

DISEÑO DE UNA METODOLOGÍA DE IDENTIFICACIÓN Y CARTOGRAFÍA DE UNIDADES DE PAISAJE A DIFERENTES ESCALAS. APLICACIÓN AL CASO DE PUERTO RICO

Sandra Soto Bayó

Per citar o enllaçar aquest document:

Para citar o enlazar este documento:

Use this url to cite or link to this publication:

<http://hdl.handle.net/10803/392165>

ADVERTIMENT. L'accés als continguts d'aquesta tesi doctoral i la seva utilització ha de respectar els drets de la persona autora. Pot ser utilitzada per a consulta o estudi personal, així com en activitats o materials d'investigació i docència en els termes establerts a l'art. 32 del Text Refós de la Llei de Propietat Intel·lectual (RDL 1/1996). Per altres utilitzacions es requereix l'autorització prèvia i expressa de la persona autora. En qualsevol cas, en la utilització dels seus continguts caldrà indicar de forma clara el nom i cognoms de la persona autora i el títol de la tesi doctoral. No s'autoritza la seva reproducció o altres formes d'explotació efectuades amb finalitats de lucre ni la seva comunicació pública des d'un lloc aliè al servei TDX. Tampoc s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant als continguts de la tesi com als seus resums i índexs.

ADVERTENCIA. El acceso a los contenidos de esta tesis doctoral y su utilización debe respetar los derechos de la persona autora. Puede ser utilizada para consulta o estudio personal, así como en actividades o materiales de investigación y docencia en los términos establecidos en el art. 32 del Texto Refundido de la Ley de Propiedad Intelectual (RDL 1/1996). Para otros usos se requiere la autorización previa y expresa de la persona autora. En cualquier caso, en la utilización de sus contenidos se deberá indicar de forma clara el nombre y apellidos de la persona autora y el título de la tesis doctoral. No se autoriza su reproducción u otras formas de explotación efectuadas con fines lucrativos ni su comunicación pública desde un sitio ajeno al servicio TDR. Tampoco se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al contenido de la tesis como a sus resúmenes e índices.

WARNING. Access to the contents of this doctoral thesis and its use must respect the rights of the author. It can be used for reference or private study, as well as research and learning activities or materials in the terms established by the 32nd article of the Spanish Consolidated Copyright Act (RDL 1/1996). Express and previous authorization of the author is required for any other uses. In any case, when using its content, full name of the author and title of the thesis must be clearly indicated. Reproduction or other forms of for profit use or public communication from outside TDX service is not allowed. Presentation of its content in a window or frame external to TDX (framing) is not authorized either. These rights affect both the content of the thesis and its abstracts and indexes.



Universitat de Girona

TESIS DOCTORAL

Diseño de una metodología de identificación y cartografía de
unidades de paisaje a diferentes escalas.

Aplicación al caso de Puerto Rico.

Sandra Soto Bayó

2016



Universitat de Girona

TESIS DOCTORAL

Diseño de una metodología de identificación y cartografía
de unidades de paisaje a diferentes escalas.

Aplicación al caso de Puerto Rico.

Sandra Soto Bayó

2016

Programa de Doctorado

Medio Ambiente

Dirigida por:

Dr. Josep Pintó

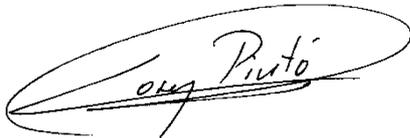
Memoria presentada para optar al título de doctora por la Universitat de Girona

Universitat de Girona

El Dr. Josep Pintó Fusalba, del Departament de Geografia de la Universitat de Girona

CERTIFICA

Que la tesis de título "**Diseño de una metodología de identificación y cartografía de unidades de paisaje a diferentes escalas. Aplicación al caso de Puerto Rico**", presentada por Sandra Soto Bayó para la obtención del título de doctora, ha sido realizada bajo su dirección.

A handwritten signature in black ink, reading "Josep Pintó", enclosed within a large, hand-drawn oval shape.

Dr. Josep Pintó Fusalba
Prof. Titular de Geografia Física
Departament de Geografia
Universitat de Girona

Girona, 30 de mayo de 2016

*A Sergio y Naiara, mis niños.
A Enrique, por el apoyo y amor infinitos.*

Agradecimientos

En primer lugar, agradezco a la Universitat de Girona por haberme otorgado la Beca de Recerca con la que tuve la oportunidad de completar mis estudios doctorales. De igual forma agradezco a la Fundación Kinesis por haberme otorgado una beca y un préstamo de estudios que constituyeron el empujón inicial para poder trasladarme a Girona a disfrutar de esta oportunidad.

Agradezco a todos los compañeros, amigos y colegas que conocí en el Departamento de Geografía de la Universitat de Girona y en la ciudad de Girona en general, por los viajes por los hermosos paisajes de Cataluña, las conversaciones y haber enriquecido mi vida con su conocimiento y ayuda. Ester y Chantal, del Departamento de Geografía, gracias siempre con sus hermosas sonrisas, apoyándome y escuchando todos mis cuentos, cuando pasaba a molestarles. En especial, agradezco a mi director de tesis, el Dr. Josep Pintó i Fusalba, por ser un verdadero apoyo, un verdadero maestro y acoger a sus estudiantes durante todo este proceso. Gracias por siempre haberme ayudado incondicionalmente, por tus consejos y por tu paciencia. Además, estoy muy agradecida con el Dr. Marc Sáez, que me asesoró con la sección estadística.

Gracias a mis queridos profesores del Departamento de Geografía, de la Universidad de Puerto Rico en Río Piedras, que me enseñaron a amar esta disciplina. Igualmente, durante mis estudios de maestría en Louisiana State University, tuve excelentes profesores que me inspiraron a seguir este recorrido, en especial al Dr. Craig Colten, Dr. Kam Biu-Liu, Dr. Michael Leitner y Dr. Andrew Curtis.

Por último, agradezco a mis padres por su apoyo y, en especial, a Enrique Martín Brea, por su cariño y apoyo. Gracias a mis niños, Sergio y Naiara, por sus miradas, sus sonrisas, sus travesuras y su amor.

Publicaciones derivadas de esta Tesis

Soto-Bayó, S. & Pintó, J. (2008). "La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje. Aplicación al caso de la isla central de Puerto Rico", *Treballs de la Societat Catalana de Geografia*, 65: 702-713.

Indexada en RESH (Revistas Españolas de Ciencias Sociales y Humanidades) y en IN-RECS (Índice de impacto de las revistas españolas de C. Sociales) Factor de Impacto: 0,98.

Soto, S. & Pintó, J. (2010). "Delineation of natural landscape units for Puerto Rico". *Applied Geography*, 30: 720-730.

1er Cuartil del JCR (Journals Citation Report), categoría Geografía. Posición 8 de 74. Factor de Impacto: 2,494

Soto, S. & Pintó, J. (En revisión). "Landscape Units of the San Juan Bay Estuary Watershed. A Hierarchized Assessment of the Territory's Structure". *Applied Geography*.

Participación en congresos y seminarios

Segon Congrés Català de Geografia. Barcelona. Comunicació: "La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje. Aplicación al caso de la isla central de Puerto Rico".

Lista de siglas y acrónimos

CEBSJ o **Cuenca EBSJ**: Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan

CATPCA: Categorical Principal Component Analysis (Análisis de Componentes Principales Categóricos)

GIS: Geographic Information Systems (Sistemas de Información Geográfica)

IITF: International Institute of Tropical Forestry (Instituto de Dasonomía Tropical, del Servicio Forestal de los Estados Unidos)

LCA: Landscape Character Assessment

MDA: Multiple Discriminant Analysis (Análisis Discriminante Múltiple)

SIDI: Simpson's Diversity Index

SIG: Sistemas de Información Geográfica

Índice de figuras

FIGURA 1. REGIONES GEOGRÁFICAS (MODIFICADO DE PICÓ, 1969)	18
FIGURA 2. ZONAS DE VIDA DE PUERTO RICO (MODIFICADO DE EWEL Y WHITMORE, 1973)	20
FIGURA 3. LOCALIZACIÓN DE PUERTO RICO.....	59
FIGURA 4. PROVINCIAS FISOGRÁFICAS DE PUERTO RICO (MODIFICADO DE MONROE, 1977).	61
FIGURA 5. PRECIPITACIÓN PROMEDIO ANUAL (MM)	65
FIGURA 6. CUBIERTA DE BOSQUE ACTUAL	68
FIGURA 7. LOCALIZACIÓN DE LA CUENCA DEL ESTUARIO DE LA BAHÍA DE SAN JUAN.....	71
FIGURA 8. UBICACIÓN DE LA CUENCA DEL ESTUARIO DE LA BAHÍA DE SAN JUAN (IMAGEN 2010) ...	72
FIGURA 9. LOCATION OF PUERTO RICO	77
FIGURA 10. TOTAL WITHIN-GROUP VARIABILITY OF CLUSTER ANALYSIS FOR K = 1, 2... 15.....	80
FIGURA 11. PROCEDURE FOR THE DELINEATION OF LANDSCAPE UNITS	82
FIGURA 12. SPATIAL DISTRIBUTION OF LANDSCAPE TYPES.....	85
FIGURA 13. RESULTS FROM THE CATPCA AND THE K-MEANS CLUSTER ANALYSIS.	87
FIGURA 14. SPATIAL DISTRIBUTION OF LANDSCAPE UNITS.....	90
FIGURA 15. LOCALIZACIÓN RELATIVA DE PUERTO RICO Y SUS MUNICIPIOS.	99
FIGURA 16. CUBIERTAS DE SUELO (HELMER ET AL., 2002)	104
FIGURA 17. MAPA RECLASIFICADO DE LAS CUBIERTAS DE SUELO	105
FIGURA 18. MALLA DE DATOS.	106
FIGURA 19. COMPARACIÓN DE LOS RESULTADOS DEL ÍNDICE DE ENTROPÍA ENTRE DOS CELDAS	108
FIGURA 20. ÍNDICE DE ENTROPÍA DEL PAISAJE, ISLA CENTRAL DE PUERTO RICO.....	109
FIGURA 21. OVERVIEW OF THE SAN JUAN BAY ESTUARY WATERSHED	114
FIGURA 22. OVERVIEW OF THE CLUSTERS OR LANDSCAPE TYPES	122
FIGURA 23. CLUSTER CENTERS AND VARIABILITY.. ..	123
FIGURA 24. OVERVIEW OF THE CHOROLOGICAL LANDSCAPE UNITS.....	126

Índice de tablas

TABLA 1. REGIONES GEOGRÁFICAS (PICÓ, 1969).....	19
TABLA 2. RESULTS FROM NON-LINEAR PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS.....	83
TABLA 3. EUCLIDIAN DISTANCE BETWEEN LANDSCAPE TYPES.....	85
TABLA 4. DESCRIPTION OF EACH LANDSCAPE UNIT.....	88
TABLA 5. RECLASIFICACIÓN DE LAS CUBIERTAS DE SUELO.	103
TABLA 6. MUESTRA DE LOS RESULTADOS DE ENTROPÍA	107
TABLA 7. RESUMEN DE LOS RESULTADOS DEL ÍNDICE DE ENTROPÍA.....	109

Índice de ecuaciones

ECUACIÓN 1. WITHIN-GROUP VARIABILITY	80
ECUACIÓN 2. FÓRMULA DE ENTROPÍA	104

Índice de contenidos

Agradecimientos.....	3
Publicaciones derivadas de esta Tesis	4
Lista de siglas y acrónimos.....	5
Índice de figuras.....	6
Índice de tablas.....	7
Índice de ecuaciones	8
Índice de contenidos	9
RESUMEN	11
RESUM	11
SUMMARY.....	12
1 Introducción.....	15
1.1 Antecedentes.....	15
1.2 Planteamiento del problema	21
1.3 Objetivo general	24
1.4 Objetivos específicos	24
1.5 Estructura de la tesis	24
2 Bases teóricas	27
2.1 La ecología del paisaje	29
2.1.1 La fragmentación y la conectividad en el paisaje.....	36
2.1.2 Las fronteras y su relación con la fragmentación	41
2.1.3 Delimitación de unidades de paisaje.....	45
2.1.4 Landscape character assessment	57
3 Presentación del área de estudio y metodología.....	59
3.1 El paisaje de Puerto Rico y su evolución histórica	65
3.2 La Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan	68

3.3 Metodología	72
4 Resultados	73
4.1 Delineation of Natural Landscape Units for Puerto Rico.....	73
4.2 La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje. Aplicación al caso de la isla central de Puerto Rico	95
4.3 Landscape Units of the San Juan Bay Estuary Watershed. A Hierarchized Assessment of the Territory's Structure	111
5 Discusión	137
6 Conclusiones.....	145
7 Referencias bibliográficas	149

RESUMEN

En este trabajo presentamos una jerarquía sistematizada de unidades de paisaje para el archipiélago de Puerto Rico, ubicado en la cuenca del Caribe. Aplicamos una metodología que puede ser aplicada a diversas escalas de trabajo. En este caso, la aplicamos a dos escalas de análisis: a nivel del Archipiélago y sobre la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan. Aquella consiste en la aplicación de varias técnicas multivariantes: el Análisis de Componentes Principales Categórico, el Análisis de Conglomerados y el Análisis Discriminante Múltiple, seguidas de la aplicación del análisis experto para crear tipologías de paisaje y luego unidades de paisaje corológicas. La fórmula de entropía fue utilizada para construir una capa de información de heterogeneidad del paisaje, con la intención de incorporar esta variable en el análisis de clasificación del territorio.

A escala de Puerto Rico creamos nueve tipos de paisaje y catorce unidades corológicas. A escala de la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan, obtuvimos siete tipos de paisaje, que luego se usaron de referencia para crear ocho unidades de paisaje.

Esta investigación surge de la necesidad de llenar un hueco dentro de la geografía de Puerto Rico, debido a la carencia de estudios sobre el paisaje y con la intención de incentivar una visión del territorio como producto de la unión de diversos factores que trabajan para darle forma. Los resultados obtenidos podrían servir para ser aplicados en la docencia, en la gestión del territorio o ser utilizados como áreas de referencias en investigaciones futuras, entre otras.

RESUM

En aquest treball presentem una jerarquia sistematitzada d'unitats de paisatge per a l'arxipèlag de Puerto Rico, situat en la conca del Carib. Apliquem una metodologia que intenta ser replicable a diverses escales de treball. En aquest cas, l'apliquem a dues escales d'anàlisi; a nivell de l'Arxipèlag i sobre la Conca de l'Estuari de la Badia de Sant Joan. Aquesta consisteix de l'aplicació de diverses tècniques multivariants: l'Anàlisi de Components Principals Categòric, l'Anàlisi de Conglomerats i l'Anàlisi Discriminant Múltiple, seguides de l'aplicació de l'anàlisi

experta per crear tipologies de paisatge i després unitats de paisatge corològiques. La fórmula d'entropia va ser utilitzada per construir una capa d'informació d'heterogeneïtat del paisatge, amb la intenció d'incorporar aquesta variable en l'anàlisi de classificació del territori. A l'escala de Puerto Rico vam crear nou tipus de paisatge i catorze unitats corològiques. A l'escala de la Conca de l'Estuari de la Badia de Sant Joan, vam obtenir set tipus de paisatge, que després es van usar de referència per a crear vuit unitats de paisatge. Aquesta recerca sorgeix de la necessitat d'omplir un buit dins de la geografia de Puerto Rico, a causa de la manca d'estudis sobre el paisatge i amb la intenció d'incentivar una visió del territori com a producte de la unió de diversos factors que treballen per donar-li forma. Aquest podria servir per ser aplicat en la docència, en la gestió del territori o ser utilitzades com a àrees de referències en recerques futures, entre d'altres.

SUMMARY

This study presents a hierarchy of landscape units developed for the Archipelago of Puerto Rico, located in the Caribbean basin. We applied a replicable methodology that was developed with the intention to systematize the classification of a territory in differentiable units. In this study, we applied the methodology at two different scales of analysis; at a mesoscale or regional scale, in this case, the Archipelago, and then at a local scale of analysis, which was the San Juan Bay Estuary Watershed. This method consists of various steps where different multivariate techniques are employed. First, we use Categorical Principal Component Analysis, Cluster Analysis (*k-means*), Multiple Discriminant Analysis, and expert knowledge to create landscape types. These are then used to create chorological landscape units. In addition, we applied an entropy formula to construct a landscape heterogeneity variable, with the intention to incorporate it in the classification of the territory. Using this methodology, we obtained nine landscape types and fourteen landscape units at the regional scale. The local scale analysis resulted in seven landscape types that were later used as a reference to create eight landscape units.

Geographic research in Puerto Rico is generally lacking in landscape-focused studies and this research intends to fill that gap. We would like to introduce a new vision of the territory as the product of diverse factors that shape it. The landscape

units that result from this analysis have varied applications, such as in land management and planning or as reference areas in future research, among others.

1 Introducción

1.1 Antecedentes

La diferenciación de un territorio en unidades de paisaje es un objetivo vinculado al interés antiguo de la Geografía por establecer una taxonomía de áreas de la superficie terrestre (Zonneveld, 1995).

En particular, la identificación y delimitación de unidades territoriales se inscribe en el marco de los trabajos de regionalización propios de los geógrafos casi desde el mismo nacimiento de la geografía como disciplina científica moderna (Bernert et al., 1997). La definición de paisaje como "el carácter total de una área terrestre", efectuada por Alexander von Humboldt (Humboldt, 1807) a comienzos del siglo XIX, se convirtió en un principio básico de muchos estudiosos del paisaje, tanto en Europa como en América, al analizar el paisaje de una forma integrada, tomando en cuenta tanto los factores biofísicos como los socioeconómicos.

En 1893, el geógrafo alemán Ferdinand Von Richthofen planteó que la geografía se debía centrar en describir aquellos aspectos únicos de una región particular, para posteriormente buscar regularidades en la ocurrencia de los fenómenos observados. Este autor planteaba la necesidad de subdividir la superficie terrestre en unidades coherentes de estudio. Esta escuela geográfica se denominó *Landschaftsgeographie* y a cada una de las unidades identificadas, individualizadas e interconectadas se le dio el nombre de *landschaft*.

Para Rougerie y Beroutchachvili (1991) el paisaje se convertirá en un objeto específico de estudio a principios del siglo XX, con los trabajos de Schlüter y Passarge, geógrafos pertenecientes también a la escuela alemana. Este último será el primero en sugerir una geografía del paisaje y propondrá en 1913 la constitución de una "Ciencia del Paisaje" (*Landschaftskunde*). Los paisajes serán considerados sobre todo según una óptica territorial, como las expresiones espaciales de las estructuras establecidas en la naturaleza por el juego de leyes analizables científicamente. Schlüter, por su parte, consideraba que los geógrafos tenían que considerar las estructuras morfológicas y espaciales de la superficie terrestre, constituidas por hechos y fenómenos visibles, como su tema unificador. Así, escribió:

“montañas, bosques, ríos, pastos, carreteras, canales, jardines, campos, pueblos y ciudades, desde un punto de vista restringido, forman una unidad a los ojos del geógrafo: esta imagen visible constituye su objeto de estudio” (citado en Holt-Jensen, 1992, 46).

A comienzo del siglo XX la escuela de geografía regional francesa, fundada por Vidal de la Blache y centrada en la diferenciación y el análisis de las regiones, en una primera etapa no se centró en el estudio del paisaje a pesar de dar mucha importancia al que denominaron la fisiognomía de la región, expresión geográfica del género de vida *-genre de vie-* y exponente, tanto de los condicionantes naturales presentes en un territorio como de la actividad humana que lo modifica de acuerdo con las estrategias de aprovechamiento del medio vigentes en cada momento histórico.

El paisaje geográfico como tal pasará a primer término dentro de la escuela regional francesa a partir de los trabajos de Jean Brunhes y Max Sorre, para los cuales el paisaje tendrá principalmente una base fisiognómica o morfológica. Esta perspectiva fue la seguida por el geógrafo americano Carl Sauer y sus discípulos de la Universidad de Berkeley. Sauer entendió el paisaje como el concepto unitario de la Geografía (Sauer, 1925). Para Sauer el estudio del paisaje pertenecía a una ciencia de tipo corológico que trataba sobre los hechos existentes en cada lugar, siendo el paisaje una asociación de dichos hechos y mostrando una estructura y una función determinada (Wiens et al., 2007).

Los trabajos del biogeógrafo alemán Carl Troll, desde 1939 pero sobre todo entre 1950-70, inician una línea de análisis territorial que él mismo bautizó con el nombre de ecología del paisaje (*Landschaftsoecologie*) (Troll, 1950). El paisaje es concebido como un sistema territorial constituido por diferentes componentes: litología, estructuras geológicas, clima, aguas, suelos, vegetación, fauna y actividad humana, o también como la combinación entre un subsistema físico (litosfera, hidrosfera, atmósfera), un subsistema biótico (suelos, vegetación, fauna) y un subsistema antrópico, formado por la actividad humana. Los cambios sufridos por un elemento del sistema o subsistema afecta a los otros componentes y como resultado el conjunto entero sufre modificaciones. El trabajo de Troll puso las bases de la disciplina conocida como Ecología del Paisaje, la cual ha tenido un gran desarrollo en los Estados Unidos desde 1970, estrechamente vinculada a la

ecología, y en el seno de la cual se han desarrollado algunos conceptos y modelos hoy de uso común en el ordenamiento territorial.

En Europa, la aprobación de la Convención Europea del Paisaje a iniciativa del Consejo de Europa en octubre del año 2000, ha comportado la aparición de nuevos instrumentos de gestión, planificación y ordenación del paisaje en los cuales las unidades de paisaje tienen un papel primordial. En Cataluña, por ejemplo, este es el caso de los Catálogos de Paisaje y de las Cartas de Paisaje, unos instrumentos impulsados por la Ley de Protección, Gestión y Ordenación del Paisaje aprobada en 2005.

La utilización de las unidades de paisaje como los ámbitos territoriales de referencia en el análisis y la planificación paisajística es el criterio que se ha seguido en la mayor parte de los trabajos académicos y en los instrumentos de planeamiento elaborados también en otros territorios. En Europa son una referencia obligada los trabajos de la Countryside Commission en Inglaterra; el conjunto de Planos Territoriales Paesaggisticos Regionales (PTPR) elaborados por varias regiones italianas; y en Francia, la colección *Atlas de Paysages* que tiene que cubrir los cien Departamentos en que se estructura la administración del estado francés. En España en los últimos años ha habido un incremento considerable en la producción de cartografía del paisaje, destacando entre muchos trabajos el Atlas de los Paisajes de España (Mata & Sanz, 2004) y los Catálogos de Paisaje de Cataluña (Observatorio del Paisaje de Cataluña, 2006-2014).

Para el caso de Puerto Rico se han desarrollado varias regionalizaciones geográficas, ecológicas o geoclimáticas. Entre las muchas desarrolladas para los Estados Unidos continental, los trabajos más conocidos son Omernik (1987) y Bailey (1983). Otro trabajo que incluye la región de estudio, son las zonas ecológicas de Centro América y el Caribe de Dinnerstein et al. (1995). El problema con estas clasificaciones desarrolladas para regiones tan extensas es que son demasiado generales para ser aplicadas en islas tropicales (Helmer et al., 2002; Molina Colón y Lugo, 2006). Esto se debe al hecho de que a pesar de su corta extensión, las islas tropicales son topográfica y ecológicamente diversas (Lugo, 2002). En particular, Puerto Rico abriga gran diversidad en flora y fauna con altos niveles de endemismo (Keel et al., 2005). Por ejemplo, este archipiélago posee la mayor diversidad de herpetofauna por área de las Antillas Mayores (Duellman, 1999).

1. Introducción

Uno de los trabajos más conocidos para la isla es "The Geographic Regions of Puerto Rico" (Picó, 1969). Otro trabajo extensamente utilizado son "The Ecological Life Zones of Puerto Rico and the U.S. Virgin Islands", que Ewel y Whitmore (1973) desarrollaron para el Servicio Forestal de los Estados Unidos. Las unidades fisiográficas de Watson Monroe (1977), en "Geovisión de Puerto Rico", es probablemente la regionalización más generalmente utilizada. Esto, en parte se debe, "al peso que la litología y la geomorfología poseen en la configuración de un territorio. Pero también, y de manera muy especial, al significado visual y la indiscutible impronta fisiognómica que el relieve desempeña en el paisaje" (Serrano Giné 2012, 124). No nos debemos confundir, estas regiones geomorfológicas, son precisamente eso: "paisajes geomorfológicos" que no deben confundirse con el paisaje y constituyen una porción del relieve terrestre, vista, percibida por el ser humano (Reynard, 2004, citado en Serrano Giné, 2012). Por otra parte, Figueroa-Colón (2008) combina las zonas ecológicas de Ewel y Whitmore (1973) con la topografía, las clases de suelo y la geología para construir un mapa en donde divide el territorio en 28 zonas geoclimáticas.

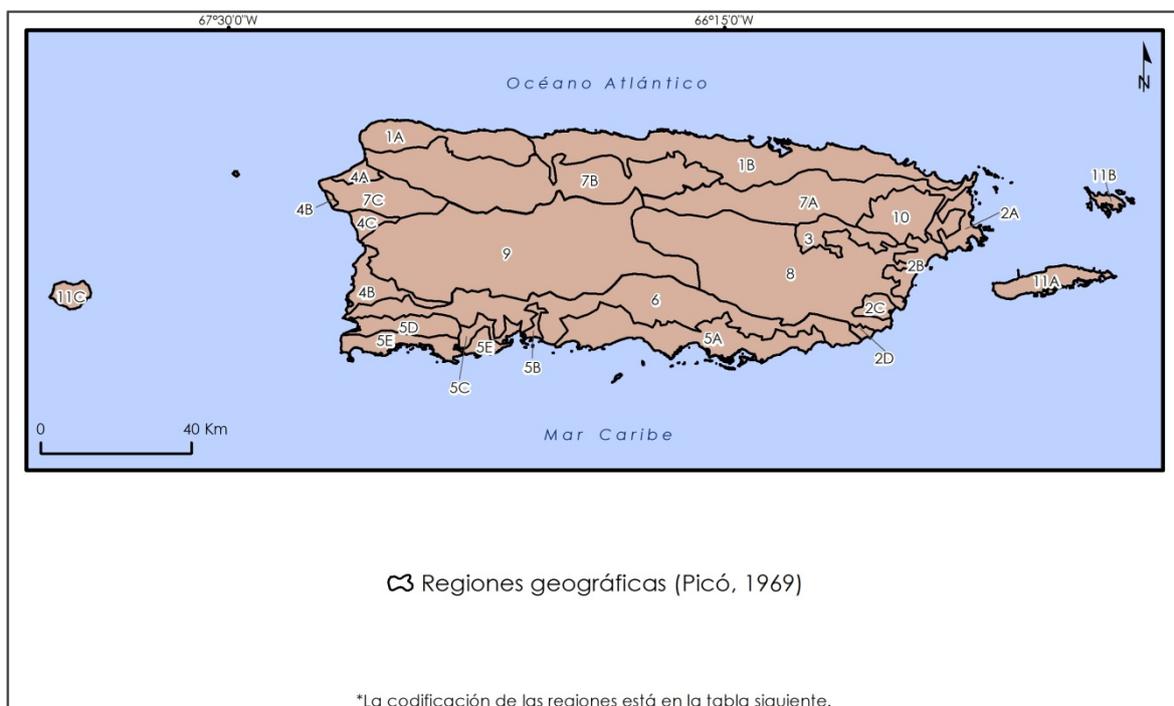


Figura 1. Regiones geográficas (modificado de Picó, 1969)

El reconocido geógrafo puertorriqueño, Rafael Picó (1969) clasificó el Archipiélago en once grandes regiones, basándose en la homogeneidad en suelos, topografía, clima, vegetación natural y actividades económicas. Las regiones descritas por Picó fueron: el “Llano Costero del Norte”, los “Valles Húmedos de la Costa Este”, el “Valle de Caguas”, los “Valles de la Costa Occidental”, el “Llano Costero del Sur”, las “Colinas Semiáridas del Sur”, las “Colinas Húmedas del Norte”, las “Montañas Húmedas del Este”, las “Montañas Lluviosas del Oeste”, la “Sierra de Luquillo” y las Islas de “Vieques, Culebra y Mona”. El autor forma una estructura jerárquica de organización, donde especifica y luego describe subregiones que reconoce destacables dentro de cada una de estas grandes regiones (Figura 1 y Tabla 1).

Código	Nombre de la región	Código	Nombre de la región
I	Llano costero del norte	VI	Colinas semiáridas del sur
A	Sección subhúmeda del oeste	VII	Colinas húmedas del norte
B	Sección húmeda aluvial	A	Sección Cretácea del nordeste
II	Valles húmedos de la costa este	B	Faja caliza interior
A	Sector de Fajardo	C	Montes Atalaya
B	Valles de Naguabo-Humacao	VIII	Montañas húmedas del este
C	Valle de Yabucoa	IX	Montañas lluviosas del oeste
D	Valle de Maunabo	X	Sierra de Luquillo
III	Valle de Caguas	XI	Vieques, Culebra y la Mona
IV	Valles de la costa occidental	A	Vieques
A	Valles de Culebrinas-Culebra	B	Culebra
B	Sección de Córcega	C	La Mona
C	Valle de Añasco		
D	Valle de Guanajibo		
V	Llano costero del sur		
A	Llanura aluvial Ponce-Patillas		
B	Valle de Tallaboa		
C	Sección de Guayanilla-Guánica		
D	Valle de Lajas		
E	Faja montañosa del sudoeste		

Tabla 1. Regiones geográficas (Picó, 1969)

En la clasificación realizada por Ewel y Whitmore (1973), se divide la isla en seis zonas ecológicas (de formaciones vegetales) (Figura 2). Este sistema es construido utilizando el esquema de clasificación de Holdridge (1967), el cual toma en consideración la latitud, la altitud, la precipitación promedio, la biotemperatura promedio y la evapotranspiración promedio. Este sistema de Holdridge (1967) lo complementan con trabajo de campo donde se toman datos del paisaje, tales como el tipo y la textura del suelo, características de los árboles, los usos de suelo predominantes, el color de la vegetación y los patrones de drenaje, entre otros (Ewel y Whitmore, 1973). Cabe señalar que cada asociación descrita define la

vegetación potencial madura que bajo condiciones naturales se espera se desarrolle independientemente de las modificaciones y los usos del suelo presentes (Ewel y Whitmore, 1973).

Watson Monroe (1977) divide la isla central de Puerto Rico en tres grandes zonas geomórficas: la Provincia del Interior Montañoso Central, la Provincia del Carso Norteño y la Provincia de los Llanos Costeros. Estas tres provincias compendian los aspectos característicos de la topografía y la geología de la isla. La Provincia del Interior Montañoso Central está compuesta de rocas ígneas y sedimentarias y depósitos de sedimentos aluviales, que constituyen el sector más elevado de la Isla. La Provincia del Carso Norteño forma un cinturón de roca caliza y formaciones típicas cársicas al norte del Interior Montañoso Central. Esta se extiende a lo largo de la costa, desde el oeste, en los municipios de Aguada y Aguadilla, hasta el este, en el municipio de Loíza. La Provincia de los Llanos Costeros, es la planicie que bordea la isla y que está principalmente compuesta de sedimentos no consolidados de origen rocoso y biogénico.

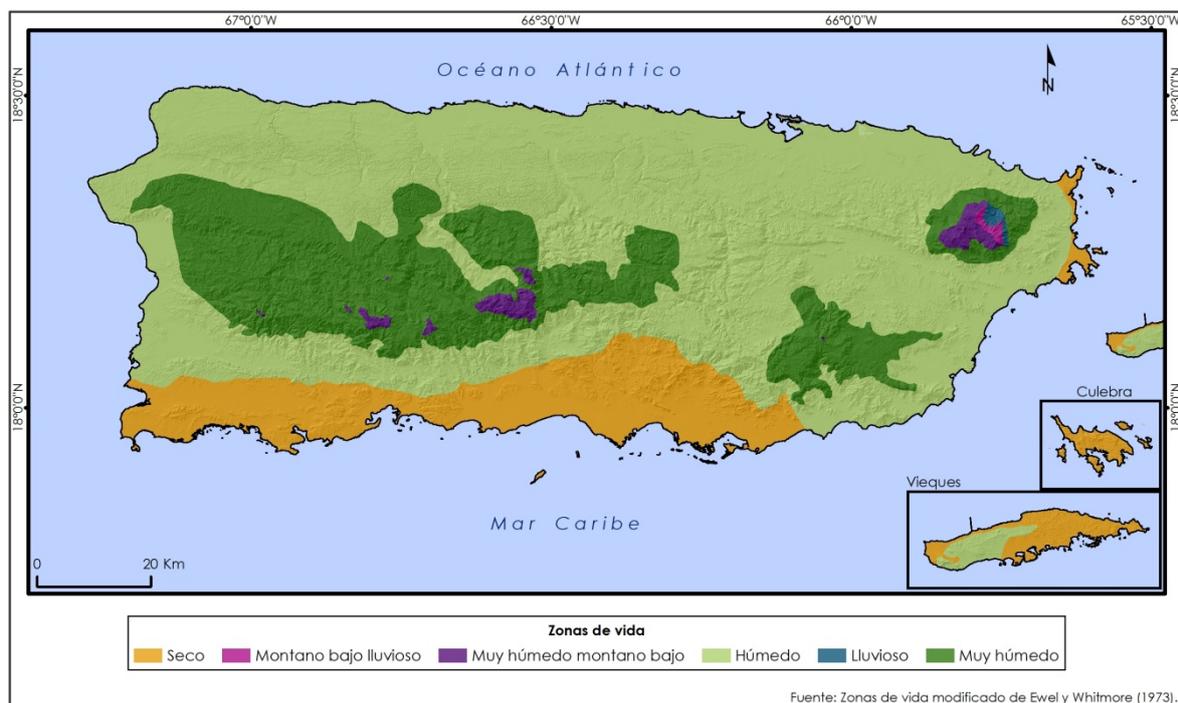


Figura 2. Zonas de vida de Puerto Rico (modificado de Ewel y Whitmore, 1973)

Si en la geografía regional tradicional se delimitaban áreas terrestres para ser descritas minuciosamente, en la actualidad la aplicación de estos estudios tienen

un sinnúmero de aplicaciones. En definitiva y según Zonneveld (1995), las unidades de paisaje son de utilidad para lograr los siguientes objetivos: transferir el conocimiento sobre el paisaje y su evaluación al planeamiento territorial; y ofrecer un marco de trabajo para analizar las relaciones topológicas entre los elementos del paisaje dentro de una misma unidad y las relaciones corológicas entre unidades de paisaje vecinas. Entonces la cartografía de unidades de paisaje se convierte en una herramienta de gran utilidad para el conjunto de los propósitos mencionados.

1.2 Planteamiento del problema

Esta investigación surge de la necesidad de analizar la estructura básica del paisaje del archipiélago de Puerto Rico. Para este territorio se han desarrollado una variedad de regionalizaciones con enfoques ecológicos, fisiográficos y geográficos, pero ninguno busca delimitar unidades de paisaje. Los estudios que se han realizado hasta la fecha han provenido primordialmente desde el campo de la ecología, la biología y las ciencias naturales. Sin embargo, en la actualidad ha surgido un apogeo del estudio del paisaje y se ha generalizado el interés por el paisaje desde otras disciplinas afines. Por esto, enmarcándonos en el contexto de la disciplina de la geografía, buscamos llenar un hueco a la carencia de estudios sobre el paisaje.

En el caso específico de la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan, igualmente intentamos suplir las necesidades antes descritas unidas al interés de realizar una descripción del paisaje actual para que pueda ser utilizado en investigaciones futuras.

Cuando hablamos de *unidades del paisaje* nos referimos a unidades de la superficie terrestre que son el producto de la interacción a largo plazo de factores naturales y socio-económicos, que las han llevado a ser espacios homogéneos distinguibles de sus circundantes, y que se encuentran en un equilibrio dinámico (Wascher, 2005). Esto lleva a que cada espacio tenga un carácter propio que le distingue de otros, pero que no le hace ni mejor, ni peor (Wascher, 2005). Esta clasificación del territorio cambia dependiendo de los objetivos de quienes la realicen, las variables que se tomen en consideración y la región donde se aplique.

Wascher (2005) destaca el hecho de que el “carácter” del paisaje que se describe mediante este tipo de estudio está sujeto a la percepción humana y a

nuestra capacidad de percepción, así que debemos estar conscientes de las limitaciones como potencial herramienta para ser utilizada en la planificación espacial, en el desarrollo de los usos sustentables del territorio y las ciencias ambientales en general.

Según Forman y Godron (1986), la ecología del paisaje y su estudio se centra en tres características del paisaje: su estructura, su función y los cambios que en estos ocurren. Para la ecología del paisaje es importante estudiar la distribución de los patrones espaciales porque esto nos permite conocer los procesos que han moldeado la fisonomía observada en el territorio (Fagerholm et al., 2013). El mosaico que se forma está conformado de áreas contiguas distinguibles que se encuentran en un permanente intercambio de materia y energía (Fagerholm et al., 2013). Por esto, los paisajes se encuentran en un proceso de continuo cambio y evolución (Fagerholm et al., 2013).

