

MEDIDAS DE ESTRUCTURA Y HETEROGENEIDAD DEL PAISAJE COMO HERRAMIENTAS PARA LA PLANIFICACIÓN Y GESTIÓN TERRITORIAL

Emilio R. Díaz Varela

Manuel F. Marey Pérez

Jose A. Riveiro Valiño

Carlos J. Álvarez López

Grupo de Investigación 1716-Proyectos y Planificación Rural. Departamento de Ingeniería Agroforestal. Universidad de Santiago de Compostela. Escola Politécnica Superior. Campus Universitario, s/n. 27002 - Lugo

Abstract

Landscape pattern analysis, when integrated in landscape and land use planning and management processes is normally understood as an instrument for broadening the comprehension of the structure and function in the initial analysis and diagnosis steps. Nevertheless, it is important to consider the importance of the connection of the tool with further stages of design and spatial decision making. In this way, the results of the analysis of the structure across scales can help to identify areas distinctive regarding their needs for spatial planning. In this study, an analysis methodology is explored for its application to planning and management processes. To do so, a mixed quantitative and qualitative, multiscale approach is followed for the analysis of landscape heterogeneity. Such approach allow to identify potential areas of conflict regarding planning, thus increasing the precision of the actions designed in the generation of alternatives. Results point out to the high potential of this approach for the design of spatial planning strategies.

Keywords: *Land use planning; Landscape ecology; Landscape planning; Geographic information systems; heterogeneity analysis*

Resumen

El análisis del patrón del paisaje, cuando se integra en procesos de planificación y gestión del territorio y del paisaje, lo hace normalmente como un instrumento para incrementar la comprensión de la estructura y función del territorio en las fases iniciales de análisis y diagnosis. No obstante, es importante considerar la importancia de la conexión de esta herramienta con fases posteriores de diseño y toma de decisiones espaciales. De esta forma, los resultados del análisis estructural a diferentes escalas pueden ser empleados para identificar áreas que presenten diferencias en función de sus necesidades de planificación espacial. En este estudio, se explora una metodología de análisis para su aplicación a procesos de planificación y gestión territorial. Con tal fin, se aplica un enfoque multi-escalar al análisis de la heterogeneidad paisajística que integra procedimientos cualitativos y cuantitativos. Tal aproximación permite la identificación de áreas de conflicto o interés con respecto a la planificación, incrementando la precisión de las acciones designadas en el proceso de generación de alternativas. Los resultados permiten apreciar un elevado potencial de esta aproximación para el diseño de estrategias de planificación espacial.

Palabras clave: *Ordenación territorial; Ecología del paisaje; Planificación del paisaje; Sistemas de información geográfica; Análisis de la heterogeneidad*

1. Introducción

El análisis del patrón del paisaje presenta un elevado campo de aplicaciones cuando se integra en procesos de planificación territorial sostenible (Dramstad et al., 1996; Botequilha & Ahern, 2002; Ahern, 2005). Dichas aplicaciones, basadas en la posibilidad de, a través del análisis de la estructura del paisaje, acceder a la comprensión de los procesos y dinámicas que ocurren en el territorio, se fundamentan en el paradigma de patrón:proceso de la ecología del paisaje (González-Bernáldez, 1981; Turner, 1989; Forman, 1995). No obstante, se considera que para una correcta integración en los procesos de planificación, el paradigma precisa ser ampliado al de patrón:proceso:diseño, en lo que ya se conoce como *Design in Science Paradigm*, o el “Paradigma del Diseño en Ciencia” (Nassauer & Opdam, 2008; Musacchio, 2009, Opdam., 2010; Musacchio, 2011). Este cambio de paradigma asume la incorporación de criterios transdisciplinares al diseño y planificación, en una perspectiva integradora de escala, heterogeneidad espacial, y sostenibilidad ambiental (Musacchio, 2011).

