Biogeografía de Sistemas Litorales

Dinámica y conservación

Biogeografía de Sistemas Litorales.
Dinámica y Conservación

Editores
Rafael Cámara Artigas,
Beatriz Rodríguez Pérez,
Juan Luis Muriel Gómez.

Dirección y Coordinación:
Rafael Cámara Artigas.

Autores:
Los propios autores responsables de cada artículo.

Fotografías:
Los propios autores responsables de cada artículo.

Editores:
Rafael Cámara Artigas, Beatriz Rodríguez Pérez, Juan Luis Muriel Gómez.

© Los Autores, 2014.
© Fotografías: Los propios autores responsables de cada artículo.
© Fotografía de portada: Rafael Cámara Artigas.
© Editores: Rafael Cámara Artigas, Beatriz Rodríguez Pérez, Juan Luis Muriel Gómez.
Diseño: Juan Luis Muriel Gómez, Beatriz Rodríguez Pérez.
Impresión: Servirapid.
Depósito Legal: SE 1412-2014
ISBN: 978-84-617-1068-3
Este libro ha sido financiado por el Vicerrectorado de Investigación de la Universidad de Sevilla (V Plan Propio de Investigación) y por el Grupo de Geografía Física de la AGE.
Septiembre 2014.

Biogeografía de Sistemas Litorales.
Dinámica y Conservación

Biogeografía de Sistemas Litorales.
Dinámica y Conservación

Proyecto JUNITUR CSO 2011-24425

Índice General

Capítulo I
Medios Litorales

1. Dinámica de la comunidad de *Tamarix canariensis* en el campo de dunas de Maspalomas (Gran Canaria, Islas Canarias).
Hernández, A.I., Pérez-Chacón, E., Hernández, L……15

2. Cartografía de la distribución espacial de la cobertura vegetal en sistemas arenosos áridos: análisis comparado de métodos aplicados en La Graciosa (Islas Canarias, España).
García, L., Pérez-Chacón, E., Hernández, A.I., Hernández, L……21

3. El paisaje vegetal de las dunas del delta del Llobregat (Barcelona).
Pintó, J. (1), Panareda, J.M., Martí, C……27

4. Propuesta de creación de una red de microrreservas de flora en el litoral de la provincia de Granada: aplicación al peñón de Salobreña.
Gómez-Zotano, J., Olmedo-Cobo, J.A., Martínez-Ibarra, E……35

5. Caracterización de la vegetación psammófila de un complejo dunar amenazado en la provincia de Málaga.
Gómez-Zotano, J., Olmedo-Cobo, J.A., Román, F., Vizoso Paz, M. T……43

6. Metodología sobre dinámica de poblaciones de *Helianthemum caput-felis* Boiss. a partir del análisis comparativo de los censos de 2006 y 2013 (litoral sur de Alicante, España).
Padilla, A., Giménez P., Marco, J.A. y Sánchez, A……51

7. La influencia de la alteración del paisaje costero desde 1956 a 2007 en la invasión actual por plantas exóticas.
González-Moreno, P., Pino, J., Cózar, A., García de Lomas, J., Vilà, M……59

8. Caracterización geobotánica del sabinar de El Marqués. Reserva Biológica de Doñana: factores geoedáficos y termo-higrométricos.
Cámara, R. , Díaz del Olmo, F. , Borja, C. , Recio, J.M. , Salva, M. , Salvador, F……65

9. Edafogénesis sobre el manto eólico litoral del Abalario-Doñana (Huelva, España): el perfil SOJ-2 del sabinar de Ojillo.
Recio, J.M., Cámara, R., Borja, C., Díaz del Olmo, F., Borja, F……73

Capítulo II
Biogeografía en Iberoamérica

10. Efectos de la desertificación en la vegetación de Caatinga en Paraíba – Brasil.
Israel de Souza, B., Rodrigues, E., Cámara, R……81

11. Antecedentes fitogeográficos de un bosque de neblinas en un macizo costero de la región mediterránea de Valparaíso. Chile Central.
Quintanilla, V., Mauro, A., Morales, M., Olguín, E.……87

12. Pesca artesanal en *Cananéia*, litoral sur del estado de *São Paulo*, Brasil.
Zambuzi, S. B. y Rocha, Y. T……97

13. Propuesta de una red de áreas protegidas para la protección del *Pau-brasil* (*Caesalpinia echinata* Lam. - LEGUMINOSAE), árbol del Bosque Atlántico litoral.
Rocha, Y. T., Lamarca, E. V., Simabukuro, E. A., Barbedo, C. J. , Domingos, M. y Figueiredo-Ribeiro, R. C.L......103

14. Fauna de la ciudad de *São Paulo*, Brasil: antecedentes de un proyecto educacional de biogeografía urbana.
Oliveira, P. P. y Rocha, Y. T......111

15. Regimes ecodinâmicos e intensidade bioclimática real no Alto curso do rio Paraíba – PB, Brasil.
Rodrigues, E., Cámara, R. e Israel de Souza, B......119

16. Caracterización del potencial fitogeográfico de espécies en bosques de litoral hacia la apicultura en Sergipe, noreste de Brasil.
Melo e Souza, R., Gomes da Silva, E., F. da Silva, M.S......125

17. Unidades de paisaje natural y bioclimatología en la sierra de San Carlos (Tamaulipas, México).
Fernández de Castro, G., Cámara, R., González L. Priego, A., Mora, A.....129

18. Metodología para el estudio de sistemas de arrecifes de coral con imágenes de satélite LandSat: Sistema arrecifal de Cabedelo-Cabo Branco (Joao Pessoa, estado de Pernambuco, Brasil).
Gómez, C., Cámara, R., Martínez, J.R. y Díaz del Olmo, F.....137

19. Caracterización de las formaciones vegetales de la caatinga del Carirí (Paraíba, Brasil).
De Lima, R. , Cámara, R. 143

20. Caracterización biogeográfica y distribución de los bosques nublados de montaña en Bahoruco Oriental, Republica Dominicana.
Quilez-Caballero, A., Martinez, J.R., Cámara, R......153

21. Recursos etnofarmacológicos en la ecorregión de la Caatinga: Área de Protección Ambiental (APA) das Onças (Sao Joao do Tigre, Cariri Paraibano, Brasil): manejo y conservación.
Quilez, A., Vasconcelos, M. CH. , Akerreta, S., Quirino, Z.G. Cámara, R......161

Capítulo III
Posters: Biogeografía Litoral e Iberoamérica

22. La representación del paisaje vegetal del tramo fluvial del delta del río Tordera (Sistema Costero Catalán).
Panareda, J.M., Boccio, M.....173

23. El paisaje vegetal entre la Playa del Inglés y la Vega de Arure (La Gomera. Islas Canarias).
Arozena, M.E., Panareda, J.M......177

24. El paisaje vegetal de un litoral mediterráneo intensamente urbanizado. El caso del Maresme Norte (Barcelona)
Sánchez-Camacho, O., Panareda, J.M......181

25. Las comunidades vegetales terrestres del Saladar de Bristol (Corralejo, Fuerteventura, Islas Canarias).
Beato, S., Poblete, M. A., Ruiz-Fernández, J., Marino, J. L., García, C., Gallinar, D.....185

26. Patrones espaciales de daño en copa en el sabinar de la Reserva Biológica de Doñana a consecuencia de un evento extremo de sequía.
Díaz-Delgado, R., Afán I., Silva, R 189

27. Fitodiversidad del sabinar de *Juniperus turbinata* Guss. del Parque Nacional de Doñana.
Bejarano, R. , Romo, A. , Salvá, M ……193

28. Diversidad funcional de los sabinares en una isla oceánica: El Hierro, Islas Canarias.
Romo, A., Boratyński, A., Salvà-Catarineu, M.……197

29. Cartografía de las formaciones vegetales y unidades ambientales de los mantos eólicos del Parque Nacional Doñana y la Reserva Biológica de Doñana.
Cámara, R., Gómez, C., Díaz del Olmo, F., Borja, C.……203

30. Distribution pattern of Sugar Loaf Natural Monument Flora and its relationship with Brazilian rocky outcrops.
Macedo, L.F.B., Louro, R.P., Andrade, I.F., Santiago, L.J.M.……209

Capítulo IV
Biogeografía Aplicada

31. Biodiversidad vegetal y estatus socio-económico en jardines domésticos de la Costa Brava. Implicaciones sobre el riesgo de invasión biológica.
Padullés, J., Vila, J., Barriocanal, C.……215

32. Evaluación del efecto barrera de las vías de transporte andaluzas al desplazamiento de la fauna como respuesta al cambio climático.
Real R. y Márquez A. L.……223

33. Efecto del incendio de 2012 en el paisaje del Parque Nacional de Garajonay (La Gomera).
Arozena, M.E., Panareda, J.M., Figueiredo, A.……229

34. Efectividad comparada de las redes valencianas de MRF y ENP en la protección pasiva de plantas singulares.
Laguna, E., Fos, S., Jiménez, J.……237

35. Biodiversidad urbana: indicadores de calidad y modelo para su cálculo en ciudades mediterráneas.
Boada, M., Sànchez-Mateo, S., Marlés, J., Barriocanal, C.……245

36. Caracterización, inventariación y valoración biogeográfica de paisajes vegetales de la comarca de Collsacabra (Girona).
Lozano, P. J. , Meaza, G., Pintó, J., Martí, C., Panareda, J. Mª., La Roca, N., Arozena, M. E., Bejarano, R., Cámara, R., Rodríguez, E.B., Israel de Souza, B. y Boccio, M……249

37. El catálogo de paisaje de la Llanada alavesa. Ejemplo de desarrollo de una figura de planificación paisajística en el contexto de un territorio rural del País Vasco.
Latasa, I., Lozano, P.J., Cadiñanos, J.A., Meaza, G., Varela, R. y Gómez, D.C……257

Capítulo V
Posters: Biogeografía Aplicada y Fauna

38. El Parque Natural de Arribes del Duero: análisis y cartografía de las unidades de paisaje.
Marino, J.L., Poblete, M. A., Ruiz-Fernández, J., Beato, S., García. C. y Gallinar, D.……267

39. Tendencias ecológicas en la Flora Valenciana Amenazada, a partir del uso de los valores indicadores de Ellenberg.
Laguna, E., Ferrer, P.P., Albert, F.J., Escribá, M.C., Ferrando, I., Navarro, A.……271

40. Modelación de la distribución de una especie (*Glis glis Linnaeus, 1766*) para predecir cómo podría afectarle el cambio climático. Comparativa Climond vs. Worldclim.
García-López, L., Real, R......275

41. Estudio de la distribución espacial de una especie invasora, *Oenothera drummondii* Hook, en el arenal costero del Dique Juan Carlos I.
Álvarez-Garrido, L......279

42. Biogeographic patterns of prokaryotic microorganisms inhabiting shallow lakes from central Spain.
Camacho, A., Rochera, C., Picazo, A., Belenguer, M......283

43. Realized niche modelling of four sand-dwelling lizard species in Qatar.
Valdeón, A., Martínez del Castillo, E., Castilla, A.M., Cogălniceanu, D., Saifelnasr, E.O.H., Al-Hemaidi, A.A.M., Longares, L.A.....287

44. Germinación de semillas de masiega *Cladium mariscus* intermediadas por ánade azulón *Anas plathyrhynchos* como vector. Estudio de caso en la laguna de Manjavacas (Cuenca, Castilla-La Mancha).
Guijarro, D., Castillo-Escrivá, A., Vall, L., López-Iborra, G., Gosálvez, R.U., Gil-Delgado, J.A......291

45. Tendencia espacio-temporal de la distribución de las aves acuáticas invernantes en España (1990-2009).
Serrano-Notivoli, R., Longares, L.A......293

Capítulo VI
Fauna y Biogeografía Estructural y Dinámica

46. Estudio preliminar de parámetros de los vuelos de alimentación del cernícalo primilla (*Falco naumanni*) mediante GPS-dataloggers.
Hernández-Pliego, J., Rodríguez, C., Bustamante, J......299

47. Factores que influyen en la selección de lagunas para nidificar por los zampullines cuellinegros *Podiceps nigricollis* en el centro de España.
Gil-Delgado, J.A., López-Iborra, G., Gosálvez, R.U., Ponz, A., Castillo, A., Valls, L......305

48. Inventariado, valoración y funcionalidad geoecológica de comunidades bióticas. Ensayo de aplicación en paisajes forestales de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (País Vasco).
Gómez, D.C., Lozano, P. J., Cadiñanos, J. A., Meaza, G., Latasa, I.....311

49. La inclusión de la fauna en los estudios de paisaje: el caso del litoral.
Serrano-Montes, J. L., Gómez-Zotano, J......319

50. Vegetación y paisajes tobáceos.
Fidalgo, C., González, J.A., González, M.J......327

51. Una propuesta metodológica para la representación gráfica de la vegetación asociada a humedales. Aplicación a las lagunas volcánicas ibéricas.
Gosálvez, R.U......335

52. Los paisajes de montaña en Cataluña: dinámica forestal y perturbaciones ambientales asociadas a los incendios.
Pèlachs, A., Barrachina, M., Cunill, R., García, I., García, J.C., Molina, D., Nadal, J., Nunes, J., Pérez, A., Pérez-Obiol, R., Roure, J.M., Soriano, J.M......343

53. Caracterización mesológica y biogeográfica de dos hayedos montanos en el norte de la Península Ibérica.
Cadiñanos, J.A., La Roca, N., Lozano, P.J. y Cámara, R......351

54. Aproximación a las tendencias pluviométricas y escenarios climáticos futuros en Doñana. Posibles efectos sobre la vegetación de humedales y lagunas.
Aguilar-Alba, M., Vetter, M. y García-Barrón, L.……359

55. Geohistoria ambiental de los abetales (*Abies alba* Mill.) del piedemonte pirenaico de la región de Volvestre (Ariège, Midi Pyrenées, Francia). Un estudio interdisciplinar: fuentes documentales, pedoantracología, palinología.
Cunill, R., Métailié, J.-P., Galop, D., Poublanc, S., de Munnik, N……367

Capítulo VII
Posters: Biogeografía Estructural y Dinámica

56. Las poblaciones de *Juniperus turbinata* en el valle del río Guadalhorce (Málaga, España) como indicadoras de territorios relictos paleobiogeográficos.
Hidalgo, N., Pérez, A. V., Cabezudo, B……377

57. Caducifolios arbóreos relícticos en zonas mediterráneas (Andalucía, España): tipos funcionales, fitocenología y conservación.
Pérez, A.V., Pavón, M., Hidalgo, N., Cabezudo, B.……381

58. Cartografía de la vegetación con detalle escalonado (Fuenvellida y Valdeolmeña, Guadalajara).
García-Abad, J. J. y Rodríguez, V. M.……387

59. Las saucedas en las riberas meandriformes del Nora en Priañes y del Deva en Buelles (Asturias).
Poblete, M.A. Ruiz-Fernández, J., Beato, S., Marino, J.L., García, C. y Gallinar, D.……391

60. Adenda a las formas etológicas de Raunkiaer para territorios mediterráneos: los biotipos intermedios.
Laguna, E., Ferrer-Gallego, P.P., Guara, M., Currás ……397

61. Distribución de la vegetación flotante de nenúfares en la cuenca alta del río Guadiana (España) mediante fotointerpretación. Resultados preliminares.
Gosálvez, R.U., Flores, T.……401

62. Dinámica reciente de las formaciones boscosas en la Sierra del Aramo (Montaña Central Asturiana) en relación con los cambios socioeconómicos.
Beato, S., Poblete, M. A., Ruiz-Fernández, J., Marino, J. L., García, C., Gallinar, D.……405

63. Distribución de *Centaurea aspera* (2n), *C. seridis* (4n) y su híbrido *C. x subdecurrens* (3n) a diferentes escalas.
Ruiz, P., Garmendia, A., Ferriol, M., Merle, H ……409

64. Fitodiversidad geográfica de Fuenvellida y Valdeolmeña (Guadalajara) en cuadrículas U.T.M. de 2×2 km. Análisis taxonómico y de riqueza.
García-Abad, J. J……413

65. Estudio de la fenología de los pinares de pino piñonero en Andalucía occidental mediante el análisis de imágenes MODIS.
Aragonés, D., Díaz-Delgado, R., Afán, I., Bustamante, J. y Moreno, E.……417

66. Health status of the microbial communities in soils on plains of the Western Caspian.
Zubkova T.A., Kotenko M.E., Gorlenko M.V.……423

Capítulo I
Medios Litorales

DINÁMICA DE LA COMUNIDAD DE *TAMARIX CANARIENSIS* EN EL CAMPO DE DUNAS DE MASPALOMAS (GRAN CANARIA, ISLAS CANARIAS)

Hernández, A.I., Pérez-Chacón, E., Hernández, L.

Grupo de Geografía Física y Medio Ambiente, Instituto de Oceanografía y Cambio Global (IOCAG), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. hernandez.cordero@ulpgc.es

Resumen: Se analiza la relación entre la dinámica de la comunidad de *Tamarix canariensis* y la movilidad de las dunas en Maspalomas (Gran Canaria, islas Canarias). La metodología utilizada es el seguimiento en campo de plántulas, y el estudio de la evolución de las dunas y de las plantas mediante tecnologías de la información geográfica. La supervivencia de las plántulas jóvenes de *Tamarix canariensis* es mayor cuanto más alejadas del frente de dunas se encuentren los ejemplares, y cuanta más altura tengan las plantas. La dinámica de las plantas adultas está relacionada con las tasas de desplazamiento de las dunas. En conclusión, para hacer frente al enterramiento por arena, *Tamarix canariensis* presenta una estrategia basada en el crecimiento en altura: si en el momento en que la duna y la planta interactúan consigue tener una altura igual o superior a esta geoforma, entonces *Tamarix canariensis* sobrevive.

Palabras clave: vegetación de sistemas de dunas costeros; colonización vegetal; tasa de desplazamiento de las dunas; enterramiento por arena; sistemas de información geográfica.

Abstract (Dynamics of *Tamarix canariensis* community in the Maspalomas dune field (Gran Canaria, Canary Islands)): The relationship between the dynamics of the community of *Tamarix canariensis* and the mobility of the dunes in Maspalomas (Gran Canaria, Canary Islands) is analyzed. The methodology used is the tracking of seedling by field work, and the study of the dynamic of the dunes and plants using geographic information technologies. The survival rate of young seedlings is greater the further away from the front of dunes plants are, and taller the plants are. The dynamics of adult plants is related to displacement rates of the dunes. For cope burial by sand, *Tamarix canariensis* has a solution based on height growth strategy. The survival of plants depends on the height that plants are when the dune and plant interact. If this height is equal to or greater than that of the dune, then *Tamarix canariensis* survive.

Key words: vegetation of coastal dune systems; plant colonization; displacement rate of the dunes; sand burial; geographic information system.

INTRODUCCIÓN

Tamarix canariensis está presente en el ámbito mediterráneo europeo (Francia, Península Ibérica, Sicilia, Cerdeña) y norteafricano (Marruecos, Argelia y Túnez), así como en las islas Canarias (Rivas et al., 1990). Se trata de una especie muy tolerante a la salinidad ambiental y edáfica, que en las islas Canarias constituye una comunidad vegetal formada por dos sintaxones: *Suaedo verae-Tamaricetum canariensis* y *Atriplici ifniensis-Tamaricetum canariensis* (Del Arco et al., 2010). Esta comunidad vegetal en la actualidad ocupa en Canarias una escasa superficie (625 ha de las 2889 ha potenciales), localizándose sus poblaciones asociadas a desembocaduras de cursos de aguas salinas, bermas de playas, campos arenosos litorales y cauces secos en zonas áridas (Del Arco et al., 2010). Una de las poblaciones más importantes de esta especie vegetal en la isla de Gran Canaria se localiza en el campo de dunas de Maspalomas. En algunos sectores de este campo de dunas, la vegetación debe hacer frente al enterramiento por arena, principalmente en su mitad sureste, donde se localizan cordones que pueden alcanzar 14 metros de altura. En este contexto, la dinámica de la comunidad de *Tamarix canariensis* asociada al movimiento de las dunas es poco conocida. Se presentan en este trabajo los resultados de la investigación realizada en los últimos años por miembros del Grupo de Geografía Física y Medio Ambiente de la ULPGC, con el objetivo de analizar esa dinámica.

Esta investigación ha sido realizada en el marco de los proyectos REN2003 – 05947, SEJ2007-64959 y CSO2010-18150 del Plan Nacional de I+D+i, co-financiados con fondos FEDER.

SITUACIÓN

El campo de dunas de Maspalomas (figura 1), con una extensión de 360,9 ha, está situado en el extremo sur de la isla de Gran Canaria. Se trata de un sistema transgresivo, formado principalmente por cordones transversales y barjanoides y dunas barjanas, que se desplazan en dirección noreste-suroeste a una velocidad media (periodo 2003-2006) de unos 8 metros al año (Pérez-Chacón et al, 2007). Presenta un clima árido, con una temperatura media anual de 21ºC y unas precipitaciones medias anuales de 81 mm. Las precipitaciones tienen un régimen

pluviométrico muy irregular y un marcado carácter torrencial. Los vientos efectivos (superiores a los 5,1 m/s), con capacidad para movilizar el sedimento arenoso, prevalecen durante el invierno con una dirección dominante (55 %) ENE y SSE, lo que explica que el movimiento de las dunas se produzca de E a O y de ENE a SSO (Hernández Calvento, 2006; Máyer et al, 2012). Pese a las características áridas de las dunas de Maspalomas, la presencia de un nivel freático próximo a la superficie, a menos de un metro en las depresiones interdunares (Pérez-Chacón et al, 2007), permite la existencia de vegetación higrófila. Este es el caso de la comunidad de *Tamarix canariensis*, que se desarrolla principalmente en las depresiones interdunares húmedas (*slacks*) (Hernández Cordero, 2012).

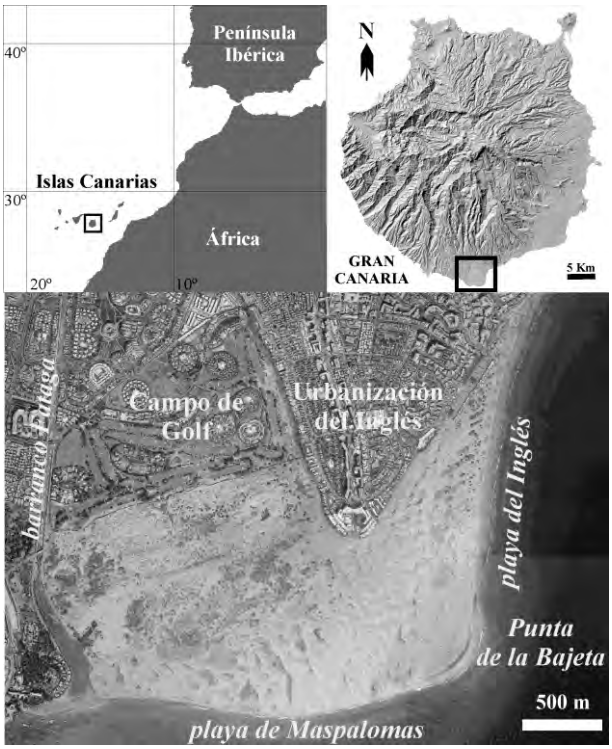


Fig. 1: Localización y vista general del área de estudio.

METODOLOGÍA

La relación entre la dinámica de la comunidad de *Tamarix canariensis* y el movimiento de las dunas se abordó mediante dos aproximaciones complementarias: por un lado, se analizaron las estrategias de colonización vegetal de las depresiones interdunares, frente al avance de las dunas, mediante el seguimiento de plántulas; por otro lado, se llevó a cabo el estudio de las estrategias de supervivencia que desarrolla esta comunidad, mediante el análisis de la evolución de manchas consolidadas y plantas adultas, en relación con la tasa de desplazamiento de las dunas.

Seguimiento de plántulas de *Tamarix canariensis* mediante trabajo de campo

Para evaluar la relación entre la colonización vegetal y el movimiento de las dunas se realizó el seguimiento de 7 plántulas y ejemplares jóvenes de *Tamarix canariensis* entre el 15 de diciembre de 2005 y el 23 de enero de 2008. Se localizaban en una depresión interdunar húmeda situada delante de un cordón barjanoide que presentaba una altura de entre 5 y 7 metros. En este seguimiento se tomaron los datos de la altura, el diámetro mayor y el diámetro menor de cada planta, así como la distancia al cordón situado a barlovento (medida entre la base de la duna al tallo de la planta).

Seguimiento de ejemplares adultos de *Tamarix canariensis* mediante ortofotos digitales y SIG

Este método se utilizó para estudiar las estrategias de supervivencia de la comunidad de *Tamarix canariensis* en relación al movimiento de las dunas. Se emplearon ortofotos digitales de los años 1995, 1998 y 2003. Para cada intervalo temporal se digitalizaron en un SIG individuos de *Tamarix canariensis*, además de los bosquetes, asociados a un frente de dunas. Las tasas de desplazamiento de las dunas se calcularon según el método propuesto por Gay (1999): en primer lugar, se digitalizaron en cada ortofoto los frentes de las dunas; entre ambos frentes se trazaron vectores equidistantes y se calculó su longitud en metros; finalmente, la tasa de desplazamiento de las dunas se calcula dividiendo la longitud de cada vector entre el tiempo transcurrido entre los dos frentes digitalizados. Para caracterizar el desplazamiento del frente se calculó la media de los valores obtenidos para el mismo. Además, con la finalidad de analizar la posible alteración de la morfología de las dunas por parte de la vegetación, se calculó el índice de sinuosidad para cada frente de dunas en cada año. Para ello se utilizó la siguiente fórmula:

$$S = Lt/Lsf$$

donde,

Lt = longitud total de cada frente; Lsf = distancia en línea recta entre el punto de inicio y el punto final de cada frente.

DATOS

Seguimiento de plántulas de *Tamarix canariensis*

La totalidad de los individuos de *Tamarix canariensis* germinaron en una depresión interdunar húmeda. En las figuras 2 y 3 se representan la evolución de las plántulas de *Tamarix canariensis*. En el primer año el número de plantas descendió de siete a cuatro ejemplares (figura 2).

Este descenso no fue progresivo, de forma que en los primeros siete meses no desapareció ninguna plántula, y las tasas de avance de las dunas oscilaron entre 3,2 m (diciembre-abril) y 0,11 m (abril-julio). Por el contrario, en los siguientes cinco meses el avance de las dunas produjo la eliminación de tres plántulas, registrándose para esa etapa una tasa media de desplazamiento de las dunas de 0,23 m. Durante los tres meses siguientes desaparecieron todas las plántulas, excepto una, T4, al tiempo que se registraba una tasa de desplazamiento de las dunas de más de 6 m. Este ejemplar desapareció definitivamente el 23 de enero de 2008. Al principio de la toma de datos todas las plántulas, excepto dos, T1 y T2, estaban situadas a una distancia considerable del mencionado frente de la duna (figura 3). Por lo tanto, en los primeros meses, la elevada tasa de desplazamiento de la duna registrada (media de 3,2 m) quedó compensada con la distancia de las plántulas a la misma. Dos son las causas que justifican la supervivencia de las cuatro plántulas citadas anteriormente, hasta el día 22 de diciembre de 2006: la distancia al frente de la duna y la altura de las plantas. Por lo que se refiere a la primera causa, dos de los ejemplares de *Tamarix canariensis*, T3 y T4, estaban situados a las máximas distancias de 5,10 y 7,90 m, respectivamente. En cuanto a la altura de la planta (figura 3), otros dos ejemplares de *Tamarix canariensis* supervivientes, T1 y T2, tenían la máxima altura de todas las plantas estudiadas, es decir, 1,90 m.

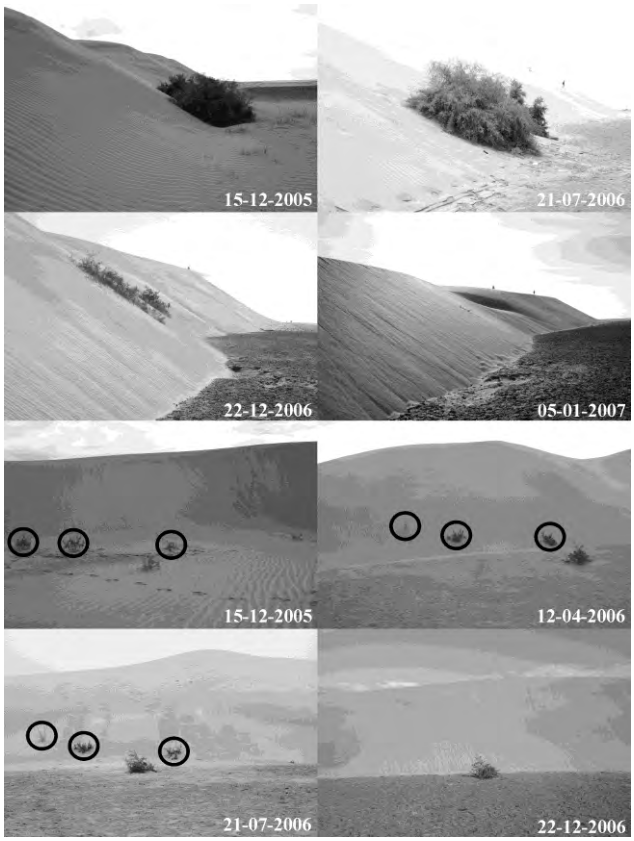


Fig. 2: Evolución de las plántulas T1 y T2 (cuatro imágenes superiores) y T5, T6 y T7 (cuatro imágenes inferiores).

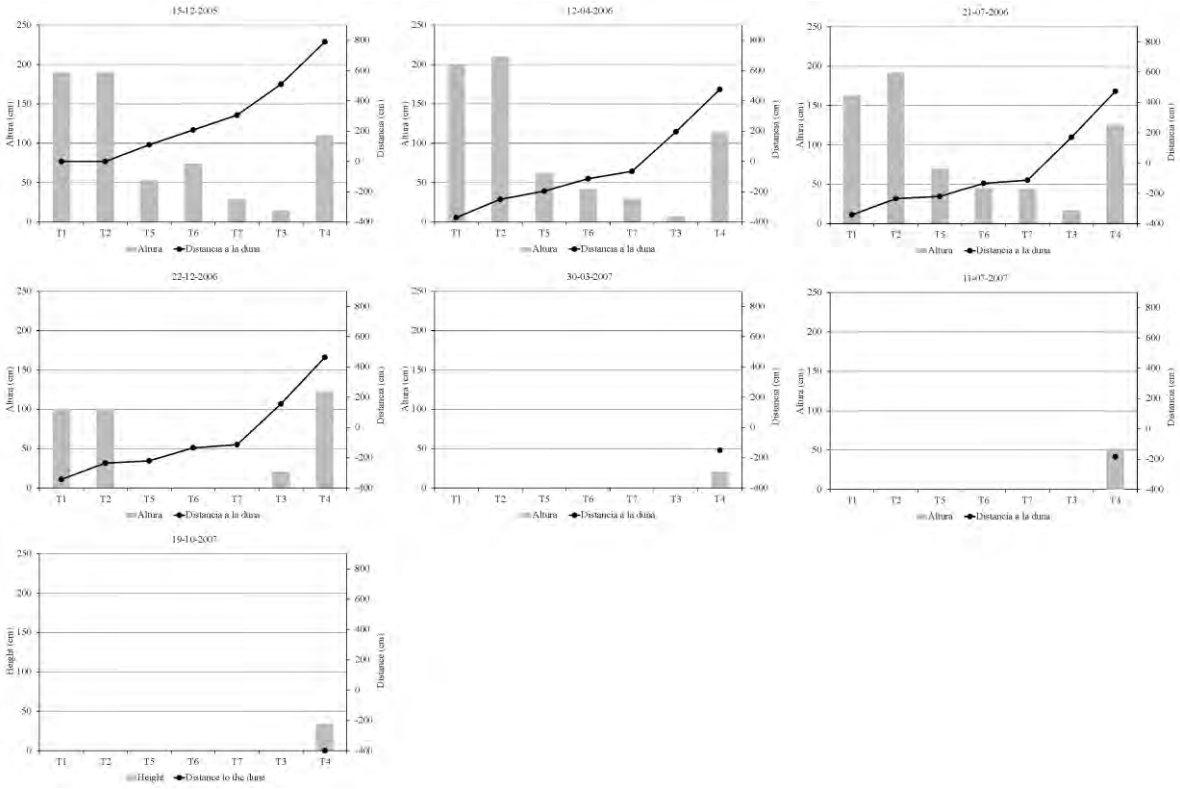


Fig. 3: Evolución de los Tamarix canariensis en función de la distancia a la duna y de su altura. Las plantas han sido ordenadas en función de la cercanía al frente de dunas.

Seguimiento de ejemplares adultos de *Tamarix canariensis*

Este seguimiento se realizó, tal y como se explicó en el apartado correspondiente a la metodología, con individuos aislados y bosquetes de *Tamarix canariensis* identificados en todas las ortofotos utilizadas, correspondientes a los años 1995, 1998 y 2003 (figura 4). Para el año 1995 se aprecian algunos individuos nuevos que se desarrollaban en la depresión interdunar, observándose un total de trece ejemplares de *Tamarix canariensis* asociados al frente de dunas estudiado. Conforme avanzaron las dunas, algunos de los *Tamarix canariensis* fueron enterrados. En 1998 se observa que la mayoría de ellos, excepto dos, han logrado sobrevivir. La aparición de dos nuevos individuos conlleva que para este año se contabilicen igualmente trece ejemplares. En 2003 el número de plantas ascendió a veintidós, no observándose la desaparición de ningún ejemplar con respecto al año 1998. Durante todo este período la tasa media de desplazamiento de las dunas fue de 3 m/año.

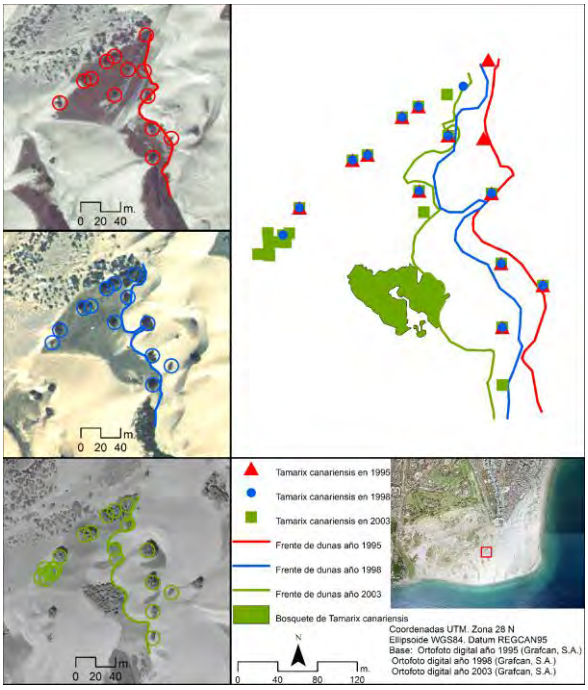


Fig. 4: Evolución de la comunidad de Tamarix canariensis en relación con el desplazamiento de las dunas (1995-2003).

Las plantas que sobrevivieron al enterramiento rompieron la continuidad del cordón barjanoide y generaron dunas parabólicas. Ello se debe a que el cordón quedó fijado en aquellas localizaciones en las que medraron los ejemplares de *Tamarix canariensis*, mientras que el avance del resto de su frente no fue alterado. Se produjo así un avance diferencial del frente de dunas, al mismo tiempo que una "parabolización". Esto tuvo una consecuencia muy significativa en la dinámica del frente analizado (tabla 1): en 1995 este frente presentaba una configuración bastante rectilínea, con cierta sinuosidad (un índice de 1,20), característica de un cordón barjanoide. Ya en el año 1998 se aprecia cómo este frente se vuelve cada vez más sinuoso (1,37), lo cual se constata de forma más evidente en 2003, cuando la sinuosidad alcanza un índice de 1,47. La retención del sedimento por parte de los ejemplares de *Tamarix canariensis* supuso la disminución media de más de 1 m en la tasa de avance del frente, y reducciones drásticas de las tasas máxima y mínima (tabla 1).