Aquellos elementos que hacen cada lugar único y distinto forman la base para posteriores estudios sobre la "calidad" del paisaje actual, y permite compararlo con las condiciones naturales previas a las actividades humanas o con las comunidades que formaban los paisajes tradicionales. Con paisajes tradicionales, nos referimos a aquellos territorios que han evolucionado y han ido adquiriendo forma y carácter durante siglos producto de la combinación de procesos naturales y humanos (Antrop, 1997). Los cambios traídos a una gran velocidad por las sociedades humanas en la actualidad, han ido deformando los tradicionales, afectando marcadamente su funcionamiento y amenazando su misma existencia. "Los paisajes modernos se caracterizan por soluciones uniformes y racionales con total carencia de identidad y personalidad" (Antrop, 1997).

Conocer la estructura y distribución del mosaico paisajístico actual y, específicamente, la distribución de la vegetación, nos permite sentar la base para evaluaciones futuras sobre las funciones que ejercen las áreas naturales y si estas suplen los servicios ecológicos para beneficio de la población. A pesar del dramático aumento en la cobertura forestal, la mayoría de los bosques de la Isla están concentrados en el Interior Montañoso Central, donde los terrenos son más escarpados y presentan mayores elevaciones (Keel et al., 2005). Independientemente de que es incuestionable conservar los bosques en estas zonas rurales, estos "terrenos de bosque se encuentran apartados de la mayoría de

la población. Por esto, es importante implantar planes concretos de conservación de terrenos de bosque y grandes corredores en los centros urbanos, para que la mayoría de la población pueda disfrutar de los beneficios que proveen las cubiertas de bosque" (Keel et al., 2005). Entre ellos, podríamos mencionar: infiltración de las aguas y disminución de la sedimentación, el control de la contaminación, control de los extremos de temperatura (y la isla de calor en las ciudades) y proveer zonas de ocio y esparcimiento, entre otros. El capital natural son los beneficios provenientes de un paisaje multi-funcional y el valor total de estos paisajes múltiples naturales y semi-naturales es económicamente mucho más beneficioso que sistemas convertidos (de Groot, 2006). El Convenio Europeo del Paisaje (2000) ha reconocido que los estudios en este ámbito no pueden continuar enfocándose en aquellos lugares espectaculares y pintorescos, sino que se deben reenfocar hacia todo el territorio cubriendo zonas naturales, rurales, urbanas y periurbanas.

A escala global, el Convenio sobre la Diversidad Biológica de las Naciones Unidas establece en su meta número once, que para 2010, al menos 17 por ciento de las zonas terrestres deberán tener representación bajo algún modelo de protección, y para esto es necesario la elaboración de mapas de ecosistemas (Convenio sobre la Diversidad Biológica: <https://www.cbd.int/sp/targets>; Sayre et al., 2014). Para una mejor gestión del territorio y la conservación de los recursos naturales, el gobierno actual de Puerto Rico, a través de su plataforma de gobierno, se ha auto-impuesto el "aumentar el porcentaje de terreno protegido en Puerto Rico de 8 por ciento en la actualidad a 15 por ciento mediante compra por el Estado..."

(http://www.caribbeanelections.com/eDocs/manifestos/pr/ppd_programa_gobierno_2012.pdf). La delimitación del territorio en unidades de paisaje indudablemente sería una herramienta importante en la selección de las zonas a conservar.

1.3 Objetivo general

Diseñar una metodología de identificación y delimitación sistemática de unidades de paisaje, basada en la utilización de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), que sea aplicable a cualquier escala de análisis espacial.

1.4 Objetivos específicos

1. Realizar una evaluación jerarquizada de las capas de información territorial, los factores y las dinámicas (biofísicas y socioeconómicas) que son imprescindibles en la identificación de las unidades de paisaje.
2. Establecer un procedimiento o modelo de análisis estadístico y espacial de los datos que permita la generación casi automática de las unidades de paisaje.
3. Probar la metodología en la delimitación y cartografía de las unidades de paisaje natural, a una escala regional, para el conjunto del archipiélago de Puerto Rico.
4. Aplicar y comprobar la metodología a una escala de detalle como es el caso de la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan (Puerto Rico).

1.5 Estructura de la tesis

Esta tesis se ha organizado en seis capítulos. El capítulo uno contiene la introducción del tema a investigar en este estudio, y en él se describen de manera general los antecedentes del interés geográfico por el paisaje y la identificación, delimitación y cartografía de las unidades de paisaje. Se expone el planteamiento del problema, los objetivos, las preguntas de investigación y la propia estructura del documento.

El capítulo dos hace referencia a las bases conceptuales del análisis del paisaje utilizadas en esta tesis. Tiene dos apartados: en el primero de ellos, se exponen las bases teóricas en las que se fundamenta la ecología del paisaje: sus bases conceptuales, teorías y modelos utilizados en la descripción del paisaje, además del análisis de la influencia del mosaico paisajístico sobre los principales

procesos ecológicos; el segundo apartado aborda los principales procedimientos que se han utilizado hasta la fecha para la delimitación de las unidades de paisaje.

En el tercer capítulo se describe el área de estudio escogida: el archipiélago de Puerto Rico y la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan.

El capítulo cuatro, correspondiente ya a los resultados, se centra en la delimitación de unidades de paisaje natural para el conjunto del archipiélago de Puerto Rico. Se utilizaron 5 variables distintas para establecer una clasificación de unidades tipológicas que fueron finalmente transformadas en corológicas.

El capítulo cinco, que también presenta resultados, comprende un análisis de la variable entropía con la finalidad de discriminar su utilidad en la caracterización de la heterogeneidad del paisaje. Dicho análisis se aplicó en el caso de la isla central de Puerto Rico.

El capítulo seis se compone de un análisis jerárquico del paisaje utilizando siete variables: la hidrología y los cuerpos de agua, la geología, las pendientes, las elevaciones, los tipos de suelo, los usos y cubiertas de suelo y la entropía, aplicado a una escala de detalle: la Cuenca del Estuario de la bahía de San Juan. Los resultados obtenidos son sintetizados y discutidos conjuntamente en el capítulo siete, mientras que las conclusiones generales de la tesis se detallan en el capítulo ocho.

Las referencias citadas a lo largo del trabajo, tanto en los capítulos generales como en los capítulos de resultados correspondientes a los artículos publicados, se han agrupado en un apartado de bibliografía al final de la tesis.

Cabe señalar que debido a que los resultados se presentan en formato de artículos puede darse cierta redundancia por lo que se refiere a las introducciones y a la metodología empleada en cada caso. También señalar que dos partes de los resultados han sido redactadas en inglés, respetando la lengua en la que fueron publicados. El resto de los capítulos han sido escritos en castellano.

2 BASES TEÓRICAS

Desde la ecología del paisaje, el paisaje se define como el conjunto de teselas (o parches) compuestas por diferentes tipos de comunidades o manchas diferenciadas, dispuesto sobre una estructura geomórfica de tal manera que existen flujos de material y energéticos que le dan cohesión (Terrades, 2001; Hilty et al., 2006). Aquellas pueden o no estar influenciados por las actividades humanas (Hilty et al., 2006). Pero, ¿qué se entiende por una "comunidad de seres vivos"? Terrades (2001) considera un abuso del lenguaje la utilización generalizada del término comunidad, ya que esta "no es una realidad objetiva, sino un constructo intelectual". Según este autor, este concepto suele emplearse para designar unidades sociológicas (es decir, conjunto de plantas que coexisten) de cualquier grado, desde la más simple agregación hasta la más complejas (Terrades, 2001). Por esta razón, adoptaremos una definición que en vez de comunidades se refiera a un conjunto de sistemas inter-relacionados entre sí formando un todo más complejo (Martí Llambrich, 2005; Forman, 1995).

El término paisaje es uno muy amplio y es comúnmente utilizado en diversos ámbitos. El término evoca una gran variedad de significados (Mahony, 2004). Desde la ecología a la geografía, y desde la literatura a las conversaciones cotidianas, los científicos, artistas, escritores y demás suelen referirse al "paisaje" desde una amplia gama de acepciones. El arte, y los paisajes idealizados presentados por trabajos de pintores holandeses del siglo XVI y de artistas del siglo XVII como Claude y Poussin, influyeron en la visión romántica y pastoral de los paisajes (Kirby y Wharton, 2004) que permea hasta la actualidad. "La subida al pico del Mont Ventoux en 1336 por el poeta Francesco Petrarca es la primera evocación consciente que se hace del paisaje desde una perspectiva iconográfica" (Wascher, 2005). De esta forma se desarrolla la acepción del paisaje como una imagen modélica que puede ser plasmada pictóricamente, fotografiada, captada en el cine o descrita a través de la literatura (Martí Llambrich, 2005).

En la tradición inglesa el término "landscape" está más restringido a las vistas, mientras que la tradición alemana y holandesa el término "landschap" o "Landschaft" cuenta con un enfoque más general refiriéndose al carácter total de una zona de la tierra (Wascher, 2005). En estos países la concepción integradora del paisaje y la aplicación de métodos científicos para su estudio, proviene de la influencia de Alexander von Humboldt ((Wascher, 2005; Martí Llambrich, 2005). Por esto, la utilización tan generalizada y variada del concepto "paisaje" puede traer confusión. Múcher et al. (2010) define los "paisajes" como "unidades ecológicas donde interactúan variados procesos y componentes... y por esto son producto de la interacción a largo plazo de procesos abióticos, bióticos y antrópicos" (87). Esta definición no solo ha sido aplicada para paisajes naturales, sino que también los sistemas "socio-ecológicos", reflejan la interacción continua entre fenómenos naturales y humanos (Fagerholm et al., 2013). Esta interacción entre la naturaleza y los seres humanos lleva a la formación de múltiples cubiertas y usos del suelo, igual que a diversidad de percepciones y valores que se vinculan con el paisaje (Fagerholm et al., 2013).

El uso de este término en la geografía, proviene de la necesidad del estudio del conjunto de factores interrelacionados que le dan forma al territorio. J. Wimmer propone su uso en *Historische Landschaftskunde* en 1885 (Harshore, 1939, citado en Martin y James, 1993). La disciplina de la geografía, posteriormente, fue concebida como *Landschaftskunde* («landscape science»), corriente proveniente de Alemania a partir de Otto Schlüter (Schlüter, 1906, citado en Martin y James, 1993), quien recomienda al paisaje como objeto de estudio dentro de la geografía. Él también introduce los cimientos de los estudios de regionalización y delimitación del territorio en unidades, ya que propone que hay zonas reconocibles espacialmente que son relativamente homogéneas y que son distinguibles de sus alrededores por fronteras delimitables (Schlüter, 1906, citado en Martin y James, 1993). Esta idea ya había sido planteada siglos antes por Schmithüsen, quien había destacado el uso de la palabra *Landschaft* para referirse a extensiones de terreno con características uniformes y distinguibles, con una connotación espacial evidente (Schmithüsen, 1963, 17, citado en Martin y James, 1993). El desarrollo de esta nueva terminología proviene de la necesidad de geógrafos del siglo XVIII que deseaban fundamentar

las descripciones de la Tierra, no en Estados, sino en conceptos duraderos y bien delimitados (Martí Brugueras, 1975). Según Scmithusen, existen varios enfoques en los que se fundamenta el trabajo científico, que incorporan la estructura subyacente o el conjunto de elementos, agentes y procesos interrelacionados, de tipo natural, socioeconómico y cultural, que operan en un sector determinado de la superficie terrestre y que son los responsables de la morfología que presenta el paisaje (Martí Brugueras, 1975). Es en este sentido que Martínez de Pisón (1998) considera el paisaje la manifestación formal de los hechos geográficos.

2.1 La ecología del paisaje

La ecología del paisaje es una disciplina, relativamente reciente, que surge de la pluridisciplinaridad, de la consideración del espacio (entendido como el territorio de la superficie terrestre que puede ser medido por la distancia entre dos cuerpos) unida al trabajo asociado a la protección de la naturaleza y el estudio de sistemas complejos (Real Academia Española; Burel y Baudry, 2002). En 1939 Carl Troll acuña el término *ecología del paisaje*, la cual se convertiría en nueva disciplina que se consolida en Europa central en los años sesenta y en Estados Unidos dos décadas más tarde. Numerosas disciplinas han influido en el desarrollo de la ecología del paisaje, entre las principales se encuentran la geografía, la ecología, la sociología, la economía y la historia (Burel y Baudry, 2002; Varga-Linde, 2007; Farina, 2006). Así, combina el enfoque horizontal espacial de los geógrafos con el acercamiento vertical o funcional de los ecólogos (Farina, 2006). Tradicionalmente la disciplina nació de la percepción que los seres humanos tenían del paisaje, pero con la inclusión de aspectos medioambientales esta visión cambió (Farina, 2006). En la escuela del *Landscape Ecology* hay dos líneas de investigación con enfoques diferentes, la "escuela europea" y la "escuela americana". La escuela europea proviene de una tradición agroecológica por lo que se centra en la clasificación, tipología, nomenclatura y definición de los sistemas (Martí Llambrich, 2005; Varga Linde, 2007; Hilty et al., 2006). Esta escuela está más ligada a los estudios de la cultura y el estudio multifuncional del paisaje (Bastian, 2000; Varga Linde, 2007). La escuela estadounidense se fundamenta en la relación entre la estructura del paisaje y los procesos ecológicos que le dan forma y que a su vez son influenciados por aquella (Arnot et al., 2004). Sus investigaciones se centran en el diseño y

aplicación de índices que miden la estructura del paisaje y su relación con procesos ecológicos (Turner, 1989), el estudio de los ecosistemas naturales, el desarrollo de teorías y modelos, y la aplicación de métodos cuantitativos y estadísticos en sus investigaciones (Martí Llambrich, 2005; Varga Linde, 2007; Arnot et al., 2004).

Tres años antes de que Troll acuñara el término *ecología del paisaje*, Tansley introduce el término *ecosistema*. Los ecosistemas se definen como aquella entidad de diferentes tipos y tamaños, que viene a ser una categoría adaptable desde el átomo hasta el universo (Martí Llambrich, 2005; Varga Linde, 2007; Terrades 2001). Es decir, dentro de un ecosistema existe un “conjunto de especies y sus interrelaciones, que se encuentran en un espacio escogido arbitrariamente por el investigador” (Terrades 2001, 5). En la ecología del paisaje se combina una visión ecológica, por el estudio de los ecosistemas, con una visión geográfica, que intenta interpretar la distribución de estos sobre el espacio.

Según Dibari (2007), la base de la ecología del paisaje la conforma el estudio de la estructura, las funciones y los cambios del paisaje. Por esto, una de las principales formas en que se abordan las investigaciones es por medio del uso del modelo matriz, tesela y corredor. Este permite evaluar la estructura del ente de estudio. Según este modelo, las teselas (fragmentos o parches) son unidades morfológicas definibles y diferenciables del territorio circundante (Varga Linde, 2007). Su delimitación es un proceso artificial que adquiere sentido a una escala determinada (Martí Llambrich, 2005). Los corredores son fragmentos con forma lineal que sirven de conexión o barrera entre teselas. El conjunto interconectado de corredores forma una red (Martí Llambrich, 2005). La matriz es el elemento del territorio, más conectado, con mayor superficie y que ejerce un papel primordial en el funcionamiento general del mosaico paisajístico (Varga Linde, 2007; Martí Llambrich, 2005). Aunque estos constituyen los tres principales elementos de la morfología de un paisaje, otros componentes que también se pueden describir son la red, el borde/interior y el patrón paisajístico, entre otros (Martí Llambrich, 2005). Por esto, la estructura de un paisaje se puede describir por medio del manejo de dos conceptos, la composición y la configuración de sus componentes. La composición es la variedad y abundancia de teselas dentro de un paisaje. Por el

contrario, la configuración es la distribución espacial de estos fragmentos sobre el mismo paisaje, y la ubicación de unos elementos respecto a otros (Martí Llambrich, 2005). La composición y configuración de los parches, corredores y matriz inciden en los procesos ecológicos, que representan el aspecto funcional del paisaje. Los cambios de estas funciones y la estructura del paisaje a lo largo del tiempo implica el tercer punto de interés de esta disciplina: los cambios del paisaje (Dibari, 2007).

Los componentes del mosaico paisajístico forman las unidades mínimas de estudio para la aplicación de otras teorías y modelos dentro de la disciplina. El hecho de que el espacio es un componente importante para determinar la diversidad de los seres vivos y que la mayoría de los patrones y procesos ecológicos son formados por factores únicos es uno de los paradigmas fundamentales de la disciplina (Farina, 2006). Un claro ejemplo de esto, es la Teoría de la Isla Biogeográfica (McArthur y Wilson, 1967), que forma uno de los fundamentos dados de la disciplina. G. Forster (1778) fue quien primero destaca el hecho de que la cantidad de especies de flora en las islas es menor que en espacios continentales, y que esto variaba de acuerdo al tamaño (Cox y Moore, 2010). Posteriormente, el biólogo R. MacArthur y el biogeógrafo E. Wilson avanzarían esta teoría, según la cual existe una correlación positiva entre el tamaño de los parches y la riqueza de las especies. Esto se debe al equilibrio que existe entre la tasa de colonización contrapuesta a la tasa de extinciones. Las islas más grandes y más cercanas al continente o a otras islas contendrán mayor riqueza porque están sujetas a más inmigración y porque su superficie les permite sufrir menos extinciones (Meffe et al., 1997; Hilty et al., 2006). Por esto, en muchos trabajos dentro de la disciplina los parches se representan como islas sobrepuestas en una matriz considerada neutral (McGarigal, 2015). Estos preceptos en muchos casos no concuerdan con la realidad y han recibido críticas por su simplificación de los procesos de colonización de las islas oceánicas o en su aplicación en territorios donde se homologa erróneamente una matriz con un océano y cada parche con una isla (Hilty et al., 2006; Burel y Baudry, 2002). Un ejemplo es el caso de los grandes mamíferos y otros animales en el tope de la cadena trófica, que requieren de un espacio vital mucho más amplio para realizar a cabalidad sus funciones básicas.

Por otra parte, la teoría general de sistemas se utiliza dentro de la ecología del paisaje para describir la relación entre sus componentes. El sistema es una estructura constituida por componentes que muestran unas relaciones discernibles, y que operan juntos como un todo complejo (Bertalanffy, 1968, citado en Varga Linde, 2007). Las teselas, los corredores y la matriz son piezas dentro de un sistema abierto, de permeabilidad variada, entre los que hay un constante intercambio de energía y materia.

Del modelo matriz-tesela-corredor tradicional y la evaluación de la estructura, en épocas recientes se ha observado un cambio hacia el estudio de la funcionalidad y los cambios que ocurren dentro del paisaje. La clasificación y ordenación son instrumentos indispensables de la ciencia, pero el objetivo de esta es comprender por medio de explicaciones causales (Terrades, 2001). Dentro de esta disciplina se enfatiza en la influencia que ejercen los componentes del mosaico paisajístico sobre los procesos ecológicos, y viceversa, ya que este es producto de las relaciones entre la sociedad y el ambiente (Forman y Gordron, 1986; Turner, 1989; Martí Llambrich, 2005; Burel y Baudry, 2002). La estructura espacio-temporal del paisaje está relacionada con los flujos de organismos y nutrientes, y el reparto espacial de las especies o las comunidades (Burel y Baudry, 2002). Visto desde una perspectiva funcional, el paisaje depende del organismo que se estudia. Se consideran las perturbaciones como fenómenos naturales recurrentes que forman parte de la naturaleza de los sistemas naturales, y no como eventos estocásticos aislados (Turner, 2005). Además, los procesos que ejercen una influencia en la configuración y composición del mosaico paisajístico dependen y cambian dependiendo de la escala a la que se estudian los fenómenos.

“La escuela del Landscape Ecology se ha dirigido principalmente a buscar soluciones a la crisis ambiental que supone la pérdida de biodiversidad” (Pintó, 2000; Burel y Baudry, 2002). La conservación de la biodiversidad ha sido uno de los temas centrales en las investigaciones dentro de la disciplina, y ha contribuido al desarrollo de conceptos como son, la fragmentación, la conectividad, los efectos borde, los ecotonos y los corredores ecológicos, entre otros (Forman, 1995; Turner, 2001; Wiens, 2006; Varga Linde, 2007). Pero, ¿qué es la biodiversidad y por qué es tan importante preservarla? La biodiversidad se refiere al número de especies,

variedad y variabilidad de organismos vivos presentes en un territorio determinado (MacDonald, 2003). Además, esta medida no solo toma en consideración el número total de especies presentes, sino que también la cantidad proporcional de individuos de cada una. Esta se reparte desigualmente latitudinalmente, a lo largo de zonas geográficas y ecosistemas (Terrades, 2001). Por ejemplo, las zonas tropicales presentan mayor biodiversidad que los bosques mediterráneos. Esto se debe a que en los ecosistemas la diversidad se relaciona con variables tales como la producción primaria, la disponibilidad de energía, la fertilidad del suelo, la competencia y la estructura de la vegetación, entre otros (Terrades, 2001). Dependiendo de la escala de análisis es la importancia que adquiere cada variable. Por esto, podemos hablar de biodiversidad a nivel regional o evaluarla a nivel de comunidad. Las comunidades o formaciones vegetales tal y como están constituidas se han estructurado a través de variados procesos que actúan en el tiempo y el espacio, tales como la especiación, los regímenes migratorios, genéticos, el desarrollo de los nichos ecológicos o el azar, entre otros (Terrades, 2001).

Dentro de las ciencias que tratan temas medioambientales se le atribuye gran importancia a la conservación de la biodiversidad porque se entiende que indica el estado del ecosistema. Es decir, un paisaje que preserva su biodiversidad tiene buena salud y no ha sufrido un impacto nocivo de las actividades humanas. La biodiversidad también es importante porque si eliminamos "especies clave" causaremos una desestructuración del ecosistema que puede tener un efecto cascada en el funcionamiento de la comunidad (Terrades, 2001; Lugo, 2002). Este concepto está relacionado a la "hipótesis de la garantía o del seguro". Dentro de los ecosistemas muchas veces existe redundancia (muchas especies que parecen tener la misma importancia para un proceso básico y ocupan nichos similares), esto se cree que tiene el propósito de asegurar la continuidad del funcionamiento del sistema ante la pérdida de especies debido a las fluctuaciones en número de individuos (Terrades, 2001). Por esto, es peor para el funcionamiento general de un ecosistema que se pierda una especie rara, que una especie redundante. Además, los sistemas menos diversos presentan más fluctuaciones ante cambios en las condiciones climáticas (Terrades, 2001).

Algunos patrones generalmente reconocidos que amenazan la biodiversidad son las invasiones biológicas y los cambios climáticos (Terrades, 2001). Otro aspecto más debatible es la influencia que tiene la heterogeneidad paisajística sobre la diversidad de las especies. En investigaciones realizadas en ambientes, tales como el mediterráneo, se argumenta que el abandono de tierras agrícolas y el proceso de reforestación que allí ocurre lleva a una pérdida de biodiversidad (Varga Linde, 2007; Hietel et al., 2004). Según estos estudios, la pérdida de heterogeneidad del paisaje conlleva a un incremento en la probabilidad de plagas e incendios forestales y a una disminución de especies (como aves e insectos) que dependen de los espacios abiertos entre los parches de bosque. Argumentan que la diversidad biológica encontrada en estos espacios heterogéneos, producto de la intervención natural y humana, muchas veces es mayor a la biodiversidad de paisajes naturales no intervenidos (Varga Linde, 2007; Meffe et al., 1997). Según Lugo (2002), la mayor amenaza a la biodiversidad en regiones tropicales es la elevada tasa de deforestación. Según trabajos realizados en regiones tropicales, la recuperación de bosques secundarios, a expensas de las regiones de cultivo, es necesaria para mantener la biodiversidad (Lugo, 2002; Aide et al., 1995; Nagendra et al., 2008). Algunos de los beneficios de la recuperación de los bosques secundarios que mencionan son la reducción en la tasa de extinción de aves y plantas, un aumento en la riqueza ecológica, la recuperación de servicios básicos como la captura del carbono, la protección de las cuencas hidrográficas, la recuperación de hábitats para especies en peligro de extinción y el apoyo a comunidades dependientes del bosque (Lugo, 2002; Nagendra, 2008). Esta variabilidad de resultados, especialmente entre diferentes zonas latitudinales, ha impulsado la discusión sobre qué hacer ante la recuperación de los bosques secundarios, si dejar a la naturaleza continuar su curso natural o impulsar un desarrollado planificado y controlado. La visión tradicional cree en dejar a la naturaleza seguir su curso y visualiza cualquier intervención o alteración humana como perversa. Por desgracia, esto llevó a que los estudios dentro de la ecología se enfocaran en regiones con menor presencia humana, consideradas prístinas, cuando las regiones con una importante presencia e impacto humano requieren mayor comprensión para gestionarlas apropiadamente (Terrades, 2001). Históricamente se han protegido regiones que se intentan preservar de cualquier

influencia de las actividades humanas, en donde los turistas van a consumir "escenas del paisaje" (Shultis y Way, 2006). Esto es heredado de la tradición artística (de los siglos XVI y XVII), donde se visualizaba al paisaje como una estampa idílica y romántica. Esto impulsó la conceptualización original y el desarrollo de parques nacionales y reservas naturales, en Inglaterra y los Estados Unidos, donde se intentó proteger y permitir el disfrute de la mayoría de la población de espacios altamente valorados, ya fuera por su belleza escénica o por su asociación cultural (Kirby y Wharton, 2004). La ecología de la conservación y la ecología del paisaje se han movido de esta visión tradicional y creen que se deben conservar mosaicos paisajísticos heterogéneos, regiones semi-naturales y otras que estén fuertemente antropizadas (Terrades, 2001). El Convenio Europeo del Paisaje (2000) es un ejemplo de esto, porque establece que sus preceptos aplican a todo el territorio, y cubre áreas naturales, rurales, urbanas y periurbanas.

Una vez abandonadas las actividades humanas en un territorio (ya sean agrícolas, de pastoreo o los asentamientos humanos, entre otros) y la región se comienza a reforestar, en un principio es colonizada por especies arbustivas, y ocurre un desarrollo rápido del área basal, la densidad de árboles, la riqueza de especies, hasta que eventualmente se desarrolla un dosel cerrado (Varga Linde, 2007; Lugo, 2002; Aide et al., 1995). Lugo (2002), sostiene que en términos de la estructura básica y las funciones del bosque, la intervención humana es imperceptible después de 50 años del abandono (en espacios tropicales). En la experiencia de Puerto Rico se han desarrollado zonas de bosque en buen estado, pero con una composición florística distinta a los bosques previos a la intervención humana, donde co-existen especies introducidas y nativas (Lugo, 2002). La biodiversidad y la riqueza florística se pueden ver amenazadas a largo plazo si la región es recolonizada por especies oportunistas y cosmopolitas que ocupan el territorio de especies endémicas y amenazadas (Meffe et al., 1997).

Se han desarrollado diversos índices para medir la estructura del paisaje y extrapolar estos resultados al potencial efecto que tienen sobre la biodiversidad. Para la medición de estos índices se utiliza una capa de cubiertas de suelo o valores totales obtenidos de muestreos, pero hay que tener cuidado al extrapolar esta diversidad al ecosistema. Según Terrades (2001), la diversidad de algunos

grupos taxonómicos o algún parámetro ambiental no necesariamente representan la diversidad del ecosistema y podemos obtener valores ambiguos.

2.1.1 La fragmentación y la conectividad en el paisaje

Los procesos de fragmentación son considerados uno de las grandes amenazas a la biodiversidad en la actualidad, ya que en la mayoría de las ocasiones vienen acompañados de la pérdida sistemática de hábitats (Hilty et al., 2006). La fragmentación ocurre cuando una región de hábitat o cubierta continuos se van subdividiendo paulatinamente, de forma tal que: disminuye el tamaño de los pedazos restantes (o parches), aumenta la distancia entre estos, aumentan sus zonas de borde y disminuye la relación área/perímetro (McGarigal, 2015; Meffe et al., 1997; Hilty et al., 2006; Forman, 1995; Shuangcheng et al., 2009; Meffe et al., 1997).

Este proceso se puede visualizar si imaginamos un gran bosque que ha sufrido el paso de un huracán que ha provocado la mortandad de árboles, en estos lugares se abrirán espacios donde se rompe la continuidad del dosel cerrado. Luego, se ha construido una carretera, un edificio y una urbanización, dejando trozos pequeños de bosque que ya no se encuentran conectados. Estos procesos son la fragmentación del paisaje y dificultan e imposibilitan el movimiento de muchas especies y el intercambio genético de las plantas (Meffe et al., 1997). Esta ruptura estructural paulatina conlleva modificaciones intensas del territorio que provocan la interrupción de algunas o todas las funciones que mantienen los hábitats naturales y las comunidades, que dependen de estos últimos (Atlas de Andalucía, 2005; Pfister, 2004; McGarigal, 2015). Las perturbaciones, ya sean de origen natural o humano, producen cambios en los flujos de energía, materia y organismos entre los parches que componen un paisaje (Dibari, 2007). Siempre han ocurrido eventos de índole natural que han tenido este efecto sobre los ecosistemas. Entre estos se podrían mencionar: los fuegos forestales, las erupciones volcánicas o eventos meteorológicos de gran magnitud, como los huracanes, entre otros. En la actualidad las actividades humanas lideran los procesos de fragmentación y la pérdida sistemática de hábitats. Entre las principales actividades humanas que se podrían mencionar están la expansión urbanística y

agrícola, los procesos de industrialización y la expansión de la infraestructura viaria (Meffe et al., 2007). La fragmentación no es un proceso simple, ocurre a diversas escalas y a una magnitud variada.

Se ha encontrado una diferencia entre la fragmentación causada por los eventos naturales y los humanos. Esto se debe al hecho de que difieren en tres aspectos primordiales: la velocidad y el patrón de cambio, la escala de influencia y la recuperación observada en los sistemas naturales resultantes (Hilty et al., 2006). Diversos científicos no consideran las perturbaciones naturales como parte del proceso de fragmentación, sino como procesos que forman parte de los ciclos naturales de regeneración de los ecosistemas. En hábitats forestales, el paso de un huracán o un fuego forestal provocarían la apertura de espacios en los nichos ecológicos lo que a su vez permitiría la introducción de nuevas especies o la regeneración de comunidades ya existentes. Esto lleva a la formación de una estructura interna rica que se componen de diferentes capas de vegetación, que en general sufren menor influencia de las zonas de borde porque no hay un alto contraste entre parches contiguos (Meffe et al., 1997). La frecuencia y espacio en el que ocurren estas perturbaciones se ha denominado *space-time* mosaic o *shifting mosaic* (Meffe et al., 1997). Cuando estas perturbaciones son de intensidad moderada o mediana, provocan un aumento en la diversidad de hábitats, microhábitats y especies (Meffe et al., 1997). Por el contrario, los procesos antrópicos crean estructuras simplificadas, como las zonas urbanizadas o los monocultivos; hay más contraste entre parches contiguos, por lo que tiende a haber mayor efecto borde; e implican una amenaza constante a la viabilidad de las poblaciones por la confluencia de intereses o acciones incompatibles (Meffe et al., 1997). Las perturbaciones humanas tienen un efecto ralentizador en la recuperación de los bosques (Aide et al., 1995). Además, se ha encontrado una relación directa entre el tipo de actividad humana que se ha llevado a cabo en un espacio y la velocidad de recuperación de las comunidades vegetales de la región (Foster et al., 1999; Aide et al., 1995; Molina Colón y Lugo, 2006; Rivera y Aide, 1998; García Montiel y Scatena, 1994; Myster, 2003). Este fenómeno Lugo (2002) lo ha denominado el "time tax" (impuesto temporal).

Si se pasa a una escala de estudio aún más general, las actividades humanas con un impacto moderado también pueden producir un aumento de la heterogeneidad del paisaje, tal y como ocurre en las comunidades naturales con la acción de las perturbaciones. La coexistencia de parches inalterados con usos extensivos pueden permitir altos valores de diversidad de especies y permitir la funcionalidad de los procesos ecológicos (Atlas de Andalucía, 2005). El problema vendría si los usos sobre el suelo se extienden y se intensifican porque entonces esto llevaría a una disminución de la heterogeneidad del paisaje.

Uno de los modelos más utilizados en las investigaciones de fragmentación es el de las *metapoblaciones* (Levins, 1970). En este modelo los individuos de una especie forman subpoblaciones en teselas de hábitat propicio distribuidas sobre un espacio discontinuo compuesto en su mayoría por una matriz con hábitat hostil. La matriz es el contexto que rodea los parches con hábitat propicio y ejercen una influencia sobre las metacomunidades (Hilty et al., 2006; Ricketts, 2001). Estas subpoblaciones forman un sistema local de poblaciones que se encuentran conectadas entre sí por la dispersión de los individuos (Meffe et al., 1997; Hilty et al., 2006). Por lo tanto, su viabilidad depende de la configuración del paisaje, de su capacidad de movimiento y el tipo de matriz (Meffe et al., 1997; Hodgson et al., 2007). Por esto, se considera que "se ven más afectados los procesos que dependen de vectores de transmisión en el paisaje, como la dispersión de semillas, la polinización de las plantas, las relaciones depredador-presa, la dispersión de parásitos y epidemias (Atlas de Andalucía, 2005). Por un lado, las metapoblaciones corren el riesgo de quedar desconectadas, debido a la desaparición de un corredor o al aumento de la distancia entre estas. Por otra parte, una ventaja vista a este tipo de estructura poblacional es que una perturbación que arrase con los individuos de una metapoblación, no arriesgará la viabilidad de toda la población. Además, propician el desarrollo de mayor variabilidad genética (Atlas de Andalucía, 2005). Es difícil aislar experimentalmente las consecuencias de la fragmentación, ya que estos procesos funcionan en rangos espaciales y temporales muy largos (McGarigal, 2015).

Según diversos autores, esta teoría es una simplificación del verdadero comportamiento de los procesos de dispersión de los individuos de una especie, y

por eso también tiene sus detractores. Hastings (2003), explica que no toma en consideración la edad de las teselas en las tasas de extinción, que en la realidad no es constante (citado en Hilty et al., 2006).

Es importante tener presente que la respuesta a la fragmentación es diferente en cada especie. Los requerimientos ecológicos, el hábitat idóneo, la tolerancia a los cambios y la capacidad de movimiento, entre otras, cambian de una especie a otra. Además, los espacios antes continuos que pasan a tener un tipo de cubierta o hábitat distinto se convierten en barreras para algunas especies y corredores para otras (Meffe et al., 1997). Las especies que primero se ven afectadas son los grandes mamíferos, las que tienen una movilidad reducida o grandes requerimientos de espacio, las especies raras de interior, las especies con fecundidad baja y las especies con ciclos de vida cortos, entre otras (Meffe et al., 1997; Hilty et al., 2006). Los corredores ecológicos se plantean como una opción para viabilizar la sobrevivencia de las metapoblaciones. En la actualidad, se ha hablado mucho de sus ventajas y desventajas. Taylor et al. (2008), estudiaron la influencia de estos y la geometría de los parches de vegetación en Australia, y encontraron que la *Manorina melanocephala*, un ave invasora, se vio beneficiada por la presencia de corredores e incluso llegó a dominar estos espacios.

De los tres aspectos que forman la base de los estudios en la ecología del paisaje (la estructura, las funciones y los cambios del paisaje) (Dibari, 2007), la estructura representa aquel componente material a través del cual se pueden conocer los procesos y fenómenos que le han dado forma. Por esto es que para evaluar los procesos de fragmentación del paisaje y los cambios que han ocurrido a lo largo del tiempo, se han desarrollado diversidad de índices del paisaje. Estos permiten la aplicación de estudios empíricos sobre los efectos que tiene la estructura del paisaje sobre ciertas especies (Ricketts, T. H., 2001; Rosenlew y Roslin, 2008; Mortelliti y Boitani, 2008; Bandini Ribeiro et al., 2008; Ries et al., 2004). Dichos índices se componen de diversidad de ecuaciones, técnicas y algoritmos (Shuangcheng et al., 2009; Dibari, 2007) que se aplican sobre el mosaico de teselas, corredores y matriz de una región para realizar cálculos sobre el tamaño de sus componentes, su geometría, cuantificar su composición y su diversidad, entre otros. En general, sirven para hacer una valoración del estado del paisaje.

Existen variedad de programas que permiten la aplicación de los índices del paisaje como, por ejemplo, FRAGSTATS (McGarigal y Cushman, 2012), V-Late (Tiede y Lang), Apack (Mladenoff y Dezonía, n.d.) y GRASS, entre otros. Cada uno trabaja sobre formatos diferentes y permiten las aplicaciones de un número específico de índices. Por ejemplo, FRAGSTATS (McGarigal y Cushman, 2012) trabaja con imágenes en formato ráster, mientras que V-Late es un complemento (o "plug-in") que funciona en el ambiente del ArcGIS (ESRI, Inc.) y trabaja con archivos véctor. En cada uno de estos programas, los análisis se aplican sobre capas que representan las cubiertas de suelo, los tipos de hábitat o la presencia y ausencia de una especie, entre otros.