La adopción de criterios integradores como los descritos en el diseño de estrategias de planificación espacial precisa de la combinación de descriptores cuantitativos y cualitativos. Ambos garantizarán la información necesaria para la realización de un análisis y diagnóstico que resulte orientativo en la definición de conceptos o diseños de mejora de la situación actual del territorio. Los descriptores cuantitativos en el análisis del patrón del paisaje han sido ampliamente desarrollados a través de los índices o métricas de paisaje, entendidos como índices cuantitativos que describen estructuras o patrones en el territorio (O'Neill et al., 1988), los cuales han sido empleados en diferentes campos (ver por ejemplo O'Neill et al., 1988; Botequilha and Ahern, 2002; Botequilha et al., 2006; Uemaa et al., 2009; Díaz-Varela et al., 2010b). La mayoría de los índices de paisaje están orientados a la medida de características del paisaje tales como su composición (abundancia e importancia relativa de los elementos del paisaje o sus diferentes clases), o configuración espacial (basándose en las características geométricas y la disposición espacial bi- o tridimensional de los mismos). De entre la multitud de índices disponibles para su cálculo (ver McGarigal et al., 2002; Uemaa et al., 2009), sólo unos pocos permiten la integración de elementos cualitativos, siendo los más destacables los índices de contraste o disimilitud. Estos integran la medida de un factor geométrico de las manchas o teselas de uso o cobertura diferenciada del suelo, en un mapa categórico, con un factor de disimilitud o contraste con las restantes tipologías existentes en dicho mapa. Asimismo, se añade un factor de vecindad, que puede venir definido por la adyacencia directa entre manchas, o por una determinada medición de distancias. Dado que el factor de disimilaridad es independiente de la forma geométrica de la mancha, presenta un elevado potencial para la integración de información de elevado contenido semántico (Alqvist & Shortridge, 2009) que puede ser orientado hacia estrategias de planificación espacial: conflictos entre usos del suelo, previsión de desequilibrios en usos si éstos se encuentran en localizaciones adyacentes, heterogeneidad territorial, etc. Estas características integradoras permiten maximizar el contenido de información del análisis, haciéndolo enormemente interesante para su incorporación en procesos de planificación.

2. Objetivos

En este trabajo se presentan los primeros resultados de una investigación orientada a la integración de aspectos cualitativos en el estudio y análisis cuantitativo del patrón del paisaje. Concretamente, se busca evaluar la aplicación de índices de paisaje que permitan la integración de información cualitativa con elevado significado semántico para la planificación en las medidas de heterogeneidad territorial, y la comparación con otras estrategias de análisis del paisaje. Para ello, se han simulado paisajes a través de mapas categóricos con diferentes características de patrón del paisaje, para después analizarlos

mediante varios índices de paisaje siguiendo una estrategia multiescala. Se espera que el resultado sea de elevada utilidad para su aplicación a procesos de planificación espacial.

3. Metodología

3.1. Simulación de los paisajes

La simulación de los modelos de paisaje a analizar mediante los índices de heterogeneidad se ha realizado empleando el software Simmap (Saura, 2003), basado en el método MRC (Modified Random Clusters Method, Saura & Martínez-Millán, 2000). Una de las ventajas de este método radica en la generación de paisajes más realistas que otros programas basados en modelos neutrales (Saura & Martínez-Millán, 2000), debido a la forma irregular y heterogénea de los agrupamientos de celdas que simulan teselas de cobertura del suelo. Esto hace que los mapas generados sean adecuados para la simulación de escenarios de planificación del uso del suelo. El programa permite controlar el grado de fragmentación del territorio a través de la modificación de los parámetros de generación. Estos parámetros son p (probabilidad de percolación), n (número de clases de cobertura del suelo a simular), m (Mínima Área Cartografiable) y l (extensión del mapa) (Saura, 2003). Se han generado paisajes simulados para tres valores de p : el valor a partir del cual el tamaño del agrupamiento de celdas más grande en el mapa comienza a variar (0.45), un valor intermedio (0.50) y el valor inmediatamente inferior al umbral de percolación (0.58). Los valores más allá de este umbral de percolación han generado, en pruebas preliminares, una dominancia casi completa de una de las clases sobre las restantes.