Periodo	Media (m/año)	Máx. (m/año)	Mín. (m/año)	Variación Sinuosidad
1995-1998	3,39	12,14	0,60	+ 0,17
1998-2003	2,20	7,42	0,24	+ 0,10

Tabla 1. Tasas de desplazamiento del frente de dunas asociado a la comunidad de Tamarix canariensis (1995-2003).

Esta reducción de la tasa de avance del frente de dunas posibilita la formación de un bosquete de *Tamarix canariensis* en la depresión interdunar, anteriormente desprovista de vegetación, que se desarrolla justamente en la zona donde el frente queda ralentizado (figura 4). Esto se debe a que ha sobrevivido un mayor número de los ejemplares que han germinado en la depresión. Probablemente el incremento del número de individuos dispersos en el año 2003 también se debe a la disminución de la movilidad de las dunas. En la depresión situada más al norte, en 2003, aparecen numerosos ejemplares jóvenes, observándose una secuencia de edad decreciente entre la zona este y la oeste en ese año, lo que indica un claro patrón de colonización en este sentido.

INTERPRETACIÓN

El desplazamiento de las dunas presenta una clara estacionalidad, la cual controla la dinámica de las plántulas. La supervivencia de las mismas está relacionada, en un primer momento, con la distancia existente entre las plantas y el frente de la duna. Una vez que la duna alcanza la posición de la planta, entra en juego la altura de la misma.

Por otro lado, las plantas adultas que forman la comunidad de *Tamarix canariensis* resistieron tasas medias superiores a los 3 m/año. El porte arbóreo que presenta esta especie en su etapa adulta le permite tener la altura suficiente para resistir el avance y posterior enterramiento de la duna y, por lo tanto, lograr sobrevivir.

Por lo tanto, para sobrevivir al enterramiento de dunas de gran altura, *Tamarix canariensis* desarrolla una estrategia vertical. Consiste en crecer en altura todo lo posible para poder sobrevivir al enterramiento que produce la duna que avanza sobre las plantas. Estrategias de supervivencia al avance de los cordones de dunas, similares a las desarrollada por *Tamarix canariensis*, se han documentado para la comunidad de *Pinus pinea* en el Parque Nacional de Doñana (García-Novo et al., 1975; Gallego-Fernández y García-Novo, 2001). En este caso, al igual que ocurre con *Tamarix canariensis* en Maspalomas, solamente sobreviven los ejemplares de *Pinus pinea* que alcanzan una altura suficiente para no ser enterrados totalmente por la duna (García-Novo et al., 1975). Posteriormente, esta especie coloniza, mediante el banco de semillas depositado previamente, las superficies de suelo despejadas por la duna que ha avanzado, garantizando, de esta forma, la supervivencia del bosque (Gallego-Fernández and García-Novo, 2001). También en las White Sands (Nuevo México, USA) algunas especies como *Yucca elata* colonizan las dunas desde zonas planas, y posteriormente las dunas sepultan las plantas (Shields, 1953). Esta especie sobrevive al enterramiento mediante el alargamiento de los tallos y la generación de raíces adventicias.

CONCLUSIONES

Para sobrevivir al avance de las dunas, la comunidad de *Tamarix canariensis* desarrolla una estrategia consistente en el crecimiento en altura de los ejemplares vegetales. Su supervivencia depende de la altura que presente cuando la duna y la planta interactúen: si la planta iguala o supera en altura a la de la duna, entonces sobrevivirá; en caso contrario, morirá sepultado por la duna.

Referencias bibliográficas

Del Arco Aguilar, M.J., González-González, R., Garzón-Machado, V., Pizarro-Hernández, B. (2010): "Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status", *Biodiversity and Conservation*, 19: 3089-3140.

Gallego-Fernández, J.B., García-Novo, F. (2001): "Supervivencia de los bosques de *Pinus pinea* L. en el sistema de dunas móviles del Parque Nacional de Doñana o ¿cómo corren los pinos perseguidos por las dunas?", *Actas III Congreso Forestal Nacional*. Granada, 1513-1517 pp.

García-Novo, F., Ramírez-Díaz, L., Torres-Ramírez, A. (1976): "El sistema de dunas de Doñana", *Naturalia Hispanica*, 5: 5-56.

Gay, S.P. (1999): "Observations regarding the movement of barchan sand dunes in the Nazca to Tanaca area of Southern Peru", *Geomorphology*, 27: 279-293.

Hernández Calvento, L. (2006): *Diagnóstico sobre la evolución del sistema de dunas de Maspalomas (1960-2000)*, Cabildo de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria, 361 p.

Hernández Cordero, A.I. (2012): *Análisis de la vegetación como indicadora de las alteraciones ambientales inducidas por la actividad turística en la Reserva Natural Especial de las Dunas de Maspalomas*, Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 574 p. Disponible en: http://hdl.handle.net/10553/9768.

Máyer Suárez, P., Pérez-Chacón Espino, E., Cruz Avero, N., Hernández Calvento, L. (2012): "Características del viento en el campo de dunas de Maspalomas (Gran Canaria, islas Canarias, España)", *Nimbus*, 29-30 (Homenaje a José Jaime Capel Molina): 381-397.

Pérez-Chacón, E., Hernández Calvento, L., Hernández Cordero, A., Máyer Suárez, P., Romero Martín, L., Alonso Bilbao, I., Mangas Viñuela, J., Menéndez González, I., Sánchez Pérez, I., Ojeda Zújar, J., Ruiz Flaño, P., Alcántara Carrió, J. (2007): *Maspalomas: claves científicas para el análisis de su problemática ambiental*, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 38 p.

Rivas, M.M., León, M.C., Wildpret, W. (1990): "El género *Tamarix* L. (Tamaricaceae): consideraciones acerca de los taxones presentes en Canarias", *Vieraea*: 19, 29-44.

Shields, L.M. (1953): "Gross modifications of certain plant species tolerant of calcium sulfate dunes", *American Midland Naturalist*, 50: 224-237.

CARTOGRAFÍA DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA COBERTURA VEGETAL EN SISTEMAS ARENOSOS ÁRIDOS: ANÁLISIS COMPARADO DE MÉTODOS APLICADOS EN LA GRACIOSA (ISLAS CANARIAS, ESPAÑA).

García, L., Pérez-Chacón, E., Hernández, A.I., Hernández, L.

Grupo de Geografía Física y Medio Ambiente. Instituto de Oceanografía y Cambio Global (IOCAG). Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. levi.garcia@ulpgc.es

Resumen: Este trabajo presenta un análisis comparado de metodologías para establecer la distribución de la cobertura vegetal en sistemas arenosos áridos. Enmarcado en un proyecto de I+D+i en la isla de La Graciosa (islas Canarias), entre los objetivos, se pretende analizar la evolución reciente de la cobertura vegetal de los sistemas arenosos de la isla, ya que sus modificaciones son un excelente indicador de cambios ambientales, tanto naturales como antrópicos. Por un lado, se aborda la caracterización de la cobertura vegetal utilizando fotointerpretación a escala 1:5.000 para obtener zonas de cobertura similar. Por otro lado, con el mismo objetivo, a través de un procedimiento automático que utiliza bandas visibles de imágenes aéreas multiespectrales. La comparación de los resultados obtenidos coinciden en un 64%. Se discuten estos resultados con aspectos como subjetividad, tiempo y factor escala. Se concluye que el método automático resulta útil para caracterizar la vegetación en sistemas arenosos áridos.

Palabras clave: métodos, cobertura vegetal, sistemas arenosos áridos, tecnologías de la información geográfica, La Graciosa.

Abstract (Mapping of the spatial distribution of vegetation coverage in sand arids systems: comparative analysis of methods and example in La Graciosa (Canary Islands, Spain): This paper presents a comparative of methods to establish the distribution of vegetation cover in arid sandy systems. Framed in an I+D+ i proyect in the island called La Graciosa (Canary Islands). Among the objectives is to analyze the recent evolution of the vegetation cover of the sandy island systems, because the changes are an excellent indicator of both natural and antropic environmental changes. First, the characterization of vegetation cover using photo interpretation 1:5000 scale for similar coverage areas addressed. Furthermor, for the same purpose through an automatic procedure using visible bands of multispectral aerial images. Comparison of the results agree in 64% . These results are discussed with issues such as subjectivity, time and scale factor. We conclude that the automatic method is useful for characterizing vegetation in arid sandy systems.

Key words: Methods, vegetation coverage, Sand arids system, Geographic Information Technologies, La Graciosa.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se ha experimentando un déficit sedimentario de las playas meridionales de La Graciosa (Islas Canarias), y de forma paralela se ha producido un incremento en la cobertura vegetal, hechos que han sido directamente relacionados. De los varios estudios enmarcados en un proyecto de I+D+i, se encuentra el análisis de la vegetación para conocer su contribución en la dinámica sedimentaria eólica de la isla, ya que la vegetación participa de forma activa en la captación de sedimentos (Hesp, 1991). Por ello, surge la necesidad de clasificar la cobertura vegetal según su grado de recubrimiento en los sistemas sedimentarios eólicos, guardando esto último una especial relación con el término de densidad.

En el estudio de la vegetación se han generado y utilizado multitud de metodologías y herramientas, que permiten obtener unos resultados para interpretar el comportamiento de esta en los distintos ecosistemas. Las tecnologías de la información geográfica (TIG) y los sistemas de información geográfica (SIG) en concreto, han sido utilizadas para estudiar la vegetación en diferentes ecosistemas (Palmer y Van Staden, 1992; Franklin, 1995; Guisan et al, 1998; Hall et al., 1998).

En España, el uso de determinadas fuentes y herramientas integradas en las TIG, como son las fotografías aéreas, ortofotos digitales, imágenes satélites, etc., han sido muy frecuentes en este tipo de estudios, aunque no suceda lo mismo con el análisis de la vegetación a través de SIG, donde la utilización ha sido muy reducida (Gonzalo et al, 2001; Bermejo, 2002; Fernández et al, 2004). Pero en el caso de estudios de la cobertura vegetal en los sistemas dunares litorales, también son escasos los trabajos que analizan la vegetación mediante SIG (Shanmugam y Barnsley, 2002; Hernández-Cordero et al., 2006).

Al ser importante la densidad de la vegetación en sistemas dunares, porque repercute directamente en la acumulación y la dinámica sedimentaria, para este cálculo de la densidad mediante TIG se han utilizado diversas

fuentes y métodos, como imágenes hiperespectrales (Shupe y Marsh, 2004), interpretación visual sobre ortofotos digitales (Robbins, 1997; Shanmugam y Barnsley, 2002; García et al., 2012), con fotografías aéreas, clasificaciones estadísticas (Shoshany, 2000; Kutiel et al., 2004; Laliberte et al., 2007) o clasificaciones según aspectos texturales (Hudak y Wessman, 1998) y clasificaciones sobre ortofotos de falso color (Droesen et al., 1995).

SITUACIÓN

La Graciosa (figura 1) es una isla de origen volcánico, formada durante el Pleistoceno superior y Holoceno (De la Nuez et al., 1997). Como área de estudio se ha trabajado en la zona considerada como sistemas sedimentarios eólicos de La Graciosa (Pérez-Chacón et al., 2010) compuesto por cuatro sistemas (Las Conchas, Lambra, Pedro Barba y Sur). Estos sistemas están conformados por arenas eólicas sueltas, de edad holocena, que forman mantos de sedimentos de potencia variable. En unas zonas los materiales son removilizados por los vientos efectivos, y dan lugar a dunas en montículos asociadas a especies vegetales. En otras, estos depósitos se han estabilizado por la vegetación.

Fig. 1. Localización del área de estudio. En color claro se representa la distribución espacial de los sistemas sedimentarios eólicos de La Graciosa.

El clima es árido. Las precipitaciones son escasas, registrándose unos 116 mm anuales que se reparten en 32 días de lluvia al año. Cuando se producen, se dan de forma torrencial e irregular, tanto estacional como interanualmente. Esto supone que las comunidades vegetales deben adaptarse a prolongados intervalos temporales sin recursos hídricos. Sólo la humedad, favorecida por la proximidad al mar, aporta un complemento a las plantas durante los periodos secos. La humedad relativa es alta, con un valor medio anual del 78,9 %.

Los suelos sobre los mantos eólicos están escasamente desarrollados. Se trata de Arenosoles, que han llegado a desarrollar perfiles diferenciados. No obstante, en algunas hoyas endorreicas y depresiones interdunares se han producido acumulaciones de sedimentos finos (limos y arcillas), que históricamente se aprovecharon para implantar cultivos de secano. Abandonados actualmente la mayor parte de ellos, se han convertido en las zonas donde la colonización vegetal espontánea es más intensa.

La vegetación está formada por un matorral subarbustivo y arbustivo en el que se combinan especies halófilas, psamófilas, xerófilas, así como otras nitrófilas muy relacionadas con la explotación zooantrópica de los arenales.

La isla tiene un alto valor desde el punto de vista de la calidad para la conservación, y en la actualidad se encuentra protegida a través de diferentes figuras de protección, tanto de ámbito internacional como europeo, estatal y autonómico (Reserva de la Biosfera, Zona Especial de Conservación, Zona Especial de Protección para las Aves, Reserva Marina y Parque Natural).

METODOLOGÍA

El estudio tiene como objetivo comparar dos métodos: por un lado, uno empírico basado en la fotointerpretación sobre ortofoto, en el cual se intenta obtener zonas de cobertura vegetal similares en el recubrimiento de ésta; por otro lado, entendiendo el recubrimiento como la densidad, se aplicó un método automático, en desarrollo, persiguiendo la misma finalidad. Sin embargo esta vez, se basó en cálculos de densidad a partir de muestreos por vecindad. En ambos casos, la información fue tratada con programas SIG, así como los resultados también fueron analizados de la misma forma.

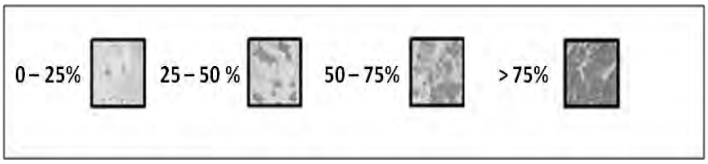


Fig. 2. Categorías utilizadas para estimar los porcentajes de cobertura vegetal.

Con respecto al primer método, se digitalizó a escala 1:5.000 áreas con una cobertura similar, analizando visualmente la ortofoto digital de febrero 2009 (García et al., 2012), aportada por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales, esta procede de un vuelo realizado por la empresa Stereocarto, en el que se integraron un

sensor digital fotogramétrico y otro LIDAR. La ortofoto tiene una resolución espacial de 10 centímetros y una espectral de cuatro bandas, tres del espectro visible y una del infrarrojo cercano. Por último, se ha trabajado con el datum WGS84, como sistema de referencia.

Como criterio de clasificación se utilizó una adaptación (figura 2) de los gráficos para la apreciación visual de recubrimientos de Folk y Ward (1957). Se consideraron los siguientes intervalos de recubrimiento: 0-25%; 25-50%; 50-75% y >75%.

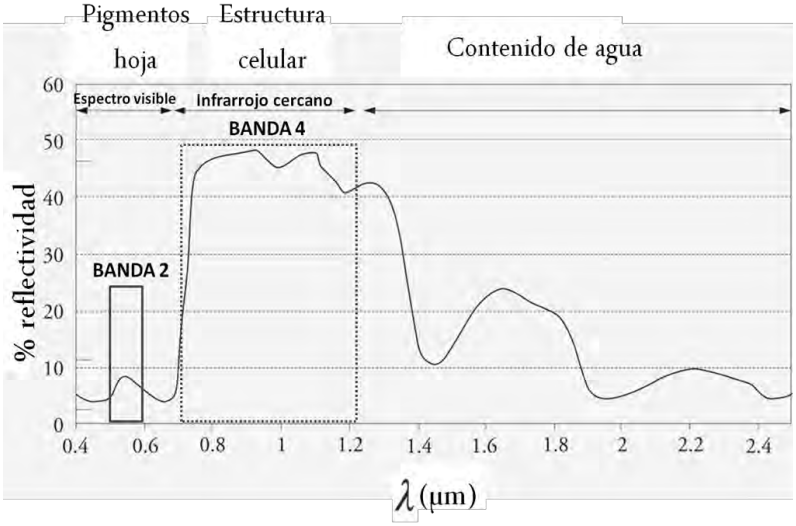


Fig. 3. Factores de la reflectividad de la vegetación sana en el espectro óptico (modificado de Chuvieco. 2010).

El segundo método consiste en un procedimiento que aún está en desarrollo, y que pretende realizar estudios diacrónicos de la cobertura vegetal, de modo que pueda ser adaptado a fotografías aéreas históricas. Así se podría automatizar el proceso para reducir la subjetividad que presenta la fotointerpretación. Por ello, como se explicará a continuación, no se ha utilizado la banda que proporciona mayor información de la vegetación, como sí lo son las relacionadas con la región del infrarrojo cercano, sino que se pretende utilizar una banda cuya información se comporte de forma similar a las fotografías aéreas históricas (banda verde). Dentro de la región del visible es la banda que mayor información nos aporta sobre la vegetación cuando se encuentra en un estado óptimo de vigorosidad (Chuvieco, 2010), propio de las fechas en las que fue tomada la ortofoto utilizada (figura 3).

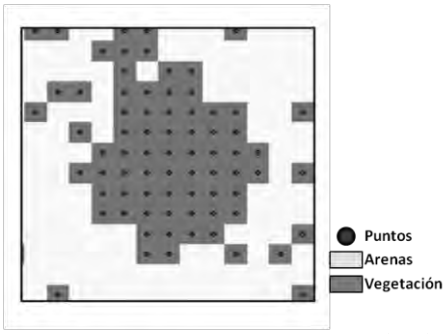


Fig. 4. Vectorización en puntos centrales de las celdas con cobertura vegetal.

El procedimiento utiliza una capa vectorial con geometría de puntos expuesta a cálculos de densidad por vecindad. Los puntos provienen de una reclasificación estadística de la "banda verde" de la misma ortofoto utilizada en el primer método. Esta fue remuestreada a una resolución de 1 metro para agilizar procesos posteriores, y solamente se ha trabajado con la vegetación que ocupaba los sistemas sedimentarios eólicos de La Graciosa (Pérez-Chacón et al., 2010). La "banda verde" está compuesta por niveles digitales (ND), con valores de grises. Dado que se está trabajando en sistemas arenosos, los valores claros corresponden a las arenas y valores oscuros a la vegetación (Kutiel et al., 2004). La reclasificación en cortes naturales ("Jenks") separa las arenas de la vegetación, y aquellos píxeles que corresponde a la cobertura vegetal son transformados a geometría de puntos en su centro (figura 4).

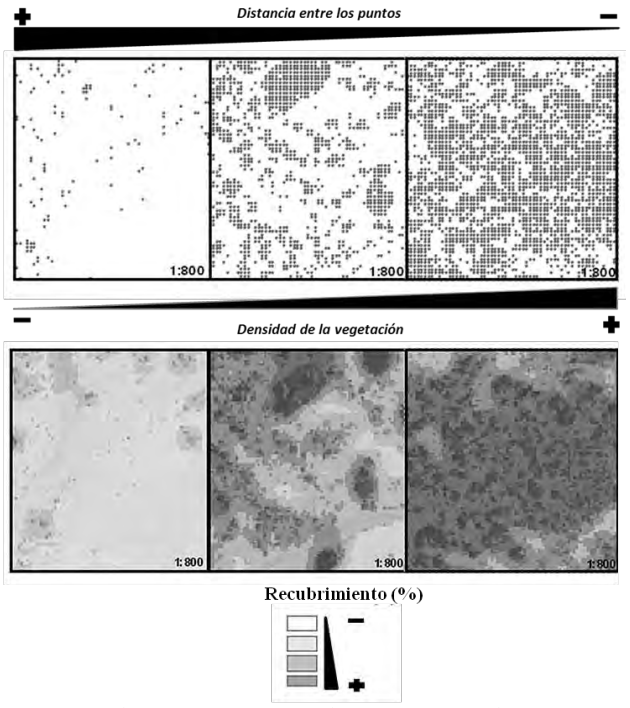


Fig. 5. Obtención automática de zonas con recubrimientos similares de vegetación a partir del cálculo de densidad.

La capa vectorial de puntos es sometida a cálculos de densidad con algoritmos integrados en un programa SIG. El algoritmo funciona haciendo un muestreo a partir de una vecindad en cada punto, que el usuario puede escoger de acuerdo al objeto de estudio. También es importante "la unidad de área", que depende de las unidades de medidas en las que se trabaja. Por lo tanto, al tratarse todo el proceso mediante el sistema de referencia WGS84 proyectado en coordenadas UTM, la unidad viene dada en metros cuadrados. El resultado (figura 5) es un ráster con tamaño de celda, en este caso se

escogió un píxel de 1 m, para trabajar con la misma resolución utilizada hasta ahora.

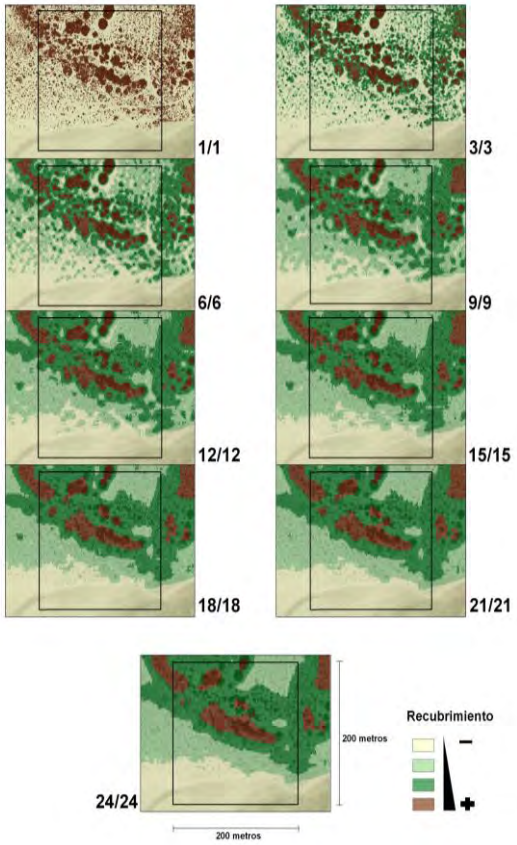


Fig. 6. Resultados de los muestreos utilizados con las distintas categorías de cobertura vegetal estudiadas.

Como ya se explicó, el algoritmo para calcular la densidad utiliza un muestreo por vecindad alrededor de cada punto que se debe indicar. La forma para el muestreo ha sido rectangular porque los puntos provienen de datos ráster en forma de cuadrícula. El siguiente paso está relacionado con la distancia que la herramienta muestrea por vecindad en cada uno de los puntos para calcular la densidad. Para ello, se utilizó un muestreo por vecindad empleando la opción de 1x1 metro, y a continuación múltiplos de 3 (Hudak y Wessman, 1998), es decir, 3x3, 6x6, 9x9, 12x12, 15x15, 18x18, 21x21 y 24x24. Los productos finales (figura 6) se observaron en una parcela de 200x200 metros de lado, haciéndole una clasificación tipo "*Cortes naturales* (*Jenks*)" de cuatro categorías.

Después de hacer un análisis de cada uno de los resultados, con el fin de conocer el muestreo que separa mejor cuatro tipos de coberturas similares en densidad, es el muestreo de 9x9 el que mejor representa la realidad observada. Por ello, serán los resultados obtenidos por este muestreo los que se utilizará en la comparación objeto del presente trabajo y los adquiridos del procedimiento de fotointerpretación.

DATOS

La comparación entre los resultados obtenidos por el método de fotointerpretación y el procedimiento automático (Tabla 1), muestra el porcentaje de superficie ocupada para cada una de las cuatro categorías de cobertura vegetal estudiadas, tanto a nivel general de la isla como por cada uno de los sistemas. Existe en primer lugar una comparación de los métodos a nivel general de la isla, donde existe una coincidencia media del 64 %. Y a continuación se ha realizado la comparación para el resto de sistemas sedimentarios eólicos que se diferencian en la isla.

Sistemas Sedimentarios	Categorías de cobertura vegetal	Superficie (%) fotointerpretación	Superficie (%) automático	Superficie (%) coincidente	Superficie media (%) coincidente
La Graciosa	1	10,41	22,17	46,95	64
	2	32,72	41,79	78,30	
	3	44,21	27,37	61,92	
	4	12,66	8,67	68,47	
Las Conchas	1	10,25	28,21	36,33	17
	2	21,42	64,82	33,05	
	3	0	6,85	0,00	
	4	68,33	0,12	0,17	
Lambra	1	10,56	32,01	32,99	40
	2	29,98	47,91	62,57	
	3	32,63	16,09	49,32	
	4	26,83	3,98	14,84	
Pedro Barba	1	0	40,94	0,00	26
	2	75,96	48,92	64,40	
	3	24,04	9,42	39,19	
	4	0	0,72	0,00	
Sur	1	10,44	17,23	60,60	61
	2	34,18	47,02	72,70	
	3	51,81	29,07	56,11	
	4	3,57	6,68	53,40	

Tabla 1. Porcentajes de ocupación de las distintas categorías de cobertura vegetal y porcentaje coincidente entre los métodos estudiados.

INTERPRETACIÓN

Aunque las coincidencias en el resto de sistemas no son significativas, existen varias cuestiones que serían llevadas a una discusión para aclarar aquellas ventajas y desventajas de cada uno de los métodos utilizados y cuya comparación ha sido objeto de este trabajo.

En primer lugar, como cualquier método automático, pretende obtener unos resultados que no conlleven en sí una carga de subjetividad de la que sí dependen los análisis visuales (Morgan *et al.*, 2010). Cuando se utiliza la fotointerpretación para analizar determinados elementos en la superficie terrestre, en este caso de zonas con un recubrimiento similar de cobertura vegetal, el delineante o intérprete que realiza este trabajo toma una decisión a la hora de delimitar cada zona, lo que la probabilidad de que otra persona interprete la realidad de forma distinta es bastante alta. Otro factor importante, que no se debe ignorar, es la formación y la experiencia del analista (Morgan et al., 2010), lo que hace que la precisión a la hora de realizar el trabajo varíe constantemente. En el método desarrollado se está utilizando unos cálculos de densidad a partir de unos algoritmos

implantados en programas SIG, y el cálculo por la interpretación manual pasa a ser directamente un criterio relacionado con el grado visual del intérprete. También al utilizar el análisis visual sobre ortofotos o fotografías aéreas, se necesita trabajar con una escala, en nuestro caso se utilizó 1: 5.000. Dependiendo de este factor, la resolución para analizar es mayor o menor, haciendo que aumente o disminuya la precisión a la hora de digitalizar. En contrapartida, el método automático aquí expuesto, utiliza el valor de los niveles digitales de la imágen ráster para obtener los resultados, por tanto la información que obtenemos es de la unidad mínima que disponemos (píxel de 1 metro), por lo que la escala a la que estamos trabajando es superior al método de fotointerpretación.
Además, al trabajar a una escala detallada, si se realizara de forma manual, el tiempo de ejecución sería mayor y, por consiguiente, tendrá un mayor coste económico y esfuerzo. En cambio, en el método desarrollado la obtención de información es de forma automática y se evitan esos sobrecostes.

Por otro lado, se valora el uso del cálculo de densidad de vectores en vez de la reflectividad, ya que se necesitaría imágenes procedentes de determinados sensores, en su mayoría aerotransportados, que cuentan con bandas en al menos la región del infrarrojo cercano. Estos sensores suponen un mayor coste que el de las ortofotos digitales o fotografías aéreas. Además, el registro histórico de las fotografías aéreas es más extenso que el de las imágenes de satélite (Morgan *et al*., 2010), por lo que se podría adaptar este método a las mismas para realizar estudios diacrónicos de la vegetación a partir de un procedimiento automático. Por tanto, se obtendrían datos de forma más objetiva en periodos temporales de los que no se tienen registros satelitales. Hasta ahora este tipo de clasificación en fotografías aéreas se realizaban a partir de fotointerpretación (Shanmugam y Barnsley, 2002; García et al., 2012), o clasificaciones automáticas que relacionaban el valor de gris con la densidad sin haber medido esta (Kutiel et al., 2004). En cuanto a la mejora del método, falta por conocer qué muestreo por vecindad separa mejor las distintas categorías de cobertura vegetal. Con este fin, hasta ahora solamente se ha validado el método propuesto mediante un análisis que compara un procedimiento de interpretación visual con el método expuesto sobre una parcela de observación. Por lo tanto, quedaría concretarlo mediante análisis estadístico. De esta forma, tendríamos dos análisis que nos permitiría aproximarnos al muestreo por vecindad que mejor refleja la realidad observada. También nos faltaría empezar a trabajar con fotografías aéreas históricas, utilizando para ello técnicas de clasificación ya estudiadas.

CONCLUSIONES

Se han presentado y comparado dos métodos (manual y automático) que clasifica la cobertura vegetal según el grado de recubrimiento o densidad de esta sobre los sistemas sedimentarios eólicos de La Graciosa. Aunque la comparación ofrece unos resultados coincidentes pocos significativos, esto se explica porque existen una serie de factores que dependen directamente del método que se haya utilizado. Lo que es evidente es que el método automático expuesto ofrece una serie de ventajas ya que permite clasificar la cobertura vegetal en sistemas arenosos áridos utilizando ortofotos digitales, y aparentemente podrá ser adaptado a fotografías aéreas históricas para realizar estudios de evolución. También presta una alternativa a los procedimientos utilizados hasta ahora, que necesitan información más costosa y de menor registro histórico o métodos de fotointerpretación que conllevan mayor carga de subjetividad (analista, escala, rapidez, etc.).

Referencias bibliográficas

Bermejo, J. A. (2002): *Utilización de los Sistemas de Información Geográfica en el análisis de la vegetación y el medio físico. Municipio de Villa de Mazo (La Palma).* (Tesis de Licenciatura, inédita). Departamento de Biología Vegetal (Botánica). Facultad de Biología. Universidad de La Laguna, 270 pp.

Chuvieco, E. (2010): *Teledetección Ambiental: la observación de la Tierra desde el espacio*, Ariel, Barcelona, 590 p.

De la Nuez, J., Quesada, M.L. y Alonso J.J. (1997): *Los volcanes de los islotes al norte de Lanzarote*. Fundación César Manrique, Arrecife. Lanzarote.

Droesen W. J, Van Til M. & Assendorp, D. (1995): "Spatio-temporal modelling of the vegetation structure in the Amsterdam water works dunes using digital false colour orthophotos". *EARSeL Advances in Remote Sensing*, 4/1: 106-114 .

Fernández, E; Salas, M.; Quintana, G.; Martín, M.; Máyer, P. & Pérez-Chacón, E. (2004): "Las comunidades de vegetación como bioindicadoras para la delimitación espacial de zonas biogeográficas: una aproximación mediante SIG", *Actas del III Congreso Español de Biogeografía,* Urdaibai, País Vasco, pp 180-187.

Folk, R.L y Ward, W.C. (1957): "Brazos river bar. A study in significance of grain size parameters". *Journal of Sedimentolgy and Petrology*, 27: 3-26.

Franklin, J. (1995): "Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients", *Progress in Physical Geography,* 19/4: 474-499.

Garcia, L., Pérez-Chacón, E., Hernández, A. & Fernández, E. (2012): "Distribución espacial de la cobertura vegetal en el sistema sedimentario eólico de la isla de La Graciosa (islas Canarias, España). En: Cunill, Raquel; Pelachs, Albert; Pérez-Obiol, Ramón; Soriano, J. Manuel. (Eds.), Las zonas de montaña: Gestión y

Biodiversidad. Fundació Catalunya Caixa, Barcelona. Pp. 139-144. ISBN: 978-84-616-0354-1. En: VII Congreso Español de Biogeografía. Pirineos 2012.

Gonzalo, J.; Allué, C. & Cuasante, D. (2001): "Metodología de análisis de la cubierta vegetal mediante ortografía digital. Su aplicación a la Combe de Huidobro (Burgos)", *III Congreso Forestal Español,* Granada*,* 7 p.

Guisan, A.; Theurillat, J-P. y Kienast, F. (1998): "Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment". *Journal of Vegetation Science",* 9: 65-74.

Hall D. K., Foster J. L., Verbyla D. L., Klein A. G. & Benson C. S. (1998): "Assessment of Snow-Cover Mapping Accuracy in a Variety of Vegetation-Cover Densities in Central Alaska", *Remote sensing of Environment*. 66: 129–137.

Hernández, A., Pérez-Chacón, E. Y Hernández , L. (2006): "Vegetation colonisation proc-esses related to a reduction in sediment supply to the coastal dune field of Maspalomas (Gran Canaria, Ca-nary Islands, Spain)", *Journal of Coastal Research*, SI 48: 69-76.

Hernández, L., Monteiro Quintana, M., Pérez-Chacón E., Garcia Romero L. & Santana, A. (2013): "Cambios inducidos por actividades antrópicas en los procesos geomorfológicos eólicos de La Graciosa (islas Canarias). Una perspective histórica", *GeoTemas,* 14: 115-118.

Hesp, P.A. (1991): "Ecological processes and plant adaptations on coastal dunes", *Journal of Arid Environments* 21: 165– 191.

Hudak, A.T. & Wessman, C.A. (1998): "Textural analysis of historical aerial photography to characterize woody plant encroachment in South African savanna", *Remote Sensing of Environment*, 66: 317–330.

Kutiel, P., Cohen, O., Shoshany, M. & Shub, M. (2004): "Vegetation establishment on the southern Israeli coastal sand dunes between the years 1965 and 1999". *Landscape and Urban Planning*, 67: 141–156.

Laliberte, A.S., Rango, A., Herrick, J.E., Fredrickson, Ed L. & Burkett, L. (2007): "An object-based image analysis approach for determining fractional cover of senescent and green vegetation with digital plot photography", *Journal of Arid Environments* 69: 1–14.

Morgan, J. L., S. E. Gergel, & N. C. Coops. (2010): "Aerial photography: a rapidly evolving tool for ecological management", *BioScience* 60:47–59.

Palmer, A.R. & Van Staden, J.M. (1992): "Predicting the distribution of plant communities using annual rainfall and elevation: an example from southern Africa", *Journal of Vegetation Science,* 3/2: 261-266.

Pérez-Chacón, E.; Hernández-Calvento, L.; FernándeZ Negrín, E.; Romero, L.; Mayer, P.; Hernández Cordero, A.; Cruz, N; Fernández Cabrera, E.; Peña, C.; Corbalán, Y.; Mangas, J.; Alonso, I; Rodríguez, S.; Sánchez, I. & Cabrera, L. (2010): "*Caracterización del sistema sedimentario eólico de La Graciosa (archipiélago Canario)".* Informe final. Centro "Isla de La Graciosa" (OAPN-Ministerio de MAMRM). ULPGC. Inédito. 155 p.

Robbins, B. D. (1997): "Quantifying temporal change in seagrass areal coverage: The use of GIS and low-resolution aerial photography". *Aquatic Botany* 58: 259-267.

Shanmugam, S. & Barnsley, M. (2002): "Quantifying landscape-ecological succession in a coastal dune system using sequential aerial photography and GIS", *Journal of Coastal Conservation*, 8: 61-68.

Shoshany, M. (2000): "Detection and analysis of soil erodibility patterns using air photographs of the Avisur Highlands, Israel"*, IAHS* 261: 127–139.

Shupe, S.M. & Marsh, S.E. (2004): "Cover- and density-based vegetation classifications of the Sonoran Desert using LANDSAT TM and ERS-1 SAR imagery", *Remote Sensing of Environment* 93: 131–149.