Originariamente O'Neill et al. (1988) propusieron un puñado de índices que utilizaron para distinguir entre patrones del paisaje. Desde entonces se han construido muchos más que se pueden utilizar para evaluar la estructura o la funcionalidad del paisaje, si se utiliza para la evaluación de un organismo o proceso específico (McGarigal, 2015). Hay un grupo de medidas, denominadas "índices de fragmentación", que se utilizan para medir esto mismo en un paisaje (Shuangcheng et al., 2009). Entre estos índices se incluyen los que cuantifican el número y la densidad de los parches, los que calculan sus tamaños medios, los que calculan su grado de aislamiento (distancia entre los parches, como la distancia euclidiana), junto a medidas de configuración, como el índice de proximidad, el índice de coherencia, los índices de contagio y el índice de yuxtaposición e intersección (Shuangcheng et al., 2009). Algunas medidas son el claro reflejo de la aplicación de importantes teorías sobre los estudios prácticos, como es el caso de las medidas que toman en consideración el tamaño de los parches sobre la matriz, como un indicador de la potencial riqueza de especies que puede haber presentes, tal y como es propuesto por la Teoría de la Isla Biogeográfica. Otra de las medidas que se utiliza para cuantificar la fragmentación es la dimensión fractal, que es la medida del tamaño de los parches y la complejidad en la forma) (Meffe et al., 1997). Otro aspecto que se toma en consideración cuando se intenta determinar el grado de fragmentación que existe en un paisaje, es la relación área/perímetro, ya que a medida que disminuye esta relación la fragmentación aumenta (Pintó y Miquel, 2007). Se ha encontrado que los parches con formas más irregulares, y con

una baja relación área/perímetro, tienen más influencia de las teselas o matriz circundantes, y de las zonas de borde. Este análisis se puede realizar a diferentes escalas para lograr implantar medidas efectivas de conservación (Ribeiro et al., 2008).

Durante los albores de la disciplina, predominaba en el mundo científico general la visión de equilibrio y uniformidad. Es decir, los paisajes y los ecosistemas eran considerados como entidades homogéneas espacial y temporalmente (Burel y Baudry, 2002). Hoy día, los paisajes y sus componentes son considerados heterogéneos espacial y temporalmente, y a todas las escalas (Burel y Baudry, 2002; Terrades, 2001). La heterogeneidad se puede entender como una medida de las fuerzas estocásticas que funcionan sobre un paisaje. Hay quienes se atreven a aseverar que la homogeneidad no existe, ya que se observa variabilidad y caos desde los individuos de cada especie hasta el universo. La heterogeneidad dentro de un paisaje puede ser medida utilizando una fórmula de entropía; mientras la configuración de elementos más se acerque a una estructura aleatoria, y mientras menos organizado esté, más heterogeneidad habrá (Goodchild et al., 1994; Burel y Baudry, 2002). Es importante destacar, que la heterogeneidad del paisaje es una medida de la variabilidad de los usos y cubiertas de suelo o de tipos de hábitat, entre otros, dependiendo del propósito del trabajo, y no una medida directa de la biodiversidad, que se refiere directamente a la riqueza y variedad de especies.

2.1.2 Las fronteras y su relación con la fragmentación

En la matriz de un paisaje se puede encontrar el límite que demarca la frontera entre ecosistemas, comunidades, biomas o usos de suelo diferentes a lo largo de un espacio amplio de escalas y formas (Hufkens et al., 2009). Cuando este límite ha evolucionado a lo largo del tiempo, y se ha convertido en una zona de transición entre dos sistemas ecológicos que no son artificiales se le denomina ecotono (Yarrow & Salthe, 2008). A escalas (geográficas) muy pequeñas y generales estos se podrían ver en la transición entre los bosques árticos y la tundra, entre los bosques y los matorrales, entre los bosques y las sabanas y en los gradientes de elevación en las zonas de montaña (Hufkens et al., 2009). Por el contrario, en territorios con mayor huella humana, las fronteras suelen ser abruptas

porque demarcan la separación entre sistemas drásticamente diferentes. Estos límites, denominados *edges*, se configuran en función del tipo de perturbación humana que los ha creado (Harper et al., 2005). Un ejemplo claro se puede observar en la separación entre un cultivo y un parche con vegetación (Arnot et al., 2004).

Estas fronteras se consideran zonas de transición de carácter dinámico y multidimensionales, que presentan mayor heterogeneidad que los sistemas ecológicos contiguos (Yarrow y Salthe, 2008). “Por esto, varios autores han destacado la importancia de las fronteras ecológicas como componentes funcionales del paisaje” (Yarrow & Salthe 2008). El reconocimiento de estas regiones y su estudio comenzaron con Leopold (1933), cuando se buscaba aumentarlas para impulsar la abundancia de especies cinegéticas (Harper et al. 2005, 769). Dependiendo de la escala geográfica, son aquellos elementos que limitan, pero a la vez forman estas zonas de transición. Entre estos se podrían mencionar los elementos que influyen de una escala geográfica más pequeña a una grande: el clima, la topografía, (a escalas más grandes), las condiciones edáficas, la genética de las plantas, la fauna; y a nivel de microclimas, ya influye la composición química de los suelos (Gosz, 1993).

Se habla mucho de los ecotonos como zonas de transición, dando la impresión de que son zonas de paso. Pero estos son hábitats en sí mismos, y juegan un papel importante en los procesos de especiación y muchas veces albergan más especies o diversidad que los ecosistemas en el interior de los parches de vegetación (Hufkens et al., 2009; Kark et al., 2002). Estos resultados son constatados por Jordana et al. (1999), quienes evalúan la relación entre la diversidad de la fauna en el suelo y la vegetación presente en zonas mediterráneas. Establecieron dos zonas de estudio, Navarra (España) y Sicilia (Italia). De la evaluación realizada sobre transectos trazados a lo largo de los ecotonos entre pinares y zonas arbustivas encontraron que existe un “ecotone effect”, en donde las muestras del suelo eran más ricas y diversas dentro de los ecotonos que en los pinares o en zonas con suelo desnudo.

Las actividades humanas que amenazan las comunidades vegetales de una zona afectan aún más a los ecotonos. Durante la deforestación de cualquier zona

"... la pequeña extensión comparativa de ecotonos sufre desproporcionadamente", entre otras cosas porque estos no son un elemento de prioridad en los planes de conservación de los hábitats predominantes (Possley et al. 2008, 668).

Durante un proceso paulatino de fragmentación, con el aumento en el número de parches también se incrementa su perímetro (Varga Linde, 2007). Los bordes suelen contener condiciones fisiográficas distintas del área que queda en el interior del parche. Por esto, el "efecto frontera" (también llamado "edge influence") se refiere a aquellos procesos abióticos y bióticos que resultan en diferencias detectables en composición, estructura y funcionamiento a lo largo de un espacio variable, si se compara con el interior del bosque (también denominado "zona de interior" o "core area") donde esta influencia es inexistente (Harper et al., 2005). Cuando se estudian estas regiones es esencial definir claramente qué tipo de borde se estudia, si un ecotono o un edge, porque esta distinción añade una característica adicional que condiciona la influencia que podrá ejercer sobre los ecosistemas naturales contiguos. Si una zona natural ha sido sometida a un proceso paulatino de fragmentación, a medida que disminuye la superficie de los espacios naturales también disminuye su espacio de interior (Varga Linde, 2007). La magnitud y la distancia del efecto frontera está controlado por diversos factores de naturaleza tan variada que la respuesta cambia en cada lugar (Harper et al., 2005). Así que cuando aumenta la fragmentación y con esto las zonas de borde, también se incrementa la influencia que ejercen las cubiertas de suelo externas sobre el interior de la tesela (Atlas de Andalucía, 2005; Hufkens et al., 2009). Cuando hay un contraste marcado entre teselas contiguas, aumenta el efecto frontera. Esto también se observa con el incremento del interior-to-edge ratio (Taylor et al., 2008). En el caso de bosques contiguos aumenta si la edad y la estructura son marcadamente diferentes (Harper et al., 2005). Fragmentos de vegetación rodeados de hábitats muy alterados pueden contribuir a la degradación del bosque y a la pérdida de biodiversidad (Harper et al. 2005, 769).

El efecto frontera también se puede estudiar tratando los bordes como membranas con una permeabilidad medible. Los bordes permiten u obstaculizan el intercambio y flujo de energía, materia y organismos a través de sus fronteras

(Harper et al., 2005). Por un lado, un alto contraste entre los parches y la matriz circundante puede llevar a la constitución de fronteras impenetrables que lleven a un aislamiento funcional del primero (Meffe et al., 1997). Esto podría tener consecuencias nefastas en aquellas metapoblaciones en las que se limite el intercambio de individuos y por tanto de genes. Por el contrario, cuando el contraste entre hábitats contiguos es bajo y la permeabilidad del borde es alta, los individuos de alguna especie pueden aventurarse a una matriz con hábitats de menor calidad (Meffe et al., 1997). De esta forma se podría producir el fenómeno conocido como "hábitats sumidero", en donde la frontera actúa como medio facilitador para la pérdida de individuos. En los casos de alta permeabilidad también existe el riesgo de que ocurra la entrada de especies invasoras y generalistas o de depredadores, que constituyan una amenaza a las especies endémicas o de interior. Según los resultados de un estudio realizado por Duguay et al. (2007) ese riesgo aumenta en los alrededores de las zonas urbanizadas (2007). Por otra parte, Cadenasso y Pickett (2001) realizaron un estudio en un parche de bosque, en los que midieron la entrada de propágulos de una especie potencialmente invasora a lo largo de diferentes tipos de edge. En este estudio encontraron que las zonas de edge con bosque intacto actúan como barreras que inhiben la entrada de semillas que son dispersadas por el viento. Son necesarios más estudios empíricos que arrojen luz sobre la posibilidad de movimiento de las especies en paisajes altamente fragmentados (Hodgson et al., 2007).

En las zonas de vegetación se ha estudiado el efecto frontera, como respuestas primarias o secundarias observadas a partir de la ubicación de un borde. Estas respuestas se definen en función de la temporalidad con la que ocurren. Describen un proceso paulatino que comienza con una perturbación, que lleva a la creación de un borde. Primero se observan las respuestas primarias o directas en donde ocurren cambios físicos en la vegetación, cambios en el suelo, se observa un aumento en la dispersión del polen, cambia la incidencia de luz, viento y humedad que repercute en la evapotranspiración y el ciclo de los nutrientes, entre otros. Posteriormente, se observan las respuestas secundarias o indirectas que se manifiestan en la estructura del bosque (diferente densidad de las plántulas y mayor cubierta de sotobosque, entre otros) y en la composición de especies, en

muchos casos de especies exóticas (Harper et al., 2005). “Las respuestas secundarias ocurren como resultado de las respuestas primarias, comienzan más tarde y duran más tiempo” (Harper et al., 2005).

Harper et al. (2005) hace un extenso recuento de las investigaciones donde se estudia la magnitud y extensión del efecto frontera sobre las teselas de bosque en ambientes tropicales, templados y boreales. Este autor plantea que “a pesar de que estos estudios han provisto evidencia empírica que ha permitido entender mejor los patrones de respuesta en los ecosistemas estudiados, todavía no existe una teoría unificada relacionada con los mecanismos de funcionamiento del efecto frontera” (Harper et al., 2005). Hufkens et al. (2009) presentan un compendio de las definiciones de las zonas de borde y las técnicas más relevantes utilizadas durante la última década para estudiar estas zonas.

Cuando estas fronteras marcan una zona de transición entre dos ecosistemas diferentes, presentan un reto al investigador. Esto se debe al hecho de que los índices del paisaje y las métricas desarrolladas están basadas en divisiones booleanas o lógicas, que han sido heredadas de las convenciones cartográficas tradicionales (Arnot et al., 2004). De acuerdo con este paradigma, cada ubicación o individuo se cataloga dentro de una y solo una clase, pero hay autores que proponen la aplicación de la lógica difusa (“fuzzy logic”) en el estudio de diversos fenómenos, incluyendo el estudio de las fronteras entre ecosistemas. Esta teoría está basada en el concepto de ambigüedad o imprecisión a la hora de clasificar objetos (Arnot et al., 2004). En la visión de clasificación tradicional uno asigna membresías únicas y excluyentes a cada objeto. Por el contrario, dentro de las clasificaciones difusas, cualquier objeto tiene una membresía de entre 0 y 1 en todas las clases, donde 1 representa una alta similitud a la clase y 0 representa ninguna similitud. Investigaciones recientes en la geografía o la informática han introducido el modelaje y representación de las fronteras de forma indeterminada o difusa (Burrough and Frank, 1996).

2.1.3 Delimitación de unidades de paisaje

Los trabajos de regionalización tienen una extensa tradición en el campo de la geografía, donde según Bernert et al. (1997), el estudio de las regiones ha

constituido un tema central durante los dos siglos pasados. En particular, la identificación de unidades del territorio se inscribe en el marco de los trabajos de regionalización propios de los geógrafos casi desde el mismo nacimiento de la geografía como disciplina científica moderna. En la geografía regional tradicional se delimitaban zonas de estudio que eran descritas detalladamente. En la actualidad, las regiones que son objeto de estudio no solo son descritas minuciosamente, si no que para su definición se les aplican técnicas de investigación modernas como son el análisis estadístico y el análisis espacial por medio de la utilización de los Sistemas de Información Geográfica. Esta clasificación del territorio permite la aplicación realista de políticas de gestión en zonas con condiciones ambientales y/o humanas comunes. Algunos ejemplos son las aplicaciones para la gestión de cuencas hidrográficas, el manejo de fuegos forestales (Long et al., 2006; Laing et al., 2005), el manejo de los desperdicios sólidos o el manejo de zonas de bosque, entre otros (McNab et al., 1999; Laing et al., 2005; Ritters et al., 2006; Bailey, 1983; Omernik, 1987).

Desde los comienzos del desarrollo de la disciplina geográfica se hablaba de dividir la tierra en regiones naturales basadas en la distribución de diversos aspectos dependiendo del enfoque de estudio, como son las cuencas hidrográficas, el *pays* (Vidal de la Blanche), las regiones naturales (Andrew J. Herbertson), las regiones naturales y humanas (John F. Unstead, 1916) o en regiones económicas (K. I. Arsenyev, 1818). Por otra parte, Ferdinand Von Richthofen plantea que la geografía se debía enfocar en describir aquellos aspectos únicos de una región particular, para posteriormente buscar regularidades en la ocurrencia de los fenómenos observados. Este autor plantea la necesidad de subdividir la superficie terrestre en unidades coherentes de estudio. "Esta escuela geográfica se llamará *Landschaftsgeographie* y cada una de las unidades identificadas, individualizadas e interconectadas obtiene el nombre de *landschaft*. *Landschaft* en alemán se refiere al paisaje y a la región. Este estudio lo continuaron otros alemanes como J. Schmithûsen, Bobek y Lautensach, y geógrafos de la escuela rusa como V. B. Sochava" (Martí Llambrich 2005, 24).

Desde los precursores de la disciplina de la ecología del paisaje explican que la ecología se centra en la relación vertical entre animales, plantas, el aire, el agua,

mientras que la ecología del paisaje enfatiza en las relaciones horizontales entre unidades espaciales (Forman y Godron, 1986). Las unidades de paisaje representan territorios homogéneos con una fisionomía, estructura y fisiografía únicas (Zonneveld, 1995).

Para Zonneveld (1995) una unidad de paisaje es un área relativamente homogénea desde el punto de vista ecológico a una escala de análisis predeterminada. Las unidades de paisaje se deben establecer de acuerdo con la definición de paisaje que se adopte. De este concepto existen tantas definiciones, como aplicaciones han sido necesarias e investigadores que han trabajado el tema. Por esto, Serrano Giné (2012) realiza un extenso compendio de las diversas formas cómo se ha conceptualizado la "unidad de paisaje" y realiza un acercamiento a su desarrollo teórico. En este trabajo definimos unas unidades coherentes tanto desde el punto de vista del paisaje visual o morfológico, también denominado patrón o mosaico paisajístico, como por lo que se refiere a los sistemas naturales que lo sustentan, así como también con la imagen percibida, en el sentido de ser unidades reconocidas como tales por la población.

El paisaje es producto de la interacción de diversos procesos abióticos y bióticos, patrones de colonización y alteraciones (o perturbaciones) locales (Forman y Godron, 1986). Además, también se habla de los intercambios de energía, nutrientes y materia, que interactúan en la formación de los sistemas naturales. Estos son medibles a través de factores ambientales y biológicos como lo son el clima, la geología, los suelos, la distribución de la flora y la distribución de las cubiertas de suelo (Cleland et al. 1997, 9). Esta información se recopila, a su vez, en forma de tablas o capas de información geográfica, que pueden ser analizadas y manipuladas. Los factores o elementos que forman el territorio arman un mosaico espacial que puede ser medido por su forma, composición y configuración (Forman, 1995). Aquellos elementos medibles del mosaico le dan a cada unidad cierta unicidad que permite distinguirlo del territorio circundante. Esto está determinado por dos factores: la escala de estudio y el propósito de la investigación. Dependiendo de la escala es la importancia relativa que cada uno de estos factores adquiere.

Los atributos que le dan forma al paisaje y que trabajan a diversas escalas, son mucho más estables controlando las grandes zonas ecológicas y más dinámicos cuando operan a niveles más locales (Blasi et al., 2000). Si nos referimos a escalas globales o continentales, denominadas macroclimáticas por Bailey (1985), el clima es el principal condicionante (Terrades, 2001; Wascher, 2005), y las diferencias observadas entre regiones están supeditadas a los cambios latitudinales (Bailey 1985; Cleland et al., 1997). Entre los trabajos más conocidos a esta escala de trabajo se encuentran los biomas, las zonas de vida y las formaciones (Bailey 1985 y 2005). Los biomas, término acuñado por Christen Raunkiaer (1903), son comunidades bióticas de plantas y animales características de un territorio (extenso). Las zonas climáticas de Köppen (1918) son otro ejemplo con un uso muy generalizado, donde se clasifican tipos de climas tomando en consideración las fronteras vegetales (Wascher, 2005). Otro ejemplo, que no podemos pasar sin mencionar, son las zonas de vida de Ewel y Whitmore (1973) donde intentan representar la vegetación potencial tomando en consideración variables climáticas, como lo son la evapotranspiración potencial, el promedio de precipitación anual y el promedio anual de biotemperaturas.

El número de factores que adquieren mayor injerencia sobre la formación del paisaje o los ecosistemas aumenta a medida que progresamos abajo en la jerarquía. Cuando nos movemos un peldaño más abajo en la escala, pasamos a regiones generalmente delineadas por discontinuidades fisiográficas, ejercidos por la geología y la topografía (Bailey, 1985). Serrano Giné analiza el papel que juega el relieve como factor condicionante, estructurador o definidor del paisaje por medio de la presentación de diversos estudios que destacan su importancia de esta variable (2012). Posteriormente, realiza una clasificación de una zona montañosa localizada en la costa catalana, conocida como Muntanyes d'Ordal. En estas escalas continúa la influencia del clima y también se ha planteado la influencia de la cercanía a grandes cuerpos de agua (marítima) en la distribución de grandes regiones (Bailey, 1987; Denton y Barnes, 1988).

Las unidades aún más pequeñas están basadas en facies topográficas donde los regímenes climáticos locales varían por el cambio de pendientes u orientación (Bailey, 1985). El clima, el relieve y la geología son considerados como

los impulsores de la distribución de la vegetación porque influyen en el movimiento de organismos, la evapotranspiración, la precipitación, la temperatura, los vientos, las nubes y los regímenes de radiación, que provocan los gradientes físicos... (Bailey, 1998; Sayre et al., 2014). Cuando se reduce la extensión de territorio estudiado, entre los condicionantes más importantes son el relieve, los tipos de suelo, el clima, las comunidades naturales y el azar (Terrades, 2001; Cleland et al., 1997).

Existen diversas clasificaciones que han sido creadas usando o destacando ciertas variables, que cambian según el ámbito de estudio y la escala de trabajo. Por ejemplo, a escalas de trabajo a nivel mundial, es el mapa de tipos de suelos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés) que ha pasado por varias actualizaciones. Por otra parte, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y el Centro Internacional de Proyectos del Comité para la Protección Ambiental de la ex-Unión Soviética realizaron una clasificación mundial de tipos de paisaje, con el propósito de conocer su estado (1990). Realizaron esta tipología utilizando como referencia la zona natural a la que pertenece cada región, la orografía, el grado de impacto humano y los usos de suelo (Wascher, 2005). Olson y Dinerstein (2002) desarrollaron una red de ecoregiones basándose en lugares con variada biodiversidad, del que obtuvieron 238 ecoregiones a escala global. Por otra parte, a escala europea se han realizado variedad de trabajos sobre tipología del paisaje. Entre estos, se podría mencionar la tipología desarrollada por Meeus, en los 1990s, a una escala de 1:25 millones, donde identificó 30 tipos de paisaje. Para su desarrollo integraron factores tales como el relieve, los tipos de suelo, el clima, la cultura regional y la gestión e historia del lugar (Wascher, 2005). Otra iniciativa europea fue la tipología de paisajes naturales y semi-naturales trabajada por el Centro Unido de Investigación del Instituto de Aplicaciones Espaciales de la Comisión Europea (Wascher, 2005).

Se pueden identificar diferentes tipos de paisajes tanto en un sentido tipológico como corológico. Los paisajes tipológicos son definidos por los valores que toman las variables utilizadas en su definición, un mismo tipo de paisaje puede ser observado en lugares distintos. Esto es lo que Passarge, denominó un sistema

espacial o conjunto de elementos interrelacionados entre sí (Martin y James 1993, 181). Por el contrario las unidades de tipo corológico son únicas debido a su particular situación geográfica, génesis, configuración, dinámica y relación con los paisajes circundantes.

Los tipos de paisaje se combinan de formas diferentes formando patrones espaciales o regiones, que forman unidades corológicas (Antrop, 1997). Un entramado de factores naturales y culturales las van moldeando (Antrop 1997, 107).

La escala de análisis condiciona el tipo de unidad de paisaje que se puede marcar, su tamaño y los factores condicionantes de su diferenciación. En todo caso, el conjunto de unidades establecidas a distintas escalas debe formar parte de un sistema taxonómico jerárquico y articulado. La Teoría de las jerarquías (Allen y Starr, 1982) describe precisamente esto: el estudio de los procesos que trabajan a diferentes escalas espaciales y temporales. Los niveles superiores fijan el contexto de desarrollo, y de organización, mientras que los inferiores imponen condiciones limitantes (Terrades, 2001; Lindenmayer et al., 2006). Las unidades se pueden distinguir de las circundantes a una escala de estudio determinada, pero siempre presentarán cierta heterogeneidad interna, que si estudiamos a un mayor nivel de detalle podremos delimitar nuevas aún más pequeñas. Las unidades demarcadas a diferentes escalas forman una red jerárquica articulada que forma un sistema. Cada unidad forma parte de una más grande situada a niveles más altas, las que a su vez pueden ser subdivididas en unidades pequeñas en niveles jerárquicos más pequeños. Estos niveles propuestos van desde grandes unidades del paisaje condicionadas por factores climáticos, como los zonobiotas terrestres (Walter, 1985) o las ecoregiones (Omernik, 1987; Bailey, 2004; Olson et al., 2001) hasta las unidades de paisaje más pequeñas como los parches de bosque, un campo de cultivo, un estanque o una playa, y que se han denominado ecótopo por Zonneveld (1995), geotopo por Schmithüsen (1970), tesela por Bolòs (1963), *geochores* por Bastian(2000) o *site* por Bailey (1998).

El método holístico, también conocido como la metodología sintética de clasificación del paisaje, es el que realiza una interpretación jerárquica de este, subdividiendo el territorio en unidades cada vez más pequeñas a medida que se reduce la escala de estudio (Fagerholm et al., 2013). Esta premisa aplica al estudio

de ecosistemas, cuencas hidrográficas o especies, entre otras. El criterio fundamental es la identificación de las discontinuidades paisajísticas más relevantes del medio geográfico. Se puede proceder a partir de subdivisiones de unidades de rango superior basadas en la diferenciación interna, o en sentido contrario, efectuar una agregación de unidades de rango inferior basada en las similitudes morfológicas. Desde la tradición alemana de la disciplina geográfica, se diferenciaban diversos métodos para estudiar áreas de diferentes tamaños, que llamaron *Erdteile*, a las mayores divisiones de la Tierra, *Länder*, a las grandes regiones, *Landschaften*, a regiones pequeñas o paisajes, y *Örtlichkeiten*, a ubicaciones locales (Martin y James, 1993). Este método sintético tiene los primeros antecedentes en los trabajos de reconocimiento del territorio efectuados por el Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO, según sus siglas en inglés) australiano en los años 50 y 60 del siglo pasado y fue adoptado y modificado más tarde por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés) (1976) en el análisis de los recursos territoriales de los países subdesarrollados. Entre las aplicaciones más conocidas de este método, se encuentra la división que hace el Servicio Forestal de los Estados Unidos de este país en unidades ecológicas (también conocidas como ecoregiones), donde ya existe toda una nomenclatura para cada escala de trabajo (ECOMAP, 1993). Estas son (desde la escala geográfica más pequeña a la más grande): los dominios, las divisiones, las provincias, las secciones, las subsecciones, las asociaciones de tipos de paisaje, los tipos de paisaje y las fases del paisaje (Cleland et al., 1997; Bailey, 1983). A nivel europeo (escala de ~1:2 M) Mücher et al. (2010) desarrollaron una clasificación del paisaje denominada LANMAP (European Landscape Classification). Ellos realizan una clasificación jerárquica con cuatro niveles, primero de tipos de paisaje y luego de unidades de paisajes.

Blasi et al. (2000) desarrollan un sistema jerárquico de clasificación de ecosistemas para el manejo de los paisajes italianos. A estas las denominan (de las escalas más generales a las más locales) como: regiones, sistemas, facies, unidades y elementos (Blasi et al., 2000). Salinas Chávez y Ramón Puebla (2013) hacen una evaluación de la isla de Cuba a tres niveles jerárquicos de análisis, a los cuales

denominan (desde el más general hasta el más local): Localidad, Comarca y Sub-Comarca. Bailey (1985) los explica de la siguiente forma (desde la escala más local a la general): "sites", donde se evalúan microecosistemas, mosaicos del paisaje, donde se evalúan mesoecosistemas, o regiones, donde se evalúan macroecosistemas.

Por otro lado, los métodos paramétricos (o también conocidos como analíticos) están basados en los procedimientos tradicionales de clasificación, donde se dependía de la superimposición de mapas temáticos y de la utilización del análisis experto para crear mapas constituidos por parches con características similares y distinguibles entre sí (Fagerholm et al., 2013). Este método fue introducido por McHarg (1969) y actualmente es seguido por van Eetwede y Antrop (2004) en los trabajos de caracterización del paisaje de Bélgica, aunque enriquecido por la introducción de procedimientos de base estadística y la utilización de los Sistemas de Información Geográfica en el análisis y la integración de los elementos del paisaje. Ejemplos de investigaciones donde han sido aplicados son los trabajos de Olson y Dinerstein (2002), Omernik (1987) y en Picó (1969), que trabajó en Puerto Rico. Las nuevas tecnologías, como el desarrollo de los Sistemas Información Geográficas y la Teledetección, han ocasionado una evolución de este método, donde ha sido aplicado en diversos trabajos (Miller y Robinson, 1995; Sayre et al., 2014; Riitters et al., 2006; Fernández Sarría et al., 2003; Chust, 2002; Salinas Chávez y Ramón Puebla, 2013). En España esta ha sido la metodología utilizada en la identificación de las unidades de paisaje del «Atlas del Paisaje de España» (Mata y Sanz, 2003). En el proyecto GAP usaron un análisis similar ("overlay") para crear sus tipologías de paisaje, que llamaron las unidades de paisaje de Puerto Rico (Gould et al., 2008). Otras caracterizaciones recientes utilizan los Sistemas de Información Geográfica, para incluir las percepciones y vivencias de la población en la nueva corriente de cartografía participativa (Fagerholm et al., 2013).

Otra extensión de los métodos paramétricos fue el desarrollo de las técnicas estadísticas multivariantes, que adquirieron apogeo a partir de la década de los 1960 (Bunce et al., 1996). Estas se han utilizado extensamente para conglomerar y definir unidades de paisaje con características similares (Fagerholm et al., 2013), como en: McNab et al. (1999), Bunce et al. (1996), Shelburne et al. (2002) y Múcher

et al. (2010). Blasi et al. (2000) aplica el análisis experto y la superimposición de capas por medio de transparencias cuando trabaja a escalas geográficas más pequeñas y análisis estadístico multivariante cuando trabaja a escalas más detalladas. Por esto, no son pocos los trabajos que hacen uso de una combinación de varias metodologías (Riitters et al., 2006; Shelburne et al., 2002; Vogiatzakis et al., 2006). Otro ejemplo es el estudio de Lioubimtseva y Defourny (1999), quienes proponen una clasificación de cinco niveles para todo Rusia, y luego utilizan la superimposición de capas por medio del uso de los SIG para desarrollar una tipología a escala macroregional, que denominan *sistema*.

Dentro del campo de las técnicas multivariantes, diversos trabajos han aplicado específicamente el análisis de conglomerados, como lo hacemos en este estudio, para formar unidades de paisaje, ecoregiones y para evaluar los patrones de cambios de las cubiertas de suelo (Blankson y Green, 1991; Reger et al., 2007; McNab et al., 1999; Hargrove y Hoffman, 2005). Otros han realizado la clasificación de unidades desde la teoría de las incertidumbres (o "fuzzy-sets") (Zadeh, 1965). Siguiendo estas técnicas, durante la clasificación del territorio, cada caso no es asignado a una sola clase, si no que se calcula su grado de similitud con cada categoría. Por esta razón, este índice también se puede definir como la probabilidad de que el contenido de los casos esté concentrado en una clase o más bien difuso a lo largo de un mayor número de clases (Goodchild et al., 1994). Para realizar el cálculo primero se construye un "vector de membresía", que indica el contenido de clases de cada caso. Este "vector de membresía" se define como la pertenencia de cada objeto de estudio a cada una de las clases analizadas. A partir de este vector se construye una fórmula de heterogeneidad o entropía, que dice cuán difuso es cada objeto de estudio. El índice de entropía varía entre 0 y 1, donde los casos con valor 0 pertenecen a una sola clase, mientras en que los casos con valor 1 todas las clases poseen probabilidad $1/n$ (Goodchild et al., 1994). Esta fórmula ha tenido variadas aplicaciones, como por ejemplo, para el cálculo de heterogeneidad del paisaje, que se utiliza en los estudios de fragmentación. Su uso le permite conocer al investigador cuánta variabilidad de tipos de hábitat, cubiertas de suelo o el que sea el objeto de estudio, están contenidas dentro de cada unidad de análisis.

El fuzzy *K-medias* es otra extensión en la aplicación de esta metodología, y ha sido extensamente utilizado en la clasificación del territorio desde variadas disciplinas. Burrough et al. (2001), lo aplican para delimitar provincias fisiográficas y tipos de vegetación, respectivamente, mientras que McBratney et al. (1992), lo aplicaron para construir mapas de tipos de suelo en los Países Bajos. Owen et al. (2006) utilizan los resultados de membresía de cada píxel en una clasificación de una zona metropolitana del Reino Unido (en el *West Midland*), para evaluar las incertidumbres asociadas a la clasificación de conglomerados.

Serrano Giné (2014) realiza una comparación entre los métodos sintéticos (o irregulares) y los analíticos (o regulares), por medio de la aplicación de ambos a una misma región. Con este estudio mide la correlación entre ambos procedimientos, por medio del uso de los Sistemas de Información Geográfica y el uso de índices de paisaje. En sus resultados obtiene una baja correlación entre ambos procedimientos, especialmente cuando se trabaja a escalas geográficas grandes.

Las metodologías antes descritas han sido aplicadas en múltiples aplicaciones, como lo son las clasificaciones de las comunidades naturales, los tipos de suelo, las provincias hidrológicas (Omernik, 1987), las provincias fisiográficas (donde se distinguen diferentes tipos de relieve y topografía), zonas geológicas (con diferente litología) y las zonas climáticas, entre muchas otras (Cleland et al., 1997). Además, la clasificación del territorio en regiones o unidades no solo permite conocerlo mejor para ser aplicado en trabajos científicos, sino que sirve para una mejor gestión del territorio (Laing, et al., 2005; Cleland et al., 1997). La distribución de los tipos de vegetación y la composición del paisaje, proveen información crucial para la conservación de la biodiversidad (Helmer et al., 2002).

Se han desarrollado variedad de regionalizaciones de ecosistemas, que han sido utilizadas para los trabajos de conservación de la biodiversidad (Sayre et al., 2014) como: la gestión de los recursos naturales (Laing et al., 2005; Omernik, 1987), conocer la distribución de los sistemas naturales (Cleland et al., 1997), preparar inventarios de vegetación o fauna (Shelburne et al., 2002), conocer mejor la distribución de las zonas protegidas y los ecosistemas vinculados a estas o la distribución de especies en peligro de extinción, conocer las fuentes de

contaminación, conocer la calidad de los ecosistemas, controlar procesos ecológicos claves (como lo son los regímenes de fuegos forestales) (Laing et al., 2005; Long et al., 2006), para el desarrollo sustentable de los recursos naturales (Wascher, 2005), estudiar la distribución de insectos (Chust et al., 2002) o para evaluar las estructuras socio-económicas de una región (Myint, 2008), entre otros.

En cuanto a la gestión de los recursos, estos trabajos permiten una conexión entre el trabajo científico y los gestores del territorio. A menudo, la gestión del territorio y la conservación de sus recursos naturales se realizan de forma fragmentada. El medio ambiente forma un sistema integrado, donde las modificaciones que se hacen en un área, tienen consecuencias sobre los sistemas que les rodean (Bailey, 1985). Por esto, la planificación de un país, y el consiguiente desarrollo de sus procesos económicos y sociales que se realizan de forma fraccionada tienen efectos tan nocivos sobre sus recursos naturales. A la hora de la verdad, los planificadores municipales y los agentes políticos son quienes determinan qué se hace sobre un territorio hasta los confines de sus fronteras. En el caso de Puerto Rico y los Estados Unidos, diversas organizaciones y agencias gubernamentales han desarrollado su propia clasificación del territorio, como lo han hecho la Agencia Americana de Protección Ambiental (Omernik, 1987), el Sierra Club y prácticamente todas las agencias gubernamentales locales en el caso de Puerto Rico. No es hasta los trabajos recientes de caracterización del paisaje (LCA) que se considera de forma más explícita la utilidad que tiene la clasificación del territorio para la sociedad y su inclusión o combinación con otras actividades ambientales (Wascher, 2005). Una de las grandes ventajas de este tipo de evaluación también se debe al hecho de que permite el acercamiento holístico o multi-sectorial de diversas disciplinas al estudio y evaluación de un lugar en particular (Bastian, 2000; Bailey, 1983; Fagerholm et al., 2013). Las unidades son espacios relativamente homogéneos que son producto de la integración dinámica de sus componentes, por esto su uso facilitaría el intercambio de información entre agencias gubernamentales (Cleland et al., 1997), convirtiéndolas en instrumentos valiosos de comunicación y colaboración (Laing et al., 2005; Salinas Chávez y Ramón Puebla, 2013) entre los gestores del territorio.

El marco jerárquico formado durante la delimitación de unidades de paisaje a diferentes escalas se puede utilizar para la gestión de los recursos naturales y culturales por los diversos gestores involucrados. A escalas geográficas pequeñas, las grandes unidades de paisaje permiten una planificación integral del territorio por parte del estado o agencias gubernamentales que tienen jurisdicción supra-municipal. Por ejemplo, su aplicación en la planificación serviría para establecer estrategias de conservación o atacar problemáticas globales, como lo son las consecuencias del calentamiento global. Por otra parte, delimitaciones realizadas a escalas de trabajo más locales, y que muestran los rasgos del territorio más específicos, como lo son los cuerpos de agua, la distribución de tipos de vegetación, la distribución de cubiertas de suelo o los estadios del bosque, entre otros, pueden ser utilizadas por agentes municipales y locales (Cleland et al., 1997).

El delimitar los sistemas naturales a lo largo del tiempo, nos permite valorar cómo fue su distribución en el pasado y cómo se encuentran en el presente para establecer metas de condiciones ambientales futuras. Esto permite conocer la distribución original de los sistemas naturales, para poder establecer estrategias de reforestación o restauración de hábitats (Vogiatzakis et al., 2006; Verhoeven et al., 2008). Por supuesto, estas metas de condiciones futuras deseadas se pueden establecer a diversas escalas de trabajo, desde el segmento específico de un trecho de río hasta establecer metas a nivel de una cuenca hidrográfica (Cleland et al., 1997).