Se han considerado cinco clases de cobertura del suelo. Para fijar las proporciones con las que cada cobertura contribuye al mapa categórico, se han definido dos distribuciones: Una "equiprobable" (Eq), en la que cada clase contribuye un 20%, y una "no-equiprobable" (NEq), en la que las clases contribuyen, respectivamente, un 50%; 30%; 10%; 5% and 5%. El objetivo del reparto en la distribución NEq es la de simular de una forma realista la distribución de coberturas del suelo, con uno de sus tipos claramente, aunque no completamente dominante. En este caso, la situación simulada sería, respectivamente, la de Repoblaciones forestales; Agricultura; Zonas urbanas; Bosque caducifolio autóctono; y Matorral, similar a la observada en zonas geográficas abarcadas por trabajos previos de los autores. Por lo tanto, se espera en ésta una respuesta más realista al análisis. La distribución Eq intenta obtener resultados para una distribución uniforme que puede ser definida como teórica.

Para cada una de las distribuciones, se han considerado tres niveles de MMU: 1, 10, 50 y 99 celdas. En total, combinando las diferentes opciones, se obtienen 24 casos diferentes de paisajes simulados. Cada uno de estos casos es definido por una nomenclatura sincrética, definida por un número secuencial que representa los parámetros de generación. Así, por ejemplo, el paisaje "N5m1-58a" sería el paisaje simulado con 5 clases de cobertura, MMU=1, $p=0.58$, y "a" definiendo la distribución "Eq" (siendo "b" la distribución "NEq").

2.3. Análisis del patrón del paisaje

Se han empleado tres índices para el análisis del patrón del paisaje; si bien todos ellos han sido desarrollados para la medición de la heterogeneidad paisajística, dos de ellos se orientan a la medición del contraste entre las clases de cobertura o uso del suelo, y el otro a la medición de la diversidad. Por otra parte, y teniendo en cuenta estudios previos sobre la materia hechos por los autores (Botequilha Leitao & Díaz Varela, 2009; Díaz Varela et al., 2009; Díaz-Varela et al., 2010a) que han revelado la utilidad de aproximaciones multiescala al cálculo de índices de paisaje, se han empleado procedimientos de ventana móvil para el cálculo de los índices.

Los índices empleados en este estudio son:

El **Índice de Shannon-Wiener (SHDI)**. Este índice de diversidad fué concebido inicialmente como la medida de la información contenida en un código (Shannon & Weaver, 1949), y se calcula mediante la expresión (1):

$$SHDI = -\sum_{i=1}^m p_i \cdot \log p_i \quad (1)$$

Donde p_i es la proporción de paisaje ocupada por el tipo de cobertura i ; y m el número total de clases.

El **Índice de Densidad de Borde Ponderada por el Contraste (Contrast Weighted Edge Density-CWED)**. Este índice de contraste se calcula siguiendo la expresión (2) (McGarigal et al., 2002):

$$CWED = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m (e_{ik} \cdot d_{ik})}{A} (10000) \quad (2)$$

Donde e_{ik} es la longitud (m) de borde o frontera entre los tipos de cobertura del suelo i y k en el mapa considerado; d_{ik} es la disimilitud, o ponderación del contraste de borde, entre los tipos i y k de cobertura de suelo; y A es el área total de paisaje en m^2 . Este índice y el anterior han sido calculados empleando el software Fragstats® (McGarigal et al., 2002). Se ha empleado la opción de ventana móvil, utilizando una ventana de forma circular. El radio de las ventanas fue de 10, 20, 30...100 celdas. Cuando la ventana de cálculo no cubre datos sobre el mapa categórico, se produce un efecto borde dando lugar a áreas de resultado nulo cuyo tamaño es proporcional al radio de la ventana. Para evitarlo, se han fijado las dimensiones de los mapas de forma que los mapas resultantes presenten datos para al menos 600x600 celdas. Posteriormente, estos mapas se han procesado con el software ArcGIS 9.2®.