EL PAISAJE VEGETAL DE LAS DUNAS DEL DELTA DEL LLOBREGAT (BARCELONA)

Pintó, J. (1), Panareda, J.M. (2), Martí, C. (1)

(1) Laboratori d'Anàlisi i Gestió del Paisatge (LAGP). Dpt. Geografia. Universitat de Girona. josep.pinto@udg.edu; carolina.marti@udg.edu
(2) Institut d'Estudis Catalans (IEC). jmpanareda@gmail.com

Resumen: Se ha efectuado un estudio del paisaje vegetal del delta del Llobregat basado en el reconocimiento de campo de los sistemas dunares existentes. Se han recabado datos sobre las morfologías dunares y el conjunto de las especies que colonizan las dunas. Se ha constatado el predominio de los mantos de arena semifijados por la vegetación y la baja presencia de dunas delanteras o móviles. Se han identificado un total de 94 especies que colonizan las dunas, las cuales se han clasificado en cinco grupos según su óptimo ecológico: especies restringidas a los hábitats dunares; especies arenícolas, halófilas o nitrohalófilas que colonizan además ambientes continentales afines; especies procedentes de hábitats costeros vecinos (acantilados, marismas); especies propias de los ambientes mediterráneos secos (xerófitos) y el grupo formado por especies alóctonas. Se discute también la distribución geográfica de algunas especies muy raras en el litoral catalán y presentes en el delta del Llobregat como *Lotus creticus*, *Otanthus maritimus* y *Malcolmia littorea*.

Palabras clave: duna, paisaje dunar, vegetación, delta del Llobregat, Cataluña**.**

Abstract (Vegetal landscape of the Llobregat delta dunes): A study on dune vegetation landscape of the Llobregat river delta has been completed, based on the field survey of existing dune systems. Data were collected on dune morphologies and species that colonize the dunes. It was found the prevalence of sand sheets semi fixed by vegetation and the scarcity of foredunes and shifting dunes. A total of 94 species that colonize the dunes have been identified, which have been classified into five groups according to their ecological optimum: restricted to dune habitats species; halophytes, nitrohalophytes and psammophytes that further colonize continental environments; species from neighboring coastal habitats (cliffs, marshes); common species on dry Mediterranean environments (xerophytes) and a group of alien species. The geographical distribution of some very rare species on the Catalan coast and present in the Llobregat delta as *Lotus creticus*, *Otanthus maritimus* and *Malcolmia littorea* is also discussed.

Key words: dune, dune landscape, vegetation, Llobregat river delta, Catalonia.

INTRODUCCIÓN

El delta del Llobregat es un buen ejemplo de la transformación de los espacios litorales a lo largo del tiempo. Su situación cercana a la ciudad de Barcelona ha provocado que el suelo agrícola y los espacios naturales, principalmente las zonas húmedas y los arenales, hayan disminuido su extensión debido al incremento de la superficie urbanizada y a la construcción de grandes infraestructuras viarias y de servicios. La línea costera del hemidelta norte está totalmente convertida en un frente portuario debido a la expansión del puerto de Barcelona. Las playas y dunas sólo se mantienen en el hemidelta sur, el cual después de la desviación reciente del río Llobregat presenta un frente de playa continuo de 18,5 km de longitud.

En ese frente costero los sistemas dunares han sufrido una intensa transformación a lo largo de los años. Los cordones interiores fueron fijados con pinos a comienzos del siglo XX y las dunas delanteras fueron alteradas o destruidas por la urbanización de la primera línea de costa (Pintó y Panareda, 2007).

Desde un punto de vista fitocenológico las dunas constituyen ambientes azonales en los cuales la influencia del clima sobre la vegetación se encuentra mediatizada por la existencia de factores edáficos que condicionan intensamente la colonización vegetal. En las acumulaciones eólicas de arena se pueden distinguir diversos ecótopos o teselas en relación con la variación espacial de los siguientes factores: la disponibilidad de nutrientes -nitrógeno principalmente-, la movilidad de la arena a causa de la acción del viento, la disponibilidad hídrica, la textura del suelo y la deposición del aerosol salino (Hesp, 1991; Wilson y Sykes,1999).

Uno de los factores más importantes en la selección de las especies vegetales con capacidad de colonizar los ambientes dunares es la movilidad del substrato (Moreno-Casasola, 1986). Las dos alianzas fitosociológicas: *Ammophilion* y *Crucianellion*, agrupan respectivamente a las comunidades dunares que se desarrollan en los sectores donde se da una alta movilidad de la arena empujada por el viento: la duna delantera o *foredune* y las crestas dunares, y aquellas otras que colonizan los mantos arenosos semifijados por la vegetación, donde la movilidad del substrato es muy baja. En la actualidad el paisaje dunar en Cataluña sólo se encuentra bien

representado en cinco sectores costeros: el golfo de Roses, el litoral del Baix Ter, el delta del Llobregat, la costa de Torredembarra y el delta del Ebro (Pintó, 1977).

En el caso del delta del LLobregat, en los últimos años las playas y dunas se han integrado en el espacio urbano de los municipios del delta, transformándose en espacios utilizados para el desarrollo de actividades de ocio y recreación por parte de la población de los municipios del delta pero también por visitantes procedentes de otros

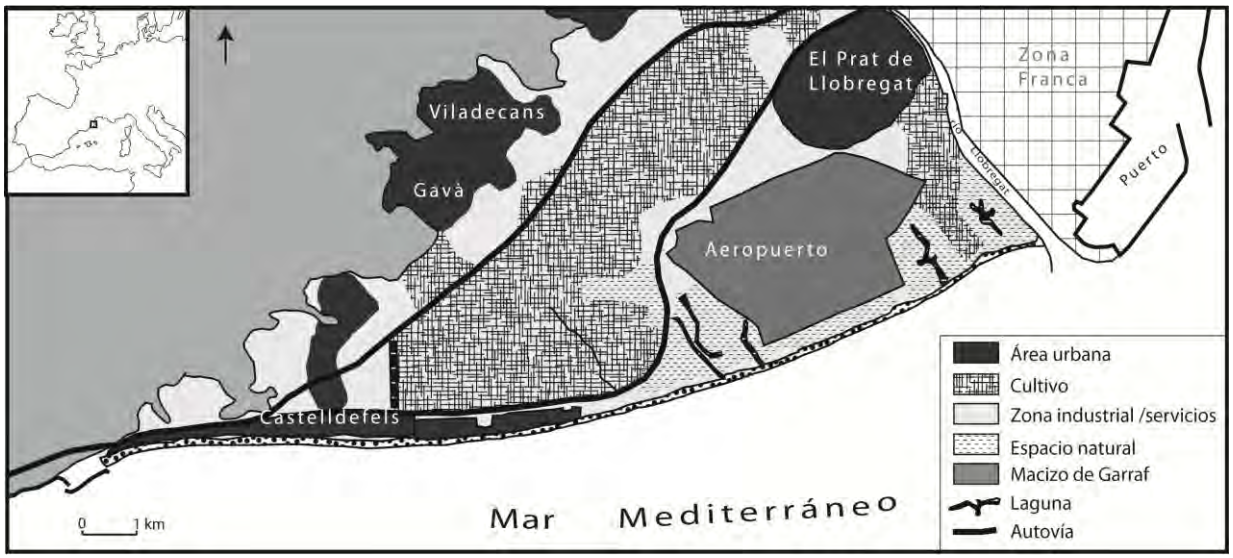


Fig. 1: Situación del delta del Llobregat con indicación de los principales tipos de usos del suelo.

municipios del área metropolitana de Barcelona, soportando una elevada frecuentación humana no sólo en verano sino a lo largo de todo el año.

La función natural o ecológica del paisaje dunar se ha supeditado a la función estética y recreativa. En la mayoría de playas del delta las morfologías dunares existentes son producto de intervenciones paisajísticas, en un sentido estético del término, integradas en los paseos marítimos del mismo modo que si de un jardín se tratara, de manera que en varios sectores se han convertido en jardines urbanos mediante reconstrucciones artificiales de la morfología dunar y plantaciones de especies psammófilas.

En ese contexto de transformación territorial propio de una costa urbanizada es donde se ha realizado el presente estudio, con el objetivo de profundizar en el conocimiento de la evolución y estructura del paisaje dunar actual.

Con tal fin se ha realizado un análisis de las morfologías dunares existentes y las comunidades y especies que las colonizan a partir principalmente de datos de campo propios. De esta forma se ha podido obtener una precisa distribución de las especies y las comunidades dunares, relacionar su presencia con los factores ambientales condicionantes, establecer los patrones que caracterizan el paisaje dunar del delta e identificar los sectores con un mayor interés de conservación.

ÁREA DE ESTUDIO

La llanura deltaica del río Llobregat está situada al sur de la ciudad de Barcelona extendida entre los relieves costeros de la montaña de Montjuic y el macizo del Garraf (Figura 1).

Cinco municipios se reparten de forma desigual dicho frente costero. De norte a sur son los siguientes: el Prat de Llobregat, Viladecans, Gavà, Castelldefels y Sitges.

El crecimiento del puerto de Barcelona hacia el sur, con la instalación de la Zona Franca primero y su posterior ampliación, así como el desarrollo urbanístico de Hospitalet de Llobregat han transformado el paisaje costero del hemidelta norte en su totalidad. de manera que actualmente se ha convertido en un espacio industrial y de servicios, mientras que la costa es un frente portuario. El desvío hacia el sur del curso del Llobregat en 2004, permitió ampliar la zona portuaria hasta la misma desembocadura del río.

El hemidelta sur, que en el pasado fue la gran huerta de Barcelona, ha sufrido a lo largo de los años una gran transformación paisajística y una gran reducción del espacio agrícola (Panareda y Sans, 2002). La línea de costa está formada por un frente de playa continuo que se extiende a lo largo de más de 18 kilómetros, desde el margen derecho de la desembocadura del río Llobregat hasta el puerto deportivo de Port Ginesta.

Las playas son arenosas y presentan unas anchuras que varían entre los 100 y los 190 metros (Ministerio de Agricultura y Medio en Ambiente, en línea: http://www.magrama. gob.es /ca/ costas/ servicios/ guia-playas/ default.aspx). Formarían una única célula litoral si no fuera por un par de espigones perpendiculares, uno de ellos construido en la desembocadura del canal de la laguna del Remolar, para evitar que la arena cierre la boca del mismo. El otro, frente a la playa de la Murtra, en el término de Viladecans, para ganar anchura de playa en un sector donde años atrás existían dos grandes cámpings emplazados en la zona.

METODOLOGÍA

La información sobre las comunidades y especies dunares se ha obtenido principalmente a partir del trabajo de campo realizado a lo largo de los años 2012, 2013 y 2014. Se han reconocido todas las playas y sistemas dunares del delta y obtenido listas e inventarios de las especies halladas. Complementariamente se han consultado los datos disponibles en la bibliografía, así como la información contenida en el Banco de Datos sobre la Biodiversidad de Cataluña. La información obtenida se ha plasmado cartográficamente utilizando por un lado los cuadrados UTM de 1 Km. de lado, y por otro utilizando como referencia cartográfica cada uno de los sistemas playa-duna existentes en el delta.

La evaluación del estado de la vegetación dunar se puede realizar utilizando diferentes metodologías. Uno de los métodos más empleados es el basado en las formas vitales o tipos funcionales de las plantas, el cual se ha utilizado para intentar relacionar las especies vegetales con los factores que caracterizan el hábitat donde viven (Garcia-Mora *et al*., 1999; Espejel *et al*., 2004). En este trabajo se ha seguido el método utilizado en trabajos anteriores (Pintó *et al*., 2012; Pintó *et al*., 2014), consistente en centrar la atención en las especies restringidas a los habitats dunares, es decir aquellas especies que solamente colonizan dichos habitats, ya que son las más amenazadas por la degradación y destrucción de los sistemas dunares. Su incapacidad para colonizar otro tipo distinto de hábitat las convierte en un indicador valioso del estado del medio ambiente dunar.

Fig. 2: Aspecto de las dunas del delta del Llobregat a principios de siglo XX. (Fuente: Archivo Pau Vila. Instituto Cartográfico de Catalunya (ICC).

Otros parámetros recogidos durante el trabajo de campo se refieren a los tipos de morfologías dunares encontradas, la altura de las mismas y la superficie que ocupan. Este último factor fue medido utilizando una serie de ortofotomapas a escala 1:2.500, realizados en 2012 por el Instituto Cartográfico de Cataluña. El área de las dunas fue calculada mediante la digitalización de los sistemas dunares observados en pantalla usando el software ArcMap10. Las dunas que ocupan mayor superficie suelen presentar una mayor diversidad topográfica y de especies.

La altura de las dunas fue tenida en cuenta al ser uno de los elementos que reflejan mejor la dinámica geomorfológica del sistema dunar, además de ser un elemento importante en la imagen de los paisajes dunares costeros (Grafals-Soto y Nordstrom, 2009). La altura de la duna fue medida "in situ", tomando como nivel base el pie de la duna, o sea el punto donde la pendiente de la playa seca aumenta súbitamente debido a la presencia de montículos eólicos de arena.

DATOS

En la actualidad, en las playas del delta del Llobregat predominan unos sistemas dunares poco desarrollados, tanto en altura como en diversidad morfológica y extensión.

Fig. 3: En algunas playas del delta como en Viladecans, las dunas estan formadas por una berma o manto de arena recubierto densamente por la vegetación.

Las dunas más desarrolladas que existieron en el pasado (Figura 2) desaparecieron con la urbanización de la costa y el progresivo auge de la actividad turística. La mayor parte de los sistemas dunares que existen actualmente en los frentes costeros de Gavà y Castelldefels, así como en algún tramo del sector de el Prat de Llobregat, son el

resultado de restauraciones de un paisaje dunar que había desaparecido. Se trata de morfologías poco desarrolladas, que sobrepasan escasamente un metro de altura en algunos sectores y que han de ser entendidas como un elemento integrante de la fachada urbana costera.

En las playas de Viladecans, aunque no se ha producido una intervención como la descrita, los sistemas dunares están constituidos por mantos o bermas de arena que se elevan poco más de un metro por encima del nivel medio de la playa seca (Figura 3).

Fig.4: Dunas en rampa adosadas a los edificios de primera línea de costa en Gavá.

También en sectores de los municipios de Gavà y Castelldefels, las dunas constituyen rampas adosadas a las paredes de los edificios que bordean la playa (Figura 4).

En total se han identificado 94 especies que colonizan los sistemas dunares del delta del Llobregat, 28 de las cuales son especies restringidas a los ambientes dunares y forman parte del grupo de 37 especies vegetales propias de los hábitats dunares que se han identificado para el conjunto de la costa catalana (Pintó *et al*., 2012). Entre ellas se encuentran varias especies que poseen una *distribución en el litoral catalán restringida a unas pocas* localidades conocidas. Este es el caso de *Otanthus maritimus*, *Malcolmia littorea*, *Maresia nana*, *Koeleria pubescens*, *Lotus creticus* y *Stachys maritima*.

Otro grupo de plantas hallado en los sistemas del delta está formado por especies que además de colonizar las dunas costeras también se encuentran en otros ambientes continentales afines. Este grupo está formado principalmente por plantas arenícolas, halófilas o nitrohalófilas como *Euphorbia terracina*, *Aetheorhiza bulbosa* ssp. *bulbosa*, *Medicago littoralis*, *Teucrium polium* ssp. *dunense*, *Thymelaea hirsuta* y *Tamarix* sp.

También se han encontrado especies procedentes de los ambientes costeros vecinos como las costas rocosas y las marismas y saladares, como por ejemplo, *Crithmum maritimum*, *Schoenus nigricans*, *Scirpus holoschoenus, Spergularia rubra* y *Atriplex halimus*.

Otro grupo de interés biogeográfico es el de las especies alóctonas que colonizan las dunas (Pino, 1996), muchas de ellas naturalizadas y extendidas a lo largo de todo el litoral desde hace ya varios años como *Carpobrotus edulis*, *Xanthium echinatum* ssp. *italicum*, *Oenothera biennis*, *Cenchrus incertus*, *Cortaderia selloana* y *Cuscuta epithymum*, y otras como *Arcthoteca calendula*, en pleno periodo de expansión.

A las especies de los grupos anteriores se debe añadir un extenso número de plantas acompañantes, xerófitos principalmente, que tienen su óptimo en hábitats distintos a los dunares, como es el caso de *Alyssum maritimum*, *Asphodelus fistulosus*, *Centaurea aspera* ssp. *aspera*, *Cynodon dactylon*, *Glaucium flavum*, *Helichrysum stoechas*, *Hordeum marinum* ssp. *marinum*, *Inula viscosa*, *Lagurus ovatus*, *Lotus corniculatus* ssp. *corniculatus*, *Paronychia argentea*, *Plantago albicans*, *Plantago coronopus*, *Plantago lagopus*, *Polycarpon tetraphyllum*, *Reichardia picroides*, *Scolimus hispanicus*, *Sedum sediforme*, *Setaria verticillata*, *Sonchus tenerrimus* y *Tribulus terrestris*.

INTERPRETACIÓN

El paisaje vegetal del delta del Llobregat está fuertemente influido por la intervención humana que se ha producido en las últimas décadas. La transformación del espacio litoral bajo el empuje del turismo ha provocado una reducción del paisaje dunar. Las dunas han desaparecido o han sido reducidas a un estrecho cordón litoral adosado a las áreas urbanizadas. Además, el conjunto de intervenciones antrópicas efectuadas como por ejemplo la limpieza mecánica de la playa, la modificación de la topografía dunar y las restauraciones de la morfología y la vegetación de las dunas, han provocado que la zonación típica de las comunidades y especies dunares sea irreconocible.

Fig.5: Erosión de la berma dunar por efectos del oleaje de temporal en la playa del Prat de Llobregat.

La limpieza de las playas con maquinaria pesada, arrasa las dunas incipientes que se crean sobre la playa seca y además erosiona la base de las crestas dunares. En algunos sectores como en la playa de Viladecans, el retroceso de la playa en los últimos años provoca que en las situaciones de temporal las olas lleguen a erosionar el sistema dunar (Figura 5). El resultado es que la distribución espacial de las comunidades y las especies dunares está dislocada.

La comunidad de especies nitrohalófilas del *Salsolo-Cakiletum maritimae* es prácticamente inexistente en la posición que debería hallarse: la playa seca, debido a la limpieza mecánica ya comentada. Solamente *Polygonum maritimun* se puede observar con cierta frecuencia ocupando una posición muy avanzada en las dunas delanteras.

Por el contrario *Salsola kali* ssp. *ruthenica* y *Cakile maritima* se pueden hallar en cualquier punto del sistema dunar debido a la presencia aleatoria de materia orgánica relacionada con la elevada frecuentación humana y por parte de animales domésticos que sufren las dunas en la actualidad. En algunas de las pocas playas que poseen una baja función recreativa y por tanto no son limpiadas mecánicamente, como por ejemplo la playa situada en el frente costero de la laguna de la Ricarda, se puede observar *Euphorbia peplis*, una especie cada vez más escasa en los litorales de las costas desarrolladas debido a la conversión de las playas en espacios dedicados a las actividades recreativas y de ocio.

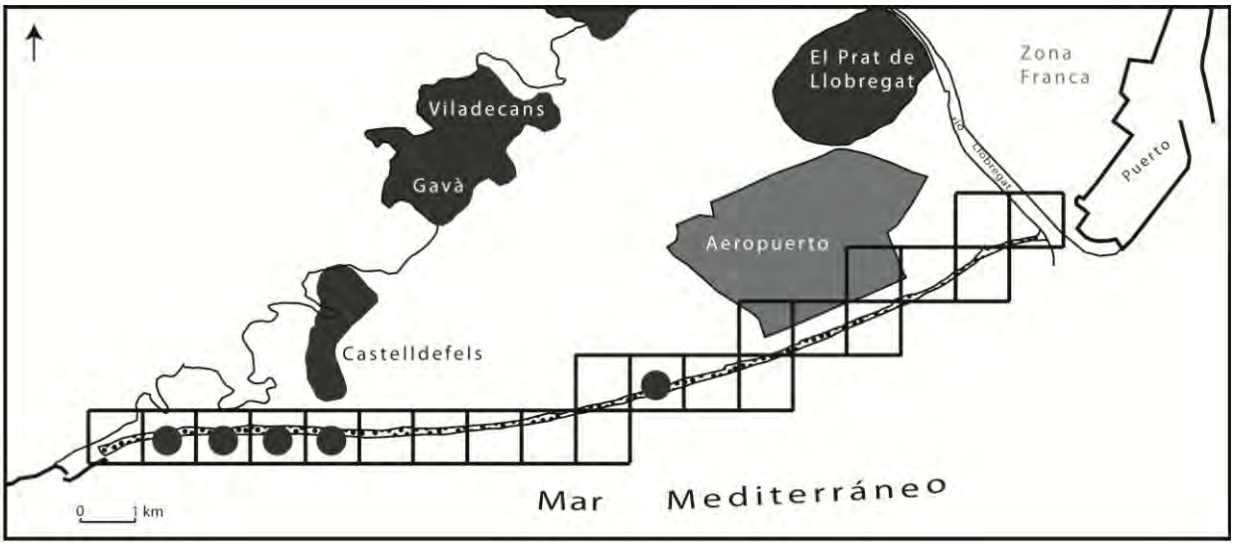


Fig.6: Distribución de Euphorbia paralias en el delta del Llobregat utilizando los cuadrados UTM de 1 km de lado.

La ausencia de crestas dunares y sectores de arenas más o menos móviles en muchas de las playas del delta provoca que las dos comunidades principales de la vegetación psammófila: el *Medicago-Ammophiletum* y el *Agropyretum mediterraneum* estén difusamente representadas, encontrándose sus especies características colonizando otros hábitats dunares como los mantos de arena semifijados por la vegetación. Especies del *Agropyretum* como *Sporobolus pungens* y *Elymus farctus* pueden encontrarse en cualquier punto del sistema dunar, principalmente en canales de deflación favorecidos por el pisoteo de las dunas por parte de los usuarios de playa. El barrón (*Ammophila arenaria*) es poco abundante en las dunas del delta del Llobregat, sólo se encuentran pies aislados y distantes, sin llegar nunca a formar grupos de individuos que pudieran caracterizar el paisaje de algún sector. Otras especies propias de las dunas móviles como *Calystegia soldanella*, *Echinophora spinosa*, *Eryngium maritimum*, *Medicago marina*, *Pancratium maritimum* y *Silene niceensis* se pueden observar en la mayoria de los sistemas dunares aunque casi siempre formando parte del cortejo florístico que coloniza las bermas y mantos de arena constituidos por arenas semifijadas. Esta falta de dunas móviles puede ser la causa que explique la rareza de especies del *Ammophilion* comunes en sistemas dunares de otras localidades como es el caso de *Euphorbia paralias* (Figura 6) y el ya comentado de *Ammophila arenaria*.

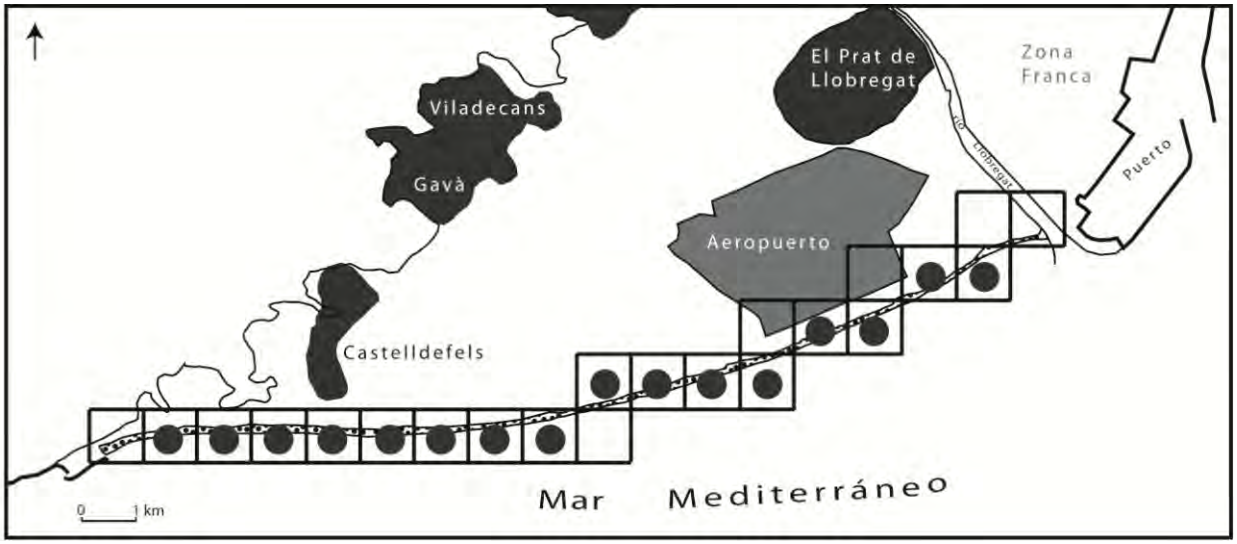


Fig.7: Distribución de Crucianella maritima en el delta del Llobregat utilizando los cuadrados UTM de 1 km de lado.

A diferencia de lo que ocurre en otros sectores del litoral catalán, el hábitat correspondiente a las arenas semifijas que es colonizado por la comunidad del *Crucianelletum maritimae* se ha visto beneficiado por la intervención

humana y la modificación artificial de la morfología del sistema dunar. La distribución de *Crucianella maritima* (Figura 7), especie característica de la comunidad, refleja bien este hecho. Mientras que en otros sectores costeros como la Costa Brava *Crucianella maritima* es una especie ausente en muchas playas, o muy escasa, en el delta del Llobregat aparece en prácticamente todos los sistemas dunares.

En extensos sectores de las playas de Castelldefels, Gavá y el Prat de Llobregat las actuaciones sobre la morfología dunar para integrarla en el proyecto del paseo marítimo, a modo de "jardín urbano", ha condicionado que las formas dunares regeneradas posean un escaso desarrollo vertical, que junto con el elevado recubrimiento vegetal impiden la presencia de sectores donde la arena sea movilizada por el viento. Esta situación explica el hecho de que las comunidades y especies propias de las dunas delanteras no presenten la zonación típica de los sistemas dunares bien conservados.

Por otra parte, a comienzos de los años 90 se llevaron a cabo intervenciones de recuperación de la vegetación dunar en las playas del Prat de Llobregat, Gavá y Castelldefels mediante replantaciones y siembras de especies psammófilas. Según la información disponible las especies que se replantaron con unos resultados más exitosos fueron: *Sporobolus pungens*, *Elymus farctus*, *Calystegia soldanella*, *Cyperus capitatus*, *Medicago marina*, *Panicum repens*, *Pancratium maritimum*, *Eryngium maritimum*, *Salsola kali* y *Cakile maritima* (De Roa, 1995).

Estas prácticas introducen dudas sobre si la presencia en el delta del Llobregat de algunas especies dunares conocidas de muy pocas localidades es realmente espontánea o fruto de alguna plantación.

Los casos más dudosos son los de *Lotus creticus*, *Malcolmia littorea* y *Otanthus maritimus*.

Lotus creticus es muy abundante en los sistemas dunares restaurados de las playas de Castelldefels. Esta especie es muy rara en el litoral de Cataluña y solo se conocía su presencia en el delta del Ebro. Su gran abundancia en las dunas restauradas parece indicar haber sido introducida conscientemente.

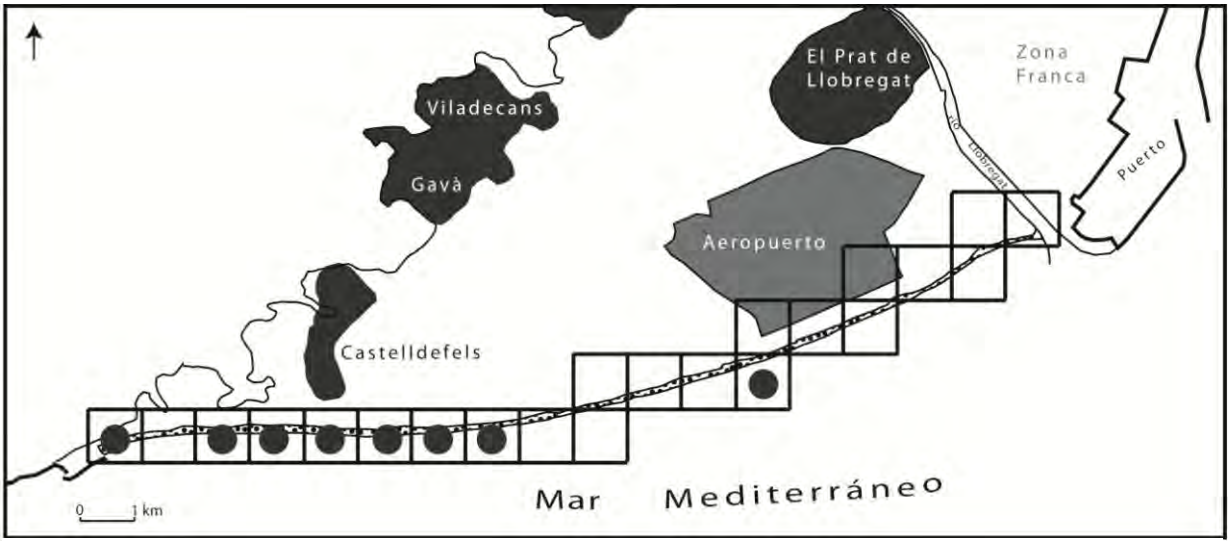


Fig.8: Distribución de Othantus maritimus en el delta del Llobregat utilizando los cuadrados UTM de 1 km de lado

Un caso parecido es el de *Malcolmia littorea*, de presencia conocida solamente en dos playas de la Costa Brava (L'Escala y La Fosca). La abundancia que presenta localmente en algunas dunas de las playas de Castelldefels hace sospechar que fuera introducida en las actuaciones de regeneración de la vegetación de las dunas.

Por lo que se refiere a *Otanthus maritimus* (Figura 8), la incertidumbre es mayor debido a que aunque se encuentra presente a lo largo de todo el frente dunar de Castelldefels y en una playa de el Prat de Llobregat, siempre se trata de individuos aislados, a veces un único individuo en todo el cuadradado UTM de referencia. *Otanthus maritimus* es una especie de distribución meridional, hasta hace poco conocida sólo en el delta del Ebro y en el litoral de Tarragona (González *et al*, 2006).

CONCLUSIONES

El estudio del paisaje vegetal de las dunas del delta del Llobregat ha permitido profundizar en el conocimiento del estado actual de los sistemas dunares así como precisar la distribución de las especies vegetales que los colonizan.

Se ha constatado el escaso desarrollo de las morfologías dunares, en muchas playas supeditadas a la función estética y recreativa del frente costero. Predominan los mantos de arena estabilizados por la vegetación. Es de destacar la poca presencia de dunas delanteras y crestas dunares con arenas móviles.

La vegetación dunar está muy influida por la actividad humana, principalmente en los que se refiere a la estructura y composición de las comunidades vegetales como a los patrones de distribución espacial de la vegetación.

Se han establecido cinco grupos de especies que colonizan las dunas según sea su patrón de distribución geográfica: especies restringidas a los hábitats dunares; especies arenícolas, halófilas o nitrohalófilas que colonizan

además ambientes continentales afines; especies procedentes de hábitats costeros vecinos (acantilados, marismas); especies propias de los ambientes mediterráneos secos (xerófitos) y el grupo formado por especies alóctonas.

La utilización de la cuadrícula UTM de 1 km de lado ha permitido conocer en detalle la distribución de las 94 especies identificadas y plantear modelos explicativos de su distribución.

Referencias bibliográficas

Espejel, I.; Ahumada, B.; Cruz, Y. y Heredia, A. (2004): "Coastal vegetation as indicators for conservation". En: Martínez, M.L. y Psuty, N.P., (eds.). *Ecological Studies*, Vol. 171. Springer-Verlag.

García-Mora, M.R.; Gallego-Fernández, J.B., y García-Novo, F. (1999): "Plant functional types in coastal foredunes in relation to environmental stress and disturbance". *Journal of Vegetation Science*, 10 (7): 27–34.

González, V.; Del Hoyo, R. y Valverde, R. (2006): "Valoració de les poblacions d'Otanthus maritimus (L.) Hoffmanns. & Link (Compositae) al delta del Llobregat i revisió de la distribució de l'espècie a Catalunya". *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat*., 74: 29-36.

Grafals-Soto, R. y Nordstrom, K. (2009): "Sand Fences in the Coastal Zone: Intended and Unintended Effects". *Environmental Management*, 44, 420–429.

Hesp, P.A. (1991): "Ecological processes and plant adaptations on coastal dunes". *Journal of Arid Environments*, 21: 165-191.

Moreno-Casasola, P. (1986): "Sand movement as a factor in the distribution of plant communities in a coastal dune system". *Vegetatio,* 65: 67-76.

Panareda, J.M. y Sans, J. (2002). *Les basses de can Dimoni. Ajuntament de Sant Boi de Llobregat*.

Pino, J. (1996): "Aportació al coneixement de la flora al·lòctona del delta del Llobregat". *Spartina*, 2: 37-40.

Pintó, J. (1997): "El paisatge litoral de dunes y maresmes de Torredembarra". En: UB (ed.) *Professor Joan Vilá-Valentí, el seu mestratge en la geografia universitària*. Servei Publicacions UB. Barcelona. pp. 1515-1528

Pintó, J. y Panareda, J. M. (2008): "Changes in coastal dunes of Catalonia in the last 150 years". En: ICCD 2007. *International Conference on Management and Restoration of Coastal Dunes.* Univ. de Cantabria. Santander.

Pintó, J.; Panareda, J. M. y Martí, C. (2012): "Fitogeografía de las dunas de la costa catalana". En: R. Cunill, A. Pèlachs, R. Pérez-Obiol y J.M. Soriano (eds.): *Las zonas de montaña: gestión y biodiversidad*. GRAMP, pp. 132-138.

Pintó, J.; Martí, C. y Fraguell, R.M. (2014): "Assessing current conditions of coastal dune systems of Mediterranean developed shores". *Journal of Coastal Research*, doi:10.2112/JCOASTRES-D-13-00116.1

Roa, E. de (1996): "Experiencies de plantació amb comunitats vegetals psammófiles: la parcela pedagògica de la platja del Prat". *Spartina*, 2: 41-51.

Wilson, J.R. y Sykes, M.T. (1999): "Is zonation on coastal sand dunes determined primarily by sand burial or by salt spray? A test in New Zealand dunes". *Ecology letters,* 2: 233-236.

PROPUESTA DE CREACIÓN DE UNA RED DE MICRORRESERVAS DE FLORA EN EL LITORAL DE LA PROVINCIA DE GRANADA: APLICACIÓN AL PEÑÓN DE SALOBREÑA

Gómez-Zotano, J. (1), Olmedo-Cobo, J.A. (1), Martínez-Ibarra, E. (1)

(1) Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Granada. jgzotano@ugr.es; jaolmed@correo.ugr.es; emibarra@ugr.es

Resumen: Se propone la creación de una red de microrreservas de flora como modelo pionero de conservación en los enclaves de mayor fitodiversidad del litoral de la provincia de Granada, no incluidos en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. Se parte del análisis de la distribución espacial de los taxones florísticos más amenazados presentes en los Hábitats de Interés Comunitario reconocidos en esta franja costera para localizar, delimitar y georreferenciar los espacios propuestos. A continuación, se desarrolla un caso práctico, localizado en el Peñón de Salobreña, como modelo de microrreserva de flora y experiencia piloto para la conservación y posible regeneración de aquellas especies y formaciones vegetales en mayor riesgo. Se concluye que este tipo de figura de protección *in situ* resulta idóneo para la gestión de espacios reducidos de alto valor ecológico localizados en entornos muy antropizados.

Palabras clave: microrreservas de flora litoral; fitodiversidad amenazada; gestión; fitogeografía; Granada; Andalucía.

Abstract (Proposal for creation of a network of flora micro-reserves on the littoral of the province of Granada): It is proposed the creation of a network of flora micro-reserves as pioneering model for conservation on the enclaves of greater phytodiversity of littoral of the Granada Province, not included in the Network of Protected Natural Spaces of Andalusia. It is started of the analysis of the spatial distribution of threatened taxa present in the Habitats of Community Interest recognized in the coastal strip for to locate, identify and georeferencing the proposed spaces. Next, a practical case unfolds, located on the Rock of Salobreña, as model of flora micro-reserve and experience pilot for the preservation and possible regeneration of those species and plant communities at greater risk. It is concluded that this protection figure type is suitable for management of limited spaces of high ecological value developed in very anthropogenic environments.