El sustrato natural está continuamente expuesto y es transformado por la intervención humana a través de los asentamientos y la agricultura (que se ve reflejado en las cubiertas de suelo), la trashumancia, las políticas rurales, el manejo de la hidrología, entre otros. Lo que ha llevado a paisajes, como el europeo, a reflejar un alto grado de influencia, y permitir el desarrollo de características muy peculiares de cada región (Wascher, 2005). La estructura actual del paisaje es el resultado de su dinámica en el pasado, ya que depende de la historia de las sociedades y la tecnología que han desarrollado (Burel y Baudry, 2002). Por esto es que el alcance de influencia de las sociedades más tradicionales es local, mientras que sociedades con mayor tecnología están ejerciendo una influencia que alcanza una escala global, provocando grandes cambios que se observan a través

de las modificaciones en las coberturas del suelo y a través del calentamiento sistemático del planeta.

2.1.4 Landscape character assessment

Uno de los países precursores del trabajo de caracterización del paisaje fue el Reino Unido, donde a mediados de la década de los 1980 surge el "landscape assessment", o evaluación del paisaje, impulsado por la Countryside Agency (CA) y la Scottish Natural Heritage (SNH) (Kirby y Wharton, 2004; Mahony, 2004; Swanwick, 2002). Según Mahony (2004), surge como nuevo paradigma luego del fracaso de los acercamientos puramente cuantitativos que surgieron durante la década de los 1970, que intentaron utilizar fórmulas y valoraciones numéricas para valorar cada paisaje. Esta caracterización del paisaje se dio en forma de la descripción minuciosa de las zonas rurales y de aquellos paisajes considerados destacables (Kirby y Wharton, 2004).

Durante la década del 1990 se desarrolla el "Character Map of England", en donde se intenta realizar una descripción sistemática de todos los paisajes de Inglaterra, y es el precursor de investigaciones como esta tesis. Este proyecto formó parte de un cambio de visión, en donde se entendía que la apreciación del paisaje y su valoración forman parte de un proceso subjetivo, que es producto de nuestras preferencias personales y el vínculo que tengamos con la tierra (Kirby y Wharton, 2004). Por lo tanto, el "landscape character" o carácter del paisaje se constituyó en un método en el que se intentaba conceptualizar la forma en que se pueden distinguir los paisajes, sin atribuirle valor; y el método del "Landscape Character Assessment", surgió a través de varios programas en Inglaterra y Escocia (Mahony, 2004). Mahony (2004) define esta metodología como una herramienta desarrollada para identificar aquellos elementos que le dan a cada localidad su identidad ('sense of place'), que les identifican y les hacen diferentes de las áreas que les rodean (27). Al igual que en las delimitaciones de ecorregiones y unidades de paisaje, sus propulsores piensan que se debe estructurar en un formato de jerarquías escalonadas donde los tipos o áreas de paisaje más grande contenga a las formas más pequeñas (Mahony, 2004). Ya desde el trabajo del "New Map of England" (Swanwick, 2002), se realiza una evaluación de paisaje, combinando el análisis de

mapas que contienen las distintas variables que conforman cada paisaje, bajo el manejo de Sistemas de Información Geográfica y métodos de clasificación computarizada, y técnicas de descripción más tradicionales del paisaje (Swanwick, 2002). Esto ocurre por la combinación de diversos elementos, como la geología, el relieve, los suelos, la vegetación, los usos y cubiertas del suelo, los tipos de desarrollo que allí se han dado, entre otros (Mahony, 2004). Esto nos permitirá conocer por qué el paisaje es lo que es hoy día, cómo llegó a desarrollarse así y qué cambios se podrían pronosticar de cara al futuro (Mahony, 2004).

Según Mahony (2004) la clasificación del territorio consiste de dos pasos (o componentes) destacables. Primero, está el proceso de caracterización, que consiste en la identificación, mapeo, clasificación y descripción del paisaje. De este primer paso se construyen "tipos de paisajes" (landscape character types) y paisajes per se (landscape character areas). Los primeros son paisajes genéricos que el conjunto de elementos que los componen pueden darse en cualquier localidad, mientras que los segundos son paisajes únicos que representan ubicaciones geográficas discretas de un "tipo de paisaje".

Durante la década de los 1990 a los 2000 hubo un enfoque histórico hacia la caracterización de paisajes históricos, lo que permitió evaluar "la dimensión de profundidad temporal de los paisajes" (Swanwick, 2002.). Este procedimiento se ha desarrollado en combinación con los estudios corrientes que evalúan el paisaje actual (Swanwick, 2002). Kirby y Wharton (2004) abogan por que la 'caracterización del paisaje' sea la herramienta básica para el desarrollo sostenible, no solo de las comunidades sino del paisaje en general. "LCA is an integrating tool which draws together natural and cultural landscapes, and people's perceptions, whilst forming a spatial framework for planning and development" (Mahony, 2004).

3 Presentación del área de estudio y metodología

Puerto Rico es un archipiélago localizado en la cuenca del Caribe. Está bordeado por el Océano Atlántico a su norte, la isla de la Española (República Dominicana y Haití) al oeste, el Mar Caribe baña su litoral sur y las Islas Vírgenes Americanas (Santa Cruz, San Tomás y Sant John) lo bordean al este. Este Archipiélago se compone de una isla central (las coordenadas que resumen su centro son $18^{\circ} 15'$ norte y $66^{\circ} 30'$ oeste), otras islas de menor extensión – Vieques, Culebra, Mona y Caja de Muertos, entre otras -, y varios islotes y cayos circundantes (Figura 3). La isla central de Puerto Rico tiene un área aproximada de 8 746 Km² (874 600 Hectáreas), Vieques alrededor de 125 km² (12 500 Hectáreas) y Culebra alrededor de 25 km² (2 500 Hectáreas). Estas son las únicas tres islas pobladas en la actualidad. Las islas de Mona y Caja de Muertos son Reservas Naturales del Estado Libre Asociado de Puerto Rico, mientras que la isla de Desecheo es un Refugio de Vida Silvestre.



Figura 3. Localización de Puerto Rico

Este Archipiélago se formó a partir de la erupción de tres volcanes que comenzaron su actividad durante el Cretácico Inferior (hace alrededor de entre 120 a 150 millones de años). La orografía y el relieve que conocemos hoy fue producto de varias fases de plegamiento, fallamientos, erosión, sedimentación y levantamiento de la corteza que poco a poco fueron formando su topografía actual. Esta isla se caracteriza por poseer una extensa zona interior montañosa compuesta de rocas ígneas y sedimentarias, que están cavadas por ríos que han depositado sedimentos aluviales. De esta sierra central salen varias cadenas de montañas, la Sierra de Cayey, que se extiende hacia el sureste, la Sierra de Luquillo, que se extiende hacia el noreste, la Sierra Bermeja, que se extiende hacia el suroeste, y el Cerro Las Mesas y los Montes Uroyán, al oeste (Picó, 1969; Monroe, 1977). El pico más alto es el Cerro Punta, con 1 338 metros (o 4 390 pies). Las cuencas hidrográficas nacen a lo largo de la cordillera central; los ríos más caudalosos y extensos desembocan en el Atlántico, mientras que los más pequeños en el Mar Caribe. Según Figueroa-Colón (1996), esta región alberga la mayor diversidad vegetal del Archipiélago (Figura 4).

Las vecinas islas-municipio de Vieques y Culebra, ubicadas al este de la isla central, son una continuación de la Provincia del Interior Montañoso Central, ya que por gran parte de la zona oeste de la primera tiene la misma composición granítica que aparenta ser una continuación del Batolito de San Lorenzo-Humacao, ubicado al sureste de Puerto Rico. Por otra parte, Culebra y las islitas que le circundan están compuestas principalmente de roca volcánica, que es una continuación sumergida del Interior Montañoso Central. En ambos casos, fueron separadas por movimientos tectónicos-estructurales y por hundimiento costanero parcial de la Isla central (Vázquez Íñigo, n.d.).

Al norte cuenta con un cinturón cársico, formado de roca caliza. Se extiende desde la costa oeste, a la altura de los municipios de Aguada y Aguadilla, hasta el este en el municipio de Loíza (Figura 4). En su extensión norte-sur, bordea el litoral septentrional adentrándose "montaña arriba" hasta la frontera irregular con la Provincia del Interior Montañoso Central. Aquí predominan las formaciones típicas de una zona cársica como los mogotes, los sumideros, las cuevas y cavernas, los zanjones, las dolinas, los cerros calizos y las "galleras" (sumideros

3. Presentación del área de estudio y metodología

rodeados de mogotes), entre otros, que se han formado por la combinación de rocas en las que predomina el carbonato de calcio y la abundancia de agua. La zona presenta alturas menores que el interior montañoso central. Fluctúan entre el nivel del mar hasta los 500 metros. Al sur de la cordillera central también hay zonas con presencia de roca caliza que no desarrollaron topografía cársica por la ausencia de agua (Monroe, 1977).

Los Llanos costeros son la planicie que bordea la isla y que está principalmente compuesta de sedimentos de origen rocoso y biogénico (Figura 4). Las principales formaciones que le caracterizan son las lagunas litorales, los depósitos playíferos, las zonas con deposición de sedimentos arcillosos (como las zonas de manglar), las eolianitas, los filos calizos y las puntas rocosas (como los acantilados). Se estima que 40 por ciento de la Isla Central es montañosa, 35 por ciento son lomas y 25 por ciento son llanuras (Picó, 1969; Monroe, 1977).

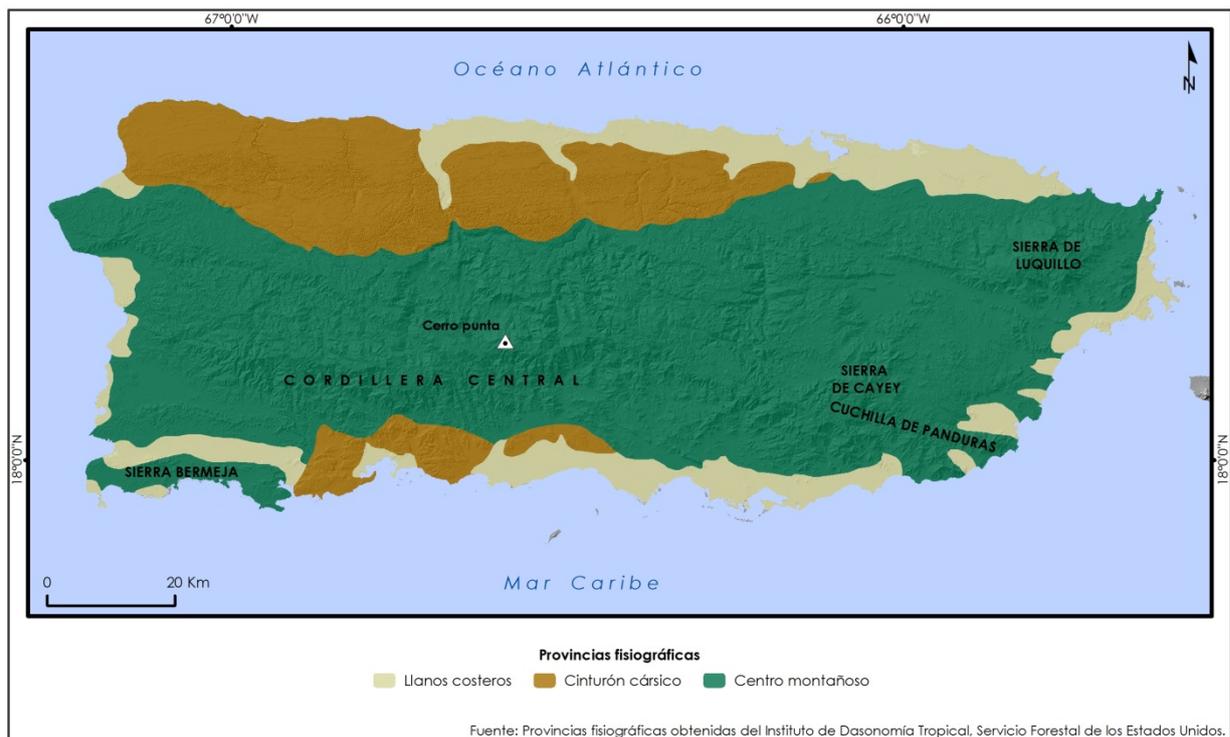


Figura 4. Provincias fisiográficas de Puerto Rico (modificado de Monroe, 1977).

Los vientos alisios provenientes del noreste, chocan con las cadenas de montañas interiores, provocando que descarguen su humedad a través de precipitación orográfica a lo largo de toda la zona este y noreste de la isla. De

acuerdo al sistema de clasificación de Holdridge, la isla pertenece a la región climática subtropical (Ewel y Whitmore, 1973). Existe un gradiente marcado de humedad y precipitación entre las zonas norte-noreste y sur-suroeste de la isla central. El clima de la isla es predominantemente insular. Es decir, que se encuentra influenciado por la brisa marina del Mar Caribe y el Océano Atlántico circundantes (Daly et al., 2003). La temperatura promedio a lo largo de los llanos costeros (norte y sur) es de alrededor 26° C, mientras que en zonas de mayor elevación – a lo largo de las montañas centrales- las temperaturas promedian los 20° C (Daly et al., 2003). Existen cuatro puntos de mayor precipitación, todos localizados a lo largo del interior montañoso central: la Sierra de Luquillo al noreste, la Sierra del sureste, los picos más altos de la cordillera central y las sierras a lo largo del noreste (Daly et al., 2003).

El material rocoso se degrada por medio de la acción de agentes impulsados por el clima (tales como el agua y el viento) y junto a la injerencia de factores bióticos (como las actividades de animales y plantas), ocurre la formación de los suelos. En la actualidad en Puerto Rico se sigue el sistema de taxonomía (clasificación) de suelos del National Cooperative Soil Survey de los Estados Unidos. Esta clasificación contiene órdenes, subórdenes, grandes grupos, subgrupos, familias y series. Cada nivel de la clasificación se construye tomando en consideración los procesos de formación de los suelos, y a medida que uno se mueve de los órdenes a las series, factores más detallados son tomados en consideración para agruparlos. Dependiendo de las condiciones que llevan a su formación, cada tipo de suelo posee colores, estructura y disponibilidad de nutrientes diferentes (Miller and Lugo, 2009). En Puerto Rico, la alta variabilidad en tan poca extensión de terreno, lleva a que existan grandes diferencias en las características físicas del medio ambiente. Por esto, los suelos cambian desde los fangos orgánicos y la arena calcárea observadas en las zonas costeras, pasando por los depósitos aluviales en las llanuras aluviales, hasta las arcillas ácidas de las zonas montañosas (Crow y Weaver, 1977). La taxonomía general de suelos contiene 12 órdenes, de las cuales nueve están presentes en este territorio. Los grupos más observados son los Inceptisols (37 por ciento), que son de zonas montañosas; Ultisols (27 por ciento), típicos de alta montaña; y los Mollisols (21 por

ciento), comunes de zonas con sustrato calizo (Miller and Lugo, 2009). A partir de estas órdenes principales, Puerto Rico contiene 25 subórdenes y 175 series de suelo clasificadas, de las cuales 28 por ciento son aptas para la agricultura. Desgraciadamente, la mayoría de estas tierras han sido urbanizadas (Beinroth et al., 2003).

El relieve, la composición de los suelos y el clima tienen una relación estrecha con la distribución de las formaciones vegetales. En términos generales, a lo largo de la costa norte y este (por donde entran los vientos alisios) se encuentran los bosques semicaducifolios, a medida que aumentamos en altitud por la cordillera central nos topamos con los bosques húmedos, los bosques muy húmedos submontanos y montano bajos, al igual que con las formaciones de bosques pluviales. A lo largo de la cresta de esta zona montañosa se encuentran los bosques nubosos. En las zonas oeste y sur de la isla central, y en las islas-municipio de Vieques y Culebra, predominan los bosques secos (Helmer et al., 2002). Las zonas de bosque ocupan alrededor de un 30 por ciento de la superficie total de la isla (Rudel et al., 2000). En el interior montañoso central se concentran la mayoría de estos bosques y la mayor tasa de endemismo de la isla (Keel, 2005).

De acuerdo a Ewel y Whitmore (1973) la isla de Puerto Rico se divide en seis zonas ecológicas; el Bosque Seco Subtropical, el Bosque Húmedo Subtropical, el Bosque Muy Húmedo Subtropical, el Bosque Pluvial Subtropical, el Bosque Muy Húmedo Montano Bajo y el Bosque Pluvial Montano Bajo. Estas unidades se construyen a partir del sistema de clasificación desarrollado por Holdridge (1967). La formación vegetal más común de la isla es el Bosque Subtropical Húmedo Perenne (Ewel y Whitmore, 1973; Helmer et al., 2002). Esta presenta precipitaciones promedio entre 1 100 y 2 200 mm/año. En los bosques predominan los caducifolios y los epifitos. A mayor altitud, se encuentran los Bosques Muy Húmedos Subtropicales. En estos hay mayor humedad ya que la precipitación se encuentra entre los 2 000 y los 4 000 mm/año. La vegetación se vuelve más densa y presenta aún mayor presencia de epifitos (como los helechos, las orquídeas y las bromelias). A lo largo de la Sierra de Luquillo, en las zonas de montaña de cara a los alisios, se encuentra el Bosque Pluvial Subtropical, el cual presenta un mínimo de precipitación anual de 3 800 mm. La vegetación presente es muy similar a la que

podemos encontrar en los Bosques Muy Húmedos Subtropicales. En Puerto Rico hay dos tipos de zonas ecológicas de alta montaña, el Bosque Muy Húmedo Subtropical Montano Bajo y el Bosque Pluvial Subtropical Montano Bajo. Estos contienen altos niveles de humedad, ya que se encuentran a gran altitud y tienen una cubierta casi permanente de nubes. En el caso del Bosque Pluvial Subtropical Montano Bajo (que cuenta con condiciones ambientales más extremas) el promedio de precipitación anual es de 4 533 mm y el promedio de humedad relativa es de 98.5 por ciento. Dentro de estas zonas se observan formaciones de bosques enanos, con árboles que no sobrepasan los 7 metros de altura (Ewel y Whitmore, 1973). En las regiones sur y suroeste de la isla nos topamos con los Bosques Secos Subtropicales, los más secos donde la precipitación promedio se encuentra entre los 600 y los 1 110 mm/año. Su vegetación es primordialmente caducifolia, xerofítica con las características típicas de zonas secas (hojas suculentas o coriáceas, tallos con espinas y árboles de baja altura) (Ewel y Whitmore, 1973). Según Kepler y Kepler (1970), esta es la zona más rica y diversa en presencia de pájaros de la isla central (Figura 2 y Figura 5).

Existen parques naturales con el propósito de proteger especies de flora y fauna que se encuentren amenazadas, en peligro de extinción o que son consideradas importantes por su alto valor escénico o histórico. A pesar de esto, el litoral costero, y por lo tanto la vegetación que allí se encuentra, está más sometido a presiones antrópicas que las zonas de alta montaña. Esto se debe al hecho de que Puerto Rico ha seguido una tendencia similar a la de muchos países europeos, donde continúa el aumento poblacional en el litoral que ha ido acompañado por un abandono paulatino de la alta montaña. Este movimiento de población y actividades económicas ha contribuido al abandono de las zonas de alta montaña y ha permitido que estas hayan recuperado su cubierta forestal, a expensas de la fragmentación paulatina de las zonas de bosque litorales (Lugo, 2002). La reforestación paulatina de las zonas montañosas en la isla ha sido mayor durante la segunda mitad del siglo XX (Rudel et al., 2000). Estos hechos a su vez inciden en la vulnerabilidad de las diversas formaciones vegetales, favoreciendo una mayor preservación de la vegetación típica de las zonas de montaña. Los Bosques Húmedos Subtropicales y los Bosques Secos son las dos formaciones que más

impacto han sufrido producto de las actividades humanas (Ewel y Whitmore, 1973; Molina Colón y Lugo, 2006; Lugo, 2002).

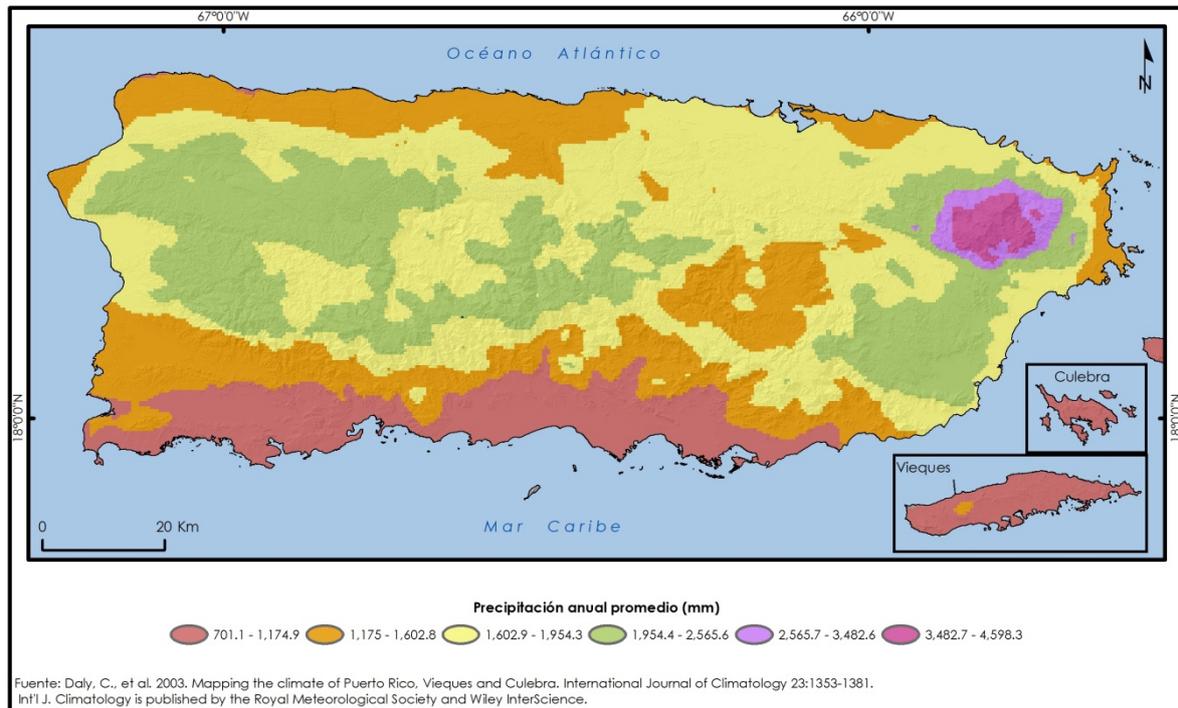


Figura 5. Precipitación promedio anual (mm)

3.1 El paisaje de Puerto Rico y su evolución histórica

Antes de la colonización, la isla estaba mayormente cubierta de bosques (Picó, 1969). A partir de ese momento, las actividades humanas han ido dejando una huella cada vez más honda en la fisonomía del territorio. Especialmente desde el siglo XX, las islas del Archipiélago comenzaron a ser deforestadas por el incremento en la agricultura, la expansión urbanística y otros usos de suelo incompatibles con las zonas de bosque, presentando un pico de deforestación durante la década del 1940 (Rudel et al., 2000; Aide et al., 1995). Fue para este periodo que comienza a invertirse este proceso, y se comienzan a recuperar terrenos de bosque. La 'Operación Manos a la Obra' impulsada por el gobierno de Puerto Rico fue un programa para la industrialización de la isla que ofrecía incentivos económicos a las compañías extranjeras que se establecieran en el país (Picó, 1969; Rudel et al., 2000). Este plan provocó una transformación económica profunda de una predominantemente agraria a una de manufactura y servicios

(Lugo, 2002; Rudel et al., 2000). Esto, a su vez, conllevó un movimiento de la población del interior montañoso central a los llanos costeros, especialmente a la Zona Metropolitana de San Juan (al noreste de la Isla central). El abandono de los terrenos agrícolas y el movimiento del núcleo poblacional al litoral, propició la recuperación paulatina de las zonas de bosque a lo largo de las sierras centrales. Cabe destacar, que se argumenta que otro elemento que ha contribuido al abandono de la agricultura es la relación política entre Puerto Rico con Estados Unidos (Rudel et al., 2000). Esto ocurre porque la población tiene alternativas de subsistencia adicionales, como lo son migrar a mercados más ricos o de recibir ayudas económicas ("los cupones de alimento"), lo que encarece la labor agrícola (Rudel et al., 2000).

En la década del 1940, 7 por ciento de la isla central estaba cubierta por bosque, mientras que en el 1990 la cubierta vegetal sobrepasaba el 30 por ciento de su área total (Birdsey y Weaver, 1987; Rudel et al., 2000; Aide et al., 1995; Helmer et al., 2004). Según Rudel et al. (2000), este proceso fue aún más marcado en el periodo entre 1959 y 1974. Para la misma década del 1990, la segunda cubierta de suelo más extensa eran las zonas de pasto y hierbas (36,7 por ciento de los terrenos), mientras que las zonas agrícolas cubrían alrededor de 8 por ciento de la Isla (Helmer et al., 2004). A pesar de que los terrenos destinados para la agricultura han continuado disminuyendo, las zonas urbanas han aumentado en la isla central del Archipiélago de 11.3 por ciento en 1977 a 14.4 por ciento en 1994 (López Marrero et al., 2001). Por el contrario, para 2003 la distribución de cubiertas sobre la isla era la siguiente: 53 por ciento era predominantemente vegetación leñosa, 35 por ciento prados o agricultura herbácea, 11 por ciento eran tierras construidas y alrededor de 1 por ciento se clasificó como agua o yerma (Gould et al., 2008) (Figura 6). Lo que parece contradictorio es que durante este mismo periodo la población creció de 1.304 millones a 3.522 millones de personas (Rudel et al., 2000) y la densidad poblacional de la isla aumentó de 220 personas/km² en 1912 a 455 personas/km² para principios del 2000 (Lugo, 2002). Las actividades humanas tienden a establecerse en zonas que requieren el menor esfuerzo e impliquen el menor costo para su desarrollo (Lugo, 2002). Según lo encontrado por Rudel et al. (2000), las parcelas promedio reforestadas se encuentran 81 metros más altas que

las que permanecen bajo uso agrícola, y estas parcelas tienen un promedio de pendiente de 21.3 grados, superior a los 14.5 grados de las parcelas donde priman otros usos de suelo. La impresionante recuperación de cubierta de bosque ocurrida durante el pasado siglo XX, no fue producto de una planificación orquestada con el propósito de recuperar zonas vegetales (Lugo, 2002; Rudel et al., 2000).

En su trabajo sobre las regiones geográficas de Puerto Rico, Picó (1969) logra predecir el proceso de recubrimiento urbano que ocurriría en la llanura aluvial norte. A pesar de que para esta fecha, la zona estaba primordialmente dedicada a la ganadería y a la agricultura, ya era la región más poblada. En un fragmento, el autor explica: "Muchos agricultores de la Sección Húmeda Aluvial han dedicado sus tierras a la ganadería lechera o las mantienen en barbecho, esperando que las urbanicen para residencias e industrias" (394). Otro pronóstico bien cumplido es cuando describe el poblamiento de la región de "El Valle de Caguas" cuando expone: "Las modernas vías de transportación y comunicación con San Juan han contribuido a desarrollar un importante centro manufacturero en Caguas. El crecimiento de esa ciudad conllevará a que la misma forme parte de la Zona Metropolitana..." (395).

Además de la influencia que ejercen los cambios en los usos de suelo y en la conservación de parajes naturales, la percepción que los seres humanos tienen de los recursos naturales y el valor que le otorgan también ha ejercido un fuerte control. Un ejemplo de esto es la destrucción de los bosques de manglar que se llevó desde comienzos del siglo XX hasta la década de los 1950 por ser consideradas zonas pestilentes e improductivas. Lo mismo ocurre con algunas especies endémicas, que son más valoradas porque se entiende que requieren mayor protección (Lugo, 2002). Se prima en la conservación de ciertas especies, sin tener una visión global del funcionamiento del ecosistema en general. Quizás la visión debería cambiar de mirar a individuos o especies puntuales, a intentar preservar procesos más generales que permitan el funcionamiento del ecosistema.

3. Presentación del área de estudio y metodología

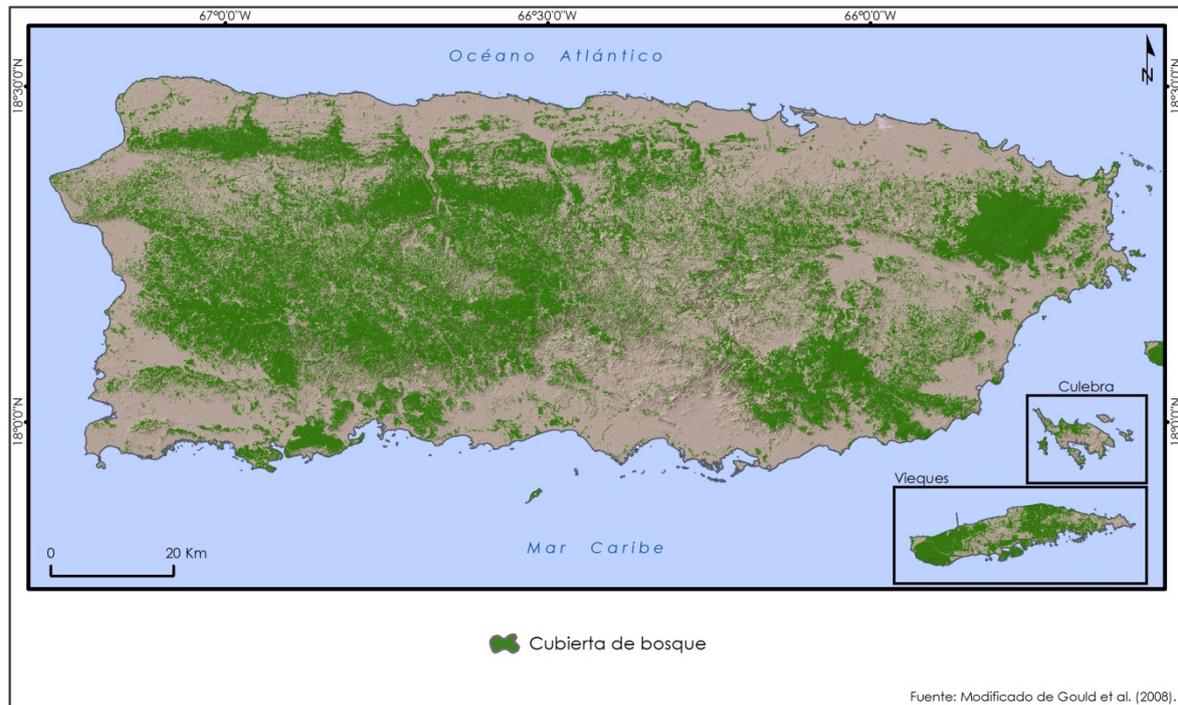


Figura 6. Cubierta de bosque actual

El advenimiento del movimiento ambientalista a partir de las décadas de los 1960 y 1970 afloró de la mano del mayor conocimiento que provenía del mundo científico sobre las consecuencias que tenían las actividades humanas sobre el medio ambiente. Esto, a su vez, propició que la ciudadanía fuera adquiriendo conciencia de estos procesos, lo que llevó al surgir de un rol más activo en pro del ambiente por parte de la ciudadanía y del mundo científico (Turner, 2002; Jones, 1983). La progresiva adquisición de conocimientos sobre el funcionamiento del medio ambiente y las subsiguientes presiones provenientes de la sociedad civil han representado un cambio en la percepción de la ciudadanía y de los gobiernos que ha llevado a la protección de los recursos naturales. También sería necesario un cambio en la percepción que la sociedad tiene de la dualidad ser humano-naturaleza (Lugo, 2002).

3.2 La Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan

La Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan, conforma la segunda zona que será evaluada en este trabajo. Esta cuenta con un área aproximada de 227.9 km² (22 792 hectáreas) y se encuentra ubicada al noreste de la Isla central. Se

extiende desde el municipio de Loíza, al este, hasta el municipio de Toa Baja, al oeste. Ocupa nueve Municipios en total, abarcando parte del centro económico y poblacional de la isla, la Zona Metropolitana de San Juan. Por esto, contiene zonas con una densidad poblacional que excede las 8 300 personas por km², aunque la densidad poblacional promedio del área es de 3 215 personas por km² (de Villanueva et al., citado en Brandeis et al., 2014). A pesar de su variabilidad hidrológica y de ecosistemas, ha sufrido grandes transformaciones debido a las actividades humanas.

Las elevaciones de la zona fluctúan desde su vertiente sur donde presenta valores de aproximadamente 315.7 metros sobre el nivel del mar hasta la costa, donde los terrenos son llanos. Las lomas del sur forman parte de la provincia fisiográfica del interior montañoso central y se observa una disminución paulatina de las elevaciones a medida que uno avanza hacia el norte donde entramos en la zona de los llanos costeros. La distribución de la geología coincide con este patrón, al sur predominan los terrenos con presencia de rocas extrusivas, excepto por afloramientos puntuales de rocas de carácter ígneo intrusivo. El norte está predominantemente ocupado por material aluvial, excepto zonas de menor tamaño con rocas sedimentarias, y algunos mogotes y cerros calizos que salpican la uniformidad de esta planicie. Los principales ríos que bañan la zona son el Río Grande de Loíza, que además demarca su frontera oriental, y el Río Bayamón, que hace lo mismo a lo largo de su frontera occidental. Otros ríos de importancia en la zona son, el Río Puerto Nuevo y el Río Piedras. La Cuenca contiene varias lagunas, especialmente en su zona septentrional, entre las que se encuentran: la Laguna de Piñones, la Laguna del Condado, la Laguna Torrecilla y la Laguna San José. Esta área contiene varias grandes lagunas y canales, extensos humedales y bosques a corta distancia de zonas densamente pobladas (Brandeis et al., 2014). Además, contiene pantanos forestados, salinas, arrecifes coralinos y pantanos de manglar. En cuanto a los tipos de suelo, el "Urban land-Vega Alta complex" (Uv) comprende 14 por ciento del área total de la Cuenca, y está ubicado en zonas con predominancia de cubierta urbana y donde los terrenos suelen ser moderadamente ondulados. En las áreas con menor impacto humano este tipo de suelo se compone de un suelo franco apto para la agricultura. El próximo tipo de

suelo que más se repite, comprende 5 por ciento del área total de la Cuenca, y es la Arcilla Mucara (MxF), que es típico de terrenos empinados con buen drenaje, ubicados en las laderas o cumbres de montañas fuertemente erosionadas. Otro tipo de suelo que comprende 5 por ciento del área total son los "Tropopsamments", ubicado en zonas costeras que contienen una cubierta de arena entremezclada con una acumulación de conchas (Soil Conservation Service, U.S. Department of Agriculture, 1978). Esta zona cae en su totalidad dentro de la zona de vida subtropical húmeda (Holdridge, 1967). La precipitación anual promedio se encuentra entre los 1 500 y 1 700 mm, con temperaturas promedio de 25.9°C (Lugo et al., 2011, citado en Brandeis et al., 2014).

Históricamente esta fue una zona cubierta en su mayoría por bosque, pero esto cambió con el advenimiento de la economía agrícola, y los posteriores procesos de urbanización. Esta es una zona que ha vivido grandes transformaciones, relleno de las zonas de manglar, drenaje de los humedales, canalización de los ríos y demás modificaciones que han cambiado su fisionomía original drásticamente (Seguinot Barbosa, 1996, citado en Brandeis et al., 2014). Esta área forma parte de la gran Zona Metropolitana de San Juan, que a partir de mediados del siglo pasado ha sufrido un marcado aumento de su cubierta urbana, en gran parte porque ha recibido la diáspora de la ruralía. Entre las especies de plantas que se encontraban típicamente en los bosques de la región, estaban: los *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) (los tres anteriores, típicos de los bosques de manglar), *Casearia guianensis* (palo blanco), *Calophyllum antillanum* (palo María), *Coccoloba uvifera* (uva playera), *Manilkara bidentata* (ausubo), *Sideroxylon foetidissimum* (tortugo amarillo) y *Tabebuia heterophylla* (roble blanco) (Brandeis et al., 2014).