El **Índice de Entropía Cuadrática (HQE)** (Rao, 1982; 2010). Este índice de contraste se calcula siguiendo la expresión (3):

$$HQE = \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^n p_i \cdot p_k \cdot d_{ik} \quad (3)$$

Donde p_i es la proporción de paisaje ocupada por el tipo de cobertura i ; p_k es la proporción de paisaje ocupada por el tipo de cobertura k ; y d_{ik} es la disimilitud, o ponderación del contraste de borde, entre los tipos i y k de cobertura de suelo.

Para los dos últimos índices, d_{ik} ha sido estimado a partir de criterios subjetivos sobre la disimilitud entre tipos de cobertura del suelo, tal como se representa en la tabla 1.

Tabla 1: Disimilitud entre clases de cobertura propuestas

Land cover	Agriculture	Planted forest	Natural forest	Urban	Shrubland
Agriculture	0.0	0.6	0.4	0.2	0.3
Planted forest	0.6	0.0	0.8	0.7	0.2
Natural forest	0.4	0.8	0.0	0.7	0.3
Urban	0.2	0.7	0.7	0.0	0.1
Shrubland	0.3	0.2	0.3	0.1	0.0

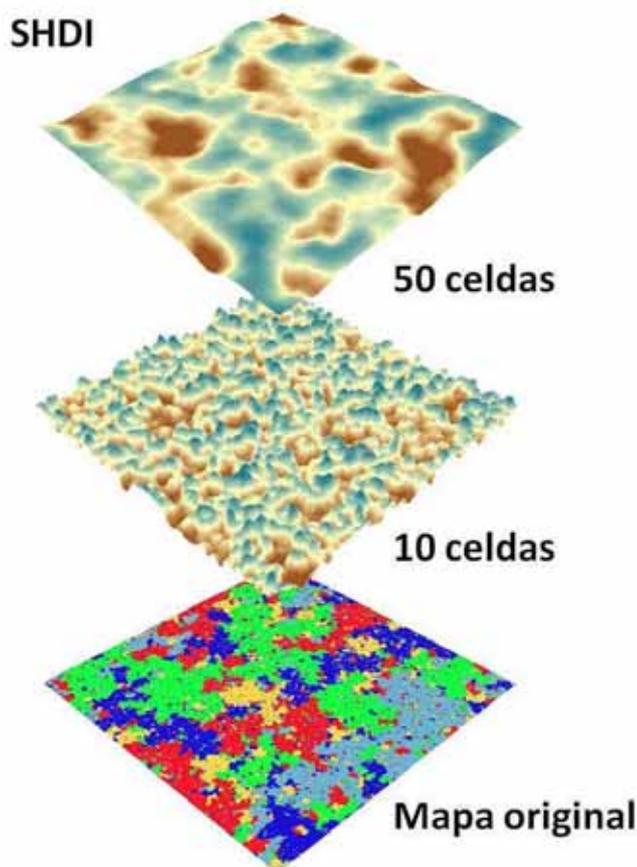
4. Resultados y discusión

4.1. Distribución espacial de la heterogeneidad

Se han obtenido un total de 24 simulaciones de mapas, mostrando diferentes patrones espaciales en correspondencia con los parámetros de generación iniciales. El posterior cálculo de los índices ha derivado en un total de 240 mapas, mostrando el comportamiento a distintas escalas de la heterogeneidad espacial, tal como es descrita por los índices empleados. Este comportamiento genérico se muestra en picos de heterogeneidad cuando existen fronteras complejas entre grupos de manchas, o cuando los paisajes son de grano fino (es decir, con manchas de extensión notablemente inferior al tamaño de la ventana móvil). Los mapas generados para los tamaños de ventana más grandes tienden a promediar los efectos locales, y a ofrecer una distribución de la heterogeneidad más genérica.

Los resultados específicos se muestran gráficamente en las siguientes figuras. La figura 1 muestra los resultados obtenidos para SHDI en un ejemplo gráfico, en el que se muestra la distribución de los valores del índice para las ventanas de radio 10 y 50 celdas, en el análisis del mapa N5m1-58a.