Key words: micro-reserves of littoral flora; endangered phytodiversity; management; phytogeography; Granada; Andalusia.

INTRODUCCIÓN

La concentración espacial de especies endémicas y en peligro de extinción en ecotopos azonales y singulares, determina la necesidad de crear figuras de protección de pequeña escala que aseguren su supervivencia. Dos aspectos condicionan el establecimiento de estas figuras de protección: (1) asegurar la supervivencia de endemismos que forman parte de estadios de sucesión no contemplados en los espacios protegidos (p.ej. en los Parques Naturales) donde se pretende el restablecimiento de la vegetación clímax; (2) mantener pequeños reductos de flora singular y amenazada en ámbitos no sujetos a protección y muy antropizados (Laguna, Ballester y Deltoro, 2013).

La idea de proteger pequeñas áreas para preservar organismos (flora o fauna) no es nueva, remontándose a los años 50 en Centro Europa (Laguna, 2001). En la cuenca del Mar Mediterráneo, la relación entre micro-hábitats y flora endémica fue inicialmente contemplada por Gómez-Campo (1981), determinando la aparición de un prototipo de mini-reservas en Castilla-La Mancha (Gómez-Campo y Herranz, 1993). No obstante, fue a principios de los años 90 del s. XX cuando se establecieron las bases para la formalización de una figura específica de protección de hábitats de dimensiones reducidas con objeto de conservar su flora. Surgió así el concepto de Microrreservas de Flora, con los siguientes objetivos: (1) preservar flora única o amenazada; (2) gestionar su hábitat, de acuerdo con la necesidad de proteger dichas especies; (3) desarrollar experiencias de protección guiadas por técnicos y científicos (Laguna, Ballester y Deltoro, 2013).

La Comunidad Valenciana, a partir de 1994, propulsó una red de Microrreservas de Flora pionera en Europa (Padilla-Blanco y Ramón-Morte, 1997; Laguna et al., 2004), y su puesta en funcionamiento se llevó a cabo con fondos del programa europeo "LIFE" (Laguna, Ballester y Deltoro, 2013). Desde entonces, esta iniciativa se ha implementado en otras regiones de España como el País Vasco, Castilla y León o Murcia (Campos et al., 2013; Saldaña et al., 2013; Carrión et al., 2013), e incluso en otros países de Europa, caso de Grecia, Chipre, Bulgaria, Italia, o Portugal (Kargiolaki et al., 2007; Troia, 2013; Thanos et al. 2013; Natcheva et al., 2013; Paz et al., 2013).

A pesar de los logros alcanzados, existen numerosas regiones y países europeos que presentan una necesidad creciente de conservar *in situ*, a escala de detalle, áreas y taxones desprotegidos en su actual modelo de planificación ambiental. Este es el caso de Andalucía y su vasta Red de Espacios Naturales Protegidos (RENPA). Atendiendo a este déficit, en este trabajo se plantea la creación de una red de microrreservas de flora en la región andaluza, reforzando la propuesta inicial de Mendoza-Fernández et al. (2009). Para ello se realiza una aplicación práctica en un entorno de elevada y amenazada fitodiversidad, el litoral de la provincia de Granada, sometido a una fuerte presión antrópica y fragmentación de sus areales corológicos.

Fig. 1. El litoral de la provincia de Granada. Sectorización biogeográfica. Fuente: Rivas Martínez (2005, 2011). 1: Sector Alpujarreño-Gadorense (Provincia Bética); 2 Sector Granadino-Almijarense (Provincia Bética); 3: Sector Almeriense (Provincia Murciano-Almeriense).

ÁMBITO DE ESTUDIO

La franja litoral de Granada, con 75,6 km de longitud, representa casi el 1% de las costas españolas, siendo la más reducida de todas las provincias andaluzas y de España (Gómez-Zotano, 2009). Su orografía está configurada por una serie de abruptos acantilados de naturaleza carbonatada (mármoles, calizas y dolomías) o silícea (esquistos), sólo interrumpida por las desembocaduras de ríos y ramblas, cuyos acarreos contribuyen a la formación de estrechas playas, compuestas, por lo general, de material grosero (gravas y cantos).

La conformación de la franja litoral como amplia solana determina que el termotipo bioclimático sea de forma exclusiva termomediterráneo inferior (It 411 a 470). En clara relación con el flujo dominante del oeste, se reconoce una gradación de dos ombrotipos, el seco (P 400-600 mm) y el semiárido (P 200-400 mm).

El litoral granadino se encuadra, de acuerdo con la distribución biogeográfica propuesta para Andalucía por Rivas-Martínez (2005, 2011), en el Reino Holártico y la Región Mediterránea. A partir de ahí es importante destacar el carácter transicional entre dos provincias corológicas, la Bética (sectores Granadino-Almijarense y Alpujarreño-Gadorense) y la Murciano-Almeriense (sector Almeriense), límite, a su vez, de las superprovincias Mediterráneas Iberoatlántica e Iberolevantina (fig. 1).

Se trata de una costa muy antropizada que a partir de la segunda mitad del s. XX, experimenta una alteración drástica por la expansión de la agricultura (subtropicales y cultivos bajo plástico) y el urbanismo (Gómez-Zotano et al., 2009)

METODOLOGÍA

De acuerdo con Mendoza-Fernández (2009), para el reconocimiento de la flora amenazada se ha tomado como principal referencia la Lista Roja de Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y Talavera, 2005) y las bases de datos de apoyo del programa *Anthos* (www.anthos.es), de la Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad (www.gbif.es) y del Herbario de la Universidad de Granada (herbarium.ugr.es).

Concretamente, se han distinguido como especies diagnóstico los taxones catalogados como en peligro y amenazados, a partir de las cuales se ha establecido la localización, delimitación y georreferenciación de los enclaves donde se propone la integración de una red de microrreservas. Como información complementaria, se han reconocido los Hábitats de Interés Comunitario de la Red Natura 2000 (European Commission DG Environment, 2013) de la que forman parte los areales vegetales que contienen los elementos florísticos de diagnóstico. Por último, se ha elegido una localidad piloto para analizar el el contexto vegetal (las distintas comunidades de sustitución) y realizar un muestreo florístico para cada una de ellas siguiendo la metodología sigmatista de la escuela de Zurich-Montpellier (escuela de Braun-Blanquet).

Se considera que la escala de aplicación (el tamaño de la superficie de las microrreservas) debe quedar comprendida entre las 0 y 100 has, tal y como indican Laguna, Ballester y Deltoro (2013). No obstante, se ha preferido ajustar la extensión de la mayoría de los enclaves propuestos a una dimensión en torno a 20 has, de acuerdo con lo establecido en la red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana (Padilla-Blanco y Ramón-Morte, 1997; Laguna et al., 2013); solo dos enclaves alcanzan una superficie mayor, de hasta 77 has.

RESULTADOS

1. Especies de diagnóstico y hábitats reconocidos a escala comarcal

Tomando como referencia a Cabezudo y Talavera (2005), a continuación se listan los taxones vegetales amenazados que se han utilizado como especies de diagnóstico para la localización, delimitación y georreferenciación de los enclaves, no incluidos en la RENPA, que se proponen para integrar la red de microrreservas de flora en el litoral de la provincia de Granada. En todos los casos, se trata de elementos florísticos que forman parte de areales vegetales pertenecientes a los Hábitats de Interés Comunitario de la RED NATURA 2000 reconocidos en el litoral provincial (tabla 1), cuyo desarrollo se ha implementado en la delimitación de los espacios propuestos.

▪ *Limonium malacitanum* Díez Garretas. Endemismo andaluz. Presente de manera dispersa en roquedos y acantilados del litoral más occidental (Marina del Este). Se considera en peligro crítico debido principalmente a las pocas poblaciones existentes, a la competencia biológica de otras especies y a la urbanización de la franja costera.

▪ *Maytenus senegalensis* subsp. *europaea* (Boiss.) Rivas Mart. ex Güemes & M. B. Crespo. Endemismo íbero-magrebí. Se encuentra diseminado en todo el litoral de Granada, formando parte de matorrales espinosos de reducida extensión. Está catalogado como un taxón en peligro por la destrucción de sus hábitats debido al urbanismo, la agricultura y el desarrollo de canteras.

Hábitat	Descripción	Ecología	Distribución
Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados	Formaciones anuales pioneras, dominadas por *Cakile maritima*	Sustratos arenosos o guijarrosos, ricos en materia orgánica procedente de los restos que el oleaje deposita en el límite superior de las playas	Litoral oriental y occidental
Acantilados con vegetación de las costas mediterráneas con *Limonium* ssp. endémicos	Formaciones rupícolas dominadas por el hinojo de mar, *Crithmum maritimum*, junto a distintos limonios de distribución restringida	Acantilados litorales y otros enclaves rocosos afectados por la maresía	Litoral occidental, donde *Limonium malacitanum* otorga especial valor al hábitat
Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (*Sarcocornetea fruticosi*)	Formaciones vivaces carnosas de variable cohorte florística	Suelos salinos	Litoral oriental
Matorrales halo-nitrófilos (*Pegano-Salsoletea*)	Matorrales esteparios constituidos por formaciones de distintas especies de los géneros *Atriplex, Salsola* y *Artemisia*, enriquecidos en ocasiones con *Lycium intricatum*	Medios salinos bajo condiciones semiáridas o edafoxerófilas, de distribución interior y litoral	Todo el litoral, aunque de manera dispersa
Ríos mediterráneos de caudal permanente con *Glaucium flavum*	Formaciones primocolonizadoras caracterizadas por *Glaucium flavum*	Pedregales y arenales sometidos a las fluctuaciones hídricas de cauces de fuerte estiaje	Puntual, limitado a la desembocadura del Guadalfeo y a otros arenales costeros inmediatos a su delta
Matorrales arborescentes mediterráneos	Matorrales abiertos espinosos, intrincados, formados por especies que pierden la hoja en la estación seca	Enclaves templados muy áridos o con acusada xericidad edáfica, incluso en acantilados y en otras vertientes rocosas menos expuestas al hálito litoral	Muy puntual, limitado a laderas y roquedos alejados de la máxima influencia litoral
Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos	Matorrales de diversa composición y distinto significado ecológico	Ambientes árido-semiáridos litorales y prelitorales	Litoral centro-oriental, donde las formaciones arborescentes semiáridas de *Ziziphus lotus* caracterizan el hábitat

Tabla 1. Hábitats de Interés Comunitario reconocidos en el litoral de la provincia de Granada y considerados para la red de microrreservas propuesta.. Fuente: European Commission DG Environment (2013). Elaboración propia.

▪ *Cneorum triccocon* L. Endemismo de la subregión biogeográfica Mediterránea Occidental. Se localiza en el litoral centro-occidental de Granada, formando parte de matorrales costeros de distribución dispersa sobre dolomías. Sus escasas poblaciones, la silvicultura e incendios forestales, el urbanismo asociado al turismo o la explotación de canteras lo convierten en una especie en peligro.

▪ *Gastridium nitens* (Guss.) Coss. & Durieu. Endemismo mediterráneo e irano-turaniano. Taxón presente de manera diseminada en todo el litoral de Granada, integrando pastizales costeros. Se cataloga como una especie en peligro por la destrucción de sus hábitats debido al urbanismo y a la transformación antrópica de las playas.

▪ *Rosmarinus tomentosus* Huber-Morath & Maire. Endemismo andaluz. Se distribuye de manera muy dispersa en la franja litoral centro-occidental, en el seno de matorrales propios de roquedos calizos costeros. La transformación de sus hábitats por el urbanismo y los incendios, así como la tendencia de la especie a hibridarse determinan que se considere en peligro.

▪ *Cheirolophus intybaceus* (L.) Pomel. Endemismo mediterráneo occidental. Integra matorrales costeros de distribución dispersa en todo el litoral. Es una especie vulnerable debido al escaso número de poblaciones que se conservan, las cuales además se ven afectadas por el pastoreo.

▪ *Maresia nana* (DC.) Batt. Endemismo mediterráneo. Se localiza de manera aislada en todo el litoral de Granada, formando parte de pastizales desarrollados principalmente sobre las arenas de las playas. Se cataloga como taxón vulnerable por el desarrollo de urbanizaciones y otras afecciones que transforman sus hábitats.

▪ *Cynomorium coccineum* L. Taxón de corología mediterránea y asiática. Es una especie de distribución muy puntual en Granada, habitando sobre arenas litorales. Está considerado vulnerable por la alteración de sus hábitats por la agricultura y el turismo.

▪ *Lycium intricatum* Boiss. Endemismo mediterráneo occidental. Presente de manera dispersa en todo el litoral de Granada, forma parte de matorrales halonitrófilos exclusivos de la franja costera. El urbanismo es la principal afección en sus hábitats, notablemente degradados, por lo que se cataloga como una especie casi amenazada.

▪ *Cosentinia vellea* subsp. *bivalens* (Reichstein) Rivas Mart. & Salvo. Endemismo surpeninsular. Aparece aisladamente en el litoral centro-occidental de Granada, limitándose a micro-ambientes de grietas y fisuras sobre roquedos calcáreos. Especie casi amenazada por la incidencia en sus hábitats de actividades antrópicas relacionadas con el urbanismo y la extracción de piedra caliza y dolomía en canteras.

▪ *Silene behen* L. Endemismo mediterráneo y macaronésico. Habita de manera aislada todo el litoral de Granada, donde se integra en matorrales sobre esquistos y calizas. Aunque hay pocos datos sobre su distribución general y estado de conservación, se considera una especie a proteger, especialmente por la fragmentación que presentan sus poblaciones.

▪ *Senecio leucanthemifolius* Poir. Endemismo mediterráneo centro-occidental. Especie localizada únicamente en Salobreña, formando parte de entramados vegetales ruderales. Aunque no se considera de manera general una especie amenazada, su única población en la franja litoral de Granada aconseja su protección.

2. Propuesta de enclaves para la integración de una red de microrreservas a escala comarcal

La identificación de especies de diagnóstico en areales vegetales incluidos dentro de Hábitats de Interés Comunitario, en espacios no considerados en la RENPA, ha permitido delimitar 15 enclaves susceptibles de albergar microrreservas de flora en el litoral de Granada (fig. 2). Son los siguientes: 1. Acantilados de la Punta de la Mona (Almuñécar, en adelante Al); 2. Peñón del Lobo (Al); 3. El Cotobro-Punta de San José (Al); 4. Peñones de San Cristóbal (Al); 5. Velilla-Taramay (Al); 6. Punta de Jesús (Al); 7. Torre del Cambrón- La Caleta (Salobreña, en adelante Sa); 8. Peñón de Salobreña (Sa); 9. Playa del Poniente (Motril, en adelante Mo); 10. Playa de las Azucenas (Mo); 11. Acantilados de La Joya-Cabo Sacratif (Mo); 12. Playas de la Chucha y de Calahonda (Mo); 13. Acantilados kársticos de Castell de Ferro (Castell de Ferro); 14. Cazarones (Rubite); 15. Playa de Melicena y Peñón de San Patricio (Sorvilán).

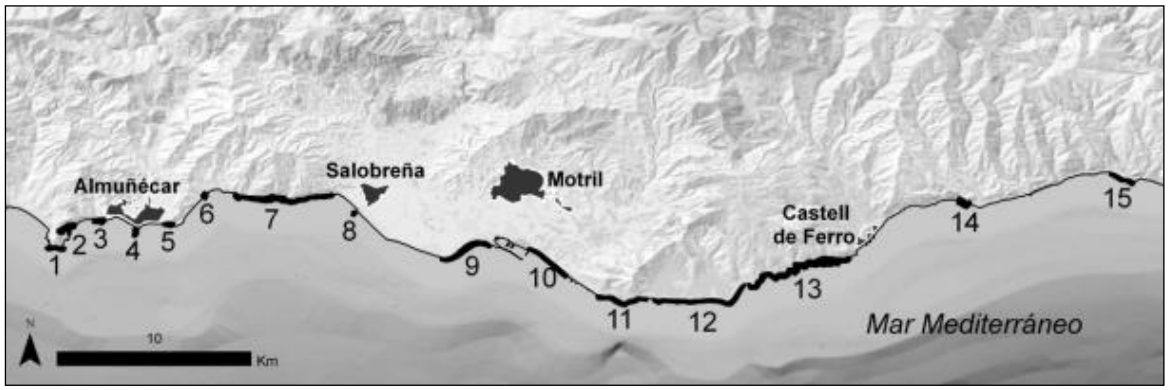


Fig. 2. Enclaves propuestos para la integración de una red de microrreservas en el litoral de Granada.

3. Propuesta de microrreserva de flora a escala local: Peñón de Salobreña

Contexto vegetal y muestreos florísticos

La vegetación del Peñón de Salobreña presenta una particular configuración debido a distintas influencias biogeográficas litorales y prelitorales de tipo seco-semiárido. Asimismo, el estado alterado de sus fitocenosis, de origen antropogénico, dificulta la identificación del dominio serial correspondiente.

La vegetación del Peñón de Salobreña se enmarca en la serie termomediterránea murciano-almeriense semiárida del lentisco, *Chamaeropo humilis-Rhamneto lycioidis* S., alejándose de los lentiscares alpujarreño-gadorenses, filábrico-nevadenses y almerienses, semiárido-secos de *Bupleuro gibraltarici-Pistacieto lentisci* S. por la presencia del cambrón, *Lycium intricatum*, taxón característico de la primera, pero ausente en la segunda. De las distintas etapas de sustitución que conforman la dinámica vegetal de los lentiscares climácicos murciano-almerienses, en el área de estudio se identifican las siguientes comunidades:

- Lentiscar-Cambronal (*Chamaeropo humilis-Rhamnetum lycioidis* O. Bolòs 1957). Representa matorrales esclerófilos de elevado porte cuya composición florística característica está formada por *Chamaerops humilis, Rhamnus lycioides* subsp.*angustifolia, Pistacia lentiscus, Quercus coccifera, Asparagus horridus, Ephedra fragilis* y *Lycium intricatum.*

Muestreo 1: Lentiscar-Cambronal

Datos de la localidad: Peñón de Salobreña; Altitud: 14 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo seco inferior, sobre litosol marmóreo; Área inventariada: 400 m²; Pendiente: 15%; Cobertura del estrato vegetal: 60%.

Especies: *Atriplex halimus*, 4; *Lycium intricatum*, 3; *Asparagus albus*, 2; *Suaeda vera*, 2; *Olea europaea* var. *sylvestris*, 1; *Asparagus aphyllus*, 1; *Asteriscus maritimus*, 1; *Senecio leucanthemifolius*, 1; *Lapiedra martinezii*, 1; *Limonium sinuatum*, 1; *Lobularia maritima*, 1; *Mesembryanthemum nodiflorum*, 1; *Asparagus horridus*, +; *Thymelaea hirsuta*, +; *Dittrichia viscosa*, +; *Taraxacum obovatum*, +;*Pinus halepensis*, r; *Crithmum maritimum*, r.

Muestreo 2: Lentiscar-Cambronal

Datos de la localidad: Peñón de Salobreña; Altitud: 18 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo seco inferior, sobre litosol marmóreo; Área inventariada: 250 m²; Pendiente: 20%; Cobertura del estrato vegetal: 40%.

Especies: *Lycium intricatum*, 3; *Asparagus albus*, 2; *Atriplex halimus*, 2; *Crithmum maritimum*, 1; *Asteriscus maritimus*, 1; *Senecio leucanthemifolius*, 1; *Asparagus aphyllus*, +; *Asparagus horridus*, +; *Suaeda vera*, +; *Lapiedra martinezii*, +; *Lobularia maritima*, +.

- Matorral halonitrófilo. (*Atriplici glaucae-Suaedetum verae* O. Bolòs (1967) 1989). Formación leñosa de porte medio y cobertura medio-baja, propia de medios nitrificados y con cierta cantidad de sales, en la que aparecen como especies características *Salsola genistoides, Artemisia barrelieri, Atriplex glauca* y *Thymelaea hirsuta*. Los dos últimos taxones caracterizan la comunidad en el Peñón de Salobreña.

Muestreo 3: Matorral halonitrófilo

Datos de la localidad: Peñón de Salobreña; Altitud: 11 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo seco inferior, sobre litosol marmóreo-arenosol; Área inventariada: 150 m²; Pendiente: 5%; Cobertura del estrato vegetal: 35%

Especies: *Suaeda vera*, 3; *Atriplex halimus*, 1; *Lycium intricatum*, +; *Asteriscus maritimus*, +; *Lobularia maritima*, +; *Lapiedra martinezii*, r; *Thymelaea hirsuta*, r.

- *Rosmarinetum tomenstosi* F. Casas & M. López *in* F. Casas 1972. Esta comunidad permanente de tipo rupícola se desarrolla fuera de la serie *Chamaeropo-Rhamnetum lycioidis*. Se trata de un matorral casmofítico propio de acantilados y roquedos litorales, caracterizado por el endemismo andaluz en peligro de desaparición *Rosmarinus tomentosus,* junto a *Asteriscus maritimus, Teucrium polium, Cistus clusii, Rosmarinus officinalis, Lavandula dentata* y *Chamaerops humilis*. En el Peñón de Salobreña, los taxones representativos de la comunidad son *Asteriscus maritimus* y *Senecio leucanthemifolius.*

Muestreo 4: Comunidad rupícola

Datos de la localidad: Peñón de Salobreña; Altitud: 21 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo seco inferior, sobre acantilado marmóreo; Área inventariada: 200 m²; Pendiente: 15-30%; Cobertura del estrato vegetal: 25%.

Especies: *Asteriscus maritimus*, 3; *Lapiedra martinezii*, 2; *Asparagus aphyllus*, 1; *Atriplex halimus*, 1; *Lycium intricatum*, 1; *Ephedra fragilis*, +; *Suaeda vera*, +; *Senecio leucanthemifolius*, +; *Rubia peregrina,* +; *Mesembryanthemum nodiflorum,* +; *Asparagus albus*, r.

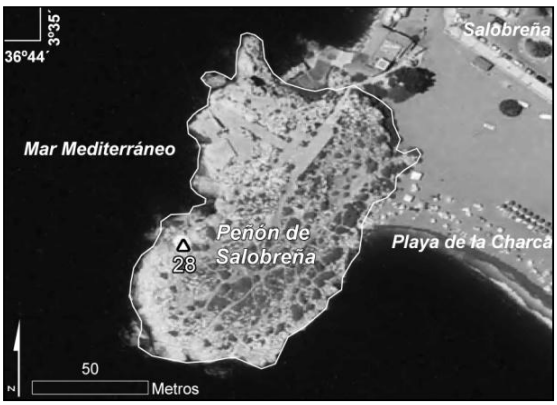


Fig. 3. Delimitación propuesta para la microrreserva del Peñón de Salobreña

Datos de la propuesta de microrreserva

Denominación

Peñón de Salobreña (fig. 3).

Límites (coordenadas geográficas)

1. Vértice Norte: 36º44´12´´ N
2. Vértice Sur: 36º44´07´´ N
3. Vértice Este: 3º35´33´´ W

4. Vértice Oeste: 3º35´37´´ W

Superficie proyectada
8.022 m²

Término municipal
Salobreña

Titularidad
Municipal. Dominio Público Marítimo-Terrestre.

Descripción biofísica
Abrupto islote marmóreo (Alpujárride, Trías medio-superior) de 28 m de altitud, unido a tierra por un tómbolo de reciente formación. Predominio de litosoles.

Contexto biogeográfico y bioclimático
Región Mediterránea; provincia Bética; sector Alpujarreño-Gadorense; distrito Alpujarreño.
Piso termomediterráneo seco inferior.

Especies amenazadas
Senecio leucanthemifolius
Lycium intricatum

Comunidades prioritarias
Lentiscar-cambronal (*Chamaeropo humilis-Rhamnetum lycioidis*)
Matorral rupícola de acantilados (*Rosmarinetum tomenstosi*)

Hábitats de Interés Comunitario
Acantilados con vegetación de las costas mediterráneas con *Limonium* ssp. endémicos (código Red Natura 2000: 1.240).
Matorrales halo-nitrófilos (*Pegano-Salsoletea*) (código Red Natura 2000: 1.430)
Matorrales arborescentes mediterráneos (código Red Natura 2000: 5.220).

Plan de gestión y actuaciones de conservación

- Colocación de vallado perimetral en la zona de acceso a la microrreserva desde la playa (acceso controlado y/o dirigido).
- Instalación de carteles informativos con recomendaciones generales.
- Desmantelamiento de superficies cementadas, limpieza y retirada de basura y escombros.
- Censo y seguimiento periódico de la población de *Senecio leucanthemifolius*, y recolección de semillas para su depósito en bancos de germoplasma.
- Refuerzo poblacional de *Senecio leucanthemifolius, Lycium intricatum y Olea europaea* var. *sylvestris.* Se considera que éstas y el resto de especies se regenerarán eficazmente en pocos años bajo condiciones de menor presión antrópica.
- Eliminación de especies foráneas invasoras como *Aptenia cordifolia* y *Myoporum laetum*.
- Reintroducción de aquellos taxones ausentes que formen parte del nicho ecológico que ocupan las comunidades de la microrreserva, como por ejemplo el endemismo amenazado *Rosmarinus tomentosus*.

Limitaciones de uso

- Queda prohibido el vertido de basuras, escombros y restos orgánicos de cualquier tipo tanto en el área de la microrreserva como en su entorno inmediato.
- Se prohíbe cualquier actuación que suponga la alteración o eliminación de la vegetación (la recolección de plantas solo podrá llevarse a cabo por motivos estrictamente científicos o conservacionistas) y la degradación de los suelos y del ámbito marítimo-terrestre que comprende la microrreserva. El acceso a la microrreserva ha de efectuarse por los senderos diseñados a tal efecto.

CONCLUSIONES

En este trabajo se realiza, por vez primera, una propuesta interescalar de red de microrreservas para el litoral de la provincia de Granada. Se evidencia la idoneidad de esta figura de protección en territorios complejos: una futura red de microrreservas podría salvaguardar, a escala comarcal, los elementos florísticos que participan de un litoral ecotónico donde confluyen los paquetes florísticos mediterráneos ibero-atlántico e ibero-levantino, y una intensa ocupación humana.

La aplicación práctica de esta figura extraordinaria de planificación ambiental a escala de detalle (Peñón de Salobreña), constata la viabilidad de la propuesta y su posible implementación en la RENPA.

Otros autores (Mendoza-Fernández et al., 2009) han reflejado previamente la necesidad de implementar las microrreservas en el modelo de planificación ambiental andaluz a tenor de la fuerte antropización experimentada por este territorio y la excesiva fragmentación de su rica biodiversidad.

Referencias bibliográficas

Cabezudo, B. y Talavera, S. (2005): *Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía*, Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla, 126 p.

Campos, J.A. , Liendo, D., Prieto, A., Renobales, G. y Herrera, M. (2013): "Plant Micro-Reserves as a Tool for the Protection of Endangered Flora: the Bizkaia Case (Basque country, Spain)", en C. Kadis, C. Thanos y E. Laguna (Eds.): *Plant Micro-Reserves: From Theory To Practice*, Utopia Publishing, Athens, pp. 95-96.

Carrión, M.A., García, J., Guerra, J. y Sánchez-Gómez, P. (2013): "Plant Micro-Reserves in the Murcia Region (South-Eastern Spain)", en C. Kadis et al. (Eds.): *Plant Micro-Reserves: From Theory To Practice*, Utopia Publishing, Athens, pp. 101-104.

European Commission DG Environment (2013): *Interpretation manual of European Union Habitats,* European Union, 146 p.

Gómez-Campo, C. (1981): "Conservación de recursos genéticos", en J.L. Ramos, (Ed.): *Tratado del Medio Natural*, *vol. II*, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, pp. 97-124.

Gómez-Campo, C. y Herranz, J.M. (1993): "Conservation of Iberian endemic plants: the botanical reserve of La Encantada (Villarobledo, Albacete, Spain)", *Biological Conservation* 64: 155-160.

Gómez-Zotano, J. (2009): "La vegetación litoral del sector oriental de la costa de Granada". En J. Gómez y F. Ortega (Eds.) *El Sector Central de las Béticas: una visión desde la Geografía Física*. Editorial Universidad de Granada. Asociación de Geógrafos Españoles (AGE). Granada, 343-355.

Gómez-Zotano, J., Jiménez, Y., Porcel, L. y Camacho, J. (2009): "El litoral de la Baja Alpujarra: crisis y protección de sus paisajes". En J. Gómez y F. Ortega (Eds.) *El Sector Central de las Béticas: una visión desde la Geografía Física*. Editorial Universidad de Granada. Asociación de Geógrafos Españoles (AGE). Granada, 325-342.

Kargiolaki, H. et al. (2007): "Plant Micro-Reserves (A Pilot Project Implemented in Western Crete) & Samaria Biosphere Reserve", en International Conference. Priorities for Conservation of Biodiversity in Biosphere Reserves in Changing Conditions. Proceedings from the Conference Stara Lesna Tatry Biosphere Reserve Slovakia 2 - 6 June 2007.

Laguna, E. (2001): *The micro-reserves as a tool for conservation of threatened plants in Europe*, Nature & Environment series nº 121, Strasbourg.

Laguna, E. Ballester, G., Ranz, F.J., Fabregat, C., Olivares, A., Serra, L., Pérez, J. Deltoro, V. y Pérez, P. (2004): "Valencian Micro-Reserve experience. A practical approach managing small protected, natural areas", en E. Laguna (Ed.): *Microhabitats Forum 2002-2003*, Generalitat Valenciana, Conselleria de Territori i Habitatge, Valencia.

Laguna, E., Ballestar, G., Deltoro, V., Fos, S., Carchano, R., Oltra, J.E., Pérez-Botella, J. y Pérez-Rovira, P. (2013): "A Pioneer Project: The Valencian PMR Network", en C. Kadis et al. (Eds.): *Plant Micro-Reserves: From Theory To Practice*, Utopia Publishing, Athens, pp. 13-23.

Laguna, E., Ballester, G. y Deltoro, V. (2013): "Plant Micro-Reserves (PMRs): Origin and technical Concept", en C. Kadis et al. (Eds.): *Plant Micro-Reserves: From Theory to Practice*, Utopia Publishing, Athens, pp. 3-12.

Mendoza-Fernández, A. et al. (2009): "Is the endangered flora of the Iberian southeast adequately protected? Gaps in the Network of Protected Natural Areas of Andalusia (RENPA): the case of the province of Almería", *Acta Botanica Gallica*, 156(4):637-648.

Natcheva, R., Svetlana, B., Vladimirov, V. y Goranova, V. (2013): "A pilot network of small protected sites for plant species in bulgariausing the plant micro-reserve model", en C. Kadis, et al. (Eds.): *Plant Micro-Reserves: From Theory To Practice*, Utopia Publishing, Athens, pp. 53-64.

Padilla-Blanco, A. y Ramón-Morte, A. (1997): "Planeamiento inicial a escala de detalle: microrreservas de flora en la Comunidad Valenciana", *Investigaciones Geográficas*, 17: 117-128.

Paz, R,F., Catanho, S.C.J. y Menezes de Sequeira, M. (2013): "Establishment of a pmr network on Funchal (Madeira, Portugal): inventory and cartography of natural and seminatural vegetation areas of special interest", en C. Kadis et al. (Eds.): *Plant Micro-Reserves: From Theory To Practice*, Utopia Publishing, Athens, pp.53-64.

Rivas-Martínez (Ed.) (2005): *Mapa de Series, Geoseries y Geopermaseries de Vegetación de España* Centro de Investigaciones Fitosociológicas*,* Madrid.

Rivas-Martínez S. (2011). "Memoria del Mapa de Vegetación Potencial de España", *Itinera Geobotanica,* 18: 5-800.

Saldaña, A., Amich, F., Fernández-González, F., Puente, E. y Rico, E. (2013): "Plant Micro-Reserves in Castilla y León (Spain)", en C. Kadis et al. (Eds.): *Plant Micro-Reserves: From Theory To Practice*, Utopia Publishing, Athens, pp. 97-100.

Thanos, C., Fournaraki, C., Georghiou, K. Dimopoulos, P. (2013): "PMRs in Western Crete", en C. Kadis et al. (Eds.): *Plant Micro-Reserves: From Theory To Practice*, Utopia Publishing, Athens, pp. 27-36.

Troia, A. (2013): "Proposals of Plant Micro-Reserves in Sicily (Italy)", en C. Kadis et al. (Eds.): *Plant Micro-Reserves: From Theory to Practice*, Utopia Publishing, Athens, pp. 83-86.

CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN PSAMMÓFILA DE UN COMPLEJO DUNAR AMENAZADO EN LA PROVINCIA DE MÁLAGA

Gómez-Zotano, J. (1), Olmedo-Cobo, J.A. (1), Román, F. (2), Vizoso, M. T. (3)

(1) Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Granada, jgzotano@ugr.es; jaolmed@correo.ugr.es
(2) Grupo Naturalista GRUNSBER froman@hotmail.com
(3) Herbario de la Universidad de Granada mariate@ugr.es

Resumen: Se realiza una caracterización biogeográfica y fitosociológica de uno de los últimos y más desconocidos restos de un antiguo complejo dunar mediterráneo (Matas Verdes) situado en el término municipal de Estepona (provincia de Málaga). Los resultados obtenidos mediante el trabajo de campo, principal procedimiento metodológico, son los siguientes: a) cartografía corológica a escala 1:2.500; b) muestreos florísticos de la localidad; c) propuesta de conservación del ecosistema. El estudio realizado evidencia la diversidad florística y la existencia de comunidades vegetales que responden a un completo esquema de zonación en seis bandas paralelas al mar, e infiere características propias de sistemas dunares atlánticos. El ecosistema carece de protección y está sujeto a procesos de fuerte deterioro derivados tanto de su situación en el corazón de la Costa del Sol como de su ubicación en primera línea de playa. Se concluye que resulta imprescindible tomar medidas urgentes y extraordinarias para su conservación.

Palabras clave: vegetación dunar; distribución espacial; fitogeografía; Matas Verdes; Málaga.

Abstract (Characterization of the psammophilous vegetation of a threat dune complex in the province of Malaga): It is performed the biogeographical and phytosociological characterization of one of the last and more unknown remains of an ancient Mediterranean dune complex (Matas Verdes) located in Estepona (Málaga). The results that have been obtained through fieldwork, the main methodological procedure, are as follows: a) chorological mapping to 1:2.500 scale; b) floristic inventories of the location; c) proposal for ecosystem conservation. The done study evidences the floristic diversity and the existence of plant communities that match a complete scheme of zonation in six bands parallel to the sea, which infers own characteristics Atlantic dune systems. The ecosystem is unprotected and subject to sharp deterioration processes resulting from both its location in the heart of the Costa del Sol and of its emplacement next to beach. It is concluded that it is imperative to take urgent and extraordinary measures for their conservation.

Key words: dune vegetation; spatial distribution; fitogeography; Matas Verdes; Malaga.

INTRODUCCIÓN

La vegetación psammófila, característica de los arenales costeros, ha sufrido un fuerte deterioro en aquellos litorales intensamente humanizadas. En todo el Planeta son numerosos los ejemplos de complejos dunares alterados como consecuencia de distintas prácticas insostenibles desde el punto de vista medioambiental, entre las que cabe destacar el urbanismo, la afluencia de turistas o la transformación antrópica de las playas y demás ecosistemas de arenas. Así lo reflejan, entre otros, autores como Castro (1985, 1992) y Castro y Vicuña (1987) para el caso de Chile, De Cabo (2010) para las dunas de Argentina, Bonet (1989), Van der Zande (1989), Eigaard (1992), Bellarosa et al. (1996), Lousã (1999), López (2009) y Rufo y de la Fuente (2009) o Gómez-Zotano (2014) para los complejos dunares europeos e ibéricos.