3. Presentación del área de estudio y metodología

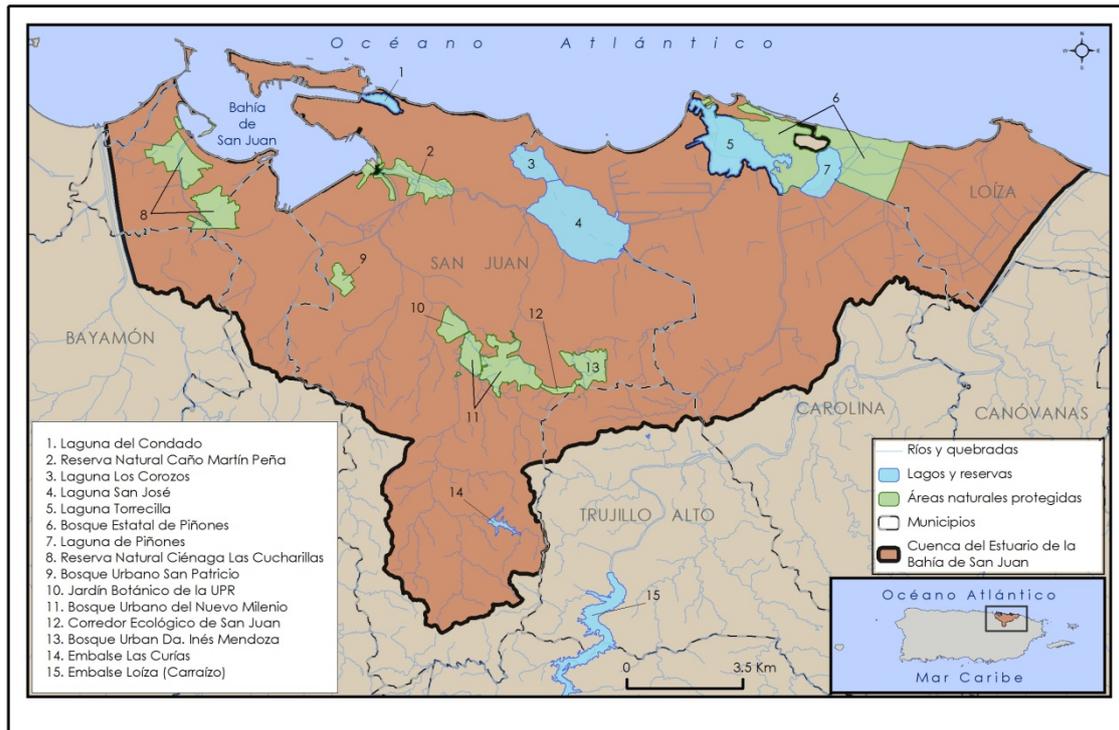


Figura 7. Localización de la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan

A pesar de la gran disminución que ha confrontado su cubierta vegetal, y lo fragmentados que se encuentran sus bosques, esta contiene el mayor bosque de mangle del Archipiélago, que está contenido en el Bosque Estatal de Piñones. Por otro lado, los bosques húmedos que lo cubrían han desaparecido casi en su totalidad (Brandeis et al., 2014). Los parches de bosque restantes en la zona, en su mayoría se componen de bosques secundarios compuestos de especies nativas e introducidas que se encuentran dispersos en una gran matriz urbana, ocupando principalmente los mogotes que sobresalen en el relieve. El inventario de cubiertas de bosque realizado en 2011 por Brandeis et al. (2014) encontró que las zonas de manglar y los bosques húmedos cubrían 2 548 hectáreas (11.8 por ciento). El uso de suelo más extenso, según encontraron, fueron las zonas residenciales cubriendo 36.3 por ciento, seguidas de otras zonas urbanizadas (como comerciales o industriales), que cubrían 20.6 por ciento. Las zonas con mayor cubierta de bosques es la zona sur de esta Cuenca, por el área del municipio de Trujillo Alto, donde cubre un 61 por ciento, a diferencia de Cataño, que es el municipio del área con menor cubierta de árboles, con un 17 por ciento (American Forests, 2002). El análisis de ecosistemas

3. Presentación del área de estudio y metodología

urbanos realizado por American Forests (2002) reveló que entre 1991 y 1999, disminuyó la cubierta arbórea en un 14 por ciento (3).



Figura 8. Ubicación de la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan (Imagen 2010)

La Cuenca contiene varias zonas naturales protegidas, entre las que se encuentran el Bosque Estatal de Piñones, el Bosque de San Patricio, el Bosque del Nuevo Milenio, el Corredor Ecológico de San Juan, la Reserva Natural de Arrecife de Isla Verde, la Reserva Natural del Caño Martín Peña, la Reserva Natural Ciénaga Las Cucharillas y la Reserva Natural de la Laguna del Condado, que son administrados por el Estado. Además, contiene el Bosque Urbano Doña Inés Mendoza, el Antiguo Acueducto del Río Piedras, la Finca Los Frailes y el Área Natural Protegida Senda, que son manejados por entidades o fundaciones privadas o semi-privadas (Caribbean Landscape Conservation Cooperative, 2015).

3.3 Metodología

La metodología aplicada en esta tesis doctoral se describe detalladamente en cada una de las publicaciones incluidas en el siguiente apartado de resultados.

4 Resultados

4.1 Delineation of Natural Landscape Units for Puerto Rico

Sandra Soto, Josep Pintó. (2010). Delineation of Natural Landscape Units for Puerto Rico. *Applied Geography*, 30: 720 – 730.

Abstract

We have classified the archipelago of Puerto Rico into a set of homogeneous and coherent natural landscape units. Such a classification may serve as the basic division of the territory for use in research or in planning and land management efforts. The landscape units defined in this work consist of homogeneous regions –in terms of their structural, functional and visual characteristics- which have been shaped by natural abiotic factors. Four variables were considered in the analysis: elevation, slope, life zones and geology. The information from these variables was processed with non-linear Principal Component Analysis, which extracted two components. These components were used in *K-means* cluster analysis to define nine landscape types (i.e., different groupings based on environmental characteristics). Two additional measures were obtained from this procedure and used in subsequent analysis: cell membership values and the dissimilarity between landscape types. The strength of the grouping procedure was tested by using Multiple Discriminant Analysis, which found that 86 percent of the objects were correctly classified and that the whole classification process was significant. In addition, all variables were found to be significant during the classification process. The landscape types, the cell membership values, and the dissimilarity measure between landscape types were all used to delineate fourteen landscape units of the archipelago of Puerto Rico. The main island contain twelve units, while the island-municipalities of Vieques and Culebra make up two distinct units in themselves.

Introduction

The goal of this paper is to identify meso-scale units that define the natural landscapes of the archipelago of Puerto Rico. This study consists of two main steps: first, to identify landscape types and, second, putting them together to form *landscape units*. A *landscape unit* represents a homogeneous territory with a unique physiognomy, structure, and physiography (Zonneveld, 1995). In this study, we emphasize on those abiotic factors that shape the *landscape* regardless of human interaction. The factors or elements that shape a territory form a spatial mosaic that can be measured by their shape, composition, and configuration (Forman, 1995). The measurable elements of the mosaic give each unit a uniqueness that helps differentiate it from the surrounding territory.

In any event, the set of units demarcated at different scales must form part of a hierarchical and articulated taxonomic system. They form a hierarchal system that ranges from small geographic scales covering vast territories to large scales that represent very small areas. Each unit is part of a larger one situated at a higher level, which in turn may also be broken down into various smaller units at a lower hierarchical level. The hierarchical levels proposed by various authors range from large landscape units conditioned mainly by climatic factors, such as terrestrial zoniomes (Walter, 1985) or ecoregions (Bailey, 2004; Olson *et al.*, 2001), to the smallest landscape units recognized as such—a forest patch, a farm field, a pond, or a beach—which have been called *ecotopes* by Zonneveld (1995), *teselas* (tesseras) by Rivas-Martínez (2005), *elements* by Blasi *et al.* (2000), *microgeochores* by Haase (1989) and Bastian (2000), or *sites* by Bailey (2002).

The very nature of this configuration of the territory into landscape units makes it necessary to apply different protection or management regimes to each one (Nogué-Font and Sala-Martí, 2009). Large amounts of information about specific resources exist, but planners need to take a holistic approach to be able to appropriately manage the territory (Bailey, 2004). This is because natural processes occur in an integrated way. Historically, planning and management efforts are often based on administrative and political boundaries, some of which divide and dissect individual environmental systems, as well as social, natural, or cultural units

(Hamilton and Selman, 2005; Brown and Raymond, 2007). Land management should be carried out in such a way that the area being managed is considered as an entity composed of biotic and abiotic components.

Several regionalization projects have been carried out in Puerto Rico using various criteria to differentiate and define regions. During the 1960s, Picó (1969) divided the main island and the three smaller islands of Vieques, Culebra, and Mona into 11 regions using soil types, topography, vegetation, and economic activities. Ewel and Whitmore (1973) and Figueroa-Colón and Rodríguez-Pedraza (2008) developed a land classification system to describe the distribution of vegetation. Monroe (1977) demarcated three physiographic regions on the main island based on geomorphology. In this research, we use the concept of landscape unit to build a holistic regionalization that encompasses diverse aspects of the territory. This approach fills a long-standing gap in the geographical description of the archipelago, hitherto based on a combination of geomorphological and climatic data.

Regionalization studies have a long-established tradition in the field of geography and have been, according to Bernert *et al.* (1997), one of its principal subjects for the past two centuries. Regionalization consists of spatially delimiting homogenous units in which the *between-group* variability is maximized and the *within-group* variability is minimized. Regionalization studies have been applied in, for example, the management of hydrographic basins, the handling of forest fires, and forest management (McNab *et al.*, 1999; Laing *et al.*, 2005; Riitters *et al.*, 2006; Jensen *et al.*, 2001; Omernik, 1987; Owen *et al.*, 2006).

Traditional regional studies included exhaustive descriptions of each area of study. In more recent studies, regions are not only described but also analyzed by means of modern research techniques, such as statistical analysis and spatial analysis with Geographic Information Systems (GIS). Multivariate statistical methods such as Principal Component Analysis and cluster analysis have been used in the creation of meaningful and spatially coherent landscape classes as exemplified in several recent studies that analyze the spatial distribution of geographical attributes (Batisani and Yarnal, 2009; Celik, 2009; Lorena and Lambin, 2009).

Therefore, in this work, we proceeded as follows: (1) applied non-linear Principal Component Analysis to the data to reduce its dimensionality; (2) used *K-means* cluster analysis to group the information into different landscape types; and (3) used Multiple Discriminant Analysis to test the strength of the grouping formed. This part of the procedure follows an analytical method of landscape delineation that results in the formation of typological landscapes (Bastian, 2000; Van Eetvelde and Antrop, 2004). The final step of the procedure follows a synthetic method (Zonneveld, 1995; Bastian, 2000) that results in the delineation of unique and unrepeatable chorological units.

Site description and methods

Puerto Rico is an archipelago located in the Caribbean Basin. It has a total area of 8 896 km² (889 600 Hectares), with the main island covering approximately 8 746 km² (874 600 Hectares), the island-municipality of Vieques, 131 km² (13 100 Hectares), and the island – municipality of Culebra, 26 km² (2 600 Hectares). At its center the geographic coordinates are 18° 15' N and 66° 30' W. Broadly speaking, the climate of this region is tropical/subtropical with a significant maritime influence and high humidity percentages (Picó, 1969). Temperatures tend to decrease towards higher elevations along the center of the main island. The annual mean temperature fluctuates between 26°C along the coast to an average of 20°C in the highest regions, such as the Cordillera Central and the Sierra de Luquillo mountains (on the main island). Precipitation is also more frequent at higher elevations and in windward regions (along the northeast and east) facing the trade winds. The wettest point is located in the Sierra de Luquillo, with a mean annual rainfall of 457.2 cm. The southwest is the driest part, receiving 76.2 cm per year (Daly *et al.*, 2003; Picó, 1969). The climate of Vieques and Culebra is dry, with a mean annual rainfall of between 100 and 125 cm.

In terms of its geomorphology, the main island of the archipelago is mostly craggy. Along the center, it is crossed from east to west by a central mountain range that connects three other ranges: the *Sierra de Luquillo* in the northeast, the *Sierra Bermeja* in the southwest, and the *Sierra de Cayey* in the southeast (Keel *et al.*,

2005). The highest mountain peak is *Cerro Punta*, located in the central mountain range, which has an altitude of 1 338 m. Igneous rocks predominate throughout the center, while sedimentary formations form two strips that extend from west to east along the north and south of the island and circle the whole island along the coast. In contrast, volcanic rocks are the most common rock type on Vieques and Culebra.

On the main island, the trade winds collide with the mountain ranges resulting in a humidity and vegetation gradient from the north-northeast to the south-southwest. In windward (northern and northeastern) regions, moist forests, wet forests, submontane forests, and lower montane forests predominate, while in the south and southwest, dry forest formations are common (Helmer *et al.*, 2002; Figueroa-Colón and Rodríguez-Pedraza, 2008). Similarly to the latter region, xerophytic vegetation and other types of dry forest formations are more common on the islands of Vieques and Culebra.

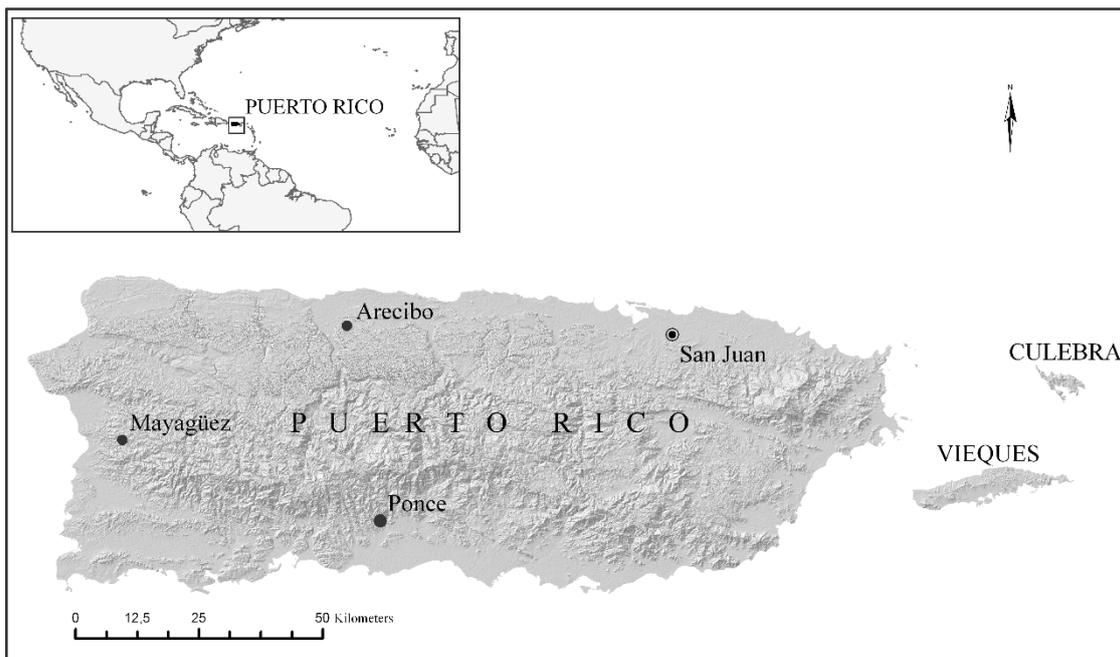


Figura 9. Location of Puerto Rico

Data and information sources

The variables included in our analysis were elevation, slope, geology, and life zones. A GIS layer was obtained for each of these from the Nature Conservancy.

Elevations and slope were calculated from a Digital Elevation Model and both are expressed as continuous data. Slopes, in particular, were calculated from the Digital Elevation Model, with the slope given in degree values. The geology, on the other hand, is a qualitative variable expressed on a nominal scale. Life zones are an ecological and biogeographical classification (Ewel and Whitmore, 1973) based on Holdridge's system (Holdridge, 1967), which was applied to Puerto Rico to describe regions of potential vegetation. The original data layer contained a nominal classification that was ranked according to a humidity gradient.

A 400 meter resolution grid was populated with the values from all variables. Each cell of the grid contains the mean of the quantitative variables—elevations and surface roughness—and the mode of the qualitative variables—life zones and geology. The grid extends throughout the central island of Puerto Rico and the island-municipalities of Vieques and Culebra. It was constructed using a script with ArcGIS version 9.1 software (ESRI Inc.). The size of the cells was determined according to the level of detail that could be reached within software limitations. At the scale of analysis of our study, 400 meters was the highest possible resolution grid the software could manage in subsequent analyses. It is worth noting that data loss will be higher in those areas of the archipelago where there is greater variability per square kilometer, such as the regions along the north and the center of the main island.

Non-linear PCA with optimal scaling transformations

Categorical (or non-linear) Principal Component Analysis (CATPCA) was run to eliminate the redundancy caused by the correlation between the variables used. This method extracts P number of dimensions, called *components*, from an original M number of variables. An advantage of this method is that it allows the use of variables that are at different levels of measurement (Calero *et al.*, 2008), as occurs in this study. For this reason, optimal scaling transformations are used to measure the dissimilarity between objects. Either the vector/bilinear or the centroid model is used to represent each variable, depending on the variable's level of measurement (Meulman *et al.*, 2004). The variables used in this analysis were assigned to the

following “optimal scalings”: life zone to the *nominal* level, geology to *multiple nominal*, and elevations and slope to *numeric*. The *numeric* scaling orders the categories of each variable over a vector and positions each one equidistant to each other. Even though *nominal* and *multiple nominal* scalings are only defined by the mere difference between categories, the *nominal* scaling places the points that represent each category over a vector of values, while the *multiple nominal* scaling represents the objects as points. These points form a cloud around a centroid that defines each category of the *multiple nominal* variables (Meulman *et al.*, 2004).

The four variables (M) and the 56 274 cells (N) form the data matrix (Q) of dimensions $4 \times 56\,274$. The objective of this method is to calculate the scores of each object, the centroid coordinates for the variables with *multiple nominal* scaling, and the vector coordinates for the variables with *non-multiple nominal* scaling. The aim is to minimize the *objective function* by jointly fitting the vector and centroid models (Meulman *et al.*, 2004).

K-means cluster analysis

The *components* extracted from the CATPCA were used in the cluster analysis. The cluster method used was *K-means* (Hartigan, 1975), which has been widely used in data mining to group data with similar characteristics together. The algorithm organizes the data into K partitions. Each partition represents each cluster built by iteratively relocating data cells into each subset. The dissimilarity measure used to cluster objects is the Euclidean distance. Given a user-specified number of clusters and a dataset, the algorithm assigns a value to the centroid of each group, and each cell is assigned to its closest centroid. After each iteration, the algorithm recalculates the value of the centroids of each group based on the coordinate values of the objects that belong to it. This procedure continues until the heterogeneity of the groups is minimized.

The number of groups (or clusters) (K) was determined mainly based on two criteria:

(i) *The resulting value of within-group variability.* The within-group variability was calculated for all groups and variables for $K = 2, 3 \dots 15$:

Ecuación 1. Within-group variability

$$\sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^p (X_{ijm} - \bar{X}_{ij})^2$$

where X_{ijm} is the value of the m^{th} cell within the i^{th} cluster and the j^{th} variable and \bar{X}_{ij} is the mean value of the j^{th} variable in the i^{th} cluster. The higher the product of this formula, the higher the within-group variability will be. Figure 10 shows that the first big increase in total group variability occurred between $k = 8$ and $k = 9$, meaning that two dissimilar groups were clustered together. Based on this result, we specified $k = 9$.

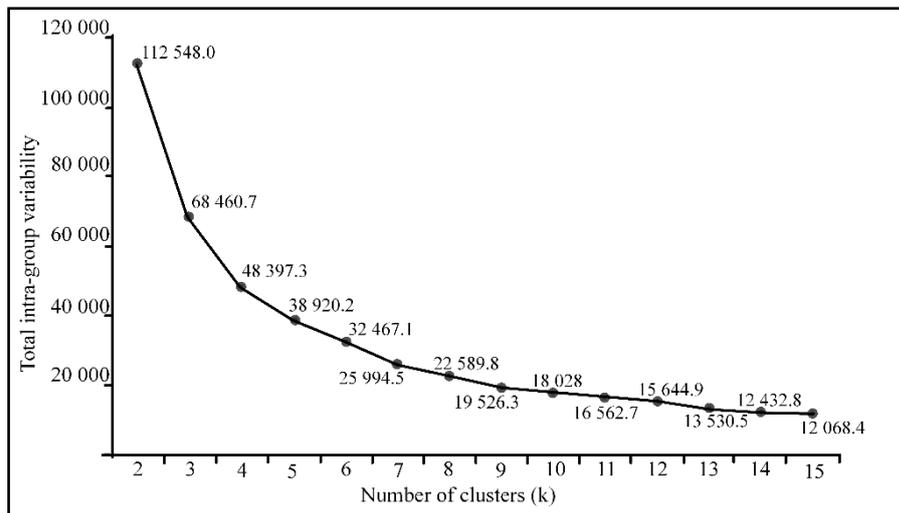


Figura 10. Total within-group variability of cluster analysis for $k = 1, 2... 15$

(ii) *The interpretability of the grouping obtained.* The number of groups selected must portray the variability of landscapes that exist in the region. The number of clusters chosen still remains a subjective process, generally based on prior knowledge of the territory, assumptions, and practical experience (Delibašić *et al.*, 2009; Weatherill and Burton, 2009). In consequence, the selection of K is still a decision based on an expert's knowledge of the territory and/or the output of different indices.

The *K-means* cluster analysis grouped the territory into landscape types. Any given type consists of regions within a landscape that have been shaped by the

influence of similar abiotic factors that may result in the formation of similar vegetation cover and habitats. The regions of any given type are not necessarily spatially contiguous. The results of this analysis included the distance of each cell to the centroid of the cluster to which it was assigned. These are membership values that represent the dissimilarity between each cell and cluster. The mean and standard deviation of the membership values of all objects that belonged to each cluster were used to represent the variability of each landscape type. Those landscape types with greater variability include a greater amount of dissimilar objects than those landscape types with less variability, which are more compact. In addition, we calculated the Euclidian distance between cluster centroids, which served as a dissimilarity measure between landscape types.

Multiple Discriminant Analysis and delineation of landscape units

Multiple Discriminant Analysis (MDA) was used to test the strength of the cluster analysis and to determine which variables were significant during the grouping process. Since MDA does not allow the use of nominal variables, the geology and life zones were transformed into dummy variables.

In addition, the data set was standardized and the outliers were excluded from the analysis. This procedure builds a predictive model that shows each cell's cluster membership. It consists of two steps. First, the F test is calculated to determine the significance of the discriminant model as a whole. Then, if this test is significant, a set of independent variables—which in this case were the original variables—are used to classify the dependent variables or clusters (Garson, n.d.). In this analysis, the discriminant procedure used was the stepwise method using Wilk's lambda distance (3.84 and 2.71). Instead of using the *components* obtained from the CATPCA, the original variables were used in the MDA to obtain a measure of the effect that each one has in differentiating the clusters.

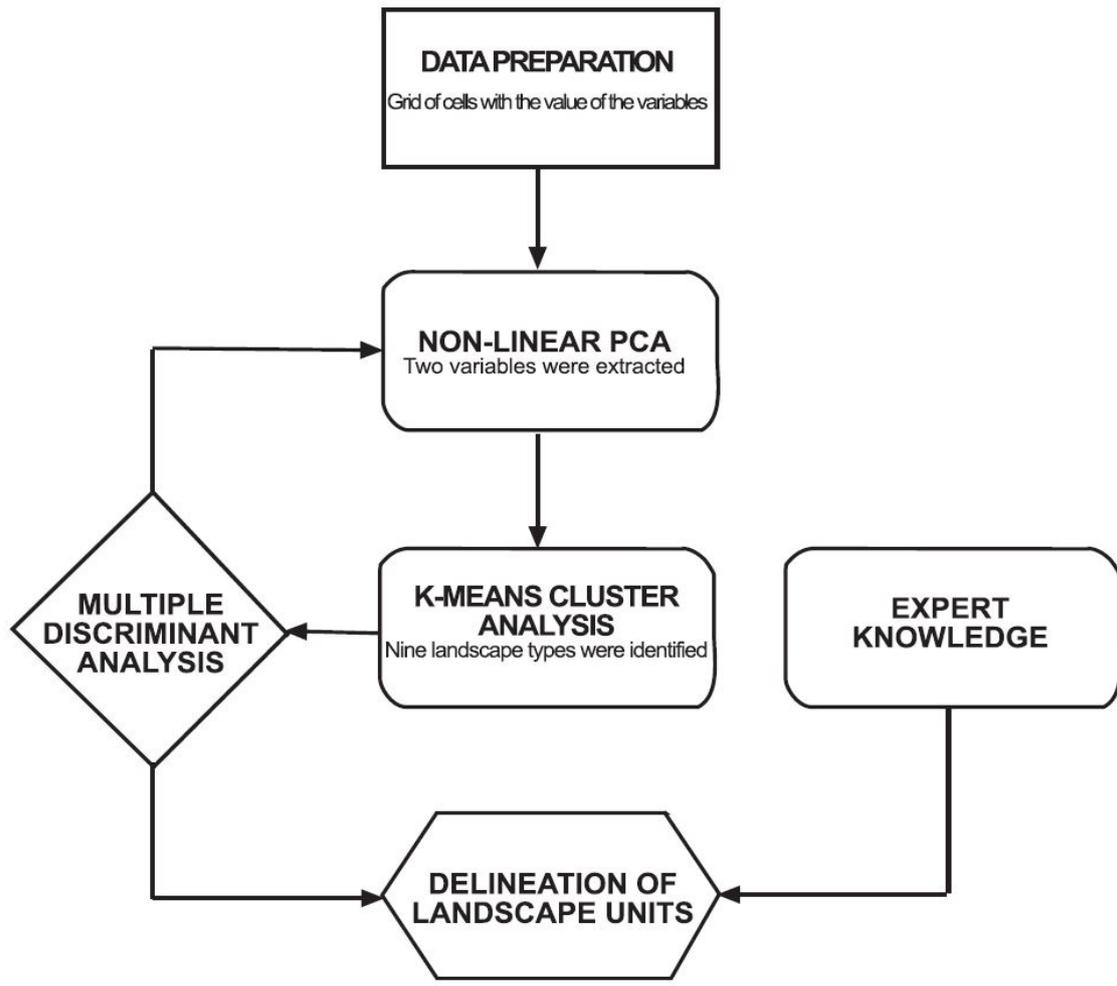


Figura 11. Procedure for the delineation of landscape units

Finally, the groups formed by the cluster analysis were used to build the landscape units of Puerto Rico. The membership values of the cells and the dissimilarity values between cluster centroids were used during this procedure. Those clusters that were similar were more likely to fall within the same landscape unit. As such, the units formed contiguous regions composed of similar landscape types (or clusters). However, it was inevitable that small groups of cells composed of dissimilar landscape types fell within the limits of a landscape unit.

Results

Reduction of the data set with Non-linear PCA

The CATPCA built a two-component model with eigenvalues greater than one and a Cronbach's alpha equal to 0.803. Only two components were included in the model because a third one would have had eigenvalues smaller than one. In addition, two dimensions were enough to explain a large amount of variance from the original variables.

Variable	Scaling	Principal Components		Total variance		TOTAL
		1	2	VAF (nominal variables)	VAF (non-multiple nominal variables)	
Elevation	Numeric	0.809	0.003		0.812	0.812
Slopes	Numeric	0.771	0.025		0.796	0.796
Geology ^(a)	Multiple nominal	0.670	0.926	0.798 ^(b)		0.798
Life zones	Nominal	0.500	0.121		0.621	0.621
Eigenvalues total		2.75	1.075			
VAF ^(d)						3.027 ^(c)
PVAF ^(d)		68.756	26.882			75.678 ^(c)

Tabla 2. Results from Non-linear Principal Component Analysis

(a) Centroid coordinates for nominal-multiple variables.

(b) Mean for multiple nominal variables.

(c) The total and the percentage values of *Variance Accounted For* are not the sum of all dimensions because multiple nominal variables are included.

(d) *Variance Accounted For* - for all variables in the analysis.

The percentage of total variance explained by the model was 75.68 (see Table 2). The first component explained the greatest amount of variance, more than 68 percent. The second component explains 26.9 percent of the variance. The table of component loadings and the variance explained by each dimension show that the first component is related to the orography of the territory, because it is closely related to elevations, slope, and life zones. The classes of the latter variable are positively correlated with the variable of elevation. The second component is related to geology.

The landscape types formed by the cluster analysis

The *K-means* cluster analysis grouped all cells into nine landscape types. The cells that make up each cluster clearly constitute zones with similar physiography. Even though geographic coordinates are not used during the procedure, the cells that form each cluster tend to occur together because of the spatial autocorrelation in the original environmental variables (Hargrove and Hoffman, 2005). The cluster analysis grouped those environmental characteristics that tend to occur together. For example, those clusters with a high percentage of igneous rocks tend to be situated on higher elevations and over moist and wet life zones. Similarly, the clusters with higher content of alluvial deposits lie at lower elevations. A clear example of how this procedure distinguished between different landscape types was the creation of class 5 and class 6. These two clusters have 100% limestone content, but both describe two markedly different landscapes. Class 5 contains cells with lower slopes and elevations, while class 6 represents regions with a fully developed karstic landscape of high rugosity that lie on higher elevations. A smaller number of clusters would have masked the variability within the region.

The clusters formed are presented here according to an altitude gradient. Class 1 represents those regions located in areas with the highest mean elevations and slopes and wet life zones. Class 4 is the landscape type located in areas with the second highest mean elevation, mostly intrusive rocks and wet life zones. It is also the most heterogeneous cluster of the whole region because the values of its cells are the farthest from the group's centroid. Class 8 is also characteristic of mountainous areas and consists of extrusive rocks and moist climates. Class 6 is located in mid-elevation regions and also presents high heterogeneity. In this cluster, limestone rock types and moist life zones predominate. Class 3 is located principally along mountainous areas in the main island and in the Western side of the island of Vieques where intrusive rocks and moist life zones dominate. Class 9 is a cluster that is principally located along areas of moist life zones and does not have a distinctive spatial distribution across the archipelago. It is the second most heterogeneous cluster of the whole region. Class 2 represents regions of mid to low

elevations that are located over extrusive rocks and moist life zones. Class 5 represents cells with limestone located at low altitude. Class 7 groups those cells with unconsolidated sediments that mainly extend along coastal areas and river valleys.

Table 3 shows that Class 4 and Class 5 contain the most distant centroids. They differ from each other in terms of rock types and life zone. Furthermore, Class 4 is located in mountainous areas, while Class 5 is found at low altitude. In contrast, the two clusters with the closest centroids are Class 3 and Class 8, both of which represent typical environments of mountainous areas, made up of igneous rocks in moist life zones. The reason these two clusters fall into different groups is because Class 8 represents regions made up almost completely of extrusive rocks, while Class 3 contains different types of igneous rocks that lie at slightly lower mean elevations.

Cluster	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	0.00	1.67	0.93	1.01	3.28	2.76	2.85	0.98	1.99
2	1.67	0.00	0.91	1.74	2.02	1.94	1.45	0.91	0.98
3	0.93	0.91	0.00	0.86	2.85	2.57	1.92	0.82	1.07
4	1.01	1.74	0.86	0.00	3.71	3.39	2.39	1.56	1.50
5	3.28	2.02	2.85	3.71	0.00	0.90	2.75	2.31	2.85
6	2.76	1.94	2.57	3.39	0.90	0.00	3.08	1.85	2.91
7	2.85	1.46	1.92	2.39	2.75	3.08	0.00	2.33	0.90
8	0.98	0.91	0.82	1.56	2.31	1.85	2.33	0.00	1.65
9	1.99	0.98	1.07	1.5	2.85	2.91	0.9	1.65	0.00

Tabla 3. Euclidian distance between landscape types.

Figure 13 is a summary of all the procedures carried out so far. It shows the distribution of the clusters in a space defined by the two dimensions created by the CATPCA and their relationship with the distribution of the original variables. The axes represent the two dimensions created by the CATPCA; the *x* axis represents the first dimension and the *y* axis, the second dimension. The vectors distinguished by triangles, black circles, and squares represent those variables that were ranked *numeric* or *nominal* in the CATPCA—elevation, slope and life zones, respectively. The white circles represent the geology, the only variable ranked *multiple nominal*.

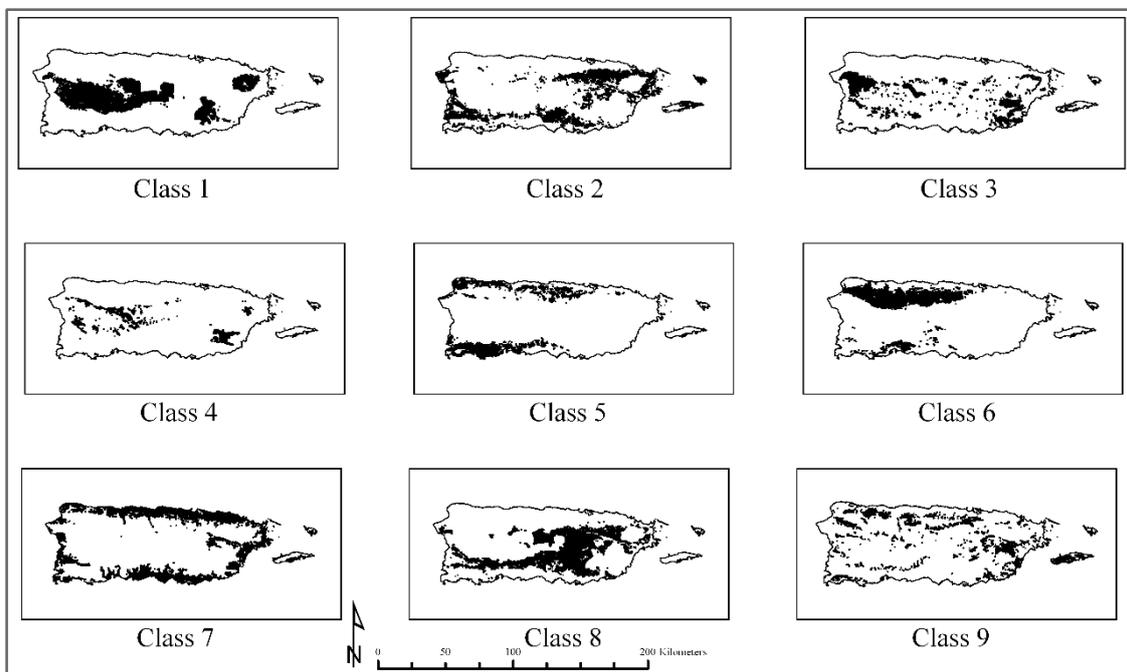
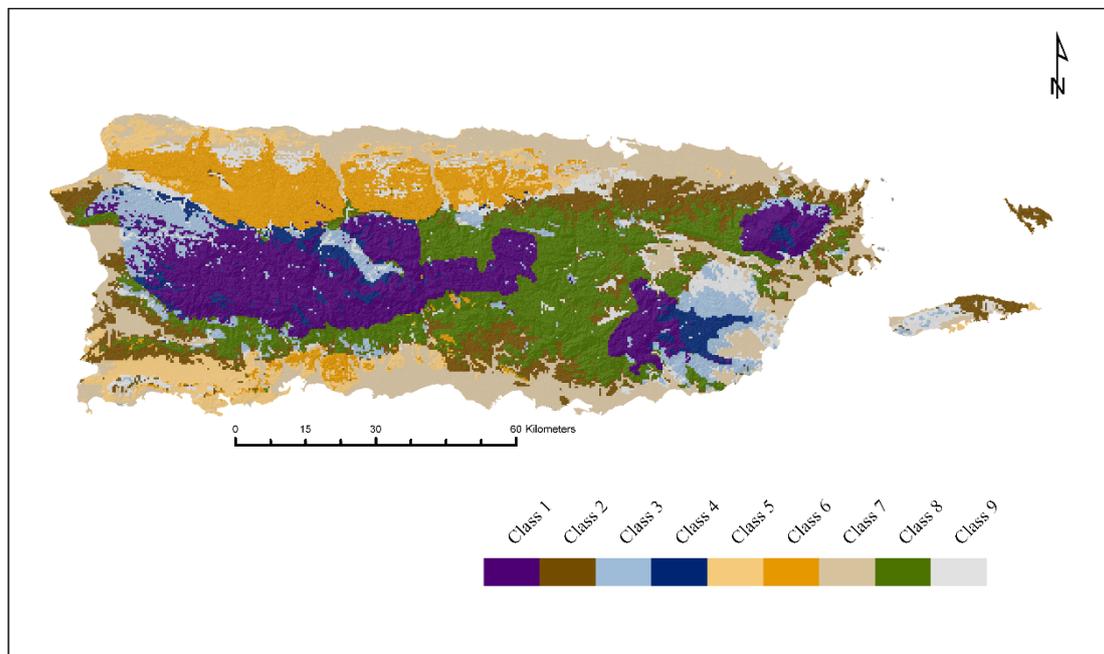


Figura 12. Spatial distribution of landscape types

4.1 Resultados: Delineation of Natural Landscape Units for Puerto Rico

In the first dimension—the *x* axis—elevation and slope increase from left to right. The humidity content of the life zones presents the same behavior, but also presents a small increase along the *y* axis. The categories of geology are located all over the graph, close to the classes of the vectors where each rock type most commonly occurs. In this figure the centers of the clusters—which are represented by black squares—lie close to those categories of the variables that best represent each one. The relation of each cluster to the variables and CATPCA's dimensions can be demonstrated through two examples. First, the clusters related to zones of higher elevation, such as Class 1 and Class 4, lie on the right side of the graph, near the points of the vectors where the highest elevations and slopes are located. Second, the cluster named Class 7 is composed of alluvial deposits. In addition, it is composed of cells that have moist life zones and are low in dry life zones. In the graph, this cluster is located on the upper left side just by the circle that represents the geology category of alluvial deposits. This is also the area of the graph representing low elevation values.