Figura 1: Resultados de SHDI para N5m1-58a

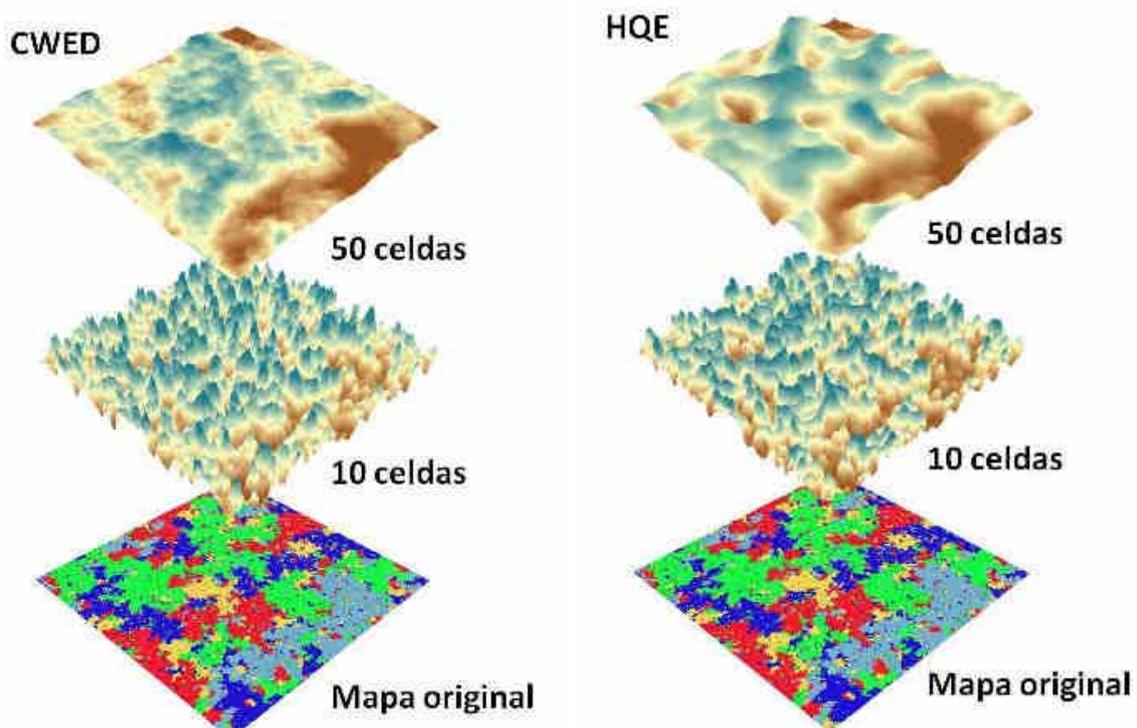


Nota: Ejemplo de los resultados de SHDI para el paisaje N5m1-58a. Arriba se muestran los resultados tridimensionales para la ventana de 50 celdas de diámetro, y en el centro para 10 celdas. Abajo, el mapa o paisaje original. La intensidad en los colores ocres indica homogeneidad, en los azules heterogeneidad. Los mapas tridimensionales se han alterado mediante un factor de exageración vertical de 30.

La distribución de los valores refleja, a escala local (10 celdas de radio) la heterogeneidad asociada a las variaciones locales en la proporción en los usos del suelo. Cuando se analiza

a escala intermedia (50 celdas) puede verse cómo se comienzan a definir áreas de tendencia a la homogeneidad o a la heterogeneidad. Cabe destacar que ésta simplemente refleja información sintáctica: la heterogeneidad es mayor debido al peso relativo de cada clase de cobertura del suelo y de su distribución espacial, independientemente de cuál sea esa clase, y de su similitud con las clases con las que comparte cualquier tipo de adyacencia.

Figura 2: Resultados de CWED y HQE para N5m1-58a



Nota: Ejemplo de los resultados de CWED y HQE para el paisaje N5m1-58a. Arriba se muestran los resultados tridimensionales para la ventana de 50 celdas de diámetro, y en el centro para 10 celdas. Abajo, el mapa o paisaje original. La intensidad en los colores ocres indica homogeneidad, en los azules heterogeneidad. Los mapas tridimensionales se han alterado mediante un factor de exageración vertical de 0.030.