En la provincia de Málaga perviven varios complejos dunares de mermadas dimensiones, como los de Artola (Marbella) y Saladillo-Matas Verdes (Estepona). Éste último representa uno de los ecosistemas de dunas más desconocidos y amenazados de todo el litoral andaluz (Gómez-Zotano, 2007).

El estudio de los puntuales ambientes dunares existentes en el litoral malagueño ha sido abordado específicamente por autores como Diez (1975), Pérez Latorre et al. (1996) y Pérez Latorre (1998). En el caso concreto del complejo dunar de Matas Verdes cabe citar como único antecedente la obra dirigida por Gómez-Zotano (2009).

Con objeto de contribuir al conocimiento del ecosistema dunar de Matas Verdes, se realiza una caracterización biogeográfica y fitosociológica de su vegetación fundamentada en el trabajo de campo.

Se concluye que, dadas las escasas posibilidades de regeneración y expansión de la vegetación de Matas Verdes de manera natural, resulta imprescindible tomar medidas urgentes y extraordinarias para su conservación.

SITUACIÓN

El ámbito de estudio comprende 12 has de litoral del municipio de Estepona (fig. 1). El extremo más occidental de la playa de Casasola (800 m de longitud) delimita el ámbito al Sur. Se trata de una estrecha lengua de arena, gravas

y cantos rodados que no supera los 15 m de anchura media. En el contexto de una costa urbanizada, este tramo de playa aparece respaldado por el arenal de Matas Verdes, un cordón dunar completo que se adentra 200 m hacia el interior en una finca privada, y en el que perviven los cinco estadios morfológicos (dunas pioneras, embrionarias, móviles, semifijas y fijas), valles dunares y campo postdunar (Gómez-Zotano, 2009).

Fig. 1. Ubicación del ámbito de estudio en el litoral de Estepona (provincia de Málaga).

METODOLOGÍA

Dada la inexistencia de estudios fitogeográficos previos, y en continuidad con los avances recogidos en Gómez-Zotano (2009), el trabajo de campo ha sido el principal procedimiento metodológico para llevar a cabo la investigación.

Por ello, para el conocimiento del contexto vegetal de Matas Verdes, así como para la identificación y localización de las distintas comunidades y especies vegetales se ha ralizado un barrido sistemático del territorio. Para la caracterización florística y de las series de vegetación se han tomado como fuentes bibliográficas de apoyo las obras de Costa et al. (1986), Valdés et al. (1987), Pérez Latorre (1998), Valle (2003), Cabezudo y Talavera (2005), Moreno (2008), Gómez-Zotano (2009), Bañares et al. (2010), Castroviejo (2010) y Rivas-Martínez (2011).

Los muestreos florísticos se han realizado siguiendo la metodología sigmatista de la escuela de Zurich-Montpellier (escuela de Braun-Blanquet[1]).

La cartografía corológica se vegetación se ha elaborado a escala 1:2.500 mediante Sistemas de Información geográfica (ArcGis 9.3) a partir de los resultados obtenidos con el trabajo de campo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. Cartografía corológica de la vegetación

El mapa de vegetación actual (fig. 2) representa la distribución espacial de las comunidades psammófilas, riparias e introducidas presentes en Matas Verdes.

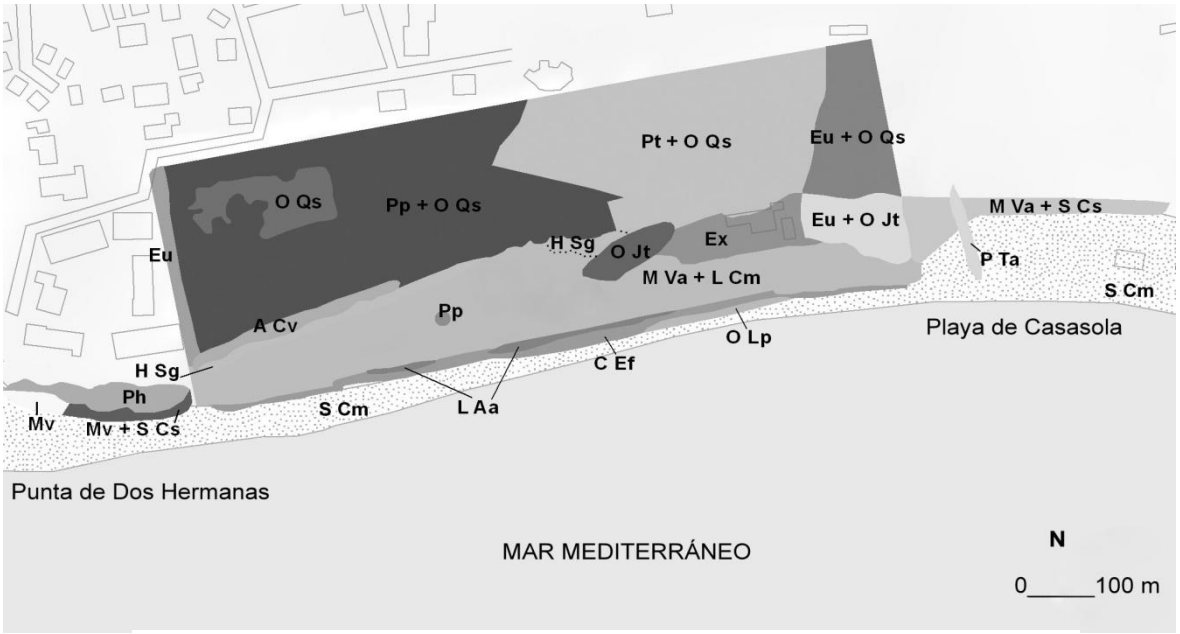


Fig. 2. Mapa de vegetación actual del complejo dunar Matas Verdes

LEYENDA: 1. VEGETACIÓN DUNAR: Geoserie edafoxerófila litoral psammófila termomediterránea mediterráneoiberoatlántica: S Cm Comunidades terofíticas pioneras nitrohalófilas**:** *Salsolo kali-Cakiletum maritimae;* **M Va** Comunidades terofíticas nitrófilas de dunas: *Malcolmio-Vulpietum alopecuri;* **S Cs** Pastizal terofítico nitrófilo de dunas: *Sporobolo-Centaureetum sphaerocephalae;* **C Ef** Pastizal de hemicriptófitos de dunas embrionarias: *Cypero mucronati-*

[1] Esta metodología utiliza los siguientes índices de abundancia-dominancia: 5: Cualquier número de individuos, con cobertura >75% del área estudiada. 4: Cualquier número de individuos, cobertura 50-75%. 3: Cualquier número de individuos, cobertura 25-50%. 2: Cualquier número de individuos, cobertura 5-25%. 1: Numerosos, con cobertura <5%, o dispersos con cobertura >5%. +: Pocos, cobertura pequeña. r: Solitarios, cobertura pequeña.

Elymetum farcti; **L Aa** Barronal o pastizal de hemicriptofitos de dunas semifijas: *Loto cretici-Ammophyletum australis;* **L Cm** Matorral camefítico de valle interdunar: *Loto cretici-Crucianelletum maritimae;* **O Lp** Comunidades terofíticas: *Ononidio variegatae-Linarietum pedunculatae.* **Serie edafoxerófila dunar lusitano-andaluza litoral termomediterráneo seca: O Jt** Sabinar de arenas: *Osyrio quadripartitae-Juniperetum turbinatae S.* **2. VEGETACIÓN CLIMÁCICA SOBRE ARENAS CONSOLIDADAS: O Qs** Alcornocal sobre arenas: Serie termomediterránea gaditano-onuboalgarviense y tingitana seco-subhúmedo-húmeda sabulícola del alcornoque: *Oleo-Quercetum suberis S.* **A Cv** Espinal: *Asparago aphylli-Calicotometum villosae;* **H Sg** Jaguarzal: *Thymo albicantis-Stauracanthetum genistoidis.* **3. VEGETACIÓN RIPARIA: P Ta** Tarajal: *Polygono equisetiformis-Tamaricetum africanae S.* **4. VEGETACIÓN INTRODUCIDA, EXÓTICA Y/O INVASORA: Pp** Pinar de repoblación de *Pinus pinea;* **Pt** Pinar de repoblación de *Pinus pinaster*
Ph Pinar de repoblación de *Pinus halepensis;* **Eu** Eucaliptal (*Eucaliptus globulus*, *E. camaldulensis*); **Ex** Plantas exóticas invasoras (*Acacia cyanophylla, Agave americana, Carpobrotus edulis*).

2. Series y comunidades vegetales

En el complejo dunar de Matas Verdes aparecen tres dominios de vegetación potencial: las comunidades psammófilas y el sabinar, desarrolladas sobre las arenas de las dunas, y el alcornocal sabulícola asentado en las arenas consolidadas del campo postdunar. Las variaciones de las condiciones ecológicas en ambos ambientes, relacionadas con distintos gradientes de salinidad, movilidad del sustrato, exposición a los vientos, xericidad edáfica e insolación, permiten reconocer en cada caso una dinámica vegetal particular.

El hábitat dunar es colonizado por distintas comunidades que se integran en la geoserie edafoxerófila litoral termomediterránea mediterráneo-iberoatlántica psammófila. La estructura de la geoserie supone el desarrollo de distintas bandas de vegetación más o menos paralelas al mar cuya zonación responde a los factores anteriormente citados. De estas franjas potenciales de vegetación, en Matas Verdes se reconocen las siguientes:

▪ *Salsolo kali-Cakiletum maritimae* Costa &. Manz. 1981 corr. Rivas-Martìnez *et al.* 1992. Comunidad terofítica pionera nitrohalófila, asentada sobre guijarros o arena desde el borde mismo de la zona de máxima marea hasta el primer cordón dunar, en donde se depositan nutrientes procedentes de los restos orgánicos de origen natural y antrópico arrastrados por el mar o en suspensión. Está caracterizada por especies pioneras nitrohalófilas entre las que destacan *Cakile marítima, Salsola kali*, *Centaurea maritima*, *Suaeda maritima*, *Lobularia maritima*, *Elymus farctus* y *Echinophora spinosa*.

▪ *Cypero mucronati-Elymetum farcti*. Comunidad predominantemente de pastizales hemicriptofíticos, de óptimo iberolevantino, que ocupa las dunas embrionarias de arena poco estable, donde la vegetación adquiere una función ecológica trascendental para el ecosistema al retener y fijar parcialmente el sustrato. Se caracteriza por gramíneas de rápido crecimiento en vertical para evitar ser enterradas, de rápida expansión y reproducción vegetativa, especialmente adaptadas para soportar la intensa insolación y el hálito marino mediante órganos subsuculentos, densos tomentos u hojas coriáceas, y por el desarrollo de sistemas radiculares muy profundos. Como especies a destacar cabe citar a *Elymus farctus*, *Cyperus capitatus*, S*porobolus pungens*, *Polygonum maritimum* y *Euphorbia paralias.*

▪ *Loto cretici-Ammophyletum australis* Rivas-Martínez 1965 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fernández-González, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002. Comunidad vivaz de gramíneas que coloniza las crestas de las dunas móviles. Se trata de un lastonar psammófilo donde *Ammophila arenaria* subsp. *australis* constituye la especie directriz, si bien está actualmente ausente en el complejo de Matas Verdes. La formación se identifica por la presencia de otros taxones de idéntica función ecológica, como *Eryngium maritimum*, *Medicago marina*, *Lotus creticus*, *Pancratium maritimum*, *Otanthus maritimus*, *Pseudorlaya pumila* y *Echinophora spinosa.*

▪ *Loto cretici-Crucianelletum maritimae* Alcaraz, T.E. Díaz, Rivas-Martínez & P. Sánchez 1989. Comunidad de caméfitos que se asienta sobre las dunas semifijas y en los valles interdunares, bajo condiciones de elevada xericidad edáfica. Se trata de un matorral constituido fundamentalmente por *Crucianella marítima, Helichrysum stoechas*, *Ononis ramosissima*, *Verbascum thapsus* y otras especies de los géneros *Teucrium* y *Thymus.* Es una comunidad fundamental para fijar definitivamente el suelo y que éste sea colonizable por los sabinares.

Asimismo, hay que considerar la existencia de otras comunidades de terófitos anuales, en parte de carácter nitrófilo, como son *Malcolmio-Vulpietum alopecuri, Sporolobo-Centaureetum sphaerocephalae* y *Ononidio variegatae-Linarietum pedunculatae*, que se asientan sobre las dunas semifijas, los valles interdunares así como en otras posiciones ruderalizadas.

Los sabinares de *Juniperus turbinata*, pertenecientes a la serie edafoxerófila dunar lusitano-andaluza litoral termomediterráneo seca *Osyrio quadripartitae-Juniperetum turbinatae S.*, aparecen muy degradados en la transición entre el último cordón dunar y el campo postdunar. En determinados casos, su estado alterado aconseja considerar la comunidad del sabinar –cabeza de la serie– como formación permanente integrante de la geoserie psammófila anteriormente descrita. Por su parte, allí donde la serie es más reconocible, se presentan dos etapas de vegetación:

▪ *Osyrio quadripartitae-Juniperetum turbinatae* Rivas-Martínez ex Rivas-Martínez, Lousã, T.E. Díaz, Fernández-González & J.C. Costa. Sabinar de micro y nanofanerófitos donde domina *Juniperus turbinata*, que prospera en dunas estabilizadas y paleodunas, sobre suelos con una ligera capa de humus y fuera de la influencia de los vientos marinos cargados de sales. Aunque aparece muy degradado en Matas Verdes, junto a la sabinar todavía es posible reconocer una cohorte importante de especies características de la comunidad, como *Osyris lanceolata* (*Osyris*

quadripartita), *Quercus coccifera*, *Pistacia lentiscus*, *Rhamnus oleoides*, *Myrtus communis*, *Phillyrea angustifolia, Daphne gnidium, Rubia peregrina, Smilax aspera y Aristolochia baetica.*

▪ *Thymo albicantis-Stauracanthetum genistoides* Galán, I. Sánchez & Vicente 1997. Comunidad sabulícola constituida por caméfitos y nanofanerófitos xerófilos que colonizan las paleodunas allí donde el sabinar ha sido muy alterado o ha desaparecido. Este matorral, conocido como jaguarzal o monte blanco, normalmente va precedido por una etapa de matorrales densos correspondientes a *Rubio longifoliae-Corematetum albi*, irreconocible en la actualidad en Matas Verdes. Sí hay que destacar que en este complejo dunar el matorral de *Thymo-Stauracanthetum genistoides* se enriquece con elementos propios de la orla del sabinar y del alcornocal del campo postdunar, lo que propicia que presente una estructura atípica (que se explica, como en el caso de éstos, por su degradación antropozoógena). De este modo, junto a sus elementos característicos, entre los que cabe destacar *Halimium halimifolium* subsp. *halimifolium*, *Halimium calycinum, Cistus salviifolius, Cistus crispus*, *Cistus monspeliensis*, aparecen otros como *Chamaerops humilis*, *Quercus coccifera, Pistacia lentiscus, Aristolochia baetica* o *Smilax aspera*.

Por último, el campo postdunar de arenas consolidadas es el dominio potencial de los alcornocales de la serie termomediterránea gaditano-onubo-algarviense y tingitana seco-subhúmedo-húmeda sabulícola del alcornoque (*Quercus suber*): *Oleo sylvestris-Quercetum suberis S.* Los bosques, como etapa clímax de la serie (*Oleo-Quercetum suberis* Rivas Goday, Galiano & Rivas-Martínez ex Rivas-Martínez 1987), presentan en la actualidad una distribución muy limitada dentro de su área corológica potencial (Huelva, Cádiz y Málaga) debido a que han sido muy alterados por el hombre.

En Matas Verdes, no quedan evidencias de la estructura teórica del alcornocal sabulícola en su facies madura (densa cobertura de *Quercus suber* y sotobosque con abundantes lianas y arbustos termomediterráneos muy sensibles a los fríos invernales). Sí es posible reconocer todavía rodales de alcornoques entre las repoblaciones de coníferas que ocupan su hábitat, así como buena parte de las especies de sombra de su interior, aunque con una configuración general que se aleja de la propia de un estrato nemoral bien conservado. Entre éstas cabe destacar lianas como *Rubia peregrina*, *Smilax aspera*, *Clematis flammula, Aristolochia baetica,* arbustos esclerófilos como *Olea europaea* var. *Sylvestris, Quercus coccifera, Myrtus communis*, *Chamaerops humilis, Phillyrea latifolia, P. angustifolia* y *Pistacia lentiscus*. Sobresalen, asimismo, ciertas especies protegidas de distribución restringida como las bulbosas *Gennaria diphylla, Epipactis lusitanica* y *Dipcadi serotinum*.

Dos son las etapas de degradación del alcornocal identificables en Matas Verdes aunque, al igual que el bosque climácico, presentan una notable degradación. En primer lugar, se reconoce una orla espinosa, perteneciente a la asociación *Asparago aphylli-Calicotometum villosae* Rivas-Martínez 1975, donde destacan arbustos como *Calicotome villosa, Asparagus horridus*, *Asparagus aphyllus* y *Asparagus acutifolius,* que se entremezclan puntualmente con elementos lianoides propios del sotobosque del alcornocal e incluso con arbustos acompañantes del sabinar dunar. De este modo, es común en Matas Verdes formaciones abiertas y degradadas de orla de bosque que presentan una particular composición florística ya que, junto a los taxones anteriores, aparecen integrando una única formación vegetal *Rubia peregrina, Aristolochia baetica, Smilax aspera, Chamaerops humilis, Pistacia lentiscus, Rhamnus oleoides, Olea europaea* var. *sylvestris*, *Ulex parviflorus*, *Daphne gnidium*, *Cistus salvifolius* y *Ononis ramossisima*, e incluso pies aislados de *Juniperus turbinata*.

Además, en el campo postdunar, coincidiendo con micro-ambientes de mayor xericidad, este espinar es sustituido por otro de *Asparago albi-Rhamnetum oleoidis* Rivas Goday *in* Rivas Goday, Borja, Esteve, Galiano, Rigual & Rivas-Martínez 1960, que es más propio de etapas degradativas de los encinares termófilos desarrollados sobre suelos consolidados.

La segunda y última etapa de degradación del alcornocal reconocible en el campo postdunar de Matas Verdes coincide con aquella descrita como facies de sustitución del sabinar, correspondiente por tanto a los jaguarzales y jarales de *Thymo albicantis-Stauracanthetum genistoidis,* cuya composición florística presenta las mismas especies comentadas en su momento.

No quedan evidencias de matorrales de bajo porte sustitutivos del jaguarzal, propios de la asociación iberoatlántica *Erico scopariae-Ulicetum australis* Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980.

3. Muestreos florísticos

Geoserie edafoxerófila litoral termomediterránea mediterráneo-iberoatlántica psammófila

Comunidad: *Salsolo-Cakiletum maritimae.*

Cakile maritima, 2; *Lobularia maritima,* 1; *Centaurea maritima,* +; *Salsola kali, +; Lotus creticus,* +; *Euphorbia paralias,* +; *Echium gaditanum,* +; *Elymus farctus,* r.

Datos de la localidad: Matas Verdes. Altitud: 1 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo inferior subhúmedo, sobre arenosol de primera línea de playa; Área inventariada: 5 m²; Pendiente: 2%; Cobertura del estrato vegetal: 20%.

Comunidad: *Cypero-Elymetum farcti.*

Sporolobus pungens, 3; *Elymus farctus,* 1; *Cakile maritima,* +; *Euphorbia paralias,* 1; *Cyperus capitatus,* +; *Eryngium maritimum,* +; *Medicago marina,* +; *Otanthus maritimus*, r; *Crucianlella marina,* r.

Datos de la localidad: Matas Verdes. Altitud: 3 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo inferior subhúmedo, sobre arenosol de duna embrionaria; Área inventariada: 8 m²; Pendiente: 0-10%; Cobertura del estrato vegetal: 35%.

Comunidad: *Loto- Ammophyletum australis.*
Eryngium maritimum, 3; *Medicago marina*, 1; *Halimium halimifolium*, 1; *Pancratium maritimum*, 1; *Lotus creticus*, 1; *Cistus salvifolius,* +; *Elymus farctus*, +; *Crucianella maritima*, r; *Cakile maritima*, r.
Datos de la localidad: Matas Verdes. Altitud: 4 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo inferior subhúmedo, sobre arenosol de duna móvil; Área inventariada: 50 m²; Pendiente: 2%; Cobertura del estrato vegetal: 40%.

Comunidad: *Loto-Crucianelletum maritimae.*
Helichrysum stoechas, 4; *Crucianella maritima*, 2; *Halimium halimifolium*, 1; *Rhamnus oleoides*, 1; *Ononis ramossisima*, 1; *Cistus salvifolius,* 1; *Pistacia lentiscus*, +; *Delphinium nanum*, +; *Verbascum thapsus*, +; *Reichardia tingitana*, +; *Eryngium maritimum, +; Echinopora spinosa*, +; *Rubia peregrina,* r.
Datos de la localidad: Matas Verdes. Altitud:5 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo inferior subhúmedo, sobre arenosol de valle interdunar; Área inventariada: 100 m²; Pendiente: 2%; Cobertura del estrato vegetal: 65%.

Serie edafoxerófila dunar lusitano-andaluza litoral termomediterráneo seca de la sabina mora de dunas: *Osyrio-Juniperetum turbinatae S.*

Comunidad: *Osyrio-Juniperetum turbinatae.*
Juniperus turbinata, 2; Halimium halimifolium, 2; Cistus salvifolius, 1; Quercus coccifera, 1; Helichrysum stoechas, 1; Cistus monspeliensis, +; Cistus cirpus, +; Olea europaea var. *sylvestris, +; Rhamnus oleoides, +; Calicotome villosa, r; Asparagus acutifolius, +; Dittrichia viscosa, +; Aristolochia baetica, r.*
Datos de la localidad: Matas Verdes. Altitud: 8 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo inferior subhúmedo, sobre arenosol de duna estabilizada; Área inventariada: 50 m²; Pendiente: 5%; Cobertura del estrato vegetal: 40%.

Comunidad: *Thymo-Stauracanthetum genistoides.*
Halimiun halimifolium, 3; *Helichrysum stoechas*, 2; *Cistus salvifolius*, 2; *Ononis ramossisima*, 1; *Lavandula stoechas*, 1; *Asparagus aphyllus*, +; *Cistus crispus*, +; *Halimiun calycinum*, +; *Quercus coccifera*, +; *Chamaerops humilis*, +; *Pistacia lentiscus*, r; *Rhamnus oleoides*, r.
Datos de la localidad: Matas Verdes. Altitud: 8 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo inferior subhúmedo, sobre arenosol de duna estabilizada; Área inventariada: 150 m²; Pendiente: 2%; Cobertura del estrato vegetal: 70%.

Serie termomediterránea gaditano-onubo-algarviense y tingitana seco-subhúmedo-húmeda sabulícola del alcornoque: *Oleo-Quercetum suberis S.*

Comunidad: *Oleo-Quercetum suberis*
Quercus suber, 3; *Aristolochia baetica*, 1; *Asparagus aphyllus*, 1; *Asparagus acutifolius*, 1; *Lavandula stoechas*, 1; *Cistus salvifolius*, 1; *Quercus coccifera*, 1; *Dittrichia viscosa*, 1; *Olea sylvestris* var. *europaea*, +; *Pistacia lentiscus*, +; *Chamaerops humilis*, +; *Phyllirea angustifolia*, +; *Daphne gnidium*, +; *Smilax aspera*, +; *Rubia peregrina,* +; *Calicotome villosa*, +; *Gennaria dyphilla*, r; *Dipcadi serotinum*, r; *Epipactis lusitanica,* r.
Datos de la localidad: Matas Verdes. Altitud: 10 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo inferior subhúmedo, sobre arenosol consolidado de llanura postdunar; Área inventariada: 350 m²; Pendiente: 0%; Cobertura del estrato vegetal: 55%.

Comunidad: *Asparago-Calicotometum villosae.*
Calicotome villosa, 2; *Asparagus aphyllus,* 2; *Asparagus acutifolius,* 1; *Pistacia lentiscus,* +; *Pistacia lentiscus,* +; *Rhamnus oleoides,* +; *Asparagus horridus,* +; *Verbascum thapsus,* +; *Phyllirea angustifolia,* +; *Aristolochia baetica,* +; *Ulex parviflorus*, r; *Ononis ramossisima, r.*
Datos de la localidad: Matas Verdes. Altitud: 12 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo inferior subhúmedo, sobre arenosol consolidado de llanura postdunar; Área inventariada: 75 m²; Pendiente: 2%; Cobertura del estrato vegetal: 35%.

Comunidad: *Asparago-Rhamnetum oleoidis.*
Asparagus aphyllus, 2; *Asparagus acutifolius*, 1; *Rhamnus oleoides*, 1; *Chamaerops humilis*, 1; *Quercus coccifera,* 1; *Cistus salvifolius,* 1; *Juniperus turbinata,* +; *Ononis ramossisima,* +; *Clematis flammula, +; Halimiun halimifolium*, +; *Helichrysum stoechas,* +; *Osyris lanceolata,* +.
Datos de la localidad: Matas Verdes. Altitud: 10 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo inferior subhúmedo, sobre arenosol consolidado de llanura postdunar; Área inventariada: 150 m²; Pendiente: 5%; Cobertura del estrato vegetal: 65%.

Comunidad: *Thymo-Stauracanthetum genistoides.*
Cistus salvifolius, 3; *Quercus coccifera,* 3; *Ononis ramossisima,* 1; *Halimium halimifolium*, 1; *Asparagus acutifolius, +; Helichrysum stoechas*, +; *Aristolocha baetica*, +; *Pistacia lentiscus*, +; *Juniperus turbinata,* +;

Rhamnus oleoides, +; *Rubia peregrina,* +; *Ulex parviflorus,* +; *Daphne gnidium,* +; *Lavandula stoechas*, r; *Clematis flammula*, r.
Datos de la localidad: Matas Verdes. Altitud: 10 msnm; Ambiente bioclimático y edáfico: Piso termomediterráneo inferior subhúmedo, sobre arenosol consolidado de llanura postdunar; Área inventariada: 100 m²; Pendiente: 0%; Cobertura del estrato vegetal: 90%.

4. Propuesta de protección y conservación del ecosistema

Identificación de conflictos

Los principales conflictos de carácter medioambiental que afectan a este sector del litoral malagueño son los siguientes:

- La urbanización del territorio que, además de la pérdida de suelo natural, trae consigo vertidos de escombros y otros desechos, contaminación de las aguas y afluencia masiva de personas y vehículos a las playas, dunas y su entorno. La parcela de Matas Verdes está catalogada como Suelo Urbanizable en el PGOU de Estepona.
- La regeneración de la playa mediante el aporte artificial de sedimentos.
- La limpieza y alisamiento de la playa con maquinaria pesada.
- La construcción de embalses en los ríos adyacentes y de espigones, puertos y escolleras en el resto del litoral.
- La introducción de especies exóticas de carácter invasor, entre las que destacan *Acacia cyanophylla, A. longifolia, Agave americana, A. sisalana, Arundo donax, Carpobrotus edulis, Eucalyptus camaldulensis, E. globulus, Nicotiana glauca, Opuntia Ficus-indica y Oxalis pes-caprae.*

Justificación de la necesidad de protección

Las acciones directas e indirectas expuestas amenazan gravemente la pervivencia de este ecosistema litoral y justifican su protección inmediata. Cabe señalar el retroceso en los últimos años del primer cordón dunar en el frente oriental del complejo, así como la paulatina desaparición de la comunidad terofítica pionera nitrohalófila de *Salsolo-Cakiletum maritimae*. Asimismo, los valles interdunares presentan un estado alterado dada su utilización creciente como zonas de paso. Especialmente alterado se halla igualmente el campo postdunar, cubierto por una densa repoblación de *Pinus* bajo la cual sobreviven los rodales de alcornocal y las escasamente reconocibles facies de sustitución. Este bosque artificial afecta desfavorablemente al tercer cordón dunar, especialmente a *Juniperus turbinata*, cuya presencia es muy limitada.

Medidas de conservación y restauración

- Cese de las actividades de limpieza y alisamiento de playas con maquinaria pesada.
- Ordenación del paso de personas por los arenales.
- Diseño de una estrategia para la eliminación de las especies y comunidades exóticas invasoras.
- Tratamiento forestal del pinar de repoblación del campo postdunar para la regeneración del alcornocal sabulícola.
- Especial protección de las especies consideradas amenazadas y vulnerables, como *Gennaria diphylla*, *Linaria pedunculata, Epipactis lusitanica* o *Dipcadi serotinum,* repoblación de taxones de destacada importancia para el ecosistema, como *Quercus suber* o *Juniperus turbinata*, e introducción de otros ausentes pero propios del mismo.
- Protección del ámbito como Monumento Natural de la Red de Espacios Protegidos de Andalucía (RENPA).

DISCUSIÓN

Los principales resultados obtenidos en esta investigación son: (1) una cartografía corológica de la vegetación a escala de detalle (1:2.500); (2) el muestreo florístico de las distintas comunidades identificadas; (3) una propuesta para la conservación del ecosistema.

El estudio realizado evidencia la diversidad florística y la existencia de comunidades vegetales que responden a un completo esquema de zonación en seis bandas paralelas al mar único en el litoral mediterráneo andaluz, destacando la aparición de la serie de los sabinares de *Osyrio-Juniperetum turbinatae S.* y de la geoserie edafoxerófila litoral termomediterránea mediterráneo-iberoatlántica psammófila sobre las arenas de playas y dunas, así como los alcornocales sabulícolas de *Oleo-Quercetum suberis S.* asentados en el campo postdunar, lo que infiere características propias de sistemas dunares atlánticos.

Asimismo, se constata la necesidad de medidas urgentes de conservación y regeneración del ecosistema para frenar su creciente degradación, evitando así una inmediata e irremediable pérdida de biodiversidad. Medidas de este tipo se han aplicado con éxito en otros ecosistemas dunares. Sobresalen los trabajos de restauración de las dunas de la Devesa de la Albufera de Valencia, donde se han abordado distintos planes de restauración geomorfológica y de la cubierta vegetal, además de la adecuación del área restaurada para su visita (Benavent, 2005). En las dunas de Tarifa también se han desarrollado, con distinto éxito, trabajos para la estabilización de las arenas (Román et al., 2004). También existen precedentes exitosos de microrreservas de flora donde se trabaja activamente para la preservación de los ecosistemas, caso de las dunas del Dosel (Cullera, Valencia), de Serra Gelada-Sud (Benidorm, Alicante), de la Llana y Sabinar de Dunas (San Pedro del Pinatar, Murcia), del Arenal (Burriana, Valencia) o del Rasall (Cartagena, Murcia). Este tipo de figuras de protección se ha demostrado eficaz para la gestión de espacios

reducidos de alto valor ecológico localizados en entornos muy antropizados de la costa mediterránea, por lo que sería deseable su incorporación a la RENPA y su aplicación a ámbitos como Matas Verdes.

Referencias bibliográficas

Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. y Ortiz, S. (Eds.) (2010): *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Adenda 2010,* Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino)-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas, Madrid, 170 p.

Bellarosa, R., Codipietro, P., Piovesan, G., y Schirone, B. (1996): "Degradation, rehabilitation and sustainable management of a dunal ecosystem in central Italy", *Land Degradation and Development*, 7(4): 297-311.

Benavent, J.M., Collado, P., Martí, R., Muñoz, A., Quintana, A., Sánchez, A. y Vizcaíno, A. (2005): *La restauración de las dunas litorales de la Devesa de la Albufera de Valencia*, Ayuntamiento de Valencia, Valencia.

Bonnet, F. (1990): "Aproximación a las comunidades vegetales marinas del litoral valenciano, I: los poblamientos supra y mediolitorales", *Medi Litoral*: 29-34,

Cabezudo, B. y Talavera, S. (2005): *Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía*, Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla, 126 p.

Castro, C. (1985): "Reseña del estado actual del conocimiento de las dunas litorales en Chile", *Rev. Geog.. de Chile Terra Australis,* 28: 13-32.

Castro, C. y Vicuña, P. (1987): "Man´s impact on coastal dunes in Central Chile, 32º34º S", *Rev. Cs. del Mar*, 4: 17-21.

Castroviejo S. 2010. *Flora Ibérica. Plantas Vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*, Real Jardín Botánico, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, Volúmenes i-IX.

Costa, M., Peris, J.B. y Stubing, G. (1986): *Ecosistemas vegetales del litoral mediterráneo español*, Monografías de la Dirección General del Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid.

De Cabo, F. (2010): "El ecosistema de dunas costeras". Seminario de Gestión y reducción del riesgo de desastres 2010. Universidad de El Salvador, Facultad de Historia, Geografía y Turismo.

Diez, B., Hernández, A.M. y Asensi, A. (1975): "Estructura de algunas comunidades vegetales de dunas en el litoral de Marbella, (Málaga)", *Acta Botánica Malacitana*, 1: 69-80.

Eigaard, J. (1992): "Management and conservation of sand dunes in Denmark", en G. Hilgerloh (Ed.): Third Trilateral Working Conference on Dune Management in the Waddan Sea Area. Germany.

Gómez-Zotano, J. (2007): "Ecosistemas dunares de la provincia de Málaga: desconocidos y amenazados", *II Congreso andaluz de desarrollo sostenible. Una mirada a nuestras costas* (Actas), Universidad de Cádiz-Federación Andaluza de Ciencias Ambientales de Granada.

Gómez-Zotano, J. (Dir.) (2009): *Dunas litorales y fondos marinos del Saladillo-Matas Verdes (Estepona, Málaga). Estudio integrado para su declaración como reserva marítimo-terrestre,* Asociación Grupo de Trabajo Valle del Genal, Málaga, 285 p.

Gómez-Zotano, J. (2014): "La degradación de dunas litorales: aproximación geohistórica y multiescalar en Andalucía". *Investigaciones Geográficas*, 62.

López, I. (2009): *Vegetación del manto eólico de Doñana*, Memoria de Tesis doctoral, Universidad de Huelva, Huelva.

Lousã, M., Costa, J.C., Capelo, J.H., Pinto, C. y Neto, C. (1999): "Overview of the vegetation and landscape of lower Algarve (southern Portugal): siliceous ecosystems, schist, sandy substrata, dunes and saltmarshes", en S. Rivas-Martínez, J. Loidi, M. Costa, T.E. Díaz y A. Pena (Eds.): *Iter Ibericum A.D. MIM*. pp. 137-148. *Itinera Geobotanica* 13: 5-348.

Moreno, J.C. (Coord.) (2008): *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*, Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino), y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas, Madrid, 86 p.

Pérez-Latorre, A.V., Galán de Mera, A., Deil, U. y Cabezudo, B. (1996): "Fitogeografía y vegetación del sector Aljíbico (Cádiz-Málaga, España)", *Acta Botánica Malacitana,* 21: 241-267.

Pérez-Latorre, A.V. (1998): "Dunas de Marbella. (Cabopino, Marbella)". En *Itinerarios por espacios naturales de la provincia de Málaga. Una aproximación al conocimiento de su geología y su botánica,* Servicio de Publicaciones Universidad de Málaga. Málaga, pp. 387-391.

Rivas-Martínez S. (2011). "Memoria del Mapa de Vegetación Potencial de España", *Itinera Geobotanica,* 18: 5-800.

Román, J., Navarro, M., Muñoz, J.J., Gómez, G. y Fages, L. (2004): "Ecosistemas dunares en la provincia de Cádiz: Estabilizaciones en Bolonia y Valdevaqueros, T.M. Tarifa", *Revista de Obras Públicas,* 3.450: 65-76.

Rufo, L. y de la Fuente, V. (2009): "La vegetación dunar costera del Suroeste de la Península Ibérica", *Stud. bot.,* 28: 157-172.

Valdés, B., Talavera, S. y Fernández-Galiano, E. (1987): *Flora Vascular de Andalucía Occidental*, Ketres Editora, Barcelona, 555 p.

Valle, F. (Ed.) (2003): *Mapa de series de vegetación de Andalucía*, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Editorial Rueda, Madrid.