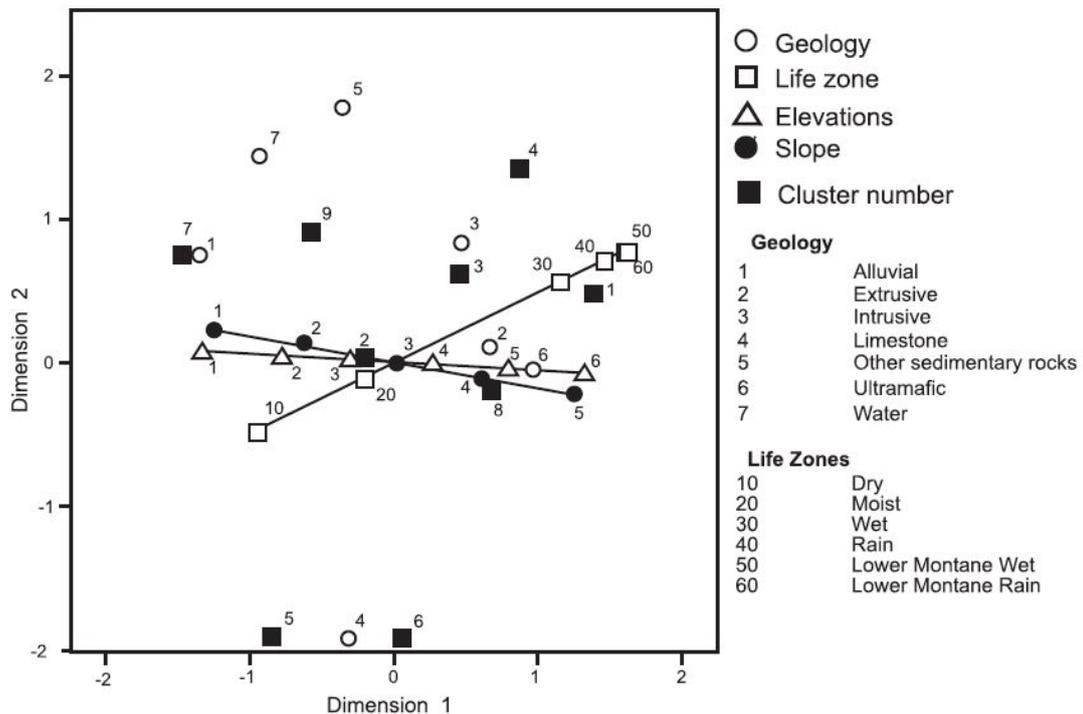


Figura 13. Results from the CATPCA and the K-means cluster analysis.

Testing the strength of the classification with Multiple Discriminant Analysis

The MDA found that 86 percent of the cases were correctly classified. The more heterogeneous clusters, Class 4 and Class 9, were the least correctly classified. In addition, the test of equality of covariance of the canonical discriminant functions was significant, meaning that the classification was carried out correctly. All variables were significant, thereby helping differentiate between clusters.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Area (km ²)	1480.15	2183.75	1809.99	26.11	131.41	232.66	901.13	572.38	36.79	800.30	421.44	116.82	87.24	60.38
Life zone (%)														
Dry		1.65	14.95	100	67.21	15.89	91.56		100	0.38				
Moist	95.05	31.6	78.02		32.79	84.11	8.44	100		65.73	53.83	99.95	99.85	100
Wet	4.95	63.99	7.03							33.85	29.42	0.05	0.15	
Rain											3.42			
L. m. wet		2.77								0.04	10.59			
L. m. rain											2.73			
Rock type (%)														
Alluvial	20.68	2.93	4.37	5.36	13.48	81.19	47.84	93.94	7.97	5.03	8.7	78.68	93.80	91.36
Extrusive	0.19	72.09	90.01	81.63	29.52	14.56	6.3	0.21	4.09	43.54	81.82	10.37	4.26	6.55
Intrusive	0.01	16.56	3.85	12.01	51.64	4.25	1.41	0.19	23.20	51.25	9.47	0.50	1.94	0.11
Limestone	74.14	1.36	0.99		5.36		44.11	3.85	15.52			8.01		0.05
Sedimentary	4.81	1.92	0.68				0.09	0.14	39.70					0.04
Ultramafic		4.84					0.19		9.52			1.21		1.89
Water	0.16	0.29	0.09	1.00			0.07	1.67		0.18		1.23		
Elevations (m)	171.07	377.07	319.22	44.35	36.44	11.41	38.26	5.83	73.85	267.73	263.74	6.69	74.42	25.04
Slope (°)	10.29	16.62	14.79	11.2	6.79	3.47	5.07	2.29	9.13	14.34	14.16	3.43	3.66	2.27

Tabla 4. Description of each Landscape unit.

Unit Number: (1) Northern Karst Zone, (2) Western Mountainous Center, (3) Eastern Mountainous Center, (4) Island of Culebra, (5) Island of Vieques, (6) Eastern Plains and Littoral Mountains, (7) Southern Plains and Hills, (8) Northern Alluvial Plains, (9) Sierra Bermeja, (10) Sierra de Cayey and the San Lorenzo-Humacao Batholith, (11) Sierra de Luquillo, (12) Western Alluvial Terraces, (13) Caguas Valley, (14) Guanajibo Valley.

Delineating landscape units

The landscape types identified by the cluster analysis formed the basis upon which the chorological landscape units were constructed. The units were designated subjectively according to the geographic features that stand out in each region. Table 4 presents a detailed description of each unit's mean elevation, mean slope, and percentage composition of rock types and life zones.

The island-municipalities of Vieques and Culebra constitute individual units. Although there is internal variation within each island, their reduced area and the scale of study chosen for this research advises against distinguishing smaller units on each one. The most common landscape types on these islands are: Class 2, Class 7, and Class 9. These landscape types represent regions of mid to low relief and fairly low slopes.

The remaining units within the main island are distributed along the coast. These units were named: the *Northern Karst Zone*, the *Northern Alluvial Plains*, the *Eastern Plains and Littoral Mountains*, the *Southern Plains and Hills*, the *Sierra Bermeja*, and the *Western Alluvial Terraces*. These units are located in areas with low mean elevation values and also small values of mean slope. The most dominant landscape types are: Class 5, Class 6, and Class 7. These landscape types contain a large amount of alluvial deposits and sedimentary rocks. The *Eastern Plains and Littoral Mountains* and the *Western Alluvial Terraces* form long strips of unconsolidated deposits that are interrupted by hills of igneous rocks. The units along the northern and eastern coast are mainly composed of moist life zones, while those units along the south are mostly composed of dry life zones. The *Sierra Bermeja* is a unit made up of Class 9 landscape, which is very different from the rest of the cells that surround it.

A total of fourteen units were constructed, six of which form the central part of the main island. We named these units as follows: the *Western Mountainous Center*, the *Eastern Mountainous Center*, the *Sierra de Luquillo*, the *Caguas Valley*, the *Sierra de Cayey* and the *San Lorenzo-Humacao Batholith*, and the *Guanajibo Valley*. Four

4.1 Resultados: Delineation of Natural Landscape Units for Puerto Rico

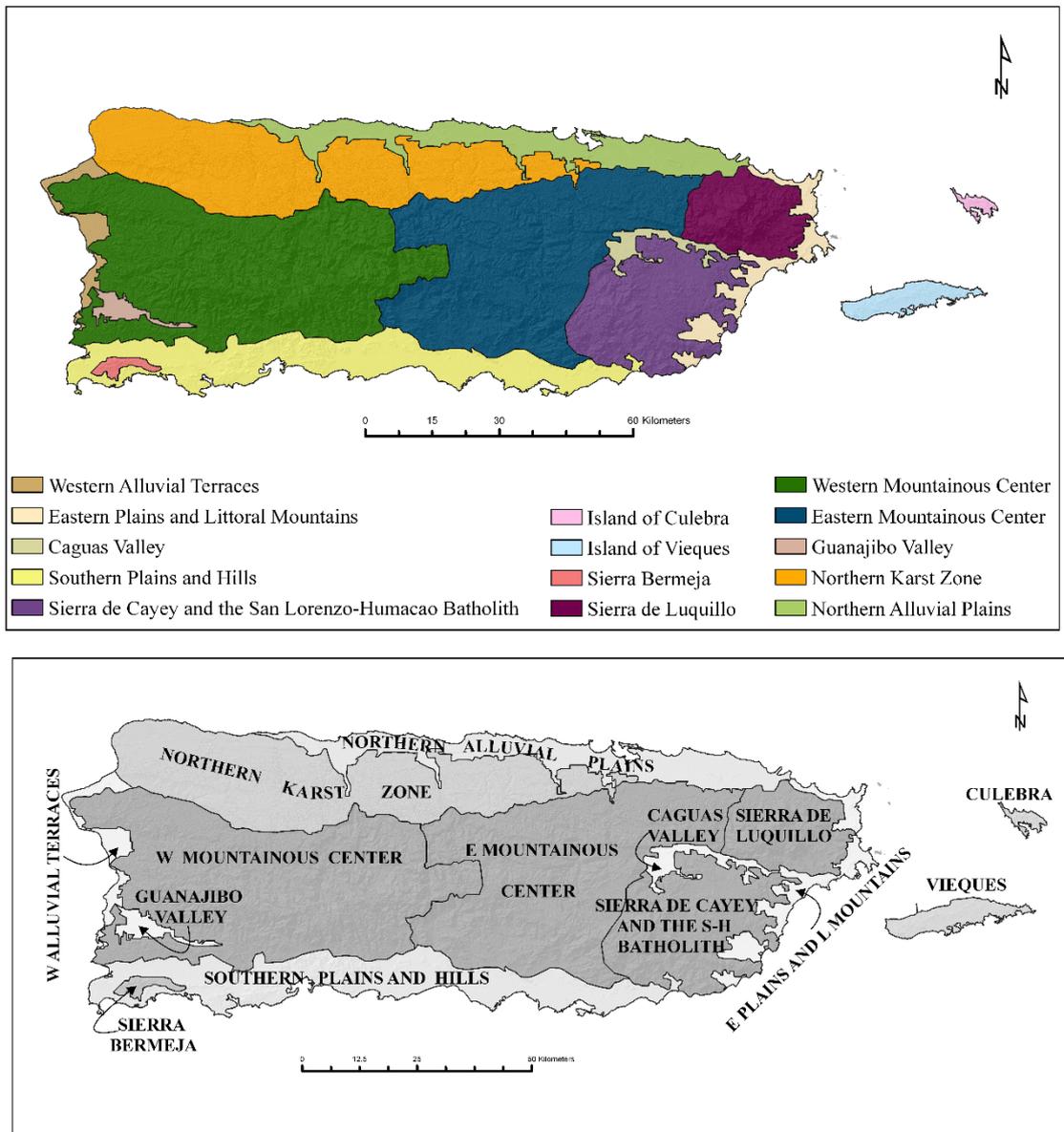


Figura 14. Spatial distribution of landscape units.

of these units contain the highest values of mean elevation and slope. The main landscape types that characterize these regions are Class 1, Class 2, Class 3, and Class 8. These landscape types contain high percentages of igneous rocks and high percentages of moist and wet life zones.

Although rain, lower montane wet, and lower montane rain life zones make up a small percentage of this central area, it is the only part of the archipelago that contains these life zones. The *Caguas Valley* and the *Guanajibo Valley* are an

exception within this centrally-located group because they contain much lower mean elevations than the rest of the units and contain high percentages of alluvial deposits.

Conclusions

The aim of this study was to demarcate landscape units using a replicable method that combined GIS, statistical techniques, and expert knowledge of the territory. In land management, it is often necessary to reduce the biotic and abiotic attributes of the territory into a meaningful, but manageable number of classes that are spatially distinct (Burrough *et al.*, 2001; Triantafilis *et al.*, 2003). Within the last decade in Europe, landscape studies have become an important tool used by policy makers during land planning. The European Landscape Convention (2000) further boosted the rising interest in this field, which has materialized through the development of research programs centered on the identification, characterization, and mapping of landscapes on a regional, national, and European scale. Such programs have been recognized as being scientifically sound and have mainly been developed for use by government authorities, non-governmental organizations, and the private sector (Wascher, 2005). Some examples of these applications include their use in the development of land management policies and the development of landscape policies, in regional development projects, in nature conservation, and in sectorial resource planning. In particular, the delineation of landscape units has become an essential part in the planning process in places such as Catalonia, Spain (Nogué-Font and Sala-Martí, 2009).

Landscape studies are not as extensive in the Puerto Rican geographical tradition as they are in European geographical studies. As a result, the most widely used physical description of the archipelago taught in schools and universities consists of Monroe's physiographic provinces (1977). The delineation or characterization of landscapes is not usually considered by the island's planning and land management agencies. Consequently, this study intends to provide a complementary vision of the territory, which may have multiple applications in management decision-making, in research projects, in education, and in promoting

public understanding of the territory. In addition, with regard to education, the land classification presented in this study complements the rather limited vision of the physiography of Puerto Rico, which only considers its geomorphologic and orographic variability.

Land planning on this archipelago is carried out along the lines of administrative divisions, in particular the borders of counties. The Puerto Rico Planning Board is the agency in charge of the planning and zoning of the territory. This agency has divided the main island into seven regions according to the biggest urban centers. Each one of these regions is delimited by municipal borders. Since this regionalization has been created according to mainly socio-economic characteristics, some physical frontiers might be overlooked and planning might be carried out in (physically) heterogeneous regions.

This year (2009), Bill 1678 was presented to amend Law 81 (the Autonomous Municipalities Act of the Commonwealth of Puerto Rico of 1991), with the purpose of dividing the archipelago into administrative regions. This new bill will group the territory into groups of *municipalities* in order to facilitate the planning of the territory and decentralize many governmental operations. In any case, the Puerto Rican authorities also need to consider the distribution of landscapes in any regionalization project carried out on the archipelago, because the landscape units make up homogeneous regions formed by a set of common environmental conditions. As Mata-Olmo (2008) stresses, landscape studies are an important component that should be included in land planning in order to carry out sustainable land development that preserves the distinctiveness of each region.

Therefore, the results of this research will be useful to government agencies introducing administrative measures, resource managers implementing environmental policies, and other scientific organizations conducting ecological studies—all of which require the use of basic units capable of describing the natural landscape of this region. In future research, this method can be applied to other regions or on different scales of analysis to see how the influence of each variable varies and how the configuration of the units changes. In addition, future work should include land use and land cover maps to evaluate how the natural landscape units are modified by human activities.

Acknowledgments

This work was carried out within the framework of the DEFCON project, funded by the Spanish Ministry of Education and Science under contract CGL2006-13953-C04-02/BOS. We would like to thank the Nature Conservancy for providing the GIS layers that enabled us to carry out this research and Dr. Marc Sáez for the review of an earlier version of the manuscript. We are also grateful for the comments and assistance provided by anonymous referees of earlier versions of this paper.

4.2 La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje. Aplicación al caso de la isla central de Puerto Rico

Sandra A. Soto-Bayó, Josep Pintó (2008). La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje. Aplicación al caso de la isla central de Puerto Rico. *Treballs de la Societat Catalana de Geografia*, 160: 702-713.

Resumen

En el marco de una investigación sobre el desarrollo de una metodología de delimitación y cartografía de unidades de paisaje para el archipiélago de Puerto Rico, se ha utilizado un método de tipo analítico para la identificación de unidades de paisaje. El método utiliza la superposición o agregación de capas que contienen información territorial de aquellos elementos del paisaje considerados relevantes.

Se han considerado en una primera fase los materiales geológicos, la altitud y la rugosidad del terreno. Se ha tenido en cuenta la necesidad de incorporar una capa adicional que proporcione información sobre la heterogeneidad del mosaico paisajístico. A esta nueva capa se la ha denominado entropía.

Se ha utilizado una malla de celdas de 500 m de lado para establecer unas unidades espaciales básicas de análisis. La entropía se puede considerar como la probabilidad de que cada celda esté compuesta por uno o más tipos de cubiertas de suelo. Para desarrollar el índice de entropía se ha utilizado como base la capa de información de cubiertas de suelo (Helmer et al., 2002).

De este procedimiento obtuvimos valores promedio bajos de entropía para Puerto Rico (de 0.26), en donde el 75 por ciento de los casos se encuentran por debajo del valor 0.37. Se interpreta que este resultado se debe a la dualidad en los usos del suelo que predominan en la región, con zonas dedicadas casi únicamente a usos urbanos e industriales, mientras el bosque denso continúa creciendo en el interior montañoso central. Entre ambas regiones, se extiende una zona de pasto que se podría denominar de transición entre los bosques densos y la región litoral.

Las cubiertas del suelo que predominan en los paisajes más homogéneos, con grupos de celdas contiguas con baja entropía, son el bosque húmedo de tierras bajas, el bosque muy húmedo montano bajo y submontano, el agrícola, los pastos y la cubierta artificial. Las zonas con un índice alto de heterogeneidad se encuentran principalmente localizadas a lo largo de la región litoral y en la periferia de los pueblos.

Introducción

Tema de estudio

El paisaje se refiere, por una parte, a la morfología del espacio geográfico. Al mosaico de elementos que se disponen en unas determinadas proporciones de número, forma, posición geográfica y superficie y que caracterizan un espacio determinado. Todos los territorios poseen una fisonomía particular que se deriva del entramado espacial de los elementos visibles en la superficie terrestre y esta fisonomía es el componente morfológico del paisaje.

Por otra parte, el concepto de paisaje incorpora la estructura subyacente o el conjunto de elementos, agentes y procesos interrelacionados, de tipo natural, socioeconómico y cultural, que opera en un sector determinado de la superficie terrestre y que es la responsable de la morfología que presenta el paisaje. Es en este sentido que Martínez de Pisón (1998) considera el paisaje la manifestación formal de los hechos geográficos.

Se pueden identificar por tanto diferentes tipos de paisaje tanto en un sentido tipológico como corológico. En un sentido tipológico, un tipo de paisaje es, por ejemplo, el "deltaico", que puede ser descrito, caracterizado y observado en diferentes localizaciones geográficas. En sentido corológico, por el contrario, un paisaje como el del delta del Ebro, por ejemplo, se refiere a un caso específico del paisaje de tipo "deltaico" presente en una localidad concreta. Así, las unidades corológicas son únicas debido a su particular situación geográfica, génesis, configuración, dinámica y relación con los paisajes circundantes.

Para la delimitación de unidades de paisaje se distinguen dos grandes tipos de metodologías. Por un lado las metodologías denominadas sintéticas establecen

divisiones o agrupaciones de áreas territoriales a partir del reconocimiento de la homogeneidad del paisaje. El criterio fundamental es la identificación de las discontinuidades paisajísticas más relevantes. Este método tiene sus primeros antecedentes en los trabajos de reconocimiento del territorio efectuados por el CSIRO australiano en las décadas de los años 50 y 60 del siglo pasado y fue adoptado y modificado más tarde por la FAO (1976) en el reconocimiento de los recursos territoriales de los países subdesarrollados. La escuela de la *Landscape Ecology* de Troll (1950) y la Geografía de los Ecosistemas de Bailey (1998) también utilizan un método sintético para la delimitación de unidades de paisaje. En España esta ha sido la metodología utilizada en la identificación de las unidades de paisaje del «Atlas del Paisaje de España» (Mata y Sanz, 2002).

Las metodologías denominadas de tipo analítico utilizan la superposición o agregación de capas de información territorial sobre los elementos del paisaje que se consideran relevantes. Las unidades de paisaje se definen a partir de la integración de forma visual o cuantitativa de la información de los diferentes mapas temáticos. Este método fue introducido por McHarg (1969) y actualmente es seguido por Van Eetwelve y Antrop (2004) en los trabajos de caracterización del paisaje de Bélgica, aunque enriquecido por la introducción de procedimientos de base estadística y la utilización de los Sistemas de Información Geográfica en el análisis y la integración de los elementos del paisaje.

En este trabajo se ha seguido una metodología de tipo analítico para delimitar las grandes unidades de paisaje de la isla principal de Puerto Rico, a partir de la utilización de las capas de información sobre la geología, la altitud, las cubiertas de suelo, la "rugosidad del terreno" y la heterogeneidad o entropía del paisaje.

Se pretende distinguir unidades con un alto grado de homogeneidad y que se diferencien netamente de las unidades vecinas, en el supuesto que la homogeneidad del paisaje es relativa, es una cuestión de escala, ya que precisamente una propiedad del paisaje es su diversidad interna, la cual se manifiesta nítidamente a medida que aumenta el detalle de la escala de observación.

Zona de estudio

Puerto Rico es un archipiélago compuesto por una isla central y las islas limítrofes de Vieques, Culebra, Caja de Muertos y Mona junto con varios islotes y cayos circundantes. El área total de todas las islas que lo componen es de aproximadamente 8 896 km² (889 600 Hectáreas). La isla central, Vieques y Culebra son las únicas que se encuentran pobladas en la actualidad y que además conforman sus 78 municipios. Este archipiélago es el más oriental de la zona de las Antillas Mayores, dentro de la cuenca del Caribe.

Este trabajo se centra en la isla central de Puerto Rico, la cual tiene una extensión de 178.6 Km de largo y 62.8 Km de ancho, y mide alrededor de 8 746 Km² (874 600 hectáreas). Las coordenadas que resumen su centro son 18° 15' norte y 66° 30' oeste. La isla se divide en tres grandes zonas geomórficas que Monroe (1977) define como la Provincia del Interior Montañoso Central, la Provincia del Carso Norteño y la Provincia de los Llanos Costeros. El pico más alto es el Cerro Punta que se encuentra dentro del Interior Montañoso y cuenta con 1 338 metros de altura.

Estas diferencias topográficas inciden en el efecto que tienen los vientos alisios en la superficie. Existe un gradiente marcado de humedad y precipitación entre las zonas norte-noreste y sur-suroeste de la isla central. La cadena central de montañas sirve como barrera para estos vientos provenientes del noreste causando lluvias orográficas a lo largo de la zona norte y nordeste de la isla. Esto tiene un efecto en la distribución de las formaciones vegetales. En términos generales, a lo largo de la costa norte y este, se encuentran los bosques semi-caducifolios. A medida que aumenta la altitud en la cordillera central aparecen los bosques húmedos, los bosques muy húmedos submontanos y montano bajos y las formaciones de bosques pluviales. A lo largo de la cresta de esta zona montañosa se encuentran los bosques nubosos. En las zonas oeste y sur de la isla predominan los bosques secos (Helmer et al., 2002). La formación vegetal más común es el bosque subtropical húmedo que presenta precipitaciones promedio entre 1100 y 2200 mm/año y zonas abundantes en caducifolios y epifitos, como los helechos, las orquídeas y las bromelias.

4.2 Resultados: La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje...

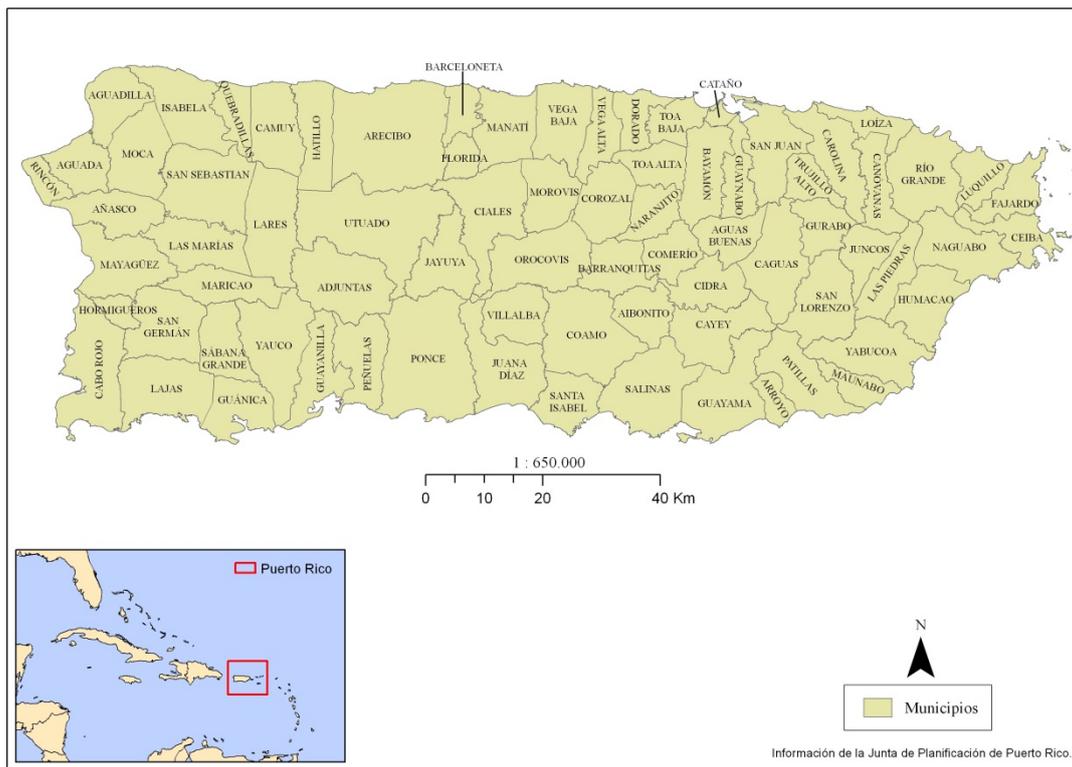


Figura 15. Localización relativa de Puerto Rico y sus municipios.

La isla ha pasado de tener una sociedad predominantemente agraria a principios del siglo XX, a una sociedad predominantemente de servicios y manufactura para finales del siglo XX (Lugo, 2002). Esto coincidió con grandes transformaciones en sus cubiertas y usos de suelo. Desde comienzos del siglo XX, la isla comenzó a ser deforestada por el incremento en la agricultura, la expansión urbanística y otros usos de suelo incompatibles con las zonas de bosque, presentando un pico de deforestación durante la década del 1940 (Aide et al., 1995). Fue en esta época cuando comenzó a invertirse este proceso y la isla comenzó a recuperar terrenos de bosque. En la década del 1940, el 7 por ciento de la isla estaba cubierta por bosque, en el 1990 la cubierta vegetal llegó a cerca del 30 por ciento (Birdsey y Weaver, 1987; Aide, 1995). El aumento en la cubierta vegetal de la isla principalmente ha sido a expensas de los terrenos dedicados a la agricultura, ya que las zonas urbanas han continuado creciendo. Las zonas urbanas han aumentado su superficie desde un 11.3 por ciento en 1977 al 14.4 por ciento en 1994 (López Marrero et al., 2001). Estos cambios en los usos de suelo ocurrieron paralelos a un movimiento poblacional del interior montañoso hasta los

llanos costeros, especialmente a los alrededores de la zona metropolitana de San Juan, al noreste de la isla (Lugo, 2002).

Objetivos

La estructura actual del paisaje es el resultado de su dinámica en el pasado, ya que depende de la historia de las sociedades y la tecnología que se han desarrollado (Burel y Baudry 2002, 23). El caso de Puerto Rico es un buen ejemplo de ello, las cubiertas de suelo actuales son el producto de siglos de cambios en los usos que se le han dado al territorio. Por ejemplo, las zonas de bosque denso que hoy día ocupan grandes extensiones del interior montañoso central y que antiguamente eran ocupadas por campos agrícolas o asentamientos humanos, poseen una composición de flora muy diferente a la de sus predecesores localizados allí antes del impacto humano.

Estos cambios a su vez tienen un efecto en las comunidades y ecosistemas presentes en el territorio; y más aún, sobre los tipos de paisaje que lo componen. Por esta razón, en este trabajo se pretende delimitar unidades de paisaje a partir del análisis de capas de información de tipo ambiental y humano. Las variables incluidas en el análisis son: la geología, la topografía (elevaciones y rugosidad del terreno) y las cubiertas del suelo. En el ámbito de este trabajo fue relevante incluir una variable adicional que cuantifique la heterogeneidad del paisaje. Esta comunicación se centrará en describir el proceso de elaboración de esta capa de entropía o heterogeneidad paisajística.

Metodología

Para la zona de Estados Unidos y el Caribe se han desarrollado clasificaciones ecológicas o geoclimáticas del territorio, tomando en consideración aspectos geográficos, geológicos y/o climáticos (Omernik, 1987; Bailey, 1983). Generalmente, estas clasificaciones que se construyen para escalas muy pequeñas, es decir, ocupando una gran extensión de territorio, suelen ser

demasiado generales para ser aplicadas a islas tropicales (Helmer et al., 2002). Esto se debe al hecho de que a pesar de su corta extensión, las islas tropicales son topográfica y ecológicamente diversas (Lugo, 2002) y generalmente estos sistemas de clasificación se construyen a una escala tan general que ubican a la isla dentro de una sola clase.

En particular para Puerto Rico se han desarrollado las regiones geográficas de Rafael Picó (1950), las zonas de vida ecológicas de Ewel y Whitmore (1973), las unidades fisiográficas de Watson Monroe (1977) y las zonas geoclimáticas de Figueroa-Colón (1996). En estos trabajos se realiza una caracterización fisiográfica de la isla por medio de la incorporación de variables geomórficas, topográficas, climatológicas y/o de la flora, entre otras. En este trabajo, se intenta realizar una clasificación del paisaje, a partir de la incorporación de variables fisiográficas y humanas del territorio. No se limita a realizar una caracterización física del territorio, más bien a evaluar cómo los componentes físicos y ambientales se combinan con las cubiertas de suelo y con la heterogeneidad del paisaje para constituir zonas con una cierta uniformidad paisajística. El producto final será la delimitación de unidades de paisaje. Es decir, regiones que comparten un mismo tipo de paisaje. Para el análisis se incluirán las capas sobre geología, elevaciones, cubiertas de suelo, entropía y rugosidad del terreno. Para determinar los grupos "naturales" que conforman cada tipo de paisaje, se realizó un análisis de conglomerados, "cluster analysis", en SPSS (Versión 15).

Incorporación de las capas de información y preparación de los datos

Para la construcción de la capa de entropía, se utilizó la capa de cubiertas de suelo de la oficina de Sistemas de Información Geográfica, del Servicio Forestal de los Estados Unidos (Helmer et al., 2002). Esta capa ráster fue desarrollada a partir de una imagen Landsat TM de los años 1991/1992 con una resolución de 30 metros. Entre las 33 cubiertas de suelo que la conforman se distinguen hasta 25 formaciones vegetales. La última actualización sobre esta capa y sobre la clasificación de la

4.2 Resultados: La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje...

vegetación se realizó en el 2003 (Helmer et al., 2002). Esta se encuentra en la proyección NAD 1983 en unidades planas estatales para Puerto Rico y las Islas Vírgenes.

Construcción de la capa de entropía

La capa de heterogeneidad paisajística, o entropía, se ha construido a partir de la capa ráster de cubiertas de suelo del Servicio Forestal de los Estados Unidos (Helmer et al., 2002). Esta capa se encuentra clasificada a un nivel muy detallado, por lo que se reclasificó utilizando la extensión Spatial Analyst del programa ArcView (ESRI 2005). Las 33 cubiertas de suelo que forman esta capa de información, se reclasificaron en 12 cubiertas más generales. Con esta nueva clasificación se buscaba obtener unidades paisajísticas claramente distinguibles, pero a un grado de detalle más general.

Valor original	Clasificación original	Clasificación final	Valor final
0	Water	No asignado	0
1	Lowland dry semideciduous forest	Bosque seco de tierras bajas	9
2	Lowland dry semideciduous woodland/shrubland	Arbusto/Arbolado seco de tierras bajas	4
3	Lowland dry mixed evergreen drought-deciduous shrubland with succulents	Arbusto/Arbolado seco de tierras bajas	4
4	Lowland dry and moist, mixed seasonal evergreen sclerophyllous forest	Bosque seco y húmedo de tierras bajas	9
5	Lowland moist evergreen hemisclerophyllous shrubland	Arbusto/Arbolado húmedo de tierras bajas	2
6	Lowland moist seasonal evergreen forest	Bosque húmedo de tierras bajas	5
7	Lowland moist seasonal evergreen forest/shrub	Bosque/Arbustos húmedos de tierras bajas	5
8	Lowland moist coconut palm forest	Bosque húmedo de tierras bajas	5
9	Lowland moist semi-deciduous forest	Bosque húmedo de tierras bajas	5
10	Lowland moist semi-deciduous forest/shrub	Bosque/Arbustos húmedos de tierras bajas	5
11	Lowland moist seasonal evergreen and semi-deciduous forest	Bosque húmedo de tierras bajas	5
12	Lowland moist seasonal evergreen and semi-deciduous forest/shrub	Bosque/Arbustos húmedos de tierras bajas	5
13	Submontane and lower montane wet evergreen sclerophyllous forest	Bosque muy húmedo montano bajo y submontano	7
14	Submontane and lower montane wet evergreen sclerophyllous forest/shrub	Bosque/Arbustos muy húmedos submontanos y montano bajos	7
15	Submontane wet evergreen forest	Bosque muy húmedo submontano	7
16	Active sun/shade coffee, submontane and lower montane wet forest/shrub	Bosque/Arbustos muy húmedos submontanos y montano bajos	7

4.2 Resultados: La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje...

17	Submontane and lower montane wet evergreen forest/shrub and active/abandoned shade coffee	Bosque/Arbustos muy húmedos submontanos y montano bajos	7
18	Lower montane wet evergreen forest - tall and palm cloud forest	Bosque muy húmedo montano bajo	7
19	Lower montane wet evergreen forest - mixed palm and elfin cloud forest	Bosque muy húmedo montano bajo	7
20	Lower montane wet evergreen forest - elfin cloud forest	Bosque muy húmedo montano bajo	7
21	Tidally and semi-permanently flooded evergreen sclerophyllous forest	Manglar	6
22	Seasonally flooded rainforest	Bosque pluvial inundado	8
23	Tidally flooded evergreen dwarf-shrubland and forb vegetation	Marismas y humedales	3
24	Other emergent wetlands (including seasonally flooded pasture)	Marismas y humedales	3
25	Salt and mud flats	Marismas y humedales	3
26	Pasture	Pasto	12
27	Agriculture/hay	Agrícola	1
28	Agriculture	Agrícola	1
29	Urban and barren	Cubierta artificial	10
30	Sand and rock	Cantera	10
31	Quarries	Cantera	10
32	Salt mining	Cantera	10
33	Water	Morfología litoral y láminas de agua	11

Tabla 5. Reclasificación de las cubiertas de suelo.

La entropía permite medir y visualizar la variabilidad o heterogeneidad del territorio por medio del cálculo del número y el área del total de cubiertas de suelo que se encuentran dentro de cada unidad mínima espacial de análisis, que en este caso son las celdas de la malla. Por esta razón, este índice también se puede definir como la probabilidad de que el contenido de las celdas esté concentrado en una clase o más bien difuso a lo largo de un mayor número de clases (Goodchild et al., 1994).

Para realizar el cálculo primero se construye un “vector de membresía”, que indica el contenido de cubiertas de suelo de cada celda de la malla. Este “vector de membresía” se define como la pertenencia de cada celda a cada una de las clases analizadas, que en este caso son las 12 cubiertas de suelo. Para cada celda, el “vector de membresía” se define de la siguiente forma $\{i(x), 2(x), 3(x), \dots, n(x)\}$, en donde cada (x) es el contenido de cada tipo de cubierta (Goodchild et al., 1994), para un total n de cubiertas. A partir de este vector se construye el índice de entropía definido como:

4.2 Resultados: La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje...

Ecuación 2. Fórmula de entropía

$$H(x) = -1 \left[\frac{1}{\log_e n} \sum P_i(x) \log_e P_i(x) \right]$$

(GOODCHILD et al. 1994)

En donde $H(x)$ es la entropía asociada a cada una de las celdas evaluadas; $P_i(x)$ es la probabilidad de que la celda x pertenezca a la cubierta i , de n total de cubiertas (Goodchild et al., 1994). El valor de probabilidad de $P_i(x)$ se calculó en función del área de la celda x que consiste de cada tipo de cubierta de suelo i . Para una explicación más detallada sobre el cálculo de $P_i(x)$ ver Goodchild et al. (1994). El índice de entropía varía entre (0 y 1), donde las celdas con valor 0 contienen un sólo tipo de cubierta de suelo, mientras que en las celdas con valor 1 todas las cubiertas poseen probabilidad $1/n$ (Goodchild et al., 1994).

