E. 1970. Inter- and transdisciplinary university: a systems approach to education and innovation. *Policy Sciences* 1: 403-428.

Keane, R.E.; P. Morgan y J.D. White. 1999. Temporal patterns of ecosystem processes on simulated landscapes in Glacier National Park, Montana, USA. *Landscape Ecology* 14: 311–329.

Ko, D.W.; H.S. He y D.R. Larsen. 2006. Simulating private land ownership fragmentation in the Missouri Ozarks, USA. *Landscape Ecology* 21:671–686.

Lavorel, S.; R.H. Gardner y R.V. O'Neill. 1995. Dispersal of annual plants in hierarchically structured landscapes. *Landscape Ecology* 10(5): 277-289.

Lawler, J. J. y T. C. Edwards, Jr. 2002. Landscape patterns as predictors of nesting habitat: building and testing models for four species of cavity-nesting birds. *Landscape Ecology* 17:233-245.

Matteucci, S.D. 1979. Análisis regional de la vegetación y el ambiente del Estado Falcón. Volumen 4: La metodología. Publicaciones del Departamento de Investigación, Instituto Universitario de Tecnología de Coro, Falcón, Venezuela. 132 pp, ilustrado. (en PDF en [www.gepama.com.ar/matteucci/index.htm](http://www.gepama.com.ar/matteucci/index.htm); downloads).

Matteucci, S.D. 1998a. La cuestión del patrón y la escala en la ecología del paisaje. En: S.D. Matteucci y G.D. Buzai (Eds.) *Sistemas Ambientales Complejos: Herramientas de Análisis Espacial*. EUDEBA, Buenos Aires. Pp. 219-248.

Matteucci, S.D. 1998b. El análisis regional desde la ecología. En: S.D. Matteucci y G.D. Buzai (Eds.) *Sistemas Ambientales Complejos: Herramientas de Análisis Espacial*. EUDEBA, Buenos Aires. Pp. 117-150.

- Matteucci, S.D. 2001. La percepción del entorno. Encrucijadas (UBA) Año 1 N1 10, páginas 42-49.
- Matteucci, S.D. 2003. El paisaje visto por un ecólogo. Contextos (Revista de la Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo de la Universidad de Buenos Aires) 12: 68-73.
- Matteucci, S.D. 2004. Panarquía y manejo sustentable. Fronteras (Revista del GEPAMA) 3: 1-12.
- Matteucci, S.D. 2006. La sustentabilidad del sistema humano-natural en el norte y noreste de la Provincia de Buenos Aires. En: Matteucci, S.D.; J. Morello; G.D. Buzai; C. Baxendale; M. Silva; N. Mendoza; W. Pengue; A. Rodríguez, Crecimiento urbano y sus consecuencias sobre el entorno rural. El caso de la ecorregión pampeana, Capítulo 4. Orientación Gráfica Editora S.R.L., Buenos Aires. (este volumen)
- McComb, W.C.; M.T. McGrath; T.A. Spies y D. Vesely. 2002. Models for mapping potential habitat at landscape scales: an example using northern spotted owls. *Forest Science* 48(2): 203-216.
- McIntyre, N.E. y J.A. Wiens. 1999. Interaction between habitat abundance and configuration: experimental validation of some predictions from percolation theory. *Oikos* 86: 129-137.
- Naves, J.; T. Wiegand; R. Revilla y M. Delibes. 2003. Endangered species constrained by natural and human factors: the case of brown bears in northern Spain. *Conservation Biology* 17(5): 1276-1289
- Neel, M.C.; K. McGarigal y S.A.Cushman. 2004. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecology* 19: 435-455.
- O'Neill, R.V.; R.H. Gardner y M.G. Turner. 1992. A hierarchical neutral model for landscape analysis. *Landscape Ecology* 7(1): 55-61.
- Perry, J. N.; E. D. Bell; R. H. Smith y I. P. Woiwod. 1996. SADIE: software to measure and model spatial pattern. *Aspects of Applied Biology* 46: 95-102.
- Pinto-Correia, T.; R. Gustavsson y J. Pirnat. 2006. Bridging the gap between centrally de ned policies and local decisions—Towards more sensitive and creative rural landscape management. *Landscape Ecology* 21: 333-346.
- Plotnicka, R.E. y R.H. Gardner. 2002. A general model for simulating the effects of landscape heterogeneity and disturbance on community patterns. *Ecological Modelling* 147: 171-197.
- Potschin, M. 2002. Landscape ecology in different parts of the world. En: O. Bastian y U. Steinhardt (Eds.) *Development and perspectives of landscape ecology*. Kluwer Academic Press, Dordrecht. Pp: 38-47.
- Schadt, S.; F. Knauer; P. Kaczensky; E. Revilla. T. Wiegand y L. Trepl. 2002. Rule-based assesment of suitable habitat and patch connectivity for eurasian Lynx. *Ecological Applications* 12(5): 1469-1483.

- Schamberger, M. L. and J. O'Neil. 1986. Concepts and constraints of habitat model testing. En: J. Verner, M.L. Morrison y C.J. Ralph (eds) *Wildlife 2000: modelling habitat relationships of terrestrial vertebrates*, University of Wisconsin Press, Madison. Pp. 5-10.
- Schmitz, M.F.; I. de Aranzabal; P. Aguilera; A. Rescia y F.D. Pineda. 2003. Relationship between landscape typology and socioeconomic structure. Scenarios of change in Spanish cultural landscapes. *Ecological Modelling* 168: 343-356.
- Sinclair, K.E.; G.R.Hess; C.E. Moorman y J.H. Mason. 2004. Mammalian nest predators respond to greenway width, landscape context and habitat structure. (doi:10.1016 2004.04.001) *Landscape and Urban Planning*.
- Sturtevant, B.R.; P.A. Zollner; E.J. Gustafson y D.T. Cleland. 2004. Human influence on the abundance and connectivity of high-risk fuels in mixed forests of northern Wisconsin, USA. *Landscape Ecology* 19:235-253.
- Tress, B. y G. Tress. 2002. Disciplinary and meta-disciplinary approaches in landscape ecology. En: O. Bastian y U. Steinhardt (Eds.) *Development and perspectives of landscape ecology*. Kluwer Academic Press, Dordrecht. Pp: 25-37.
- Tress, G.; B. Tress y G. Fry. 2004. Clarifying integrative research concepts in landscape ecology. *Landscape Ecology* 20: 479-493.
- Troll, C. 1939. Luftbildplan und ökologische Bodenforschung (Aerial photography and ecological studies of the earth). *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde*, Berlin: 241-298.
- Verburg, P.H. y A. Veldkamp. 2004. Projecting land use transitions at forest fringes in the Philippines at two spatial scales. *Landscape Ecology* 19: 77-98.
- Vos, C.C.; J. Verboom; P.F.M. Opdam y C.J.F. Ter Braak. 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist* 183(1): 24-41.
- Wear, D.N. y P. Bolstad. 1998. Land-Use Changes in Southern Appalachian Landscapes: Spatial Analysis and Forecast Evaluation. *Ecosystems* 1: 575-594
- Wiegand, T. 2004. Introduction to point pattern analysis with Ripley's *L* and the *O*-ring statistic using the *Programita* software. A User Manual. Department of Ecological Modelling, UFZ-Centre for Environmental Research. Leipzig, Germany.