Van der Zande, A.N. (1989): "Outdoor recreation and dune conservation in The Netherlands", en F. van der Meulen, P.D. Jungerius y J.H. Visser (Eds.): *Perspectivas in coastal dune management,* SPB Academic Publishing bv, The hague, The Netherlands.

METODOLOGÍA SOBRE DINÁMICA DE POBLACIONES DE *HELIANTHEMUM CAPUT-FELIS* BOISS. A PARTIR DEL ANÁLISIS COMPARATIVO DE LOS CENSOS DE 2006 Y 2013 (LITORAL SUR DE ALICANTE, ESPAÑA)

Padilla, A., Giménez P., Marco, J.A. y Sánchez, A. (1)

(1) Grupo de investigación Medspai (Medio, Sociedad y Paisaje). Dpto. de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. CIBIO-Instituto Interuniversitario de Geografía. Universidad de Alicante, ma.padilla@ua.es, pablo.gimenEz@ua.es, ja.marco@ua.es, a.sanchez@ua.es

Resumen: En los años 2006 y 2013, el grupo Medspai ha tomado datos de la localización de *Helianthemum caput-felis* Boiss. entre Cabo Cervera y Punta de la Horadada (Alicante) con GeoXT y GeoXH de Trimble. Se ha obtenido una cartografía de gran valor y utilidad cuyo análisis espacial comparado ha servido para identificar procesos de extinción y de regeneración de esta especie. A partir de estos resultados sobre la dinámica de estas poblaciones, se propone una serie de medidas de conservación y de actuaciones para frenar o revertir los procesos observados en las mismas y su hábitat. Con esta investigación se presenta una metodología para analizar flora rara, endémica y amenazada y obtener una óptima información a escala de detalle para desarrollar políticas de gestión y de conservación en la ordenación territorial.

Palabras clave: *Helianthemum caput-felis* Boiss.; especies amenazadas; procesos de extinción; conservación de la biodiversidad; Alicante (España)

Abstract (title of contribution): Methodology about dynamic of *Helianthemum caput-felis* Boiss populations from comparative analysis of the census in 2006 and 2013 (south litoral of Alicante, Spain). During the years 2006 and 2013**,** the researching group *MedSpai* has taken the geolocalization of *Helianthemum caput-felis* Boiss. species in the coast between *Cabo Cervera* and *Punta de la Horadada* (Alicante) using GeoXT and GeoXH de Trimble. The result is great value cartography wich comparative spatial analysis had served to detect extinction and regeneration processes of this specie. From these results about vegetal dynamic, we propose some conservation and management measures to stop the observed processes in this populations and its habitat. In this research is showed a method to analyse rare, endemic and threatened flora with the finality to obtain an optima information on detailed scale to develop management and conservation policies of territorial planning.

Key words: *Helianthemum caput-felis* Boiss.; threatened species; extinction processes; biodiversity conservation; Alicante (Spain).

INTRODUCCIÓN

Una de las líneas de investigación desarrolladas por el grupo Medspai de la Universidad de Alicante, desde su constitución en el año 2006, es la cartografía corológica de flora rara, endémica o amenazada, concretamente de especies vegetales cacuminales y litorales. En esta segunda tipología se inserta este trabajo, resultado de una exhaustiva toma de datos con recolectores GPS de precisión submétrica de la distribución de la cistácea *Helianthemum caput-felis* Boiss. o "jarilla cabeza de gato", distribuida en varias campañas desde el mencionado año hasta la actualidad (Marco et al., 2006; Marco et al., 2008; Giménez et al., 2008 y Marco et al. 2011). Con dicha información se ha ido realizando el seguimiento de esta especie vegetal en el litoral alicantino, en cuanto a su distribución y dinámica, al tiempo que durante esos años se han ido ejecutando planes de urbanización que han esquilmado notablemente la población. La toma de datos se ha repetido en 2013 entre Punta Prima y Cala de la Mosca. Se plantea, así, la posibilidad de poder utilizar esta información más reciente junto con la de la campaña de 2006 y, mediante la aplicación de una propuesta metodológica basada en el análisis espacial comparado, concretar el signo de la dinámica de las poblaciones, así como su relación causal inferida respecto de procesos tanto naturales como antropogénicos.

Los resultados obtenidos son de gran valor para desarrollar políticas de gestión y de conservación en la ordenación territorial. Aspectos que son decisivos para determinar o diagnosticar el estado de la planta, verificar la categoría de amenaza según criterios de la UICN (2011; Standards and Petitions Working Group, 2006), así como plantear la aplicación de esta metodología a otros taxones que se encuentren en una situación similar.

SITUACIÓN

El área de distribución de esta especie vegetal se localiza en el litoral septentrional y meridional de la provincia de Alicante, Islas Baleares, Melilla, Cerdeña, Italia, Argelia y Marruecos. La fuerte presión urbanística ha determinado su reducción y su puesta en peligro así como su protección a nivel europeo, estatal y autonómico: 1985, Consellería de Agricultura y Pesca de la Generalitat Valenciana-DOGV nº 336; 1986, listado de flora sobre

la conservación de la vida silvestre europea- Convenio de Berna; 1992, Directiva de Hábitats de la Unión Europea-DOCE nº L 206; y su catalogación como Vulnerable en la *Lista Roja de la Flora Vascular Española* (Laguna et al., 1998), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España* (Bañares et al.,2004), *Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial* y en el *Catálogo Español de Especies Amenazadas* (2011). La reducción de su área de distribución debido al desarrollo urbanístico en el litoral español ha determinado que en la Adenda del 2010 del *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular amenazada de España*, se haya reclasificado como *En Peligro* (Bañares et al., 2010)[1]. Por otra parte, son dos los Lugares de Interés Comunitario (LICs) localizados en el litoral alicantino que incluyen poblaciones esta especie vegetal: Sierra de Escalona-Dehesa de Campoamor y Rambla de las Estacas; mientras que, una confusión, llevó a pensar durante algún tiempo que también estaba presente en el LIC de Cabo Roig (Marco, 2005).

Una de las mayores poblaciones registradas de *Helianthemum caput-felis* Boiss. en el sur de la provincia de Alicante se localiza en el sector litoral entre Punta Prima y Cala de la Mosca (Orihuela, Alicante), que, además, junto a *Cala Ferris* en Torrevieja, son los dos únicos tramos de costa sin urbanizar. Éste ha sido el motivo principal para desarrollar y aplicar la metodología expuesta en esta localidad.

METODOLOGÍA

Atendiendo a esta metodología, los objetivos que se pretenden cubrir son

- obtener una cartografía de detalle fundamental para la planificación territorial y para la gestión y conservación en especies raras, endémicas o amenazadas.
- conocer la dinámica de las poblaciones de *Helianthemum caput-felis* Boiss., aquellas que han desaparecido donde se ha diagnosticado una regresión y en las que se ha observado un incremento en el número de ejemplares y por tanto, podemos hablar de situación progresiva;
- determinar cuáles son las afecciones territoriales que afectan a esta especie vegetal, tanto naturales como antropogénicas;
- reconocer las repercusiones o evidencias observadas en el hábitat de *Helianthemum caput-felis* Boiss. y en la propia especie;
- proponer una serie de directrices de conservación que deberían ser tenidas en cuenta en la gestión de este espacio y en su futura ordenación.

La información básica utilizada en el presente estudio se origina en la toma de datos *in situ* mediante un recolector GPS de tipo submétrico (Geo XH de la serie GeoExplorer de *Trimble* con software específico *Terrasync*) con el que se obtuvieron registros con una gran precisión horizontal, ya que la mayor parte de los datos tan solo presentaron errores inferiores a 30 cm. En las correcciones diferenciales en postproceso se utilizó la estación ubicada en Torrevieja, perteneciente a la red ERVA del Instituto Cartográfico Valenciano. Los procesos de corrección diferencial, planificación de salidas de campo, preparación de archivos de fondo y exportación de los resultados a formato *shape* de ESRI se realizaron con *Parthfinder Office*.

En las sesiones de trabajo de campo, el área de distribución de la planta se determinó de forma puntual o, cuando la densidad de cobertura era importante, de forma poligonal. En este último caso se realizó un recuento del número de ejemplares presentes en cada polígono (Marco *et al.,* 2011). En el sector del acantilado litoral central del área de estudio, debido a problemas de accesibilidad, se han aplicado estimaciones a partir de densidades calculadas mediante perfiles transversales una vez delimitados los polígonos. El tratamiento y análisis de la información recogida se ha llevado a cabo en aplicaciones SIG de carácter vectorial (ArcGis 9.x).

La comparativa entre los datos obtenidos en las campañas de trabajo de campo de los años 2006 y 2013 se ha realizado a través de un análisis espacial, que ha consistido en la superposición de las capas o *shapes* de puntos y de polígonos de *Helianthemum caput-felis* Boiss. con la ortofoto del 2012 (PNOA-IGN-ICV). De este modo, se ha podido constatar cartográficamente los sectores donde se ha producido la regresión de las poblaciones y desaparición de ejemplares. Asimismo como las áreas en las que la planta ha sido capaz de regenerarse tras algún impacto. Por otra parte, consultando las bases de datos se ha podido calcular el número de ejemplares eliminados y la reducción del área ocupada.

DATOS

La metodología propuesta utiliza, en esta ocasión, datos obtenidos de las prospecciones de campo realizadas en este sector durante los años 2006 y 2013. Las primeras campañas se efectuaron dentro de una investigación cuyo objetivo era la obtención de la corología de *Helianthemum caput-felis* Boiss. en el sur de la provincia de Alicante y que abarcó varios años, por lo que el nivel de exhaustividad en el recuento de ejemplares no fue tan grande como en el trabajo de campo del 2013.

---

[1] Curiosamente *Helianthemum caput-felis* Boiss. continúa con la catalogación de *Vulnerable* en el *Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial* y en el *Catálogo Español de Especies Amenazadas* (2011), así como en la información disponible en la web de la Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente de la Comunidad Valenciana; mientras que, autores como Soler et al. (2009), la consideran En Peligro tanto a nivel estatal como autonómico y provincial.

Los resultados de los inventarios arrojan una cifra total de 16.085 ejemplares localizados con GPS a escala de detalle; de ellos, 14.766 ejemplares se integran en polígonos, mientras que, 1.319 se registraron como ejemplares individuales cuya distribución puede observarse en la cartografía de síntesis (Figura 1).
La superficie ocupada en manchas alcanza cerca de 8.000 m² (7.829,38), a lo que habría que sumar el conjunto de ejemplares dispersos. Con lo que, utilizando el concepto más amplio de hábitat, la superficie total sería de 42.133,01 m².

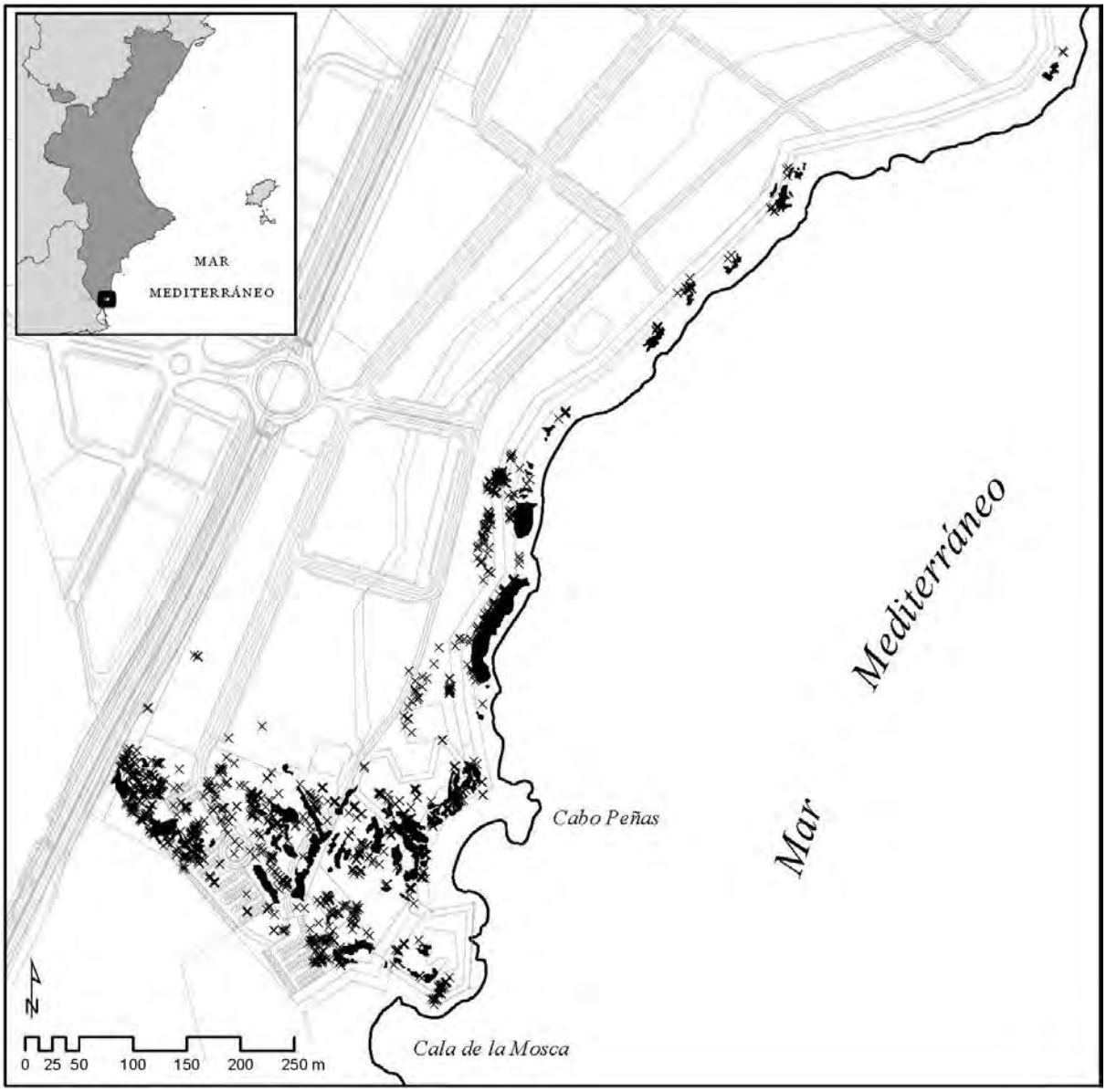


Fig. 1: Distribución de Helianthemum caput felis Boiss. en el sector de Cala de La Mosca (enero-febrero 2013)

INTERPRETACIÓN

A partir del análisis espacial comparado y, teniendo presentes los objetivos indicados anteriormente, se ha diferenciado una serie de actuaciones y procesos, de origen natural y humano, que han sido agrupados en seis categorías. Cada una de estas intervenciones y dinámicas ha tenido unos efectos sobre las poblaciones y ejemplares de *Helianthemum caput-felis* Boiss. que se exponen a continuación:

Urbanización y trazado de infraestructuras, son actuaciones que están ligadas a la reciente ampliación de la N-332 e introducción de un carril bici paralelo a ella, en 2010, y al trazado de viales de la propia urbanización de este sector con la consiguiente remoción del terreno (desmontes, nivelación, amontonamiento y taludes de acumulación), en 2007. A ello, cabría añadir la instalación de un vallado con lona plástica y varillas de forjado para proteger los rodales de población existente de esta especie vegetal[2], si sus consecuencias pudiesen calibrarse y cuantificarse a través del análisis espacial comparado propuesto.

[2] La ejecución de este proyecto se inició en 2007, pero el SEPRONA paralizó las obras y solicitó a la constructora un informe de los daños y propuestas de conservación de la especie vegetal. Una de las medidas fue el vallado de las poblaciones para evitar el pisoteo, escombros o entrada de maquinaria (Giménez et al, 2008).

Éste, sí permite constatar la reducción-eliminación de la especie y la artificialización del hábitat, la fragmentación de las poblaciones, la aparición de procesos erosivos ligados a la escorrentía (incisiones y regueros) e, incluso, vislumbrar la ruderalización del hábitat con la aparición de especies nitrófilas que compiten con *Helianthemum caput-felis* Boiss. De hecho, la regresión de la población de la planta vinculada a la ampliación de la N-332 arroja un saldo negativo de 150 ejemplares eliminados, de los cuales, 125 se encuentran en este sector (figura 2), mientras que la superficie eliminada y sustituida por viales es de aproximadamente, 240 m², aunque esta eliminación se ha producido más al sur del área aquí analizada.

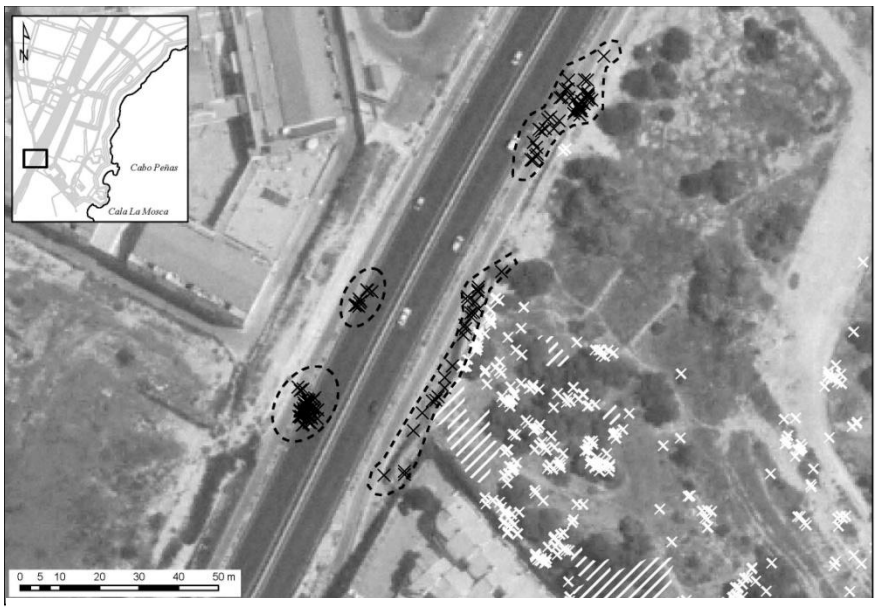


Figura 2. Ortofotografía de 2012 (PNOA-IGN-ICV) a la que se superponen los ejemplares eliminados por la ampliación de la carretera N-332 y del trazado del carril bici ("x" en negro) y distribución en manchas (trama oblícua en blanco) e individuos ("x" en blanco)

Por otra parte, la especie ha colonizado algunos espacios removidos con las obras de 2007, ya que se comporta, en ocasiones, como una especie pionera. En este caso, la superficie ocupada por la jarilla cabeza de gato en el censo de 2006 que fue eliminada por estas obras fue de 5.830,49 m² (de los cuales solo se reflejan 1.382,41 m² en la figura 2); desde entonces (2007), hasta la actualidad (2013), la superficie recuperada de manera espontánea por la especie estudiada ha sido de 603 m², a lo que habría que sumar 98 ejemplares registrados como nuevos en el último censo (figura 3).

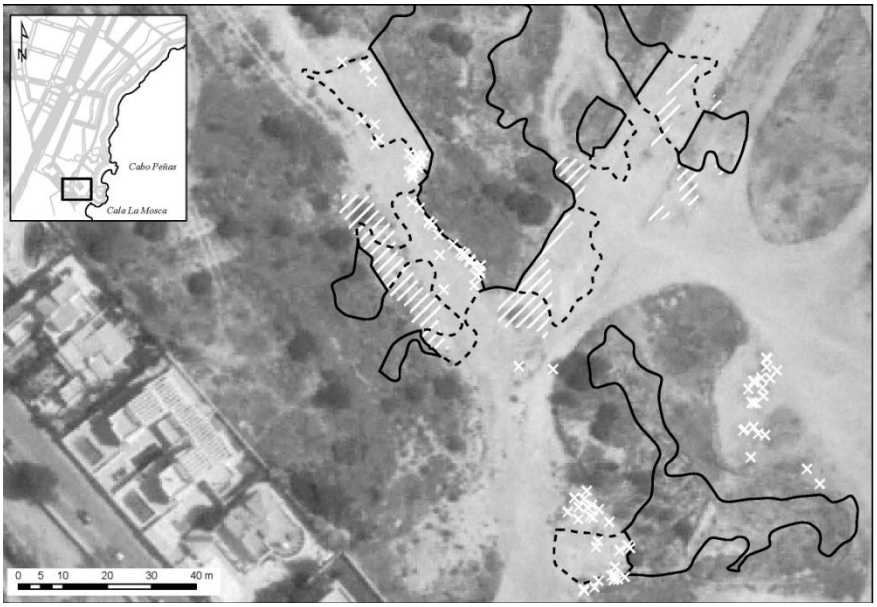


Figura 3. Ortofotografía de (PNOA-IGN-ICV) con la distribución de Helianthemum caput-felis Boiss del censo del 2006 (perímetro en negro), áreas afectadas por los movimientos de tierra de 2007 (perímetro en negro discontinuo) y ejemplares y manchas regeneradas ("x" y trama oblicua en blanco) del censo del 2013

Ordenación del frente litoral. La construcción del paseo marítimo; la accesibilidad descontrolada al litoral y a las playas de vehículos motorizados, bicicletas, peatones y animales domésticos; y el estacionamiento de vehículos (caravanas, turismos, etc.) son las actuaciones y afecciones observadas en el área estudiada que, excepto en la mencionada en primer lugar, el resto tiene un incremento considerable desde finales de la primavera hasta principios del otoño.

Las repercusiones han sido totalmente negativas ya que han supuesto la degradación, reducción y eliminación de la especie y su hábitat, así como la fragmentación de las poblaciones. Hasta el momento sólo se han contabilizado las consecuencias de esta actuación en la zona próxima de acceso a playas y acantilados de la Cala de la Mosca. La apertura de estos viales y el pisoteo han determinado la eliminación de una pequeña mancha de la especie (8,54 m²) y un total de 197 ejemplares (figura 4).

Introducción de especies autóctonas y alóctonas. Se ha producido de manera directa relacionada con las actuaciones urbanísticas y apertura de nuevos viales de comunicación, referido al ajardinamiento vinculado al carril bici-ampliación de la N-332 (*Anthyllis terniflora* y *Rosmarinus officinalis*, entre otras) y del paseo marítimo.

Indirectamente se vincula al ajardinamiento espontáneo en los límites de la urbanización, a los vertederos incontrolados de podas de jardines aledaños y a la dispersión de especies exóticas (*Carpobrotus* sp. pl., *Agave* sp. pl., *Acacia* sp. pl., *Aloe* sp. pl., *Oxalis* sp. pl, *Opuntia* sp. pl.).

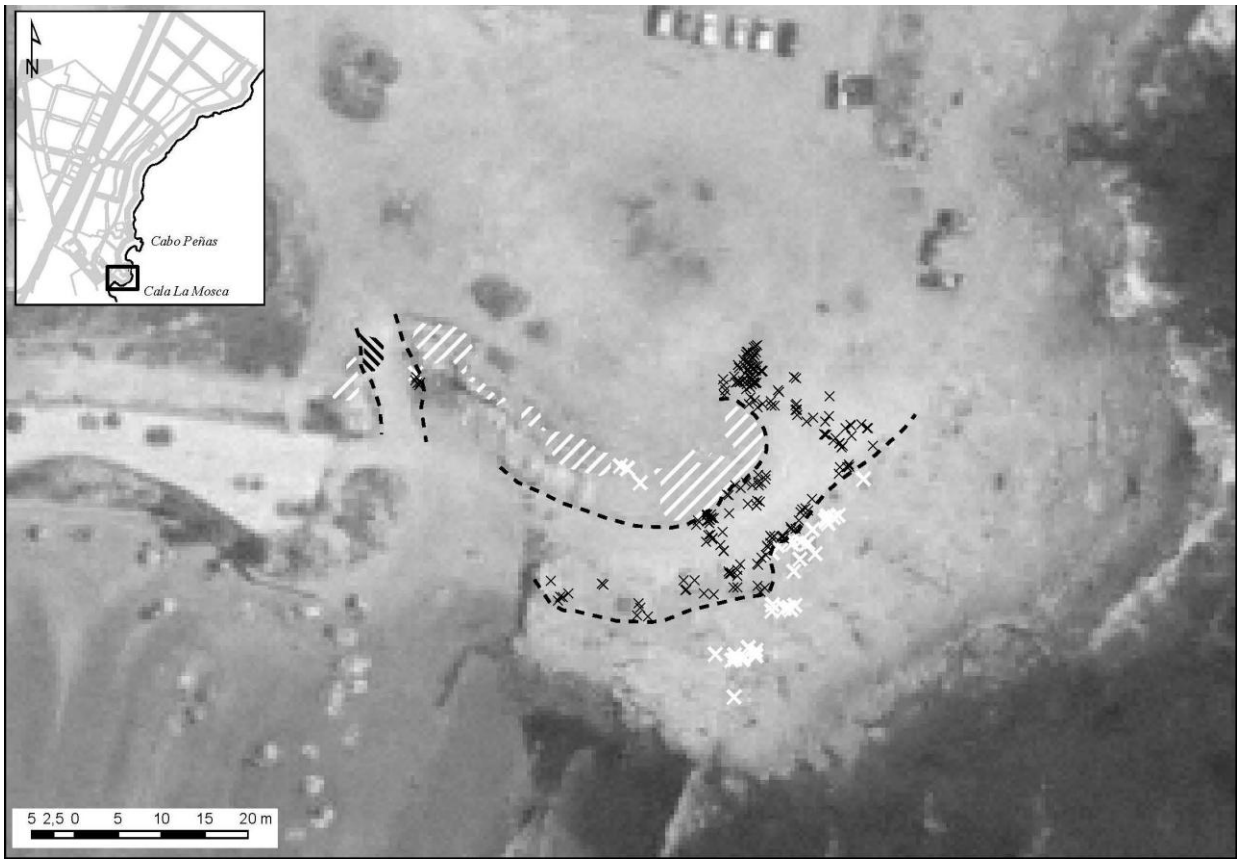


Figura 4. Ortofotografía de 2012 (PNOA-IGN-ICV) en la que se han destacado ("x" y trama oblicua en negro) los ejemplares y polígonos eliminados a consecuencia de la apertura, entre 2007 y 2011, de los accesos desde el paseo marítimo (líneas discontinuas en negro) al área estudiada. En blanco ("x" y trama oblicua) individuos y manchas registrados en 2013

Por lo que se refiere a sus efectos, aparte de los señalados anteriormente sobre la reducción y eliminación de la especie y su hábitat y la fragmentación de las poblaciones; se añade una regresión debida a la menor competencia vegetal con las especies introducidas y la consiguiente artificialización del hábitat; si bien son procesos que no han quedado explícitamente reflejados en el análisis comparado. Sólo se han hecho evidentes a través del trabajo de campo.

Acumulación de basuras y escombros, relacionados con antiguos asentamientos ilegales de inmigrantes y la falta de limpieza de los residuos y basuras que dejaron en la zona, así como la presencia de inertes procedentes de obras, que, igualmente, se acumulan en algunos puntos y no han sido retirados.

Estos hecho, repercuten de igual manera, en la reducción y eliminación de la especie y su hábitat y en la degradación de la especie y su hábitat; pero, además, se produce una ruderalización de la vegetación por aparición de especies vegetales relacionadas con dichos impactos. Circunstancias que, al igual que en el caso anterior, precisan de las prospecciones y análisis *in situ*.

Dinámica geomorfológica. Se han observado procesos de desprendimientos, vuelcos, deslizamientos y acarcavamientos presentes, en general, en todo el frente litoral, dinámica habitual en zonas acantiladas como la estudiada (Matarredona et al., 2006).

Las consecuencias, bloques desprendidos y material deslizado, así como la apertura de cárcavas y pérdida de suelo que favorecen la fragmentación de poblaciones, fluctuaciones extremas en las manchas de *Helianthemum caput-felis* Boiss., al igual que en el resto de especies vegetales que colonizan estos espacios. La consecuencia es la reducción y la eliminación de la especie y su hábitat. Así se ha interpretado la geometría que presentan algunos de los polígonos situados en las zonas más activas de los acantilado, aunque, sin poder demostrar, de momento, la relación causal directa.

Dinámica vegetal. En este apartado se alude a la competencia entre especies vegetales por los nutrientes y, sobre todo, por la luz, de modo que en aquellas formaciones cerradas y densas como son las masas de pinar, formaciones de maquia litoral, los albardinales y los rodales de especies nitrófilas impiden la germinación y crecimiento de *Helianthemum caput-felis* Boiss. Por otra parte, también se ha anotado en los cuadernos de campo el parasitismo, concretamente de *Cuscuta epithymum* sobre la *jarilla cabeza de gato*.

Las consecuencias obrservadas inciden de nuevo en aspectos comentados con anterioridad y que, por lo tanto, agravan el estado de esta especie vegetal: su reducción y eliminación, así como de su hábitat; y la fragmentación de las poblaciones (figura 5).

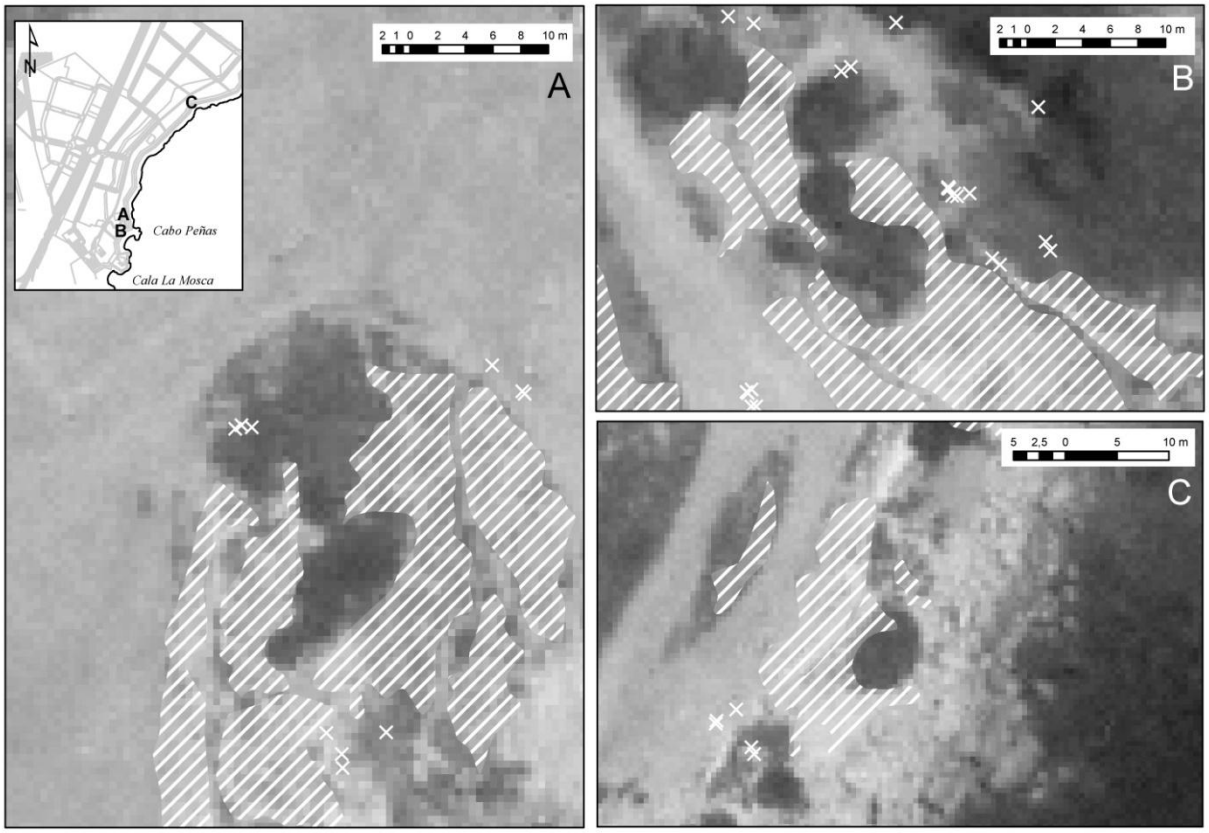


Figura 5. Ortofotografías de 2012 (PNOA-IGN-ICV) en las que se puede observar la distribución de las manchas y ejemplares de Helianthemum caput-felis Boiss. ("x" y trama oblicua en blanco) "huyendo" de las formaciones densas de albardinal y pinar.

CONCLUSIONES

A partir de los resultados expuestos, el balance general es que las poblaciones de *Helianthemum caput-felis* Boiss. entre Punta Prima y Cala de la Mosca presenta una dinámica regresiva, lo que demuestra la necesidad de una gestión de la conservación del taxón en ese espacio y asevera, al menos *a priori*, la nueva catalogación de esta especie vegetal como *En Peligro* dentro del *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España* (Bañares. *et al*, 2010), de manera que se debería plantear su revisión en el catálogo valenciano.

En algunos sectores, la especie ha mostrado una buena capacidad regenerativa tras importantes movimientos de tierra, lo que, sin duda ha ayudado a la hora de establecer propuestas de gestión como las expuestas.

Para alcanzar dichas conclusiones, a partir de los exhaustivos inventarios llevados a cabo y la reflexión en torno a la multitud de situaciones en las que se han encontrado las poblaciones analizadas, ha resultado de gran utilidad la metodología propuesta para la identificación de las amenazas y sus efectos. A partir de las evidencias conseguidas con el análisis espacial comparado, se ha elaborado una relación de medidas de conservación para paliar y, en su caso, revertir el proceso de eliminación y degradación de las poblaciones de la *jarilla cabeza de gato* y el hábitat que las contiene. (Tabla 1. Evidencias y propuestas de conservación).

EVIDENCIAS	PROPUESTAS DE CONSERVACIÓN
La entrada, a través del paseo, de vehículos motorizados, ha supuesto la desaparición de numerosos ejemplares, junto con cualquier tipo de vegetación.	Es necesario evitar completamente el tráfico rodado a través del paseo y calles colindantes
Tránsito descontrolado de viandantes, ciclistas y animales domésticos	Limitar el tránsito mediante una red de senderos para bicicletas y peatones marcados con postes-balizas (ejemplo interesante en Punta la Glea, Orihuela-Costa)
Las especies de jardinería asilvestradas a lo largo del sector o directamente plantadas en los entornos de las casas reducen el hábitat de la planta.	Eliminación de especies invasoras, campañas de sensibilización

El vertido incontrolado de escombros afecta directamente a la eliminación de ejemplares y hábitat	Retirada cuidadosa de dichos vertidos, evitando al máximo impactos sobre vegetación y fauna.
El vallado de lonas y soportes metálicos ha favorecido la permanencia de ejemplares de *Helianthemum caput-felis* Boiss., pero estas estructuras en la actualidad están muy deterioradas. Presencia de residuos de podas de jardinería y de escombros de obras	Limpiar residuos y retirar las lonas y soportes metálicos del vallado. Sustituir éste por sistemas de señalización más integrado en el paisaje.
El crecimiento de pinos crea ambientes ombrófilos que limitan el desarrollo de la planta	Realizar podas y aclareos que aumenten la entrada de luz solar en el interior de las manchas de pinar
Algunos movimientos de tierra para la urbanización, se han colonizado mayoritariamente de vegetación nitrófila, que expulsa a *Helianthemum caput-felis* Boiss.	Sustitución progresiva con especies autóctonas y recuperación del hábitat
El vallado de la zona urbanizada (callejero) ha supuesto una concentración del paso y tránsito en estos sectores hacia la línea de costa, eliminando parte de los núcleos de población de *Helianthemum caput-felis* Boiss. existentes con anterioridad	Fomentar la recolonización natural de la vegetación y regeneración en la zona más próxima al acantilado, evitando el acceso completo de vehículos, personas y animales domésticos. Para ello se podría proceder a un vallado total de estos sectores (ej. En Platja del Carabassí-Cabo de Santa Pola) para, posteriormente, dar paso a otros sistemas de aislamiento de menor impacto
El paseo marítimo y el ajardinamiento vinculado al mismo ha destruido el hábitat de la planta	Evitar la ampliación de dicho paseo
La acumulación de basuras y escombros ligados a asentamientos ilegales, incide en la degradación del hábitat mediante una ruderalización de la vegetación o la eliminación directa del taxón	Eliminación de dichos residuos, fundamentalmente localizados en el pinar próximo a la carretera nacional

Referencias bibliográficas

Bañares, A. *et al*. (eds.) (2004). *Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España: taxones prioritarios*, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 962 pp.