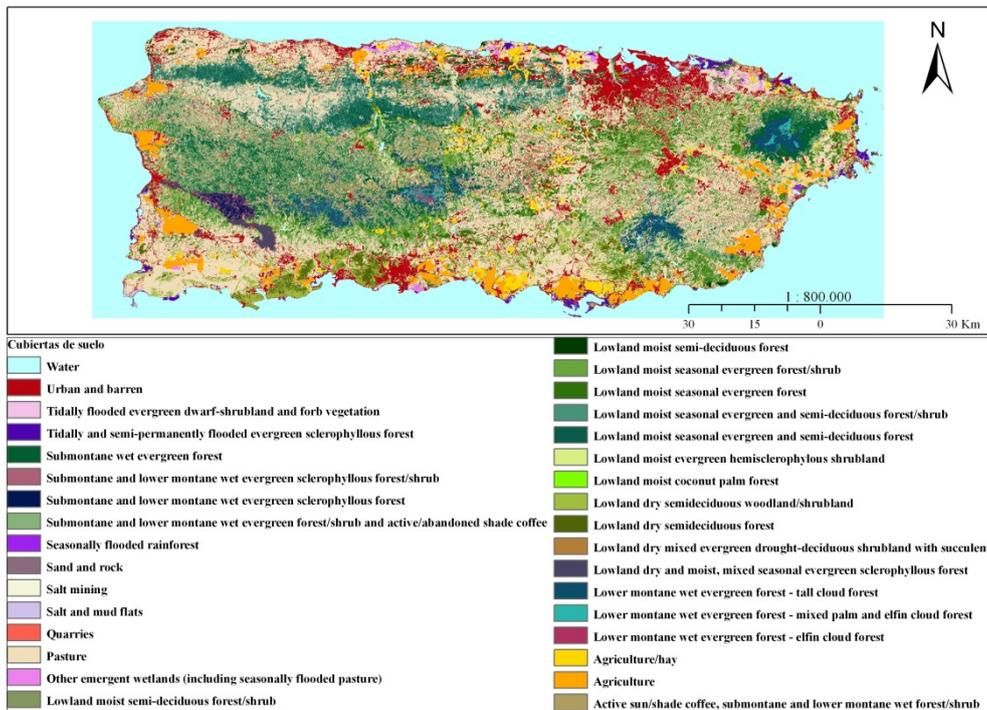


Figura 16. Cubiertas de suelo (Helmer et al., 2002)

4.2 Resultados: La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje...

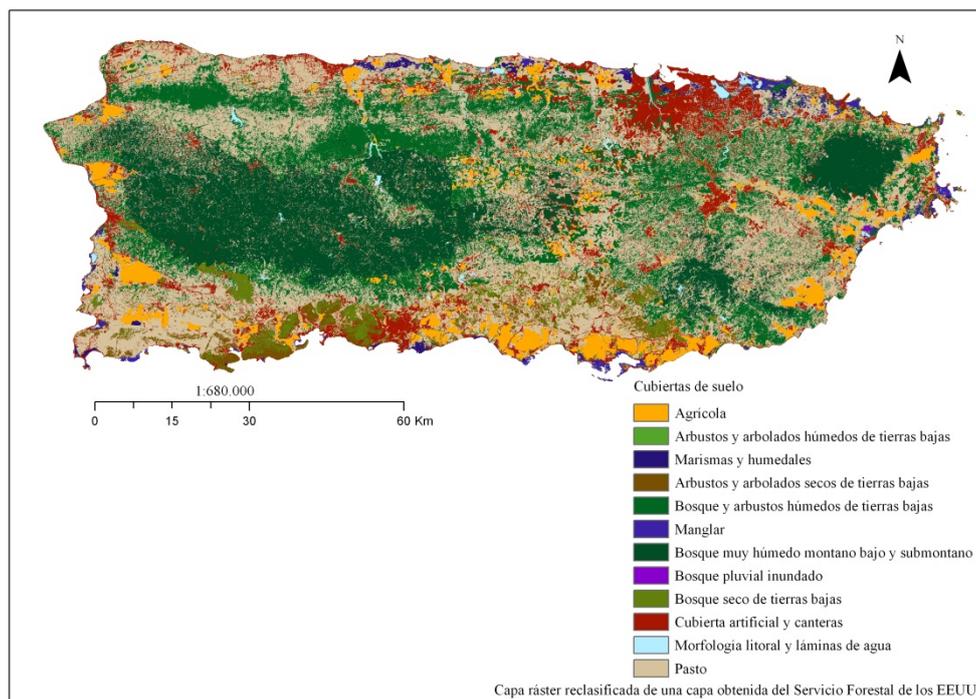


Figura 17. Mapa reclasificado de las cubiertas de suelo

Construcción de la malla de información

Las variables incorporadas en el análisis debían estructurarse en forma de matriz. Por esta razón, se utilizó un "script" en el programa ArcView para construir una malla en formato vectorial con resolución de 500 m que cubriera toda la zona de estudio (Pintó y Miquel, 2007). A esta malla se le aplicó un "clip" para que sus bordes coincidieran exactamente con las fronteras de la isla central de Puerto Rico. La mayoría de las celdas poseen un área total de 250 000 m², excepto las celdas que bordean la zona de estudio que cuentan con un área menor. Además, se aplicó la herramienta "Multi-part to single-part" de ArcView, para que cada celda formara una única unidad en la base de datos. Así se consiguió una malla de 35 760 celdas.

Los valores de cada capa de información se añadieron a la malla con la herramienta 'Zonal Statistics' de la extensión Spatial Analyst. El resultado de este procedimiento se exportó a un archivo Excel, que luego sería incorporado al programa SPSS para calcular el análisis de conglomerados.

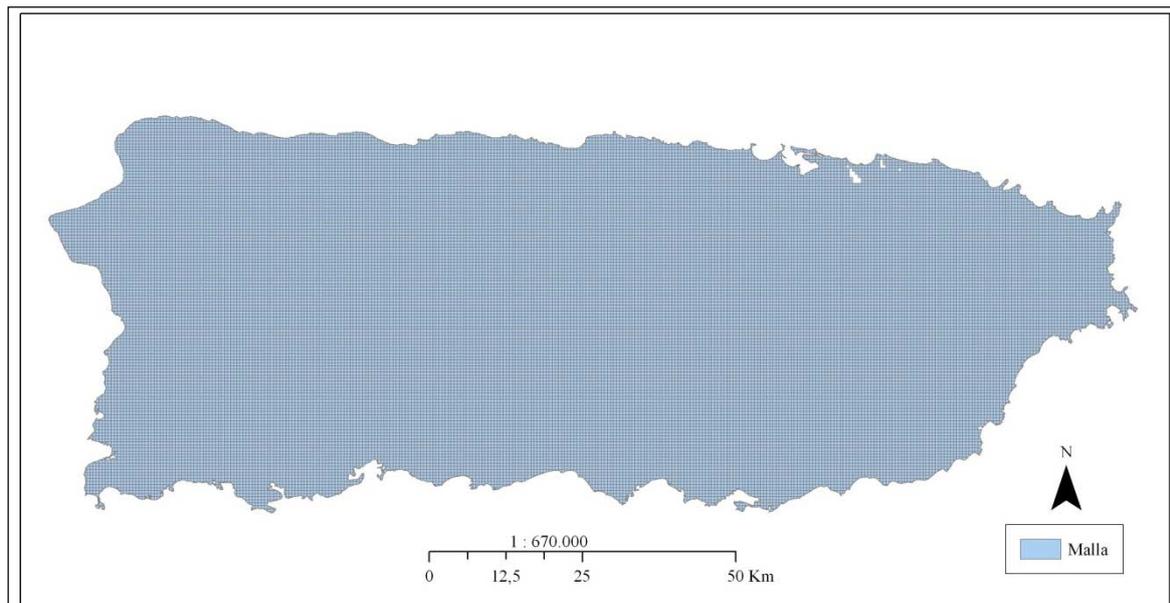


Figura 18. Malla de datos.

Resultados

Construcción de la capa de entropía y su distribución

El cálculo de entropía se realizó para las 35 760 celdas incluidas en el análisis. La heterogeneidad medida con este índice permite observar la fragmentación de cubiertas del suelo dentro de un territorio; y por esto, permite evaluar cuán difusa es su distribución. Para su cálculo se tomó en consideración el área que ocupa cada cubierta dentro de cada unidad mínima de análisis. Por esto, pueden existir dos celdas con el mismo número de cubiertas de suelo, pero si estas ocupan un área total diferente dentro de cada celda, cada una tendrá un valor de entropía distinto. Para la isla central de Puerto Rico, la entropía varía entre 0 y 0.79, con el 75 por ciento de los casos por debajo de 0.37. Por encima del valor 0.69 hay 20 valores atípicos hasta llegar a 0.79. Esto muestra la dualidad en los usos de suelo que predominan en la isla. El interior montañoso está cubierto por una masa continua de bosque denso, mientras que las actividades humanas y las cubiertas de suelo relacionadas con estos usos predominan a lo largo de los llanos costeros. Entre estas dos zonas, se extienden regiones continuas de pasto.

4.2 Resultados: La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje...

El promedio de entropía para toda la isla es de 0.26 de heterogeneidad. El hecho de que a lo largo de la isla predominan valores bajos de este índice significa que está cubierta por paisajes extensos con un mismo tipo de cubierta de suelo y por consiguiente domina la homogeneidad paisajística. Las zonas con valores por debajo de los 0.30 de entropía (< 0.30) están dispersos por toda la isla, aunque destacan varias zonas claramente visibles. Estas se encuentran en los bosques densos del interior montañoso central, la zona metropolitana de San Juan y en algunos parches agrícolas menos extensos. Las cubiertas de suelo que coinciden con esta zona son el bosque húmedo de tierras bajas, el bosque muy húmedo montano bajo y submontano, el agrícola, los pastos y la cubierta artificial. Esto quiere decir, que estos usos de suelo destacan en los paisajes más homogéneos.

ID Celda	Entropía
1	0.47
2	0.47
3	0.51
4	0.41
5	0.39
6	0.37
7	0.25
8	0.30
9	0.38
10	0.34
11	0.17
12	0.36
13	0.38
14	0.35
15	0.17
16	0.07
17	0.40
18	0.45
19	0.33
20	0.32

Tabla 6. Muestra de los resultados de entropía

4.2 Resultados: La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje...

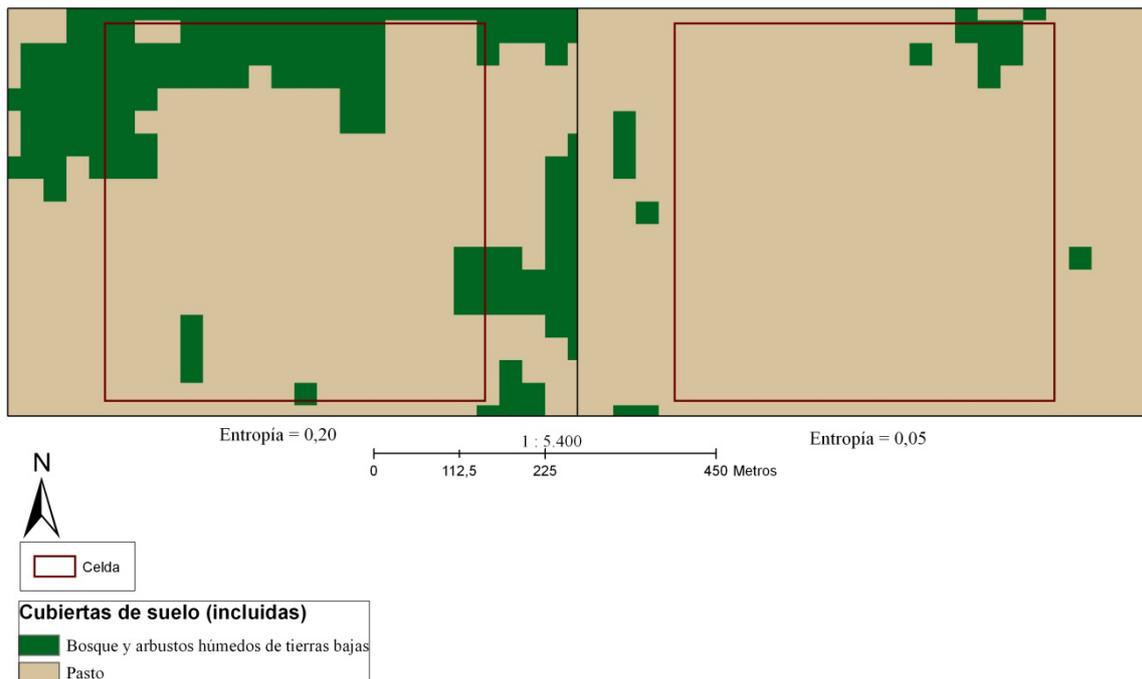


Figura 19. Comparación de los resultados del índice de entropía entre dos celdas

Por otra parte, las zonas con valores altos de entropía (> 0.60) se extienden primordialmente a lo largo del litoral costero. En el centro de la isla, las pocas celdas con altos índices de entropía tienden a localizarse en zonas periféricas, alejadas de los centros urbanos de estos municipios. Las regiones de alta entropía son las que menos extensión de territorio ocupan. Los territorios con valores intermedios de entropía (entre 0.31 y 0.60) se encuentran dispersos a lo largo de toda la isla.

En la tabla 7 se puede observar el número total de celdas y el área total que ocupa cada tasa de entropía, ya sean las zonas de tasa baja, media o alta.

4.2 Resultados: La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje...

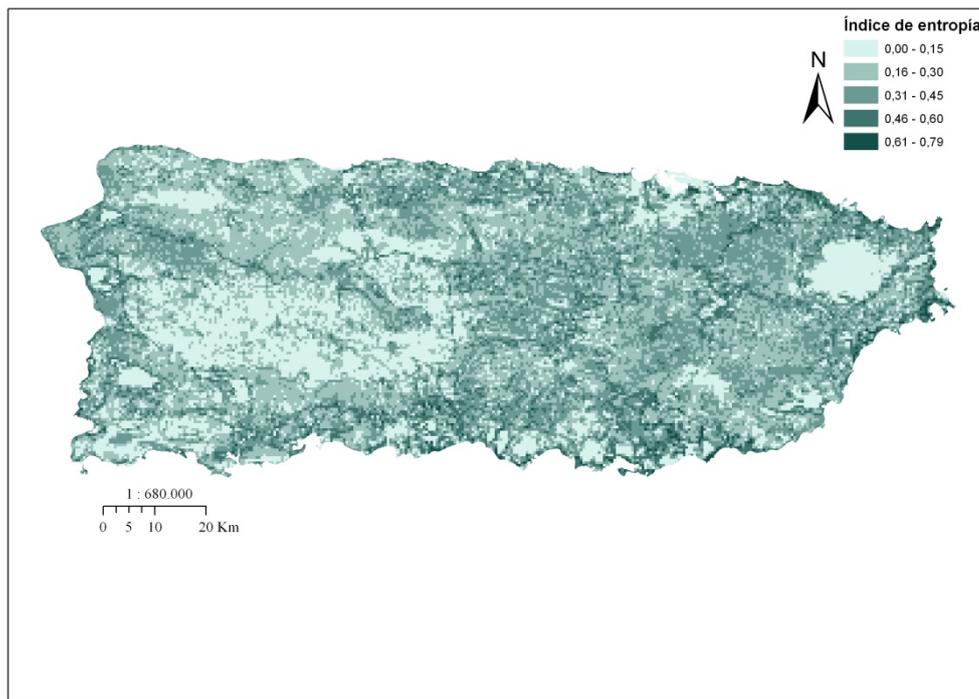


Figura 20. Índice de entropía del paisaje, isla central de Puerto Rico.

CLASIFICACIÓN	VALOR ENTROPÍA	NÚM. CELDAS	ÁREA TOTAL (Km ²)
Baja	< 0.30	21 513	5 239.91
Media	0.31 – 0.60	14 003	3 408.45
Alta	> 0.61	244	55.12
TOTAL DE LA CAPA	0 – 0.79	35 760	8 703.48

Tabla 7. Resumen de los resultados del índice de entropía.

Esta tabla muestra cómo las zonas con índices bajos de entropía predominan a lo largo de la isla de Puerto Rico, ocupando 21 513 celdas y un área total de 5 239.9 Km². Las zonas con un índice medio (entre 0.31 y 0.60) ocupan por su parte 14 003 celdas y 3 408.5 Km². Hay muy pocas zonas con índices altos de heterogeneidad: 244 celdas y 55.1 Km².

Conclusiones

En el ámbito de una investigación más extensa, sobre la identificación de unidades de paisaje, se ha incluido una capa que muestre la heterogeneidad del

paisaje. Esta capa cuantifica la variabilidad de las cubiertas de suelo para la isla central del archipiélago de Puerto Rico. Para la elaboración de esta capa se incorporó una fórmula de entropía, que permite determinar cuán difusa es la distribución de cubiertas de suelo por cada unidad mínima espacial de análisis.

Se ha encontrado que para esta isla caribeña, los valores de entropía tienden a ser bajos, ya que el valor promedio es de 0.26 y el 75 por ciento de los casos se encuentran por debajo del valor 0.37. Se interpreta que este resultado se debe a la dualidad en los usos del suelo que predominan en la región, con zonas dedicadas casi únicamente a usos urbanos e industriales, mientras el bosque denso continúa creciendo en el interior montañoso central. Entre ambas regiones, se extiende una zona de pasto que se podría denominar de transición entre los bosques densos y la región litoral. Las cubiertas del suelo que predominan en los paisajes más homogéneos, con grupos de celdas contiguas con baja entropía, son el bosque húmedo de tierras bajas, el bosque muy húmedo montano bajo y submontano, el agrícola, los pastos y la cubierta artificial. Las zonas con un índice alto de heterogeneidad se encuentran principalmente localizadas a lo largo de la región litoral.

Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en el proyecto de investigación: "Delimitación funcional de los elementos de conservación como objetivo de la gestión integrada de zonas costeras: la estructura ecológica principal". N°Ref. CGL2006-13953-C04-02/BOS, que ha recibido una ayuda del Ministerio de Educación y Ciencia.

4.3 Landscape Units of the San Juan Bay Estuary Watershed. A Hierarchized Assessment of the Territory's Structure

Sandra Soto-Bayó and Josep Pintó. Landscape Units of the San Juan Bay Estuary Watershed. A Hierarchized Assessment of the Territory's Structure. *Applied Geography*, (en revisión).

Introduction

This study is part of a hierarchical classification of the Archipelago of Puerto Rico into landscape units. We applied the methodology used by Soto and Pintó (2010) for the whole Archipelago to the San Juan Bay Estuary Watershed, located to the northeast of Puerto Rico's central island, in order to demarcate landscape units on a larger geographical scale. Regionalization studies have an extensive tradition within the field of geography (Bernert et al. 1997), evolving over centuries into the type of analysis that is carried out today. It is a type of research that can address different aims and be applied on different scales of analysis, and is currently employed in various fields of study, including landscape ecology, ecology, pedology and hydrology, among others. These types of taxonomies of the territory are constructed for the following purposes, among others: to provide a detailed description of an area (Picó 1969); to make assessments for biodiversity conservation (Sayre et al. 2014); to plan natural resources (Laing et al. 2005, Omernik 1987); to make inventories of flora and fauna (Shelburne et al. 2002, Chust et al. 2002); to better understand forest fire regimes (Laing et al. 2005, Long et al. 2006); to evaluate how watersheds function (Omernik and Bailey 1997); and to evaluate the socio-economic structure of a region (Myint 2008).

Landscape units are homogeneous parts of the territory with a unique physiognomy, structure, and physiography (Zonneveld 1995). The scale of analysis conditions the identification of the variables that predominate by shaping the

5 Discusión

En este trabajo realizamos una clasificación del territorio por medio de la aplicación de una metodología que puede ser aplicada en otras investigaciones, y que incluye el uso de técnicas multivariantes, los sistemas de información geográfica y el conocimiento previo que se tenía de la región. Buscamos clasificar, describir y plasmar sobre un mapa la distribución de paisajes con características similares, que sirviera de base para su uso en investigaciones futuras o en la gestión del territorio. Estas evaluaciones forman parte de lo que P. P. Semyonov (1856, citado en Berg, 1915) denomina el significado de la geografía en el sentido más reducido “la descripción de aquellas propiedades creadas por la naturaleza que han permanecido inalteradas a lo largo de los siglos, y de las cambiantes creadas por las actividades humanas” (13). Esto define lo que viene a ser los estudios regionales, que son una de las perspectivas de estudio que han sido medulares dentro de la disciplina. En estos estudios las regiones se constituyen en base a un sinnúmero de factores, dependiendo del propósito del estudio. En este, presentamos una evaluación jerarquizada, donde aplicamos una misma metodología a dos escalas diferentes, con la intención de demostrar que se puede emplear a diferentes escalas y sobre diferentes territorios.

En primer lugar, presentamos el artículo sobre “La consideración de la heterogeneidad del mosaico paisajístico en la cartografía de unidades de paisaje. Aplicación al caso de la isla central de Puerto Rico”. En este construimos una de las capas de información que fueron incluidas en el análisis de clasificación del territorio. Específicamente, utilizamos una capa de cubiertas de suelo con resolución de 30 metros y compuesta de 33 cubiertas de suelo para realizar el cálculo de entropía. Esta última es una medida de heterogeneidad del paisaje o, lo que es lo mismo, es la probabilidad de que en una unidad mínima de análisis, domine un tipo de cubierta de suelo. El valor de entropía aumenta, en la medida que se incrementa el número de clases consideradas en el análisis y que estas clases ocupan proporcionalmente el mismo tamaño dentro del territorio. En el caso

de la isla de Puerto Rico, donde se aplicó este índice, el promedio de entropía obtenido fue de 0.26, que quiere decir que en su mayoría existe cierta homogenización del paisaje. Esto se debe a la dualidad entre las zonas de montaña, donde predominan los bosques, a diferencia de los llanos costeros, donde, a pesar de que hay mayor variabilidad de cubiertas, dominan las áreas construidas. Las cubiertas de suelo que dominan en las zonas de más homogeneización paisajística, son los bosques húmedos, las zonas agrícolas, los prados y las cubiertas artificiales. Las celdas con altos índices de entropía, ocuparon un 0.007 por ciento del área total y predominaron en zonas periféricas del interior montañoso y boscoso y a lo largo del litoral costero. Estas zonas periféricas del interior montañoso son las zonas de interfaz entre las zonas urbanas y las naturales sin intervención humana (lo que denominan el "urban wildland interface"), y en las que el gobierno de los Estados Unidos ha destinado investigaciones y esfuerzos de conservación, ya que están siendo sometidas a grandes presiones de desarrollo.

El propósito de la creación de esta capa era considerar el resultado de este índice en la clasificación del territorio. En el caso del Archipiélago de Puerto Rico, posteriormente descartamos esta variable del análisis porque intentamos clasificar el territorio de acuerdo a aquellos factores naturales (previos a la presencia de actividades humanas) que contribuyen a moldear el paisaje. La entropía que calculamos, como fue derivada de la capa de cubiertas de suelo, no cumplía con este requisito.

La heterogeneidad del paisaje se puede calcular por medio de la aplicación de diversos índices que se basan en fórmulas diferentes, pero que son utilizadas para obtener un resultado similar de variabilidad. Entre los índices más conocidos se encuentran el Índice de Diversidad de Shannon y el Índice de Diversidad de Simpson. La gran diferencia entre estos es que, el primero es más sensible a la presencia de cubiertas anómalas y su interpretación es menos intuitiva, que en el caso del segundo porque sus resultados se extiende desde 0 hasta el infinito (McGarigal, 2015).

En el caso de la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan, aplicamos el Índice de Diversidad de Simpson para considerar la heterogeneidad del paisaje en

la clasificación del territorio. Los resultados obtenidos indicaron que incluimos variables mucho más efectivas que la entropía a la hora de distinguir entre los tipos de paisaje.

Este resultado demuestra la importancia de incluir durante los trabajos de clasificación del paisaje algún procedimiento, técnica estadística o algoritmo objetivo, que calcule la relativa importancia que ejerce cada variable durante el proceso de clasificación del territorio. Además, la utilización de las técnicas multivariantes aplicadas en el análisis, como lo fue el Análisis de Componentes Principales Categórico, nos permitió eliminar la redundancia entre las variables incluidas, lo que evita que se le dé más peso a unas variables sobre otras.

Una combinación de tres técnicas multivariantes fue aplicada en los siguientes dos artículos, en los que buscamos delimitar unidades de paisaje a dos escalas de estudio. Utilizamos Análisis de Componentes Principales, Análisis de Conglomerados K-medias y Análisis Discriminante Múltiple para clasificar el territorio a nivel del Archipiélago de Puerto Rico, y luego, a nivel de la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan. El uso de estas técnicas permitió delimitar unidades de paisaje tipológicas. En el caso del Archipiélago de Puerto Rico, obtuvimos nueve unidades de paisaje, mientras que en la Cuenca de la Bahía de San Juan, obtuvimos siete.

El Análisis Discriminante Múltiple permite validar los resultados del análisis de conglomerados, la fortaleza de la clasificación efectuada y las variables que mayor influencia ejercieron durante la clasificación del territorio. A nivel de la escala del Archipiélago de Puerto Rico, la geología, seguida de las zonas de vida, que vendría a ser el equivalente a la variante de clima, fueron las variables que mayor influencia ejercieron a la hora de formar los tipos de paisaje. En la clasificación más detallada, a nivel de la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan, la geología estuvo seguida de las cubiertas de suelo y la hidrología. A pesar de que los tipos de suelo que obtuvimos coincidían con el carácter de los tipos de paisaje formados, sospechamos que cuando realicemos esta clasificación a una escala aún más detallada, los tipos de suelo aumentarán su influencia sobre el proceso de clasificación. Estos resultados coinciden con la Teoría de las Jerarquías, que postula sobre los factores y procesos que ejercen una mayor influencia en cada escala de

trabajo, y donde se enfatiza que a escalas más generales influyen aquellos factores de carácter más estable, como lo son la geología y el clima, mientras que a escalas más detalladas de análisis, adquieren importancia otros, como son las cubiertas de suelo y discontinuidades fisiográficas, entre otros (Terrades, 2001; Lindenmayer et al., 2006; Bailey, 1985 y 2005; Sayre et al., 2014).

Los resultados del análisis K-medias incluían los datos de membresía de cada píxel a cada conglomerado al que fueron asignados. Estos datos de membresía definen cuán cercana se encuentra cada zona al centroide del conglomerado al que fueron asignados. Igualmente, los resultados del K-medias permiten el cálculo de la distancia entre los centroides de los conglomerados. La similitud entre píxeles o grupos definen la distancia en el espacio euclidiano entre los objetos analizados. Esta información fue posteriormente utilizada para construir unidades de paisaje corológicas, o lo que es lo mismo, regiones únicas e irrepetibles que ocurren en un solo lugar. A escala de análisis general, demarcamos catorce unidades, doce para la isla central de Puerto Rico y una para cada Isla-Municipio de Vieques y Culebra, respectivamente. En el caso de la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan, demarcamos ocho unidades.

Se han presentado diversas jerarquizaciones para delimitar el territorio en unidades (Omernik, 1987; Cleland et al., 1997; Bailey, 1983; Zonneveld, 1995; Múcher et al., 2010; Blasi et al., 2000; Salinas Chávez y Ramón Puebla, 2013; Pintó, 2010). Si, por ejemplo, seguimos la taxonomía de unidades de paisaje desarrollada por Pintó (2002), el trabajo realizado para el Archipiélago de Puerto Rico (~ 1:1,000,000) comprende el nivel de *ecorrección* porque describimos zonas con climas regionales, grandes unidades de relieve y regiones biogeográficas. Por el contrario, en el caso del trabajo siguiente que realizamos sobre la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan (1:155,000) presentamos una clasificación a nivel de *distritos paisajísticos*, en donde dividimos el territorio en zonas homogéneas basadas en aquellos componentes fisiográficos principales, unidades de relieve subregional, litología, red fluvial (porque consideramos los ríos principales) y la hidrología, los usos y cubiertas de suelo y los mayores tipos de patrones paisajísticos. Relacionado a este último punto, por ejemplo, subdividimos algunos grandes tipos de paisaje en zonas en función del patrón que formaba el mosaico de zonas boscosas y urbanas. Como

fue el caso, del tipo de paisaje 7 (predominantemente montañoso y ubicado al sur de la zona de estudio), que dividimos en dos. Esto mismo lo hicimos en la región septentrional de la Cuenca, en donde dividimos la gran tipología de paisaje 2 (predominantemente llana, con sustrato aluvial y urbana) en dos grandes zonas, oeste y este. Para realizar esta división nos fijamos en la naturaleza de las cubiertas de suelo que formaban la matriz, en la zona oeste dominaban las zonas urbanas, mientras que en su vertiente este dominaban los humedales.

Las unidades del paisaje que construimos a nivel del Archipiélago, son paisajes en sí mismos (Pintó, 2010), que se pueden distinguir del territorio circundante por aquellos factores que mayor influencia ejercen en su configuración. Por esto, es la gran similitud que presenta la configuración de estas a las regiones demarcadas por Picó (1969) 40 años antes. Esto es muestra de la velocidad a la que trabajan los factores moldeadores de los paisajes a estas escalas generales. Por el contrario, las unidades demarcadas para la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan han sido formadas por procesos mucho más dinámicos que harán esta clasificación obsoleta en muy pocos años.

La elaboración de este trabajo para Puerto Rico y para la región de San Juan tiene diversos propósitos. Por un lado, intentamos que este provea un enfoque adicional a la visión que se tiene del territorio. Deseamos que se entienda que el territorio ha sido formado por procesos naturales que han actuado muy lentamente a lo largo del tiempo, pero que las actividades humanas han transformado el mismo a una velocidad e intensidad nunca antes vista (Antrop, 2000; Pintó, 2010). Esto ha provocado que extensas regiones del país, y en especial de la Zona Metropolitana de San Juan, hayan sufrido un proceso de homogeneización y banalización, que les ha llevado a perder su esencia, unicidad y, por consiguiente, atractivo. Este mismo proceso se ha observado en otras regiones del mundo, en donde se han constituido zonas de paisajes genéricos y banalizados que no cuentan con aquellos elementos distintivos que les caracterizaban, “ni del contenido simbólico y cultural que les habían dado vida” (Busquets y Corfina, 2009). Además, los procesos de urbanización desmedida y de recuperación de bosques en las zonas de montaña ocurridos sin seguir un plan coherente de gestión del territorio, también han tenido consecuencias negativas

sobre algunos sistemas naturales, especialmente de las zonas con mayor densidad poblacional y más urbanizadas, lo que a su vez ha tenido graves consecuencias sobre la calidad de vida de sus residentes. La historia de la sociedad en muchas ocasiones se ha considerado separada a la historia de la naturaleza, por lo que se ha ignorado el hecho de que la vida humana está íntimamente ligada al cambio ecológico (Seguinot Barbosa, 1994), como causante y receptora de cualquier transformación sobre este. Como bien explica Seguinot Barbosa (1989), en su ensayo sobre *La ecología urbana de San Juan: Los problemas ecológicos que afronta esta región* "... son el producto directo de las contradicciones espaciales que se suscitan en un medio geográfico controlado por un sector económico que monopoliza el espacio... el proceso de desarrollo metropolitano, controlado por los grupos con poder de decisión sobre el espacio, se han tomado más en consideración los criterios asociados a ganancias económicas que los asociados a la calidad de vida. Sus intereses como clase social dominante han prevalecido sobre los intereses de la comunidad... Mientras la ganancia económica que se genera de una actividad productiva se privatiza, las externalidades económicas que se manifiestan como degradación ambiental tienen que ser socialmente compartidas." (97)

Las unidades de paisaje demarcadas son un punto de partida. Se deben usar de referencia para decidir dónde aplicar una investigación, dónde aplicar planes de mitigación, para decidir cómo efectuar la gestión del territorio o para el desarrollo de políticas de paisaje, en el desarrollo de proyectos regionales y en la conservación del medio ambiente y el patrimonio cultural. En particular, la delineación de unidades de paisaje se ha vuelto una parte esencial en los procesos de planificación en lugares, como Cataluña, España (Nogué-Font y Sala-Martí, 2009). Primero sirven para conocer el estado del territorio actual. Además, si contamos con una clasificación jerárquica general y sistematizada, podría servir de enlace entre las diferentes dependencias encargadas de la gestión del territorio para aplicar políticas de desarrollo coherentes con las condiciones del territorio. Ya sea el gobierno estatal, agencias gubernamentales, gobiernos municipales o grupos comunitarios, pueden seguir esta clasificación como punto de referencia al nivel jerárquico que coincide con su ámbito de trabajo. Esto permitiría que todos

trabajen sobre el mismo sustrato y avancen en una misma dirección. Una vez se conoce la fisionomía de la región, se debe evaluar su calidad y uso potencial. El conocimiento de sus características generales, nos permite conocer cuáles serían los mejores usos que se le podrían dar para establecer la dirección de cambio que se debe seguir. Es importante tener presente, los beneficios que derivaría la población y la sociedad, inclusive monetariamente, de restaurar aquellas zonas naturales o aquellos componentes del paisaje tradicional que se han visto deteriorados. Este concepto del uso potencial de la tierra ("land use potential") fue aplicado por Christian (1958) en inventarios realizados en Australia para describir y mapear extensas zonas de las que no se tenía mucho conocimiento, y no habían sido extensamente utilizadas por el ser humano. Según "afirma Guillermina Garzón Heydt (1988) que la 'unidad territorial' es un área homogénea de terreno con propiedades análogas y respuesta similar ante la introducción de determinadas actuaciones"; o como lo explica Ángel Ramos (1979) quien "apunta que una 'unidad ambiental' es un concepto amplio definido por una 'homogeneidad extrínseca' según la forma en que la unidad reacciona a las acciones exteriores..." (citado en Serrano Giné 2012, 217). Por esta razón, consideramos que este trabajo debería venir seguido de posteriores clasificaciones a escalas de análisis más detalladas y de inventarios y trabajos de caracterización del patrimonio natural y cultural de cada unidad, que sean desarrollados con el fin de mejorar el estado de los paisajes de las zonas urbanas o dirigir un desarrollo y uso sostenible de los paisajes rurales.

6 Conclusiones

- Este trabajo es la propuesta de una clasificación jerarquizada del Archipiélago de Puerto Rico en unidades de paisaje. La fisionomía del territorio se encuentra en cambio continuo debido a su naturaleza dinámica, que se reflejará dependiendo de la escala de estudio y, por consiguiente, de las variables que se consideren para elaborarla.
- Presentamos una metodología que puede ser aplicada a diferentes escalas de trabajo y en diversos lugares, y que aquí aplicamos a dos escalas de trabajo; las ecorregiones y los distritos paisajísticos. Enmarcamos este ejercicio en la Jerarquía desarrollada por el Laboratorio de Análisis y Gestión del Paisaje de la Universidad de Girona (Pintó, 2000), que plantea la división de la tierra en zonas a distintos niveles que van desde los biomas (en las escalas más generales) hasta las teselas (en las escalas de trabajo más detalladas).
- Presentamos un artículo donde calculamos la heterogeneidad del paisaje para la isla central de Puerto Rico, y donde se obtuvieron valores promedios bajos de entropía (0.26). Esto se debe al gran contraste que existe entre el Interior Montañoso Central y los llanos costeros. Los primeros han ido perdiendo población paulatinamente desde mediados del siglo pasado, mientras las ciudades ubicadas en los segundos han recibido sistemáticamente esa población. Este fenómeno se observa particularmente en la Zona Metropolitana de San Juan, al noreste. Las regiones con valores altos de entropía se concentraron en parches puntuales de los llanos costeros y en la interfaz urbano – rural (“wildland urban interface”).
- El denominador común entre los próximos artículos fue la aplicación de una misma metodología a un mismo territorio, pero a dos escalas de trabajo diferentes. En primer lugar, lo aplicamos al archipiélago de Puerto Rico, en donde obtuvimos nueve tipos de paisaje y de los que se derivaron catorce

unidades de paisaje, doce para la Isla Central y una para cada Isla-Municipio (Vieques y Culebra). Las unidades obtenidas fueron: el Centro montañoso occidental, el Centro montañoso oriental, la Sierra de Luquillo, el Valle de Caguas, la Sierra de Cayey y el Batolito de San Lorenzo-Humacao, el Valle del Guanajibo, la Zona cárstica norteña, los Llanos aluviales del norte, las Montañas y valles del este, las Lomas y planicie del sur, la Sierra Bermeja, las Terrazas aluviales del oeste, la isla-municipio de Vieques y la isla-municipio de Culebras. Las dos últimas contenían cierta variabilidad interna, pero eran muy pequeños para subdividirlos en unidades más pequeñas a la escala de trabajo.