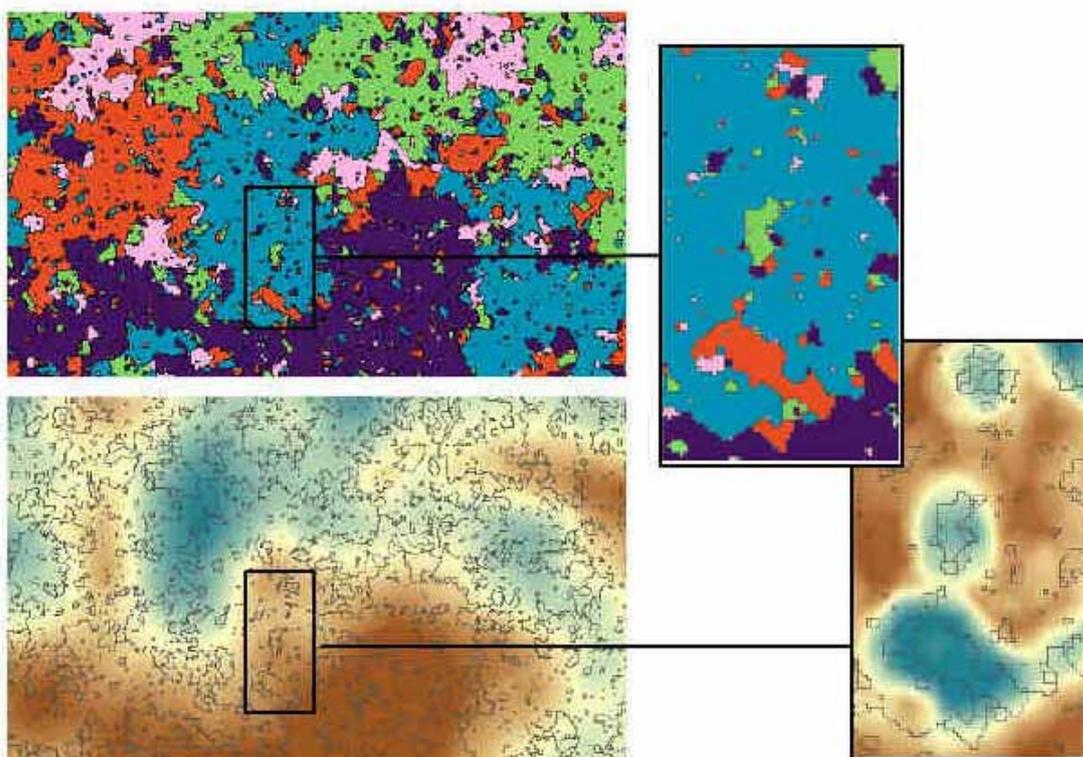
Si bien la tendencia genérica resulta similar, los índices de disimilitud presentan una serie de diferencias. La distribución espacial en los valores de CWED resulta la más diferente de SHDI, debido a que la concepción del índice es claramente diferente. En ese sentido, HQE presenta una situación intermedia. Puede verse cómo la distribución de los valores para la ventana de menor tamaño (esto es, la escala local) refleja efectos locales en la heterogeneidad, permitiendo definir las zonas en las que existe más disimilitud entre los usos del suelo a esa escala. Por otra parte, el mapa obtenido con la ventana de radio 50 celdas ya comienza a mostrar una distribución más genérica, a una escala intermedia. En ésta se pueden definir zonas de tendencia a la homogeneidad (reflejando grandes superficies en las que los usos del suelo son compatibles), con otras en las que la heterogeneidad, asociada tanto a la configuración espacial como a la disimilitud, presenta valores más elevados. En ambos casos, la información aportada no sólo es sintáctica, sino semántica: la heterogeneidad tal como es descrita por los índices se corresponde con el significado cualitativo que hemos aportado a través de los valores de disimilitud.