Bañares, A. *et al* (eds.) (2010) *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Adenda 2010,* Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino)-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas, Madrid, 170 pp.

Giménez, P., Padilla A., Sánchez, A. y Marco, J.A. (2008). "Integración de una cartografía corológica a escala de detalle mediante GPS en el proceso urbanizador: *Helianthemum caput-felis* Boiss. en el litoral sur de Alicante (España)", XI *Coloquio Ibérico de Geografía*. Alcalá de Henares, pp. 1-15.

Laguna, E., Crespo, MB., Mateo, G., López, S., Fabregat, C., Serra, L., Herrero-Borgoñón, J.J., Carretero, J.L., Aguilella, A. y Figuerola, A. (1998): *Flora endémica, rara o amenazada de la Comunidad Valenciana*, Consellería de Medio Ambiente, Generalitat Valenciana, Valencia, 443 pp.

Marco, J.A. (2005). "Los humedales costeros del sur de Alicante: perspectiva evolutiva", *Jornadas del Bicentenario. Torrevieja 1803-2003*., Ayuntamiento de Torrevieja-Universidad de Alicante, Torrevieja, pp. 33-54.

Marco, J.A., Padilla, A., Sánchez, A. y Giménez, P. (2006). "*Helianthemum caput-felis* Boiss. entre Punta Prima y Cabo Roig (Litoral suralicantino)", en Giménez, P., Marco, J.A., Matarredona, E., Padilla, A. y Sánchez, A. (eds) *Geografía Física y Medio Ambiente*, Asociación de Geógrafos Españoles, Alicante, pp.169-182.

Marco, J.A., Padilla, A., Sánchez, A. y Giménez, P. (2008). "Aplicaciones de las tecnologías SIG y GPS en la dinámica de poblaciones de flora amenazada: *Helianthemum caput-felis* Boiss.", *XIII Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica*. Las Palmas de Gran Canaria, Universidad, pp. 635-649.

Marco, J.A., Giménez, P., Padilla, A. y Sánchez, A. (2011). "Crecimiento urbano y conservación de flora amenazada: aplicaciones cartográficas en el caso de *Helianthemum caput-felis* Boiss.". *Serie Geográfica*, 17: 125-139.

Matarredona, E., Marco, J.A. y Prieto, A. (2006). "La configuración física del litoral sur alicantino", en Giménez, P., Marco, J.A., Matarredona, E., Padilla, A. y Sánchez, A. (eds) *Geografía Física y Medio Ambiente*, Asociación de Geógrafos Españoles, Alicante, pp. 35-48.

PNOA ©INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL DE ESPAÑA - INSTITUT CARTOGRÀFIC VALENCIÀ (2012): *Ortofoto 1:5.000 Comunidad Valenciana año 2012*. Valencia

Soler, J.X., Serra, Ll., Hurtado, A. y Bertomeu, M. (2009). *Plantas de interés de Teulada*. Ajuntament de Teulada, Alicante, 141 pp.

Standards and Petitions Working Group (2006). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 6.2.* Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Biodiversity Assessments Sub-Committee in December 2006 http://app.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedListGuidelines.pdf

UICN (2001). *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN, Gland (Suiza) y Cambridge (Reino Unido) 43 pp.

LA INFLUENCIA DE LA ALTERACIÓN DEL PAISAJE COSTERO DESDE 1956 A 2007 EN LA INVASIÓN ACTUAL POR PLANTAS EXÓTICAS

González-Moreno, P. (1); Pino, J. (2); Cózar, A. (3); García de Lomas, J. (4); Vilà, M. (1)

(1) Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC), Sevilla. pgonzalez@ebd.csic.es
(2) CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona, Cerdanyola del Vallès.
(3) Universidad de Cádiz, Puerto Real.
(4) Agencia Andaluza de Medio Ambiente y Agua. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Sevilla.

Resumen: determinados usos del suelo pueden actuar como fuente de propágulos de plantas exóticas o propiciar condiciones favorables para su establecimiento, derivando en procesos de invasión con grandes impactos en la biodiversidad. Nuestro objetivo ha sido entender los efectos de la antropización del paisaje litoral desde 1956 a 2007 en la riqueza de plantas exóticas. Identificamos todas las especies vegetales exóticas a lo largo de transectos recorriendo 381 Km de la costa del Sudoeste español. Estudiamos la asociación de la riqueza de exóticas con el clima, cubiertas de suelo en 1956, 1991 y 2007, intensidad de antropización entre 1956 y 2007 y área protegida. Encontramos una asociación positiva entre la riqueza de exóticas y el área antropizada. En cambio, la intensidad de antropización o área protegida no presentaron asociación. La asociación fue mayor considerando el paisaje de 1956, reflejando un posible crédito de invasión.

Palabras clave: antropización, crédito de invasión, plantas exóticas, paisaje, cubiertas de suelo.

Abstract (The influence of landscape alteration from 1956 to 2007 in the current level of plant invasion of coastal areas): plant invasions can greatly affect both the landscape and biodiversity. Furthermore, specific land-use types might act as source of non-native propagules. Our aim has been to study the relative importance of the human influence at the landscape scale from 1956 to 2007 on the richness of non-native plants. We identified all non-native species along transects covering 381 Km of the South Eastern coast of Spain. We studied the association of non-native richness with climate, land-use in 1956, 1991 and 2007, intensity of landscape change between 1956 and 2007 and protected area. We found a positive association between the level of invasion and the quantity of human influenced area. Conversely, we did not find significant association with intensity of landscape change or protected area. The association was higher considering landscape of 1956 reflecting a potential invasion credit.

Key words: anthropization, invasion credit, exotic plants, landscape, land-cover.

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas y los cambios en el paisaje producidos por el hombre (i.e. antropización) son dos de los mayores determinantes del cambio global, afectando en gran manera a la biodiversidad tanto de forma independiente como sinérgica (Sala et al., 2000). Las invasiones por especies exóticas pueden causar cambios importantes en la composición de especies de los paisajes invadidos. Además, determinados tipos de uso de suelo pueden actuar como fuente de propágulos de especies exóticas y propiciar unas condiciones ambientales favorables para el establecimiento y expansión de estas especies (Gavier-Pizarro et al., 2010; González-Moreno et al., 2013). Aunque se ha avanzado en ambas direcciones, algunos aspectos siguen inexplorados. Por ejemplo, son escasos los trabajos sobre del efecto del cambio del paisaje en el grado de invasión. También desconocemos en qué medida la presencia de áreas protegidas actúan como zonas de amortiguación de la invasión (Ficetola et al., 2010).

El estudio del efecto combinado de los cambios en el paisaje y las invasiones requiere de un análisis temporal. De hecho, el efecto que las transformaciones del paisaje puede tener sobre el grado de invasión solo llega a ser completamente evidente tras cierto tiempo de retraso (Kuussaari et al., 2009; Jackson y Sax, 2010; Essl et al., 2012). De esta forma, la alteración reciente del paisaje puede que no tengan un efecto inmediato en el grado de invasión actual si no que se vean reflejados en las comunidades florísticas venideras. Este efecto retardado en la aparición de nuevas especies en las comunidades se denomina crédito de invasión o más generalmente crédito de inmigración (Jackson y Sax, 2010) en contraposición a la bien estudiada deuda de extinción para especies en peligro de extinción local (Kuussaari et al., 2009).

El intenso desarrollo urbano en las áreas costeras de España ha aumentado la presión sobre los espacios naturales que se mantienen en la actualidad. Este impacto se ha visto ampliado por el establecimiento de especies invasoras capaces de cambiar la fisionomía y estructura de las comunidades naturales (Sobrino et al., 2009). Con el objetivo de entender mejor los procesos espacio-temporales a escala de paisaje en el grado de invasión en zonas costeras,

hemos explorado la influencia de la antropización del paisaje costero desde 1956 a 2007 y la presencia de áreas protegidas en la riqueza de especies de plantas exóticas.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en la costa Sudoeste de Andalucía cubriendo un total de 381 Km de línea costera atlántica desde Isla Cristina (Huelva) al Oeste hasta Sotogrande (Cádiz) al Este (Fig. 1).

METODOLOGÍA

Datos florísticos

La línea costera se dividió en celdas de 250 m x 250 m (Fig. 1). El grado de invasión en cada celda se cuantificó muestreando un transecto paralelo a la línea de costa siguiendo la primera presencia de vegetación y otro ~50m hacia el interior. En un radio de 25 m desde el transecto se identificaron todas las especies exóticas. Debido a problemas de accesibilidad y alteración costera, 809 fueron finalmente elegidas Para cada celda se calculó el número total de especies vegetales exóticas (riqueza de exóticas de aquí en adelante).

Variables de paisaje y clima

Se caracterizó el paisaje usando el Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía de 1956, 1991 y 2007 interpretados a través de vuelos fotogramétricos e imágenes Landsat (Junta de Andalucía, 2010). La escala de trabajo fue de 1:25.000 para 1956 y 2007 mientras que para 1991 se trabajó a 1:50.000. Se calculó para cada celda

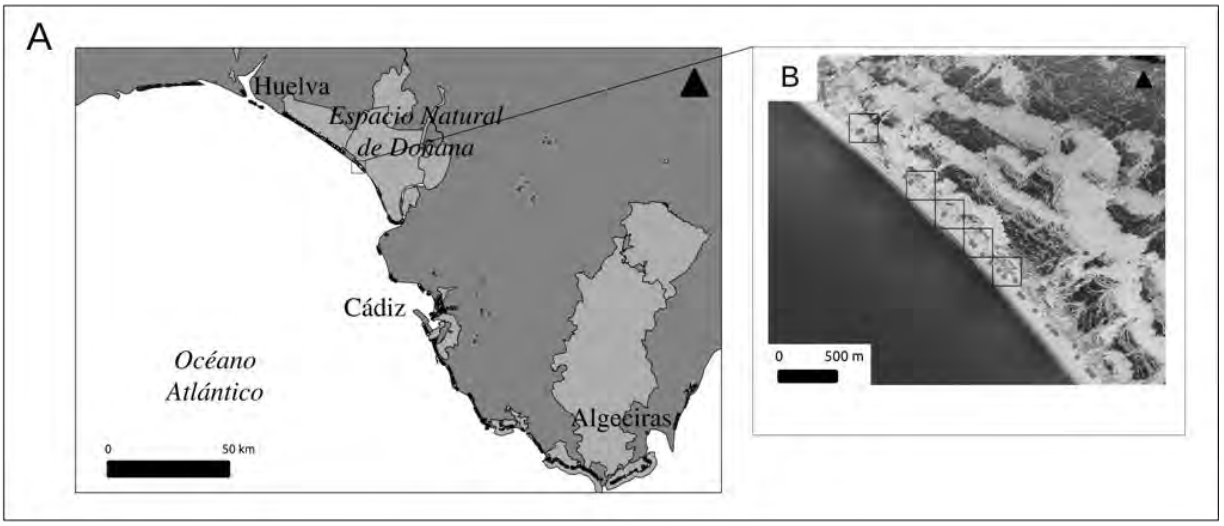


Fig. 1: A) Área de estudio en el litoral andaluz. Puntos indican celdas muestreadas. Áreas en verde indican espacios naturales protegidos. B) Muestro de vegetación en la costa andaluza (Sudeste de Matalascañas). Puntos: ocurrencia de especies exóticas; línea amarilla: transectos; Cuadrados gris: celdas de 250m.

el porcentaje de cubiertas que alberga en cada año de estudio en un radio de 250, 500, 1000, 2.000, 3.000, 4.000 y 5.000 m. El tipo de cubiertas relacionadas con la antropización consideradas fueron: agrícola, urbano laxo (i.e. urbanizaciones y zonas ajardinadas), urbano denso (i.e. áreas de alta densidad de población), y plantaciones forestales. Del mismo modo se seleccionaron cubiertas reflejando el tipo de hábitat (cubiertas locales): humedales y dunas. Se calculó así mismo la intensidad de antropización como la diferencia entre el porcentaje de zona natural (i.e. pastos, matorral o bosque) entre el año 1956 y 2007. Para el mismo número de radios se calculó el porcentaje de área protegida considerada en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) (Junta de Andalucía, 2012).

Para controlar el efecto del clima en el grado de invasión para cada celda calculamos 19 variables bioclimáticas basadas en la información sobre precipitación y temperatura del sistema de información UNEX (http://ide.unex.es) a 1 km de resolución para el periodo 1971-2007.

Análisis estadísticos

Se llevó a cabo un análisis previo para seleccionar el radio en el que cada variable de paisaje mostraba una mayor asociación con la riqueza de exóticas basado en el índice de correlación de Pearson. Posteriormente, para evitar problemas de colinealidad en los análisis seleccionamos aquellas variables de paisaje y climáticas poco correlacionadas ($r<0,7$) y con mayor significado biológico. De tal manera que para el paisaje incluimos todas las variables calculadas mientras que para el clima seleccionamos la temperatura mínima del mes más frío (temperatura mínima), la precipitación annual y la precipitación de verano.

Se usó inferencia multimodelo basada en modelos lineales generalizados (GLM) para identificar los mejores modelos y clasificar todas las variables independientes de acuerdo a su influencia en la riqueza de exóticas a nivel de celda (N=809) (Burnham y Anderson, 2002). Se usó una distribución de residuos de Poisson aconsejada para variables de conteo. Todas las variables independientes fueron estandarizadas y centradas para facilitar la

interpretación de los coeficientes de los modelos. Los modelos fueron comparados usando el Criterio de Información de Akaike corregido para un elevado número de predictores (AICc). Primero se seleccionó el mejor modelo de variables climáticas y de cubiertas locales para el año 2007 (modelo local). Posteoriormente, se ejecutaron modelos utilizando las variables de cubiertas de antropización para los años 1956, 1991 y 2007 en el que se incluían como fijas las variables seleccionadas en el modelo local. Comparando los mejores modelos para cada año por AICc identificamos si la riqueza de exóticas actual se asocia más al paisaje pasado que al reciente reflejando un posible crédito de invasión (Kuussaari et al., 2009). Finalmente, para identificar las variables con mayor grado de asociación con la riqueza de exóticas, se ejecutaron todos los modelos posibles con las variables del modelo local, del mejor modelo temporal y el ratio de antropización. Utilizando los mejores modelos (AICc<4: modelos con igual soporte estadístico) se calculó la media e intervalos de confianza de los coeficientes de las variables como la suma ponderada del valor del coeficiente en los modelos en los que la variable estuviera presente multiplicada por la importancia del modelo (Burnham & Anderson, 2002).

RESULTADOS

Grado de invasión costera

Del total de 803 celdas muestreadas, 362 estaban invadidas. Se identificaron un total de 59 especies de plantas exóticas neófitas (introducidas con posterioridad a 1492). Por celda muestreada se identificaron de media 0,93 (SD=1,43) especies y como máximo 10 especies. Las especies exóticas más abundantes fueron *Carpobrotus edulis* L. (presente en 113 celdas), *Opuntia dillenii* Ker-Gawl. Haw. (82), *Agave* spp. (61), *Arctotheca calendula* L. (59) y *Eucalyptus* spp. (40).

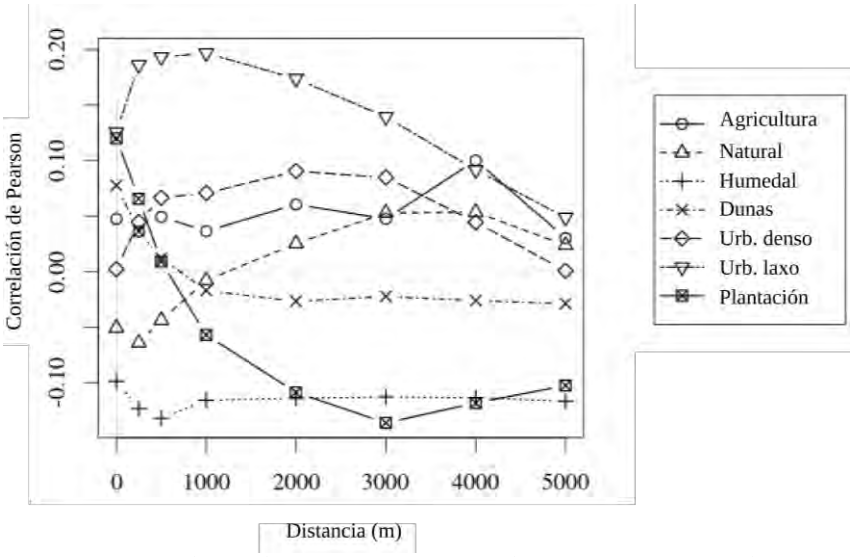


Fig. 2: Correlación de Pearson entre riqueza de exóticas y porcentaje de cubiertas en 2007 para cada radio de distancia.

Radio de influencia del paisaje

El porcentaje de coberturas locales (humedales, dunas y natural) tiende a tener especial influencia en la riqueza de exóticas justo a nivel de la celda para todos los años de estudio (Fig. 2). Por el contrario, las de agricultura, urbano laxo y denso, presentan una mayor influencia en torno a 500-1.000 m que desciende tanto a distancias mayores como menores para todos los años. Por último, las plantaciones forestales reflejaron una variabilidad elevada entre años, con un mayor efecto a nivel de celda para 1956 y 2007, y a 250 m para 1991. Para el resto de análisis utilizamos Como compromiso las variables calculadas a nivel de celda para coberturas locales; 500 m para agricultura, urbano laxo y denso; y 250 m para plantaciones forestales.

La escala temporal del paisaje

El mejor modelo implementado para explicar la riqueza de exóticas considera las variables de cubiertas de antropización del año 1956 (Tabla 1). Los modelos con las variables de 1991 y 2007 presentaron el mismo soporte estadístico.

	1956	1991	2007
R^2	0.13	0.11	0.11
AIC	2238.3	2270.72	2274.2
AICc	2238.58	2270.94	2274.38

Tabla 1: Comparación de ajuste de los modelos explicando riqueza de exóticas con variables de paisaje y clima para los años estudiados.

Importancia relativa de las características del paisaje

Considerando las variables de paisaje del mejor modelo temporal (1956), se identificó una asociación significativa positiva entre la riqueza de exóticas y el porcentaje de cubierta agrícola, urbano laxo y plantación forestal (Tabla 2). El resto de variables de paisaje no presentaron una asociación significativa con el grado de invasión. Respecto a clima, solamente se observó una asociación negativa entre la riqueza de exóticas y la temperatura mínima.

INTERPRETACIÓN

La comunidad de especies de plantas exóticas encontrada en la costa Andaluza es similar a otras zonas de la Península Ibérica. Así por ejemplo se identificaron en la costa catalana las mismas especies relevantes de origen sudafricano y americano tales como *Carpobrotus edulis*, *Agave* spp. o *Opuntia* spp. (Sobrino et al., 2009; González-Moreno et al., 2013).

El grado de invasión local puede explicarse por un proceso espacial jerárquico en el que distintas variables actúan a diferentes escalas (Milbau et al., 2009). De tal manera las variables climáticas explicarían la variabilidad en el grado de invasión a escalas regionales o continentales mientras que a una escala de paisaje o local las diferencias vendrían explicadas por las características del paisaje y el tipo de hábitat local.

En nuestro sistema de estudio (<400 Km), las variables de paisaje reflejaron un papel principal para explicar el grado de invasión local (i.e. riqueza de especies exóticas). Las variables de paisaje relacionadas con disponibilidad de propágulos de especies exóticas y la perturbación humana reflejaron una mayor asociación con la riqueza de especies exóticas (Pino et al., 2009; Gassó et al., 2009; González-Moreno et al., 2013).

Variable	Radio	Media	ES	Z	Pr
Intercepto		-0.59	0.05	11.77	< 0,001
% Agricultura	500	0.25	0.04	5.66	< 0,001
Temperatura mínima		-0.34	0.06	5.46	< 0,001
Intensidad antropización	500	-0.08	0.05	1.55	0.12
% Plantación forestal	250	0.09	0.02	4.51	< 0,001
% Urbano laxo	500	0.16	0.03	6.01	< 0,001
Precipitación anual		-0.08	0.06	1.43	0.15
% Humedal	0	-0.09	0.06	1.35	0.18
% Área protegida	0	-0.09	0.06	1.51	0.13
% Urbano denso	500	-0.05	0.05	0.93	0.35

Tabla 2: Valor medio (Media) y error estándar (ES) de los coeficientes de los mejores modelos explicando riqueza de exóticas (AICc<4) en relación con variables de paisaje y clima. Para las variables % Agricultura, Urbano laxo y denso se consideró el año 1956 (mejor modelo temporal) mientras que para el resto de variables la fecha más reciente.

Entre ellas, el porcentaje de área agrícola y urbano laxo fueron las variables con mayor peso relativo en la asociación. Este último caso es de especial relevancia ya que no se encontró asociación significativa con el porcentaje de urbano denso. La diferenciación entre tipo de cubiertas de tipo urbano en el grado de asociación con la invasión se puede explicar por la existencia de una mayor área ajardinada en zonas urbanas laxas ya que en general disponen de una mayor presencia de especies exóticas con capacidad de dispersarse a zonas naturales (Gavier-Pizarro et al., 2010; González-Moreno et al., 2013).

Por otra parte, no se observó ninguna relación significativa con el porcentaje de área protegida o con la intensidad de antropización entre 1956 y 2007. Respecto al primer aspecto se puede concluir que las áreas protegidas costeras no están libres de ser invadidas ya que la presión humana sigue siendo elevada en las áreas circundantes. Aspectos como una larga historia de invasión, la finalidad con la que se ha introducido cada especie (e.g., fijación de dunas y taludes en el caso de *Carpobrotus* spp.) o mecanismos de dispersión eficaces para algunas de las especies más prevalentes (aves en el caso de *Opuntia dillenii*) pueden explicar que incluso áreas relativamente alejadas de núcleos urbanos puedan sufrir invasiones. Este resultado contrasta con estudios a mayor escala donde se observó una menor invasión en áreas protegidas (Lonsdale, 1999). En cuanto al segundo aspecto, esperábamos un mayor grado de invasión en áreas que hubieran sufrido un grado de alteración mayor. Sin embargo, se comprobó que el grado de invasión se asocia en mayor medida con el área total antropizada que con la intensidad de antropización de las últimas décadas.

Se ha propuesto que alteraciones pasadas pueden tener reflejo en el grado de invasión de las comunidades vegetales actuales (Vilà et al., 2003; Domenech et al., 2005; Jackson y Sax, 2010). En este sentido encontramos un mejor ajuste de los modelos considerando las características del paisaje en el 1956 que en 1991 o 2007. Este resultado sugiere la existencia de cierto crédito de invasión ya que encontramos un mayor grado de invasión relativo en zonas antropizadas desde 1956 que en zonas de reciente alteración. En otras palabras, el grado de invasión en zonas alteradas desde los años 90 presentan un grado de invasión menor que el esperado en relación con el paisaje antropizado que presentan en la actualidad. En estas circunstancias, sería esperable un progresivo incremento del grado de invasión en las áreas costeras donde se han producido alteraciones del paisaje recientes.

CONCLUSIONES

El intenso desarrollo humano en las áreas costeras no sólo ha ejercido una presión directa sobre las áreas naturales mediante la destrucción y fragmentación de hábitats sino que interviene también de manera significativa en la presencia de especies exóticas (Sobrino et al., 2009; González-Moreno et al., 2013). Así observamos una asociación directa entre el grado de invasión de la costa y la abundancia de áreas antropizadas en el paisaje como proxis de la abundancia de propágulos de plantas exóticas y el grado de perturbación. En concreto, esta asociación es mayor si se tienen en cuenta las características del paisaje en el pasado, reflejando un crédito de invasión y un potencial de invasión que todavía no ha llegado a su máximo en las áreas de reciente urbanización.

Referencias bibliográficas

Burnham, K.P. y Anderson, D.R. (2002): "Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach", Second edition. Springer-Verlag NY, New York, USA.

Domenech, R., Vila, M., Pino, J., Gesti, J. (2005): "Historical land-use legacy and Cortaderia selloana invasion in the Mediterranean region", *Global Change Biology*, 11, 1054–1064.

Essl, F., Mang, T., Moser, D. (2012): "Ancient and recent alien species in temperate forests: steady state and time lags", *Biological Invasions*, 14, 1331–1342.

Ficetola, G.F., Maiorano, L., Falcucci, A., Dendoncker, N., Boitani, L., Padoa Schioppa, E., Miaud, C., Thuiller, W. (2010): "Knowing the past to predict the future: land use change and the distribution of invasive bullfrogs", Global Change Biology, 16, 528–537.

Gassó, N., Sol, D., Pino, J., Dana, E.D., Lloret, F., Sanz-Elorza, M., Sobrino, E., Vilà, M. (2009): "Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain", *Diversity and Distributions*, 15, 50–58.

Gavier-Pizarro, G.I., Radeloff, V.C., Stewart, S.I., Huebner, C.D., Keuler, N.S. (2010): "Housing is positively associated with invasive exotic plant species richness in New England, USA", *Ecological Applications*, 20, 1913–1925.

González-Moreno, P., Pino, J., Carreras, D., Basnou, C., Fernández-Rebollar, I., Vilà, M. (2013): "Quantifying the landscape influence on plant invasions in Mediterranean coastal habitats", *Landscape Ecology*, 28, 891–903.

Jackson, S.T. y Sax, D.F. (2010): "Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover". *Trends in Ecology & Evolutio*n, 25, 153–160.

Junta de Andalucía (2012): "Delimitación de los Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (EENNPP) autonómicos a escala de detalle y semidetalle. Información actualizada". Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, Junta de Andalucía., Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Sevilla.

Junta de Andalucía (2010): "Mapa de usos y coberturas vegetales del suelo de Andalucía".

Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I. (2009): "Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation", *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 564–571.

Lonsdale, W.M. (1999): "Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility". *Ecology*, 80, 1522–1536.

Milbau, A., Stout, J.C., Graae, B.J., Nijs, I. (2009): "A hierarchical framework for integrating invasibility experiments incorporating different factors and spatial scales", *Biological Invasions*, 11, 941–950.

Pino, J., Font, X., De Cáceres, M., Molowny- Horas, R. (2009): "Floristic homogenization by native ruderal and alien plants in north- east Spain: the effect of environmental differences on a regional scale", *Global Ecology and Biogeography*, 18, 563–574.

Sobrino, E., Sanz-Elorza, M., Dana, E.D., González-Moreno, A. (2009): "Invasibility of a coastal strip in NE Spain by alien plants", *Journal of Vegetation Science*, 13, 585–594.

Vilà, M., Burriel, J.A., Pino, J., Chamizo, J., Llach, E., Porterias, M., Vives, M. (2003): "Association between Opuntia species invasion and changes in land-cover in the Mediterranean region", *Global Change Biology*, 9, 1234–1239.

CARACTERIZACION GEOBOTANICA DEL SABINAR DE EL MARQUES. RESERVA BIOLOGICA DE DOÑANA: FACTORES GEOEDÁFICOS Y TERMO-HIGROMÉTRICOS

Cámara, R. (1), Díaz del Olmo, F. (1), Borja, C. (1), Recio, J.M (2), Salva, M. (3), Salvador, F. (3).

(1) Dpto. Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla, racamara@us.es, delolmo@us.es, cesarborja@us.es
(2) Dpto. de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal. Universidad de Córdoba. bv1reesj@uco.es
(3) Dpto. de Geografia Física i Anàlisi Geogràfica Regional. Universitat de Barcelona salva@ub.edu, fsalvador@ub.edu

Resumen: Se realiza un transecto de vegetación en una muestra con 12 parcelas ubicada en el sabinar de El Marqués, en la Reserva Biológica de Doñana. El trabajo pone de manifiesto la importancia de la posición geomorfológica en la distribución en cobertura y altura del sabinar, así como las formaciones arbustivas ubicadas en las cubetas. La utilización de medidores HOBO en el aire y en el suelo y su comparación con los datos termopluviométricos aportados por la estación del Palacio de Doñana muestran una correlación alta entre los datos analíticos de los balances y los datos obtenidos en campo.

Palabras clave: Reserva Biológica de Doñana, sabinar, geobotánica, método MIFC

Abstract: Vegetation transect was conducted in a sample with 12 plots located in the El Marqués juniper in the Doñana Biological Reserve. The work highlights the importance of geomorphological position and height distribution coverage of juniper and shrub formations located in the basins. Using HOBO meters in the air and on the ground and their comparison with temperatura and rainfall data provided by the Palacio Doñana Station show a high correlation between the analytical balance sheet data and field data.

Keywords: Doñana Biological Reserve, juniper, geobotany, MIFC method

INTRODUCCIÓN

El sabinar del Marques es la unidad de bosque de sabino más representativa por su conservación y continuidad en la Reserva Biológica de Doñana, con constancia de los fotogramas aéreos de 1956. En la caracterización geobotánica del sabinar se resaltan dos grupos de factores ecológicos. El primero de carácter edáfico está definido por el comportamiento de cuatro variables: alta conductividad hidráulica, ausencia de dinámica hídrica subsuperficial, mantenimiento de valores elevados de humedad y comportamiento estable térmico con valores máximos y mínimos próximos a la media. De otra parte, el grupo de factores geomorfológicos identifica dos situaciones del modelado dunar, con diferente respuesta en la estructura horizontal y vertical de la vegetación del sabinar: depresiones y dorsos dunares con sabinar (*Juniperus phoenicea subsp. turbinata* (Guss.) Nyman) y crestas y dorsos dunares con formaciones arbustivas abiertas de sabinar con cistáceas (*Juniperus phoenicea subsp. turbinata* (Guss.) Nyman, *Cistus libanotis* L., *Halimium halimifolium* (L.) Willk. in Willk.).

Los objetivos del trabajo son:

-Determinar en el modelo de vegetación a nivel de transecto la importancia de los factores geoedáficos y termo-higrométricos del sabinar de El Marqués.

-Caracterizar la distribución de la vegetación en un transecto de 550 m. Con sus posisicones geomorfológicas y geoedáficas del AMEs.-Determinación del comportamiento geoedáfico de la conductividad hidráulica.

-Análisis comparado termo-higrométrico del suelo a -5 y -50 cm y del aire mediante HOBOS a nivel de transecto, con los datos de la estación termopluviométrica de la EBD.

SITUACIÓN

El sabinar de El Marqués se haya localizado en la Reserva Biológica de Doñana, dentro de los límites del Parque Nacional de Doñana (Figura 1). El transecto se desarrolla entre las cubetas interdunares y atraviesa transversalmente dos crestas dunares y una depresión interdunar. En la depresión interdunar se desarrolla una pardificación.

METODOLOGÍA

Se ha realizado un transecto transversal de la formación dunar para su caracterización geobotánica, levantando 12 parcelas (0,12 has) en una muestra de dicho sabinar según el método MIFC (Cámara y Díaz del Olmo, 2013). Se practican cinco perfiles de suelos hasta 2.50-2.80 m de profundidad y se lleva a cabo un análisis comparativo de

los caracteres bioclimáticos en base a los datos de temperatura y precipitación de la Estación del Palacio de Doñana, a partir de medidores de la temperatura del aire (HOBO U23-001 de Temp/Hum. Relativa para Intemperie); así como su repercusión diaria en los perfiles de los suelos a -10 y -50 cm de profundidad (HOBO U12-006 de 4 Canales Externos, Vegetronix - Humedad Suelo VH400, y TMC6-HD Sensor).

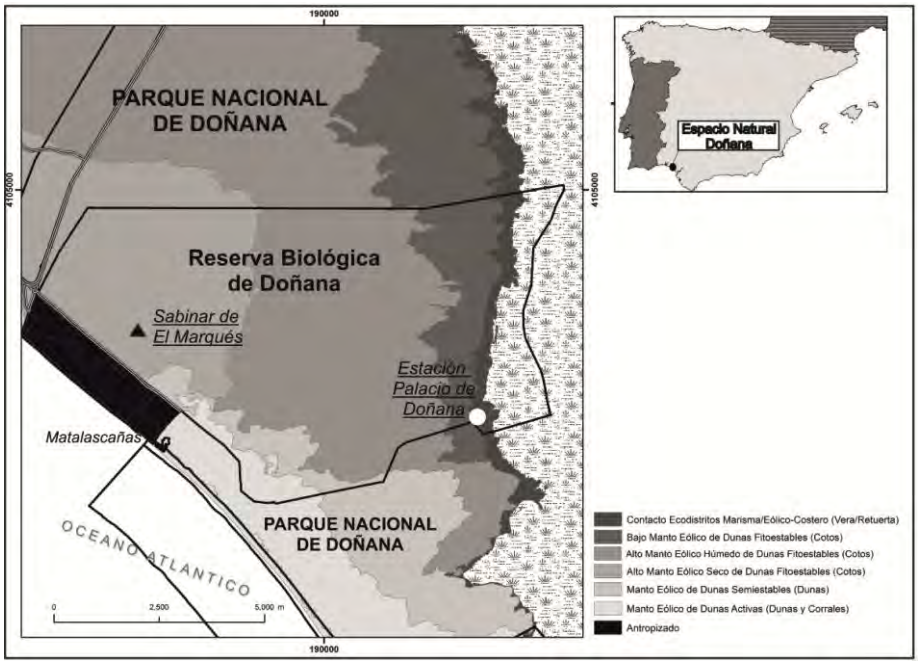


Figura 1. Mapa de situación del sabinar de El Marqués en el Parque Nacional de Doñana

Se ha realizado un transecto transversal de la formación dunar para su caracterización geobotánica, levantando 12 parcelas (0,12 has) en una muestra de dicho sabinar según el método MIFC (Cámara y Díaz del Olmo, 2013). Se practican cinco perfiles de suelos hasta 2.50-2.80 m de profundidad y se lleva a cabo un análisis comparativo de los caracteres bioclimáticos en base a los datos de temperatura y precipitación de la Estación del Palacio de Doñana, a partir de medidores de la temperatura del aire (HOBO U23-001 de Temp/Hum. Relativa para Intemperie); así como su repercusión diaria en los perfiles de los suelos a -10 y -50 cm de profundidad (HOBO U12-006 de 4 Canales Externos, Vegetronix - Humedad Suelo VH400, y TMC6-HD Sensor).