- El siguiente trabajo se realizó en la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan, ubicado al noreste de la isla central de Puerto Rico. En este trabajo incluimos siete variables, que fueron la hidrología, la geología, las pendientes, las elevaciones, los tipos de suelo, las cubiertas de suelo y la heterogeneidad del paisaje. De la combinación de estas variables obtuvimos siete tipologías de paisaje, que eran claramente distinguibles por medio del tipo de roca dominante. A partir de estos grupos delimitamos ocho unidades de paisaje, que fueron las siguientes: los Humedales y manglar de Torrecilla y Buena Vista, los Grandes cuerpos de agua de la planicie de San Juan, la Ciénaga las Cucharillas y el Río Bayamón, los Mogotes y cerros calizos del Norte, la Planicie urbanizada del Estuario de la Bahía de San Juan, las Montañas y lomas urbanizadas, las Montañas y lomas de la interfaz urbano – forestal y el Río Piedras sur y Lago Las Curías.
- Una de las técnicas estadísticas multivariantes aplicada a los datos, fue el Análisis Discriminante Múltiple, el cual valida los resultados obtenidos por la agrupación realizada por el análisis de conglomerados, y señala cuáles fueron las variables que mayor influencia ejercieron durante la clasificación. De este resultado se obtuvo que la geología fue la variable que mayor influencia ejerció durante la clasificación a ambas escalas. En el caso del análisis general, la geología estuvo seguida de las zonas de vida. Por el contrario, en el caso de la Cuenca del Estuario de la Bahía de San Juan, las variables que mayor influencia ejercieron luego de la geología fueron las

cubiertas de suelo y la hidrología. Nos interesaría evaluar este resultado en trabajos posteriores para determinar si las variables que influyen en cada escala presentan algún tipo de patrón, y si este coincide con la Teoría de las Jerarquías.

- Esta clasificación de Puerto Rico en unidades de paisaje debería ser la primera de muchas, que se utilicen en variadas facetas, como es el caso de la docencia, la gestión del territorio, la selección de zonas donde aplicar investigaciones futuras o como base en inventarios del patrimonio cultural o natural, entre otras.

7 Referencias bibliográficas

Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Herrera, L., Rosario, M. y Serrano, M. (1995). Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 77, 77 – 86.

Allen, T. y Starr, T. (1982). *Hierarchy. Perspectives for ecological complexity*. Chicago: The University of Chicago Press.

American Forests. (2002). *Análisis del ecosistema urbano. Área Metropolitana de San Juan, Puerto Rico*. Washington, DC: American Forests.

Antrop, M. (1997). The concept of traditional landscapes as a base for landscape evaluation and planning. The example of Flanders Region. *Landscape and Urban Planning*, 38, 105 – 117.

Annot, C., Fisher, P. F., Wadsworth, R., Wellens, J. (2004). Landscape metrics with ecotons: pattern under uncertainty. *Landscape Ecology*, 19 (2), 181 – 195.

Atlas de Andalucía. (2005). Cartografía ambiental. [Tomo 2]. Sevilla: Junta de Andalucía.

Bailey, R. G. (1983). Delineation of ecosystem regions. *Environmental Management*, 7 (4), 365 – 373.

Bailey, R. G. (1985). The factor of scale in ecosystem mapping. *Environmental Management*, 9(4), 271 – 276.

Bailey, R. G. (1998). *Ecoregions: The ecosystem geography of the oceans and continents*. Nueva York: Springer-Verlag.

Bailey, R.G. (2002). *Ecoregion-based design for sustainability*. Nueva York: Springer.

Bailey, R. G. (2005). Identifying ecoregion boundaries. *Environmental Management*, 34 (1), 14 – 26.

- Bandini Ribeiro, D., Prado, P. I., Brown, K. S., Jr. y Freitas, A. V. (2008). Additive partitioning of butterfly diversity in a fragmented landscape: Importance of scale and implications for conservation. *Diversity and Distributions*, 14, 961 – 968.
- Bastian, O. (2000). Landscape classification in Saxony (Germany) – a tool for holistic regional planning. *Landscape and Urban Planning*, 50, 145-155.
- Batisani, N. y Yarnal, B. (2009). Urban expansion in Centre County, Pennsylvania: Spatial dynamics and landscape transformations. *Applied Geography*, 29, 235 – 249.
- Beinroth, F. H., Engel, R. J., Lugo, J. L., Santiago, C. L., Ríos, S. y Brannon, G. R. (2003). *Updated taxonomic classification of the soils of Puerto Rico*. San Juan, Puerto Rico: Agricultural Experiment Station. Jardín Botánico Sur.
- Berg, L. S. (1915). The objectives and tasks of geography. *Proceedings of the Russian Geographical Society*, 15 (9), 463 – 475.
- Bernert, J.A., Eilers, J.M., Freemark, K.E. y Ribic, C. (1997). A quantitative method for delineating regions: An example for the Western Corn Belt Plains ecoregion of the USA. *Environmental Management*, 21 (3), 405 – 420.
- Bertalanffy, L. (1968). *General System Theory: Foundations, Development and Applications*. Nueva York: Ed. George Braziller.
- Birdsey, R. A. y Weaver, P. L. (1987). *Forest area trends in Puerto Rico*. Resource Bulletin SO – 331. New Orleans, LA: U. S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Forest Experiment Station.
- Blankson, E. J. y Green, B. H., (1991). Use of landscape classification as an essential prerequisite to landscape evaluation. *Landscape and Urban Planning*, 21, 149 – 162.
- Blasi, C., Carranza, M.L., Frondoni, R. y Rosati, L. (2000). Ecosystem classification and mapping: a proposal for Italian landscapes. *Applied Vegetation Science*, 3, 233-242.
- Brandeis, T. J., Escobedo, F. J., Staudhammer, C. L., Nowak, D. J. y Zipperer, W. C. (2014). *San Juan Bay Estuary Watershed Urban Forest Inventory*. Gen. Tech. Report SRS-190. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station.

- Brown, G. y Raymond, C. (2007). The relationship between place attachment and landscape values: Toward mapping place attachment. *Applied Geography*, 27, 89-111.
- Bunce, R. G. H., Barr, C. J., Clarke, R. T., Howard, D. C. y Lane, A. M. J. (1996). Land classification for strategic ecological survey. *Journal of Environmental Management*, 47, 37 – 60.
- Burel, F. y J. Baudry. (2002). *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. Madrid: Mundi-Prensa.
- Burrough, P. A. y Frank, A. (1996). *Geographic objects with indeterminate boundaries*. London: Taylor & Francis.
- Burrough, P.A., Wilson, J.P., Van Gaans, P.F.M. y Hansen, A.J. (2001). Fuzzy k-means classification of topo-climatic data as an aid to forest mapping in the Greater Yellowstone Area, USA. *Landscape Ecology*, 16, 523 – 546.
- Busquets, J. y Cortina, A. *Gestión del Paisaje: Manual de protección, gestión y ordenación del paisaje*. Madrid: Ed. Ariel Patrimonio.
- Cadenasso, M. L. y Pickett, S. T. (2001). Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology*, 15 (1), 91 – 97.
- Calero, J., Delgado, R., Delgado, G. y Martín-García, J.M. (2008). Transformation of categorical field soil morphological properties into numerical properties for the study of chronosequences. *Geoderma*, 145, 278-287.
- Caribbean Landscape Conservation Cooperative. (2015). Puerto Rico Protected Areas Database [version of September, 2015]. GIS data. San Juan, PR.
- Celik, T. (2009). Unsupervised change detection in satellite images using Principal Component Analysis and *K-means* clustering. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 6 (4), 772 – 776.
- Christian, C. S. (1958). The concept of land units and land systems. *Proceedings of the Ninth Pacific Science Congress*, 20, 74 – 81.

7. Referencias bibliográficas

Chust, G., Pretus, J. L., Ducrot, D., Bedòs, A. y Deharveng, L. (2002). Identification of landscape units from an insect perspective. *Ecography*, 257 – 268.

Cleland, D. T., Avers, P. E., McNab, H., Jensen, M. E., Bailey, R. G., King, T. y Russell, W. E. (1997). *National Hierarchical Framework of Ecological Units*. En: Boyce, M. S. y Haney, A. (Eds.) (1997). *Ecosystem Management Applications for Sustainable Forest and Wildfire Resources*. New Haven, CT: Yale University Press.

Coenders, G. and C. Reig. n.d. Técnicas de Reducción de Datos. Aplicaciones a las Ciencias de la Empresa (Apunts, Pràctiques, Problemes i Lectures segon semestre). Curs 2002 – 2003. Universitat de Girona. Centre docent: Facultat de Ciències Econòmiques i Empresariales. Departament d'Economia, Girona, Spain.

Convenio sobre la Diversidad Biológica: <https://www.cbd.int/sp/targets>. Accedido por última vez: 30 de octubre de 2015.

Council of Europe. (2000). *European Landscape Convention*. Florence (Italy).

Cox, C. B. y Moore, P. D. (2010). *Biogeography: An Ecological and Evolutionary Approach*. MA: John Wiley & Sons, Inc.

Crow, T.R. y Weaver, P. L. (1977). *Tree growth in a moist tropical forest of Puerto Rico*. Research paper ITF-22. U.S. Department of Agriculture Forest Service.

Daly, C., Helmer, E.H. y Quiñones, M. (2003). Mapping the climate of Puerto Rico, Vieques, and Culebra. *International Journal of Climatology*, 23(11), 1359 – 1389.

De Groot, R. (2006). Function analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multifunctional landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 75 (3-4), 175 – 186.

Delibašić, B., Kirchner, K., Ruhland, J., Jovanović, M. y Vukićbivć, M. (2009). Reusable components for partitioning clustering algorithms. *Artif. Intell. Rev.*, 32, 59 – 75.

Denton, S. R. y Barnes, B. V. (1988). An ecological climatic classification of Michigan: a quantitative approach. *Forest Science*, 34, 119 – 138.

Dibari, J. N. (2007). Evaluation of five landscape-level metrics for measuring the effects of urbanization on landscape structure: the case of Tucson, Arizona, USA. *Landscape and Urban Planning*, 79, 308 – 313.

Diccionario de la Real Academia Española. <http://www.rae.es/>. Accedido por última vez: 15 de octubre de 2015.

Dinnerstein, E. D., Olson, D. M., Graham, D. J., Webster, A. L.M., Primm, S. A., Bookbinder, M. P. y Ledec, G. (1995). A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. Washington, DC: The World Bank.

Duellman, W. E. (1999). The West Indies and Middle America: contrasting origins and diversity. En: Crother, B. I. (Ed.). *Caribbean Amphibians and Reptiles*. San Diego: Academic Press.

Duguay, S., Eigenbrod, F. y Fahrig, L. (2007). Effects of surrounding urbanization on non-native flora in small forest patches. *Landscape Ecology*, 22, 589 – 599.

U.S. Department of Agriculture Forest Service. (1993). *ECOMAP. National hierarchical framework of ecological units*. Unpublished administrative paper. Washington, D.C.

Ewel, J.J., Whitmore, J.L. (1973). *The Ecological Life Zones of Puerto Rico and the U.S. Virgin Islands*. Research Paper ITF-018. Río Piedras, PR: U.S. Department of Agriculture Forest Service IITF.

Fagerholm, N., Kähkö, N. y Van Eetvelde, V. (2013). Landscape characterization integrating expert and local spatial knowledge of land and forest resources. *Environmental Management*, 52, 660 – 682.

FAO (1976). Roma: *Framework of land evaluation*.

Farina, A. (2006). *Principles and Methods in Landscape Ecology; Towards a Science of Landscape*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.

Fernández Sarría, A., Recio Recio, J. y Ruiz Fernández, L. A. (2003). Análisis de imágenes mediante texturas: Aplicación a la clasificación de unidades de vegetación. *GeoFocus*, 3, 143 – 159.

7. Referencias bibliográficas

Figueroa Colón, J. C. (1996). *The Scientific survey of Puerto Rico and the Virgin Island*. Nueva York, Nueva York: The New York Academy of Sciences.

Figueroa-Colón, J.C., Rodríguez-Pedraza, C.D. (2008). *Regiones geoclimáticas: mapa de vegetación de Puerto Rico*. (Map – Scale 1:260.000). San Juan, Puerto Rico: Fundación Sendero Verde.

Forman, R. T. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10 (3), 133 – 142.

Forman, R. T. T. y Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. Nueva York: Wiley & Sons.

Foster, D. R., Fluet, M. y Boose, R. (1999). Human or natural disturbance: Landscape-scale dynamics of the tropical forests of Puerto Rico. *Ecological Applications*, 9 (2), 555 – 572.

García-Montiel, D. C. y Scatena, F. N. (1994). The effect of human activity on the structure and composition of a tropical forest in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 73, 57 – 78.

Garson, G. D. (n.d.). Discriminant Function Analysis. En: *Statnotes: Topics in Multivariate Analysis*. <http://www2.chass.ncsu.edu/garson/pa765/statnote.htm>. Accedido por última vez: 5 de noviembre de 2008.

Generalitat de Catalunya. (2005). Llei 8/2005, de 8 de juny, de protecció, gestió i ordenació del paisatge. *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya*, 4407, 17625.

Goodchild, M. F., Chih-Chang, L. y Leung, Y. (1994). Visualizing fuzzy maps. En: Hearnshaw, H. M. y Unwin, D.J. (Ed.). *Visualization in GIS*. Nueva York: Wiley, pp. 158–167.

Gosz, J. R. (1993). Ecotone hierarchies. *Ecological Applications*, 3 (3), 370 – 376.

Gould, W. A., Alarcón, C., Fevold, B., Jiménez, M. E., Martinuzzi, S., Potts, G., Quiñones, M., Solórzano M. y Ventosa, E. (2008). *The Puerto Rico Gap Analysis Project – Volume 1: Land cover, vertebrate species distribution, and land stewardship*. General Technical Report IITF-GTR-39. U.S. Department of Agriculture Forest Service.

7. Referencias bibliográficas

Guirado, M., Pino, J. y Rodà, F. (2006). Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 50 – 62.

Haase, G. (1989). Medium scale landscape classification in the German Democratic Republic. *Landscape Ecology*, 3 (1), 29-41.

Hamilton, K. y Selman, P. (2005). The “landscape scale” in planning: recent experience of bio-geographic planning units in Britain. *Landscape Research*, 30 (4), 549-558.

Hargrove, W. W. y Hoffman, F. M. (2005). Potential of multivariate quantitative methods for delineation and visualization of ecoregions. *Environmental Management*, 34 (1), S34 – S60.

Harper, K. A., MacDonald, E., Burton, P. J., Chen, J., Broszofski, K. D., Saunders, S. C., Euskirchen, E. S., Roberts, D., Jaiteh, M. S. y Esseen, P. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19 (3), 768 – 782.

Hartigan, J.A. (1975). *Clustering Algorithm*. Nueva York: John Wiley and Sons.

Helmer, E.H., Ramos, O., López, T. del M., Quiñones, M. y Díaz, W. (2002). Mapping the forest type and land cover of Puerto Rico, a component of the Caribbean biodiversity hotspot. *Caribbean Journal of Science*, 38 (3 – 4), 165 – 183.

Hietel, E., Waldhardt, R. y Otte, A. (2004). Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany. *Landscape Ecology*, 19, 473 – 489.

Hilty, J. A., Lidicker, W. Z. J. y Merenlender, A. M. (2006). *Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Washington, DC: Island.

Hodgson, P., French, K. y Major, R. E. (2007). Avian movement across abrupt ecological edges: Differential responses to housing density in an urban matrix. *Landscape and Urban Planning*, 79, 266 – 272.

Holdridge, L.R. (1967). *Life Zone Ecology*. San José, Costa Rica: Tropical Science Center.

7. Referencias bibliográficas

- Holt Jensen, A. (1992). *Geografía. Historia y conceptos*. Barcelona: Ed. Vicens Vives.
- Hufkens, K., Scheunders, P. y Ceulemans, R. (2009). Ecotones in vegetation ecology: methodologies and definitions revisited. *Ecol. Res.*, 24, 977 – 986.
- Jensen, M.E., Goodman, I.E., Bougeron, P.S., Poff, N.L. y Brewer, C. K. (2001). Effectiveness of biophysical criteria in the hierarchical classification of drainage basins. *Journal of the American Water Resources Association*, 37, 1155 – 1167.
- Jones, D. K. C. (1983). Environments of concern. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 8(4), 429-457.
- Jordana, R., Arpin, P., Vinciguerra, M.T. y González, S. (1999). Biodiversity across ecotones in desertifiable Mediterranean areas. En: Balabanis, P., Peter, D., Ghazi, A. y Tsogas, M. (Ed.) *Mediterranean desertification: research results and policy implications, Volume 2*. Luxemburgo: Official Publications of the European Commission. pp. 497 – 505.
- Kark, S., Mukerji, T., Safriel, U.N., Nissani, R. y Darvasi, A. (2002). Peak morphological diversity in an ecotone unveiled in the chukar partridge by a novel Estimator in a Dependent Sample. *Journal of Animal Ecology*, 71, 1015 – 1029.
- Keel, S., Kernan, C., Leidner, A., Schilll, S., Morse, D., Jeo, R., Figueroa-Colón, J., McPherson, M., Quevedo, V., Ramos, O., Dragoni, A., Miranda-Castro, L., Wadsworth, F. y Koenig, S. (2005). *Caribbean Ecoregional Assessment - Puerto Rico: Terrestrial Biodiversity*. <http://conserveonline.org/coldocs/2005/09/PuertoRicoTerrERAMay05.pdf>. The Nature Conservancy.
- Kepler, C. y Kepler, A. (1970). Preliminary comparison of bird species diversity and density in Luquillo and Guánica Forests. En: Odum, H. T. *A Tropical Rain Forest*. Oak Ridge, Tenn.: U.S. Atomic Energy Comm. pp. 183-186.
- Kirby, V. y Wharton, A. (2004). *Landscape – A Big Idea with a Big Future*. Town and Countryside Agency.
- Laing, L. E., Gori, D. y Jones, J. T. (2005). *The Development of Landscape – Scale Ecological Units and their Application to the Greater Huachuca Mountains Fire Planning Process*. Proceedings RMRS-P-36. U. S. Department of Agriculture Forest Service.

7. Referencias bibliográficas

Law No. 81, August 30, 1991, as amended, commonly known as Autonomous Municipalities Act of the Commonwealth of Puerto Rico of 1991, 21 L.P.R.A. § 4001 (2009).

Levins, R. (1970). *Extinctions. Some Mathematical Questions in Biology*. Providence, Rhode Island: American Mathematics Society.

Linares, G. (2001). Escalamiento multidimensional: Conceptos y enfoques. *Revista Investigación Operacional*, 22 (2), 173 – 183.

Lioubimtseva, E y Defourny, P. (1999). GIS-based landscape classification and mapping of European Russia. *Landscape and Urban Planning*, 44, 63 – 75.

Long, J. L., Miller, M., Menakis, J. P. y Keane, R. E. (2006). Developing the LANDFIRE Vegetation and Biophysical Settings Map Unit Classifications for the LANDFIRE Prototype Project. En: Rollins, M.G. y Frame, C. K. (Eds.) (2006). *The LANDFIRE Prototype Project: Nationally Consistent and Locally Relevant Geospatial Data for Wildland Fire Management*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-175. Fort Collins: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

López Marrero, T. M., Aide, T. M. y Thomlinson, J. R. (2001). Urban expansion and the loss of prime agricultural lands in Puerto Rico. *Ambio*, 30, 49 – 54.

Lorena, R.B. y Lambin, E.F. (2009). The spatial dynamics of deforestation and agent use in the Amazon. *Applied Geography*, 29, 171-181.

Lugo, A. E. (2002). Can we manage tropical landscapes? – An answer from the Caribbean perspective. *Landscape Ecology*, 17, 601 – 615.

Lugo, A. E., Ramos González, O. M. y Rodríguez Pedraza, C. (2011). The Río Piedras Watershed and its surrounding environment. *Forest Ecology and Management*. Río Piedras, Puerto Rico: U. S. Department of Agriculture Forest Service, International Institute of Tropical Forestry.

MacDonald, G. (2003). *Biogeography – Introduction to Space, Time and Life*. Danvers, MA: John Wiley & Sons, Inc.

Mahony, P. (2004). *Landscape Character Assessment. Guidance for England and Scotland. A tool for our times*. Landscape Character Network. Countryside Agency.

Martí Brugueras, M. M. (1975). Aportaciones del profesor Schmithüsen a la terminología geográfica. *Revista de geografía*, 9 (1-2), 129 – 133.

Martí Llambrich, C. (2005). *La Transformació del paisatge litoral de la Costa Brava; Anàlisi de l'evolució (1956-2003), diagnosi de l'estat actual i prognosi de futur* (Tesis doctoral sin publicar). Universitat de Girona, Girona, España.

Martin, G. J. y James, P. E. (1993). *All possible worlds – A history of geographical ideas*. Nueva York: John Wiley & Sons, Inc..

Martínez de Pisón, E. (1998). El concepto de paisaje como instrumento de conocimiento ambiental. En: Martínez de Pisón, E. (Ed.) *Paisaje y Medio Ambiente*. Valladolid: Secretariado de Publicaciones e Intercambio Científico de la Universidad de Valladolid. pp. 9 – 28.

Mata, R. y Sanz, C. (2003). *Atlas de los paisajes de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.

Mata Olmo, R. (2008). El paisaje, patrimonio y recurso para el desarrollo territorial sostenible. Conocimiento y acción pública. *ARBOR Ciencia, Pensamiento y Cultura*, 729, 155 – 172.

McArthur, A. y Wilson, E. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton. Princeton University Press.

McBratney, A. B., De Grujter, J. J. y Brus, D. J. (1992). Spatial prediction and mapping of continuous soil classes. *Geoderma*, 54, 39 – 64.

McGarigal, K. (2015). FRAGSTATS HELP. Amherst: University of Massachusetts. Available at the following web site:

<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

McGarigal, K., SA Cushman y Ene, E. (2012). FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en la siguiente página web:

<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

McHARG, I. (1969). *Design with Nature*. Nueva York: Wiley & Sons.

McNab, W.H., Browning, S. A., Simon, S. A. y Fouts, P. E. (1999). An unconventional approach to ecosystem unit classification in western North Carolina, USA. *Forest Ecology and Management*, 114 (2 – 3), 405 – 420.

Meeus, J. H. A. (1995). Pan-European landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 31 (1-3), 57 – 79.

Meffe, G. K. (1997). Conservation Reserves in Heterogeneous Landscapes. En: Groom, M. J., Meffe, G. K. y Carroll, C. R. *Principles of Conservation Biology*. Sunderland, MA: Sinauer Associates, Inc.

Meulman, J.J., Van der Kooij, A.J. y Heiser, W.J. (2004). Principal Component Analysis with nonlinear optimal scaling transformations for ordinal and nominal data. En: Kaplan, D. (Ed.) *Handbook of Quantitative Methods in the Social Sciences*. California: Sage Publications. pp. 49-70.

Miller, G. L. y Lugo, A. E. (2009). Guide to the Ecological Systems of Puerto Rico. Gen. Tech. Report IITF-GTR-35. U. S. Department of Agriculture Forest Service, International Institute of Tropical Forestry.

Miller, J. H., y Robinson, K. S. (1995). A regional perspective of the physiographic provinces of the Southeastern United States. Proceedings of the eight biennial southern silvicultural research conference. Auburn, AL. Ge. Tech. Rep. SRS-1. Asheville, NC. U.S. Depart. Of Agriculture; U.S. Forest Service, Southern Research Station, 581 – 591.

Molina Colón, S. y Lugo, A. E. (2006). Recovery of a subtropical dry forest after abandonment of different land uses. *Biotropica*, 38 (3), 354 – 364.

Monroe, W. (1977). Las divisiones geomórficas de Puerto Rico. En: Galiñanes, M. T. (Ed.) *Geovisión de Puerto Rico. Aportaciones Recientes al Estudio de la Geografía*. Barcelona: Manuel Pareja. pp. 3 – 29.

Mortelliti, A. y Boitani, L. (2008). Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. *Landscape Ecology*, 23, 285 – 298.

7. Referencias bibliográficas

Mücher, C. A., Klijn, J. A., Wascher, D. M. y Schaminée J. H. J. (2010). A new European Landscape Classification (LANMAP): A transparent, flexible and user-oriented methodology to distinguish landscapes. *Ecological Indicators*, 10, 87 – 103.

Myint, S. W. (2008). An exploration of spatial dispersion, pattern, and association of socio-economic functional units in an urban system. *Applied Geography*, 28, 168-188.

Myster, R. W. (2003). Vegetation dynamics of a permanent pasture plot in Puerto Rico. *Biotropica*, 35 (3), 422 – 428.

Nagendra, H., Pareeth, S., Sharma, B., Schweik, C. M. y Adhikari, K. R. (2008). Forest fragmentation and regrowth in an institutional mosaic of community, government and private ownership in Nepal. *Landscape Ecology*, 23, 41 - 54.

National Conservation. (1978). *Soil Survey of San Juan Area of Puerto Rico*. United States Department of Agriculture. Soil Conservation Service, in cooperation with the University of Puerto Rico, Agricultural Experiment Station.

National Conservation. (1982). *Soil Survey of Arecibo Area of Puerto Rico*. United States Department of Agriculture. Soil Conservation Service, in cooperation with the University of Puerto Rico, Agricultural Experiment Station.

Nogué-Font, J., Sala-Martí, P. (2009). Los catálogos de paisaje. En: Busquets, J., Cortina, A. (Eds.) *Gestión del paisaje. Manual de protección, gestión y ordenación del paisaje*. Barcelona: Editorial Ariel. pp. 397-426.

Observatorio del Paisaje de Cataluña, (2006-2014). *Catàlegs de Paisatge de Catalunya*, 4 Vols. Barcelona: Depart. Política Territorial i Obres Públiques, Generalitat de Catalunya.

Olson, D. M., y Dinerstein, E. (2002). The global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Ann. Missouri Bot. Gard.*, 89, 199 – 224.

Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P. y Kassem, K. R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life in Earth. *BioScience*, 5 (11), 933 – 938.

Omernik, J. M. (1987). Ecoregions of the counterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers*, 77 (1), 118 – 125.

Omernik, J. M. y Bailey, R. G. (1997). Distinguishing between watersheds and ecoregions. *Journal of the American Water Resource Association*, 33 (5), 935 – 949.

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. y Graham, R. L. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecol.*, 1, 153-162.

Owen, S.M., MacKenzie, A.R., Bunce, R.G.H., Stewart, H.E., Donovan, R.G., Stark, G. y Hewitt, C.N. (2006). Urban land classification and its uncertainties using principal component analysis and cluster analyses: A case study for the UK West Midlands. *Landscape and Urban Planning*, 78 (4), 311 – 321.

Passarge, S. (1913). Physiogeographie und vergleichende Landschaftsgeographie. *Mitt. Geogr. Ges. Hbg.*, 27.

Pintó, J. (2000). Bosc i territori. Una anàlisi des de la perspectiva de la Landscape Ecology En: Gordi, J. (Ed.) (2000). *Bosc i Territori*. Girona: Càtedra de Geografia i Pensament Territorial, Universitat de Girona.

Pfister, J. L. (2004). Using landscape metrics to create an index of forest fragmentation for the State of Maryland. (Tesis de maestría sin publicar). Geography and Environmental Planning. Townson University, Townson, Maryland.

Picó, R. (1969). Regiones geográficas de Puerto Rico. En: Picó, R., Buitrago de Santiago, Z. y Berríos, H. H. (Eds.) *Nueva Geografía de Puerto Rico: Física, Económica y Social*. Barcelona: Editorial Universitaria. pp. 386-414.

Pintó Fusalba, P. y Miquel, X. (2007). Cartografía de la diversidad paisajística, la fragmentación y la conectividad de los hábitats en el Camp de Tarragona. *Actas del IV Congreso Español de Biogeografía*. Universidad Complutense de Madrid.

Possley, M., Maschinski, J., Rodríguez, C. y Dozier, J. G. (2009). Alternatives for reintroducing a rare ecotone species: Manually thinned forest edge versus restored habitat remnant. *Restoration Ecology*, 17 (5), 668 – 677.

7. Referencias bibliográficas

- Ramos - Santiago, L., Villanueva - Cubero, L., Santiago - Acevedo, L. E. y Rodríguez - Meléndez, Y. N. (2014). Green area loss in San Juan's inner-ring suburban neighborhoods: A multidisciplinary approach to analyzing green/gray area dynamics. *Ecology and Society*, 19 (2), 4.
- Reger, B., Otte, A. y Waldhardt, R., (2007). Identifying patterns of land-cover change and their physical attributes in a marginal European landscape. *Landscape and Urban Planning*, 81 (1-2), 104 – 113.
- Richtoffen, F. (1893). *Aufgaben und Methoden der heutigen Geographie*. Leipzig.
- Ricketts, T. H. (2001). The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158 (1), 87 – 98.
- Ries, L., Fletcher, J. J., Jr., Battin, J. y Sisk, T. D. (2004). Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 491 – 522.
- Riitters, K.H., Wickham, J.D. y Wade, T.G. (2006). Evaluating ecoregions for sampling and mapping land-cover patterns. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72 (7), 781 – 788.
- Rivas-Martínez, S. (2005). Notions on dynamic-catenal phytosociology as a basis of landscape science. *Plant Biosystems*, 139 (2), 135-144.
- Rivera, L. W. y Aide, T. M. (1998). Forest recovery in the karst region of Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 108, 63 – 75.
- Rosenlew, H. y Roslin, T. (2008). Habitat fragmentation and the functional efficiency of temperate dung beetles. *Oikos*, 117, 1759 - 1666.
- Rougerie y Beroutchachvili (1991). *Géosystèmes et paysages. Bilan et méthodes*. Paris : Armand Colin.
- Rudel, T. K., Pérez-Lugo, M. y Zichal, H. (2000). When fields revert to forest: Development and spontaneous reforestation in post-war Puerto Rico. *Professional Geographer*, 52, 386 – 397.

7. Referencias bibliográficas

Sáez Zafra, M. y Saurina Canals, Carme. (2007). Estadística y epidemiología espacial. Girona, España: Edicions a Petició, SL.

Salinas Chávez, E. y Ramón Puebla, A. M. (2013). Propuesta metodológica para la delimitación semiautomatizada de unidades de paisaje de nivel local. *Revista do Departamento de Geografia – USP*, 25, 1 – 19.

Sauer, C. O. (1925). The Morphology of Landscape. *University of California Publications in Geography*, 2, 19 – 53.

Sayre, R., Dangermond, J., Frye, C., Vaughan, R., Aniello, P., Breyer, S., Cribbs, D., Hopkins, D., Nauman, R., Derrenbacher, W., Wright, D., Brown, C., Convis, C., Smith, J., Benson, L., Paco Vansistine, D., Warner, H., Danielson, J., Hamann, S., Cecere, T., Reddy, A., Burton, D., Grosse, A., True, D., Metzger, M. J., Hartmann, J., Moosdorf, N., Dürr, H. H., Paganini, M., DeFourny, P., Arino, O., Maynard, S., Anderson, M. y Comer, P. (2014). A New Map of Global Ecological Land Units – An Ecophysiographic Stratification Approach. Washington, DC: Association of American Geographers.

Schlüter, O. (1928). *Die analytische Geographie der Kulturlandschaft*. Berlin.

Seguinot Barbosa, J. (1994). Geografía histórica de la ciudad de San Juan de Puerto Rico. En: Seguinot Barbosa, J. (1994). *Geografía, ecología y derecho de Puerto Rico y el Caribe* (Serie de Ensayos). Puerto Rico: First Book Publishing of Puerto Rico.

Seguinot Barbosa, J. (1994). La ecología urbana de San Juan. En: Seguinot Barbosa, J. (1994). *Geografía, ecología y derecho de Puerto Rico y el Caribe* (Serie de Ensayos). Puerto Rico: First Book Publishing of Puerto Rico.

Serrano Giné, D. (2012). Consideraciones en torno al concepto de unidad de paisaje y sistematización de propuestas. *Estudios Geográficos*, LXXIII, 215 – 237.

Serrano Giné, D. (2012). El papel del relieve en la definición de unidades de paisaje. El caso de Muntanyes D'Ordal (Barcelona). *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 38 (2), 123 – 145.

Serrano Giné, D. (2014). Unidades de paisaje naturales y unidades de paisaje artificiales. Comparación mediante SIG y métricas de paisaje. *GeoFocus*, 14, 23 – 54.

Shelburne, V. B., Gering, L. R., Lanham, J. D. Smith, G. P., Floyd, T. M. y Kilpatrick, E. S. (2002). Application of Piedmont landscape ecosystem classification as a reference

for a vegetation and herpetofaunal survey on Lake Thurmond, SC. Proceedings of the eleventh biennial southern silvicultural research conference. Gen. Tech. Rep. SRS-48. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station.

Shuangcheng, L., Qing, C., Jian, P., Yanglin, W. (2009). Indicating landscape fragmentation using L-Z complexity. *Ecological Indicators*, 9, 780 - 790.

Shultis, J. D. y Way, P. (2006). Changing conceptions of protected areas and conservation: Linking conservation, ecological integrity and tourism management. *Journal of Sustainable Tourism*, 14 (3), 223 – 237.

Sorre, M. (1913). *Les Pyrénées méditerranéennes, étude de géographie biologique*. Paris : Armand Colin.

Soto, S. y Pintó, J. (2010). Delineation of natural landscape units for Puerto Rico. *Applied Geography*, 30, 720 – 730.

Swanwick, C. (2002). Landscape Character Assessment – Guidance for England and Scotland. The Countryside Agency and Scottish Natural Heritage.

Taylor, R. S., Oldland, J. M. y Clarke, M. F. (2008). Edge geometry influences patch-level habitat use by an edge specialist in south-eastern Australia. *Landscape Ecology*, 23, 377 – 389.

Terrades, J. (2001) *Ecología de la vegetación: de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Barcelona: Omega.

Triantafyllis, J., Odeh, I. O. A., Minasny, B. y McBratney, A. B. (2003). Elucidation of physiographic and hydrogeological features of the lower Namoi valley using fuzzy k-means classification of EM34 data. *Environmental Modelling & Software*, 18, 667 – 680.

Troll, C. (1950). The geographic landscape and its investigation. *Studium Generale*, 3 (4/5), 163-181.

Turner, II, B. L. (2002). Contested identities: Human-environment geography and disciplinary implications in a restructuring academy. *Annals of the Association of American Geographers*, 92(1), 52-74.

- Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 20, 171 – 197.
- Turner, M. G., Gardner, R. H. y O'Neill, R. V. (2001). *Landscape Ecology in Theory and Practice – Pattern and Process*. York, PA: Springer – Verlag, New York, Inc.
- Turner, M. G. (2005). Landscape ecology: what is the state of the science? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36, 319 – 344.
- Van Eetvelde, V. y Antrop, M. (2004). Towards landscape characterisation of Belgium. A new typology. Paper presented at ELCAI-Workshop, Evora, Portugal.
- Varga Linde, D. (2007). Paisatge i abandonament agrari a la muntanya mediterrània: una aproximació al cas de les Valls d'Hortmoier i Sant Aniol (Alta Garrotxa) des de l'ecologia del paisatge (Tesis doctoral sin publicar). Universitat de Girona, Girona, España.
- Vázquez Íñigo, L. n.d. Geología general de Puerto Rico – Sus rocas y sus minerales. Informe sin publicar.
- Verhoeven, J. T. A., Soons, M. B., Janssen, R. y Omtzigt, N. (2008). An operational landscape unit approach for identifying key landscape connections in wetland restoration. *Journal of Applied Geology*, 45, 1496 – 1503.
- Vogiatzakis, I. N., Griffiths, G. H., Melis, M. T., Marini, A. y Careddu, M. B. (2006). Landscape typology in the Mediterranean context: A tool for habitat restoration. *Journal of Mediterranean Ecology*, 7 (1 – 4), 23 – 30.
- Von Humboldt, A. (1845). *Kosmos*. Stuttgart.
- Walter, H. (1985). *Vegetation of the earth and ecological systems of the geobiosphere*. Berlin: Springer.
- Wascher, D.M. (Ed.) (2005). *European Landscape Character Areas – Typologies, Cartography and Indicators for the Assessment of Sustainable Landscapes*. Final Project Report of the European Landscape Character Assessment Initiative (ELCAI). Alterra Report No. 1254.

7. Referencias bibliográficas

Weatherill, G., Burton, P. W. (2009). Delineation of shallow seismic source zones using K-means cluster analysis, with application to the Aegean region. *Geophys. J. Int.*, 176, 565 – 588.

Wiens, J. A. (2006). Introduction: Connectivity Research – What are the issues? Connectivity Conservation. En: Croos, K. R. y Sanjayan, M. (Eds.) (2006). *Conservation Biology*. Cambridge: Cambridge University Press. pp. 23 – 27.

Wiens, J.A., Moss, M.R., Turner, M.G. y Mladenoff, D.J. (2007). *Foundation papers in Landscape Ecology*. Nueva York: Columbia Univ. Press.

Yarrow, M. M. y Salthé, S. N. (2008). Ecological boundaries in the context of hierarchy theory. *BioSystems*, 92, 233 – 244.

Zadeh, L. A. (1965). Fuzzy Sets. *Information and Control*, 8, 338 – 353.

Zhang, Y., Wang, J., Shi, Y. y Li, Y. (2006) Farmers perceptions of arable land quality and their corresponding response. *Resources Science*, 28, 74 – 81.

Zonneveld, I.S. (1995). *Land Ecology*. Amsterdam: SPB Academic Publishing.