4.2. Utilidad del modelo en el diseño de estrategias de planificación espacial

La utilidad del modelo propuesto se deriva de tres elementos incluidos en el análisis.

En primer lugar, el comportamiento de los índices con los cambios en la escala permite la detección de áreas en las que el paisaje es auto-similar, y por lo tanto puede definir paisajes característicos a una escala dada. Esto se puede definir a partir de la progresiva estabilización en la distribución de los valores de los índices, que se produce cuando el efecto de promedio obtenido con las ventanas de mayor tamaño hace que los resultados se parezcan cada vez más entre sí. Esto permitirá la identificación de escalas características en los paisajes, y por lo tanto de unidades o áreas en las que las actuaciones de planificación puedan ser independientes de su escala de aplicación, ya que siempre se operará sobre un tipo similar de paisaje.

Figura 3: Detección de efectos multiescala



Nota: Ejemplo de efecto multiescala. A la izquierda, se compara el mapa categórico (arriba), con el mapa de HQE obtenido para un tamaño de ventana de 60 celdas, y que define la tendencia a escalas intermedias de la distribución de la heterogeneidad. Se selecciona en el recuadro una zona con tendencia a la homogeneidad. Cuando se analiza para esta zona el mapa de heterogeneidad obtenido para una ventana de 10 celdas, es posible ver zonas heterogéneas ligadas a la disimilitud entre clases de cobertura del suelo. Esto permite, por una parte, definir grandes unidades en función de sus características de patrón del paisaje, y dentro de las mismas, detectar "puntos calientes" o zonas de conflicto potencial entre usos del suelo.

En segundo lugar, la comparación entre índices de diversidad y de contraste nos permite contemplar la necesidad de no confinar el análisis de patrón de paisaje, y en concreto de su heterogeneidad, a elementos relativos a la composición y configuración. El uso de valores de disimilitud en el cálculo de índices de paisaje permite la incorporación de perspectivas semánticas en el análisis, dotándole por tanto de una aproximación cualitativa, y permitiendo la identificación de áreas en conflicto a las que pueden dirigirse acciones específicas de planificación.

Finalmente, y en relación con lo anterior, la metodología permite la definición de efectos multiescalares en la composición, configuración y estructura semántica del paisaje analizado. La figura 3 muestra los resultados de HQE para una zona genérica, en la cual se definen grandes tendencias hacia homo- y heterogeneidad. Dentro de una zona homogénea a escala intermedia, se puede observar que a escala local puede presentar un área de conflicto potencial. Estas diferencias en disimilitud entre clases de cobertura del suelo pueden ser consideradas dentro del diseño de estrategias de planificación espacial mediante la adopción de estrategias diferentes en función del nivel espacial. Este tipo de análisis presenta un elevado potencial de aplicación cuando se desarrollan estrategias multiescala de planificación.

5. Conclusiones

El análisis de patrón del paisaje, normalmente orientado hacia la comprensión de la relación entre patrones y procesos en el territorio, puede complementarse con una aproximación semántica de forma que los resultados del análisis tengan un significado directo para los procesos de planificación. En este ámbito, el empleo por una parte de índices de paisaje orientados a la caracterización de la heterogeneidad espacial, y especialmente aquellos que incorporen un componente de disimilaridad, y por otra, de aproximaciones multiescala que permitan la identificación de tendencias en diferentes niveles espaciales, se define como una herramienta de gran potencial de aplicación en los procesos de ordenación territorial y de los usos del suelo.

6. Referencias

- Ahern, J. (2005). Theories, methods and strategies for sustainable landscape planning. En, B.Tress, G. Tress, G. Fry, & P. Opdam, (Eds.): *From landscape research to landscape planning: Aspects of integration, education and application*. (Pages 119-131). Dordrecht: Springer.
- Alqvist, O., Shortridge, A. (2009). Spatial and semantic dimensions of landscape heterogeneity. *Landscape Ecology*, 25, 573–590.
- Botequilha Leitao, A., Ahern, J. (2002). Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 59, 65-93.
- Botequilha Leitao, A., Miller, J., Ahern, J., & McGarigal, K. (2006). *Measuring Landscapes: A Planner's Handbook*, Washington, DC: Island Press.
- Botequilha-Leitao, A., Díaz-Varela, E. (2009). Paradigmas emergentes no Ordenamento do Território e da Paisagem, e no Urbanismo: Nova oportunidade para a conservação do recurso solo?. 2º Encontro Anual da Sociedade Portuguesa de Conservação do Solo. Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8-10th July, 2009.
- Diaz-Varela, E., Álvarez-López, C.J., Marey-Pérez, M. (2009). Multiscale delineation of landscape planning units based on spatial variation of land-use patterns in Galicia, NW Spain. *Landscape and Ecological Engineering*, 5, 1-10
- Diaz-Varela, E., Álvarez-López, C.J., Marey-Pérez, M. Álvarez-Álvarez, P. (2010a). Multiscale analysis of land use heterogeneity and dissimilarity as a support for planning strategies. IUFRO Landscape Ecology International Conference, Sept. 21-27, 2010 – Bragança, Portugal.
- Diaz-Varela, E.R., Marey-Perez, M.F., Riveiro-Valiño, J.A., & Alvarez-Lopez, C.J. (2010b). Preservation of Spatial Information in Rasterization Processes: A Practical Approach Using Real Categorical Data and Landscape Metrics. *GIScience & Remote Sensing*, 47, 425–442.

- Dramstad, W.E., Olson, J.D., Forman, R.T.T. (1996). *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land Use Planning*. Washington: Island Press.
- Forman, R.T.T. (1995). *Land mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge: Cambridge University Press.
- González Bernáldez, F. (1981). *Ecología y paisaje*. Barcelona: Editorial Blume,
- McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C., & Ene, E. (2002). *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis*. Obtenido el 29 de marzo de 2010, de University of Massachusetts: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- Musacchio, L.R. (2009). The scientific basis for the design of landscape sustainability: A conceptual framework for translational landscape research and practice of designed landscapes and the six Es of landscape sustainability. *Landscape Ecology*, 24, 993-1013.
- Musacchio, L.R. (2010). The grand challenge to operationalize landscape sustainability and the design-in-science paradigm. *Landscape Ecology*, 26, 1-5.
- Nassauer, J.I., & Opdam, P. (2008). Design in science: extending the landscape ecology paradigm. *Landscape Ecology*, 23, 633-644.
- O'Neill, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H., & Graham, R. L. (1988). Indices of Landscape Pattern. *Landscape Ecology*, 1, 153-162.
- Opdam, P. (2010). Learning science from practice. *Landscape Ecology*, 25, 821-823.
- Rao, C.R. (1982). Diversity and dissimilarity measurements: A unified approach. *Theor. Popul. Biol.*, 21, 24-43
- Rao, C.R. (2010). Quadratic Entropy and Analysis of Diversity. *Sankhya: The Indian Journal of Statistics*, 72-A, Part 1, 70-80.
- Saura, S. & Martínez-Millán, J. (2000). Landscape patterns simulation with a modified random clusters method. *Landscape Ecology*, 15, 661-678.
- Saura, S., (2003). *SIMMAP 2.0. Landscape categorical spatial patterns simulation software. User's Manual*. Obtenido el 29 de marzo de 2010, de Univesidad Politécnica de Madrid: <http://www2.montes.upm.es/personales/saura/pdf/SIMMAP.pdf>.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press.
- Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annual Review of Ecological Systems*, 20, 171-197.
- Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R., Mander, Ü. (2009): Landscape metrics and índices: an overview of their use in landscape research. *Living Reviews in Landscape Research*, 3, 1.

Correspondencia (Para más información contacte con):

Emilio R. Díaz Varela
Grupo de Investigación 1716-Proyectos y Planificación Rural
Departamento de Ingeniería Agroforestal – Universidade de Santiago de Compostela
Phone: +34 982 823 629
Fax: +34 982 285 926
E-mail : emilio.diaz@usc.es
URL : <http://webspersoais.usc.es/persoais/emilio.diaz/>