DATOS

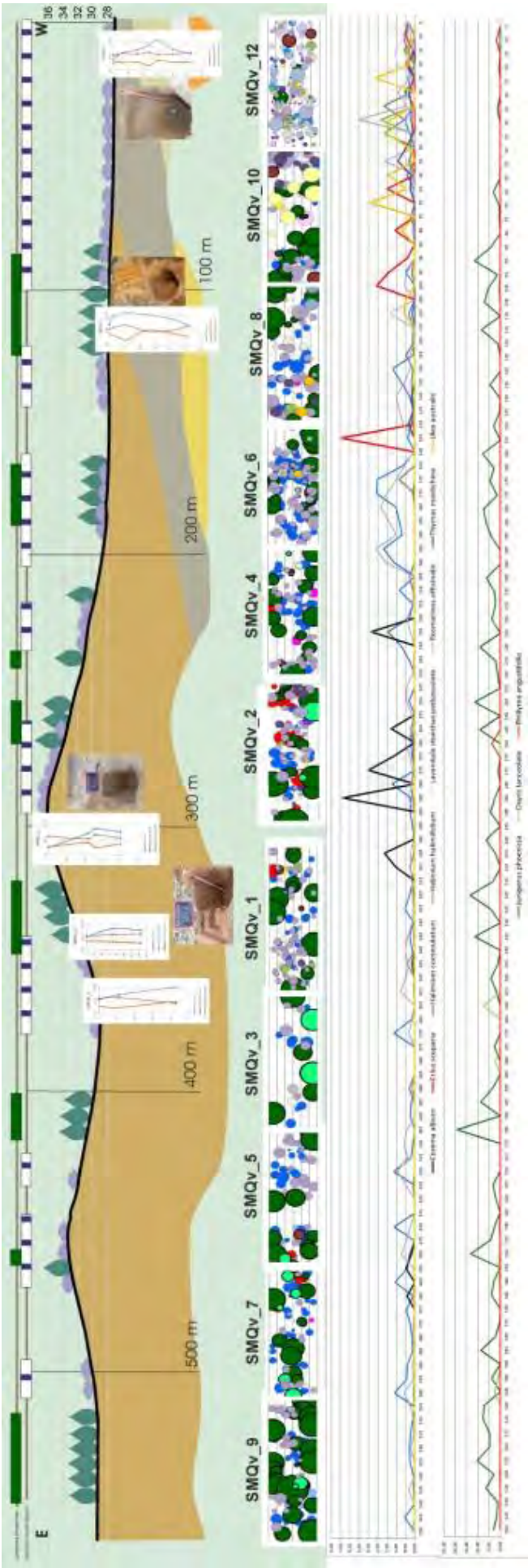
El tratamiento de los datos de los 12 transectos nos permite determinar cuáles son las especies más características por abundancia, dominancia y presencia (IVI) en el total de la muestra que agrupa las doce parcelas. El mayor IVI (tabla 1) lo tiene *Juniperus phoenicia* (28.357) al que acompaña un matorral de *Rosmarinus officinalis, Cistus libanotis, Halimium conmutatum, Corema albúum* y *Osyris lanceolata*. Este matorral acompañante es diferente del monte blanco en el que domina el *Halimium halimifolium* que se distribuye de forma general en el resto del Parque Nacional, e incluso del matorral de otros sabinares que hemos trabajado el en Navazo del Toro, Charco del Toro (Cámara et al., 2013) y en la Atarazana en el médano del Asperillo (Alonso, 2014)

En las figuras 2 a 4 se muestra la distribución de las 12 parcelas, con la posición de las catenas de suelos, y los diagramas de burbuja que expresan la cobertura horizontal de cada especie en cada parcela. La figura 3 y 4 se expone gráficamente la dominancia de cada especie a lo largo del transecto, de las especies arbustivas más importantes en la figura 2 y del sabinar en la figura 3.

El conjunto presenta índice de diversidad alfa caracterizados por una diversidad media-baja, con un índice de Shannon 2.02 nats (habitual en el dominio mediterráneo), y una dominancia alta (Simpson 0.81) (tabla 2), con una riqueza de 19 especies de fanerófitos y caméfitos y 940 individuos con sus atributos (altura, cobertura, DAP, posición en el transecto) medidos.

especies	IVI
Juniperus phoenicia	28.36
Rosmarinus officinalis	16.13
Cistus libanotis	15.28
Halimium commutatum	7.60
Corema album	4.57
Osyris lanceolata	3.49
Cistus salviifolius	3.33
Halimium halimifolium	2.63
Phillyrea angustifolia	2.31
Thymus mastichina	2.20
Cytisus grandiflorus	1.71
Stauracanthus genistoides	1.70
Erica scoparia	1.64
Lavandula stoechas pedunculata	1.58
Helichrysum picardii	1.43
Ulex australis	1.24
Olea europaea	1.09
Pinus pinea	0.62
Rhamnus oleoides	0.45

Tabla 1. Índice de Valor de Importancia (IVI) de la muestra de 12 parcelas del Sabinar de El Marqués.



De arriba a abajo:
Figura 1: distribución de los transectos del Sabinar de el Marqués entre las dos cubetas y atravesando transversalmente dos cretas de dunas y una depresión interdunar. Sobre el perfil geomorfológico se sitúan las catenas de suelo. En ellas las línea azul marca la variación de la conductividad hidráulica con la profundidad, La línea rojala variación en profundidad del porcentaje de arenas finas (0.125 a 0.25 mm) y en la línea naranja las arenas media (0.25 a 0.50 mm). Debajo del transectos los diagramas de burbuja que expresan la cobertura horizontal por especie en cada parcela.
Figura 2: gráfica de variación de la dominancia de las principales especies arbustivas leñosas
Figura 3: gráfica de variación de la dominancia de las principales especies arbóreas: *Juniperus phoenicea turbinata*, *Osyris Lanceolata* y *Phyllirea angustifolia*.

	Total
Taxa_S	**19.00**
Individuals	**940.00**
Dominance_D	**0.19**
Simpson_1-D	**0.81**
Shannon_H	**2.02**
Evenness_e^H/S	**0.40**
Equitability_J	**0.69**

Tabla 2. Indices de diversidad alfa de la muestra.

Figura 5. Cambios en la vegetación registrados en los fotogramas de los años 1956 y 2009.

INTERPRETACIÓN

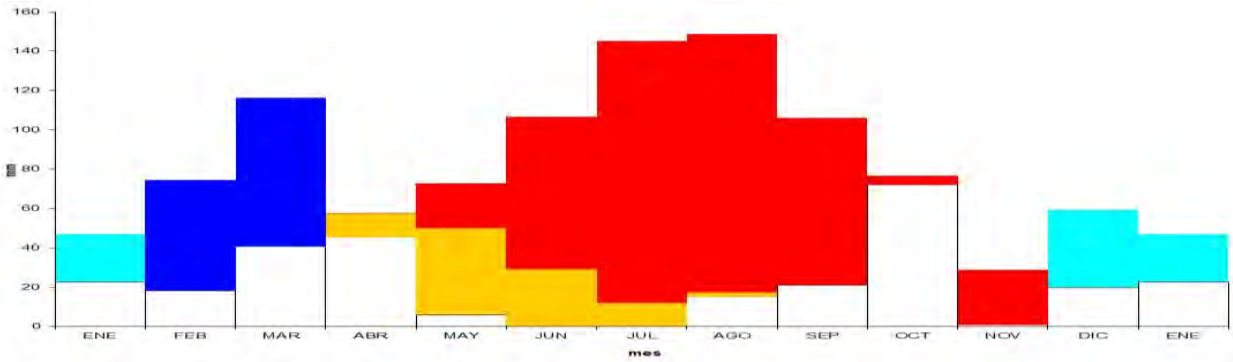
La vegetación de SBM constituye un remanente de bosque de sabinos (*Juniperus phoenicea turbinata*) del litoral de Doñana, constatándose en el fotograma aéreo de 1956 (Figura 5) donde se enmarca entre la superficie desforestada que le rodea.

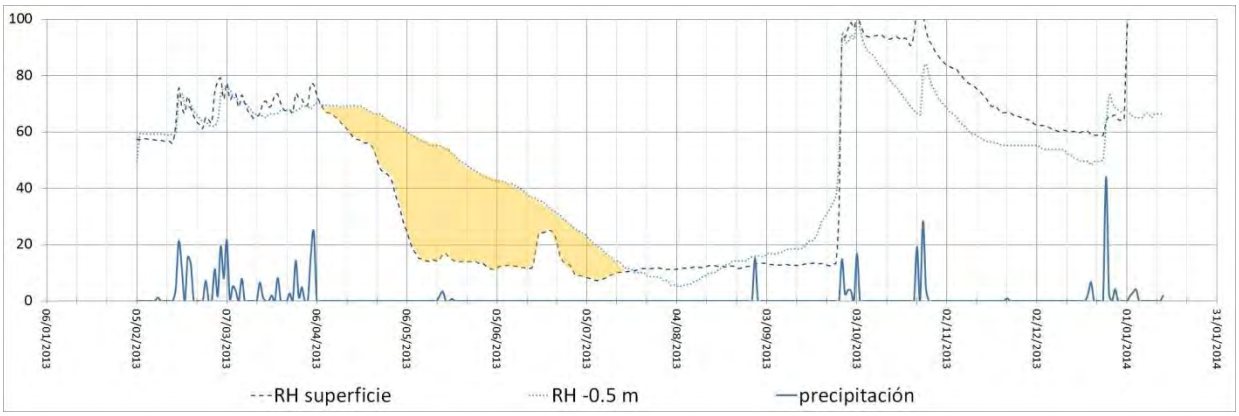
La distribución de la vegetación en el transecto estudiado (metodo MIFC, Cámara y Díaz del Olmo, 2013) muestra una disposición alternante de concentraciones de individuos de sabinos situados en dorsos y depresiones dunares, y de vegetación arbustiva de *Rosmarinus-Cistus libanotis* con sabinos dispersos en crestas. Al W del transecto se ha localizado una formación arbustiva diferenciada de *Halimium halimifolium* y *H. conmutatum* con *Ulex australis* (figuras 2, 3 y 4), que se desarrolla sobre una posición geomorfológica de antiguas cubetas sobre un conjunto de dunas arrasadas con *Erica scoparia*. Esta distribución alternante de las coberturas arbóreas y arbustiva configura para esta formación una típica textura de vegetación bandeada (banded vegetation), que por sus rasgos podemos concretar en un tipo particular: bandas disimétricas con anchuras diferenciadas (broad banded patern, Valentin et al., 1999), próximo a una fisonomía de textura laberíntica (labyrinths, Deblauew et al., 2008). (Figura 6)

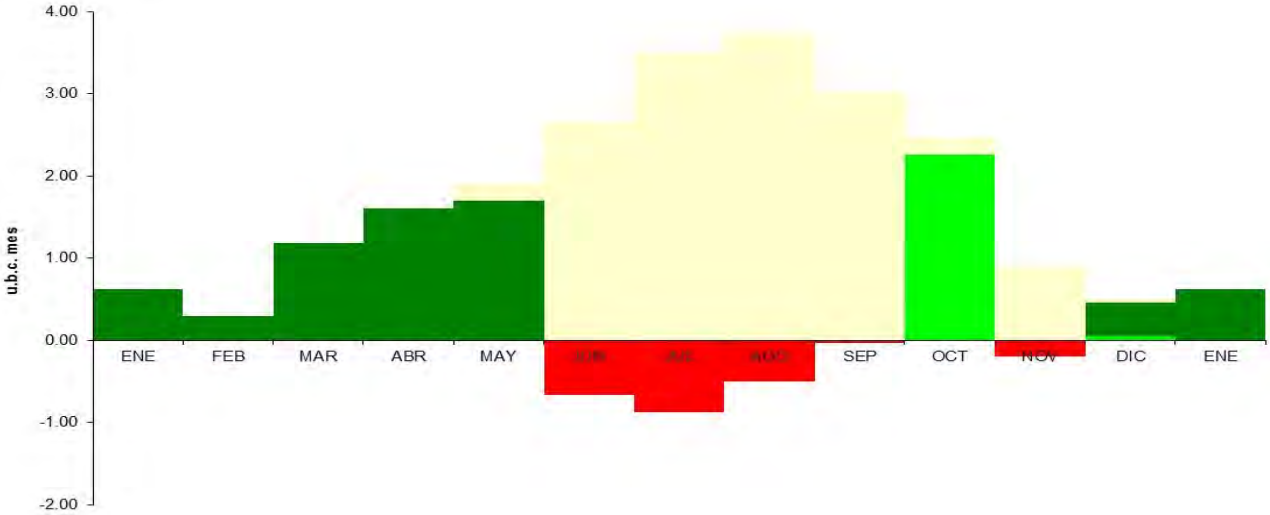
Figura 6. En verde la superficie con mayor cobertura de sabinos, que se concentra en las depresiones interdunares.

Desde el punto de vista geomorfo-edáfico el transecto diferencia las dos posiciones de crestas-dorsos-depresiones y cubeta en dunas arrasadas. La primera refleja unos perfiles con una alta conductividad hidráulica en torno a 100 cm/h (línea azul en las gráficas de las catenas en la Figura 2) Mientras que en la segunda posición disminuye la conductuvidad hidráulica en profundidad alcanzado los 60 cm/hora, lo que permite una circulación subsuperficial del dorso de la duna a la cubeta interdunar y facilita la colonización del monte negro (*Erica scoparia*) y cuyo tránsito hacia el transecto se resuelve con una formación de monte blanco de *Halimium halimifolium* con *Ulex australis*.

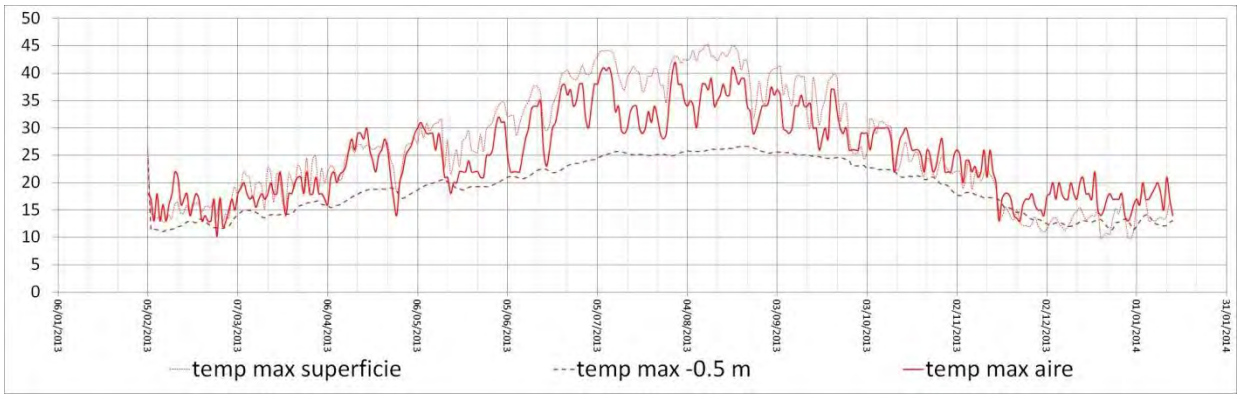
El balance hídrico de Thornthwaite (Fig. 7) a partir de los datos mensuales termo-pluviométricos del año 2013 (estación EBD), concuerda con los datos analíticos obtenidos con el medidor HOBO U12-006 ubicado en suelo del Sabinar del Marqués en la parcela SMQv_7 en una depresión interdunar (Figura 8).

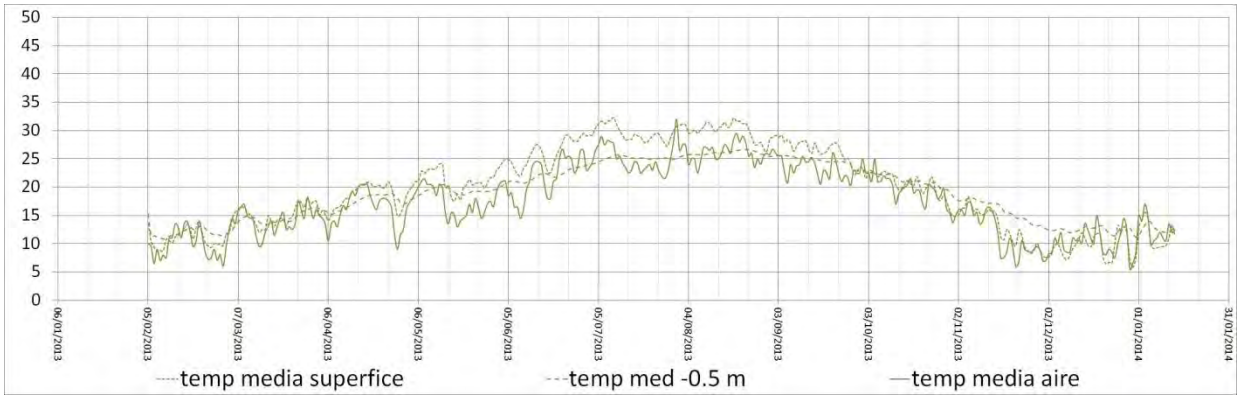


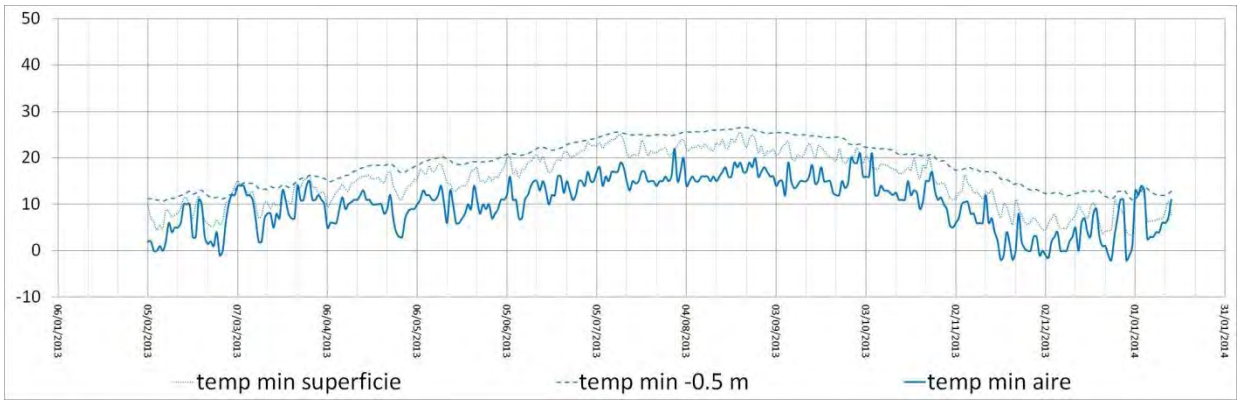


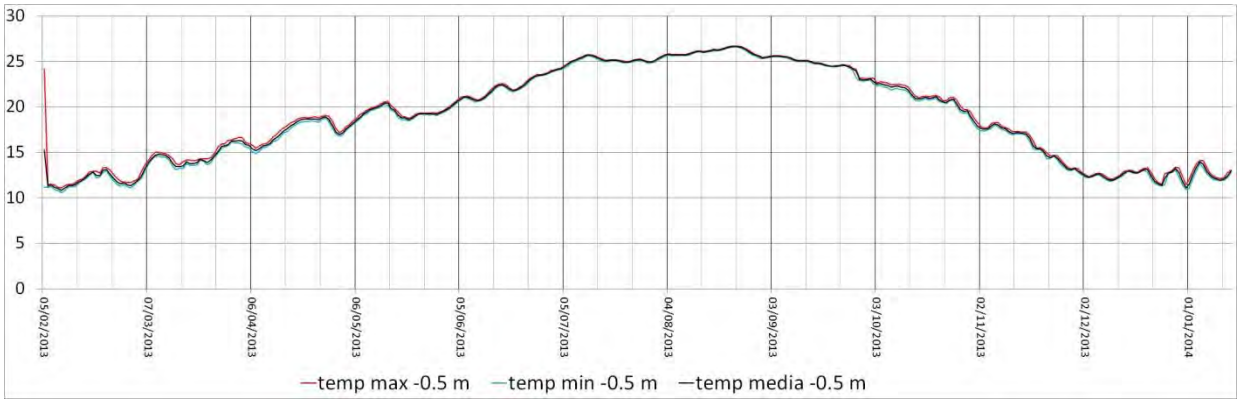


De arriba abajo:
Figura 7. Balance hídrico del suelo del año 2013 según el método de Thornthwaite (1955, 1957). Las barras azul oscuro expresan el excedente de agua una vez el suelo se encuentra saturado, el azul claro el recargo de agua del suelo, en rojo el déficit hídrico del suelo y en amarillo el mantenimiento de humedad en el suelo durante el déficit.
Figura 8: variación de la humedad del suelo del año 2013 medida con el HOBO U12-006 a -5 cm (en línea a trazos) y a -50 cm (en línea punteada), junto a la precipitación captada por la estación de la EBD (línea continua). Se puede observar en la superficie naranja marcada en esta gráfica como la humedad que se mantiene en el suelo medida con el HOBO, es equivalente en tiempo y proporción a la aportada analíticamente por el balance de Thornthwaite.
Figura 9. Balance bioclimático de Montero de Burgos y González de Rebollar (1974). En barras verdes oscuro la actividad vegetativa real, en verde claro la actividad vegetativa condicionada, después del período de paralización vegetativa por causas hídricas (barras rojas). Obsérvese también la coincidencia del diagrama bioclimático del año 2003 con el Balance hídrico y con los datos del HOBO









De arriba abajo (año 2013):
(Valores de temperatura: En línea continua datos del medidor HOBO del aire, en línea de puntos a -5 cm, y en línea a trazo a -50 cm., estas dos últimas medidas con el HOBO del suelo)
Figura 10. Variación de la temperatura máxima
Figura 11. Variación de la temperatura media
Figura 12. Variación de la temperatura mínima
Figura 13. Comparación de las temperaturas máximas, mínima y media a -50 cm de profundidad, medida con el HOBO. Puede apreciarse la escasa oscilación entre la máxima y la mínima a esta profundidad y su proximidad a la media.

A nivel diario, la variación de la humedad en los perfiles de suelos a -50 cm de profundidad, muestran el decrecimiento de la humedad edáfica entre abril y junio (figura 8), correspondiente al período de déficit hídrico que se prolonga de abril hasta noviembre. De junio a noviembre tiene lugar la paralización vegetativa (Figura 9), con una interrupción por las precipitaciones del mes de octubre. Los datos térmicos aportados por este sensor a -5 cm. muestran una elevada correspondencia con los datos aportados por el sensor del aire HOBO U23-001 (Fig.10-11), si bien a -50 cm de profundidad, la variación diaria se amortigua, y las máximas y mínima diarias se aproximan mucho a los valores medios. Estos datos muestran un comportamiento estenotérmico a -50 cm. (Figura 13), induciendo una situación muy diferenciada entre el aparato aéreo de las plantas y sus raíces: mientras en el aparato aéreo de las plantas la oscilación térmica anual alcanza de 30ºC pudiendo alcanzar la oscilación térmica diaria hasta 8ºC, en las raíces la oscilación térmica anual es de 16ºC, y la diaria no supera 0,5ºC.

CONCLUSIONES

Los sabinares del Sabinar del Marques constituye una formación vegetal propia del litoral sobre arenas con un índice de diversidad medio y dominancia alta. El modelo de vegetación bandeada del mismo es un rasgo geobotánico del AMEs con alternancia de formaciones arbóreas y arbustivas, que responden a cuatro factores mesológicos: 1) la aridez ambiental del manto eólico (precipitación en torno a los 500 mm con alta ETP); 2) el comportamiento estenotérmico e higrométrico del suelo a partir de -50 cm; 3) la xericidad edáfica representada por la alta conductividad hidráulica del substrato arenoso con valores de 100 cm/h. hasta -300 cm.; y 4) la alternancia de crestas-dorsos-depresiones del AMEs con un gradiente de pendientes en torno a 0,2%.

Referencias bibliográficas

- Cámara Artigas, R. (2004) Escalonamiento bioclimático, regímenes ecodinámicos y formaciones vegetales de la isla La Española, República Dominicana. En: M. Panareda et al. (Ed.) Estudios en Biogeografía 2004. Ed. Aster. Barcelona pp. 39-55
- Cámara Artigas, R.; Díaz del Olmo, F. (2013) Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (I): fundamentos metodológicos. Rev. Estudios Geográficos. Vol 74, No 274, 67-88
- Cámara Artigas, R.; Díaz del Olmo, F., Borja Barrera, C. (2013) Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (MIFC) (II): estudio de los sabinares de la Reserva Biológica de Doñana (RBD) (España) Rev. Estudios Geográficos. Vol 74, No 274,. 89-114
- Deblauwe, V., Barbier, N.; Lejeune, O., Bogert, J. (2008) The global biogeography of semi-arid periodic vegetation patterns. Global Ecology and Biogeography, 17, pp 715-723
- López Cadenas, F., Mintegui, J.A. (1986) Hidrología de superficie. Fundación del Valle Salazar. ETSI. Madrid
- Montero de Burgos, J.L., González Rebollar, J.L. (1974) Diagramas bioclimáticos. ICONA. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- Thornthwaite, C. W.; Mather, J. R. (1955): The Water Balance. Laboratory of Climatology. Publ. in Climatol, 8: 1-104.
- Thornthwaite, C. W.; Mather, J. R. (1957): Instructions and Tables for Computing Potential Evapotranspiration and the Water Balance. Drexel Institute of Technology, Laboratory of Climatology. Publ. in Climatology, 10:181-311
- Valentin, C., d'Herbes, J.M., Poesen, J. (1999) Soil and water components of banded vegetation patterns. Catena 37. pp 1-24

EDAFOGÉNESIS SOBRE EL MANTO EÓLICO LITORAL DEL ABALARIO-DOÑANA (HUELVA, ESPAÑA): EL PERFIL SOJ-2 DEL SABINAR DE OJILLO

Recio, J.M. (1), Cámara, R. (2), Borja, C. (2), Díaz del Olmo, F. (2), Borja, F. (3).

(1) Dpto. Botánica, Ecología, F. Vegetal, Universidad de Córdoba, bv1reesj@uco.es
(2) Dpto. Geografía Física y AGR, Universidad de Sevilla. delolmo@us.es, racamara@us.es, cesarborja@us.es
(3) Área de Geografía Física. Dpto. de Historia II y Geografía. Universidad de Huelva, fborja@uhu.es.

Resumen: Las arenas dunares del sabinar de Ojillo (*Juniperus turbinata* Guss) muestran una evolución alterológica tendente a la formación de un suelo con características de Arenosol lúvico y crómico (FAO, 1991). Los procesos de lavado lateral y de arrastre en profundidad de coloides y partículas *(sand washing*) serían los responsables de la formación de un horizonte B incipiente, enriquecido en arcillas y compuestos ferro-orgánicos, así como de su aspecto isohúmico. La vermiculitización y caolinitización serían los procesos de neoformación más significativos.

Palabras clave: Edafogénesis, sabinares, dunas, Doñana, España.

Abstract: Pedogenesis on eolian litoral sheet of El Abalario-Doñana (Huelva, SW part of Spain). The SOJ-2 soil profile in Ojillo sabine forest. The sand dunes of Ojillo sabine forest (*Juniperus turbinate Guss*) show a weathering processes with the formation of a Luvic chromic Arenosol (FAO, 1991). The lateral and in depth colloid and particles washing processes would be the responsible of incipient B horizont, enriched in clay and iron-organic compounds and of its isohumic appearance. Vermiculite and caolinite neosynthesis formation would be significant aspects.

Key words: Pedogenesis, sabine, sand dunes, Doñana, Spain.

INTRODUCCIÓN

Los procesos de alteración y formación de suelos que se desarrollan sobre el manto eólico litoral de Doñana (*Borja et als.* 2014) han sido estudiados recientemente en situaciones relacionadas con la génesis y evolución de geo-ecosistemas típicamente lagunares por Díaz del Olmo *et al.* (2014) y Recio *et al*. (2009, 2011). En estos trabajos se ha abordado al mismo tiempo los procesos de traslocación de partículas que a través de esta masa arenosa acontecen, definidos como "*sand washing"* (Recio *et als*. 2014).

El presente trabajo expone las características morfológicas y fisco-químicas más relevantes de un perfil de suelo desarrollado sobre dunas fitoestables por un sabinar cuya presencia se constata al menos desde la foto áerea de 1956 (perfil SOJ-2 en el sabinar Ojillo, en el Alto Manto Eólico Seco) (Bejarano *et al.* 2010; Cámara *et al.,* 2013) (Fig. 1), con el objeto de conocer cómo se perfila la edafogénesis sobre estas mismas arenas dunares, cómo se efectúa el movimiento lateral y en profundidad de finos, así como definir los procesos alterológicos generales que se producen en esta situación geomorfológica.

Figura 1. Localización del Sabinar El Ojillo

METODOLOGÍA

El perfil SOJ-2 (foto 1 y 2) ha sido descrito y clasificado según las normas de FAO (1977 y 1989). Su caracterización fisicoquímica y mineralógica se ha efectuado siguiendo la metodología usual de nuestro laboratorio (Brindley and Brown, 1980); Dearing, 1999; Duchaufour, 1975; Guitián y Carballas, 1976; MAPA, 1986 ; Mehra y Jackson, 1960 ; Montealegre, 1976; Munsell, 1990; Parfenoff, y Pomerol, 1970; Pinta, 1971; Sims y Haby, 1971; Soils Survey England and Wales, 1982; USDA. 1973).

Foto 1. Perfil del Sabinar de El Ojillo

Foto 2. Cata de SOJs_2 en el sabinar de El Ojillo

RESULTADOS

El perfil SOJ-2 aparece como un potente suelo arenoso, abierto hasta unos 300 cm. de profundidad (Tabla 1), y coronado por unos horizontes oscuros empardecidos de 90 cm de espesor, con características próximas a los suelos isohúmicos de DUCHAUFOUR (1984). A la vista de su caracterización fisicoquímica, presenta a su vez una morfología correspondiente a los Arenosoles de FAO (1989), pero con presencia de un horizonte de acumulación de compuestos orgánicos ricos en hierro y manganeso, de características lúvicas, que lo hace ser clasificado como un típico Arenosol lúvico crómico. Este perfil muestra una secuencia de horizontes tipo A (A11 y A12) superficiales de 30 cm., y unos 60 cm de espesor para el horizonte B de acumulación (B11 y B12). A partir de los 100 cm, los horizontes C adquieren características morfológicas típicas de las arenas dunares estudiadas en otros perfiles de suelos por Díaz del Olmo *et al.* (2014) y Recio *et al.* (2014).

El contenido de C orgánico tan solo se detecta en cantidades apreciables en los 15 cm superficiales (1.25%); la pérdida por ignición muestra valores decrecientes a lo largo del perfil, máximos en estos 90 cm coloreados del suelo (hasta 1,38%), una materia orgánica elaborada que se traslocada al amparo de los valores de pH neutros en torno a 7, y de una salinidad prácticamente inexistente (Tabla 1). La valores más altos de humedad son coincidentes con estos mismos máximos valores.

Perfil SOJ-2 Prof. (cm)/Hor.	Color (s)	Color (h)	Hum. %	MO ign. %	C %	MO %	pH (H_2O)	CE (mh/s)
0-15 (A_{11})	2,5 Y 4/4	10 YR 3/2	0,50	1,80	0,73	1,25	7,6	0,11
15-30 (A_{12})	2,5 Y 4/4	10 YR 3/2	0,60	1,48	0	0	7,5	0,11
30-60 (B_{11})	2,5 Y 4/4	10 YR 2/2	0,57	1,44	0	0	7,4	0,1
60-90 (B_{12})	2,5 Y 4/4	10 YR 2/2	0,56	1,38	0	0	7,3	0,11
90-120 (C_1)	10 YR 4/4	10 YR 3/4	0,41	0,93	0	0	7,2	0,11
120-150 (C_2)	10 YR 5/6	10 YR 4/4	0,29	0,62	0	0	7,2	0,08
150-180 (C_3)	10 YR 6/6	10 YR 5/6	0,19	0,48	0	0	7,2	0,06
180-210 (C_4)	2,5 Y 7/6	10 YR 4/6	0,14	0,32	0	0	7,3	0,06
210-240 (C_5)	2,5 Y 7/6	10 YR 5/6	0,11	0,29	-	-	7,2	0,05
240-270 (C_6)	2,5 Y 7/6	2,5 Y 5/6	0,12	0,31	-	-	7,1	0,06
270-300 (C_7)	2,5 Y 7/6	2,5 Y 5/6	0,15	0,37	-	-	7	0,06

Tabla 1.- Caracterización general del perfil SOJ-2

La densidad aparente se hace mayor en el fondo del perfil, dado el espesor de arenas que se desarrollan por encima, reflejado al mismo tiempo en una menor porosidad (en torno al 36%). Los valores de conductividad hidráulica muestran siempre valores de drenaje muy rápidos y sin diferencias apreciables a lo largo del perfil (Cámara *et al.,* 2013).

Como medida directa de la alteración, los niveles de Fe y Mn extraídos con ditionito ponen de nuevo de manifiesto estas tres partes bien diferenciadas del perfil, así como la presencia del horizonte B antes comentado. De igual forma, la susceptibilidad magnética acompaña a estos valores, siendo máxima en el horizonte B (152 x 10^{-9}) (Tabla 2; Figura, 2).

PerfilSOJ-2 Prof. (cm)	D.apar. g/cm3	D.real g/cm3	Poro. %	S.mg. * (10-9)	C.H. cm/h	Fe (mg/100g)	Mn (mg/100g)	CO3= %	P (mg/100gr)
0-15	1,50	2,47	39,20	120	39,7	206	40	0	4,32
15-30	1,45	2,44	40,40	152	63,6	217	56	0	3,67
30-60	1,51	2,58	41,60	152	-	281	61	0	3,86
60-90	1,51	2,56	41,20	148	80,62	293	58	0	3,88
90-120	1,49	2,62	43,20	108	-	184	36	0	4,93
120-150	1,55	2,66	41,60	60	86,04	116	11	0	4,27
150-180	1,58	2,63	40,00	40	-	81	3	0	5,34
180-210	1,64	2,64	38,00	36	77,51	56	2	0	5,2
210-240	1,67	2,64	36,80	28	-	42	0.8	0	4,13
240-270	1,66	2,61	36,40	32	97,6	50	0.8	0	3,5
270-300	1,65	2,61	36,80	24	-	84	1.0	0	7,93

Tabla 2.- Datos físico-químicos del perfil SOJ-2

La Tabla 3 contiene sus características granulométricas. En superficie las arenas mas representadas se corresponden con la clase modal de las arenas finas (66,35%); en profundidad esta dominancia no parece estar tan clara, al estar igualmente representadas las arenas de diámetro medio. No obstante en la distribución de estas arenas, parece distinguirse fases propiamente alterológicas (con aumento de las fracciones medias hasta los 90 cm. de profundidad), de otras de erosión con pautas de distribución a la inversa de estas mismas fracciones.

Perfil SOJ-2	Arenas (%)						Arcillas	Limos	Lim.+Arc.
Prof. (cm)/Hor.	2-1,	1-0,5	0,5-0,25	0,25-0,125	0,125-0,065	Total	%	%	%
0-15 (A_{11})	0,12	0,76	16,59	66,35	16,18	86,05	2,5	11,45	13,95
15-30 (A_{12})	0,35	3,81	33,24	52,28	10,33	87,20	-	-	12,8
30-60 (B_{11})	0,50	4,58	46,57	44,00	4,36	89,60	2,5	7,9	10,4
60-90 (B_{12})	0,84	8,47	50,59	35,67	4,43	89,40	5	5,6	10,6
90-120 (C_1)	0,50	6,19	45,23	42,11	5,97	91,85	5	3,15	8,15
120-150 (C_2)	0,45	2,49	39,13	45,98	11,95	92,55	-	-	7,45
150-180 (C_3)	0,48	4,57	38,02	49,65	7,28	95,95	-	-	4,05
180-210 (C_4)	0,63	4,17	37,14	48,39	9,67	95,40	0	4,6	4,6
210-240 (C_5)	0,70	4,65	41,23	45,18	8,23	95,50	-	-	4,5
240-270 (C_6)	0,41	6,10	44,28	43,82	5,38	98,15	-	-	1,85
270-300 (C_7)	0,38	0,33	10,05	68,75	20,48	92,30	-	-	7,7

Tabla 3.- Distribución de partículas.

Si lo está el contenido de partículas finas (limos y arcillas) que desde el 13,95% de superficie, decrece de forma uniforme en profundidad, no existiendo acumulación de estas en B, indicativo pues de la intensidad con que acontecen los procesos de lavado lateral (Figura, 2).

La presencia de partículas tamaño arcilla, tan solo ha podido ser analizada en los horizontes superficiales, donde aparece en cantidades muy escasas próximas al 2,5%, pero duplicadas a la profundidad de 90-120 cm, conformando el horizonte B incipiente. Esta arcilla es de naturaleza vermiculítica, con valores máximos de un 35% en este B11 (60-90 cm), siendo en superficie de tan solo el 9%, y a 210 cm es casi inexistente.

Los contenidos en caolinitas son sin embargo máximos en superficie (53%), y decrecientes de manera manifiesta con la profundidad.El análisis mineralógico de las fracciones más finas de la arena, pone de manifiesto unos contenidos muy bajos de ilmenita, desde el 0.50% (ocasional) en superficie, a 4.23% como valores máximos presentes en B12 (raro). Es aquí también donde se encuentran los niveles más altos de cuarzos coloreados por pátinas de óxidos de hierro, que alcanza un 6.08% (frecuentes) en este mismo horizonte B12.

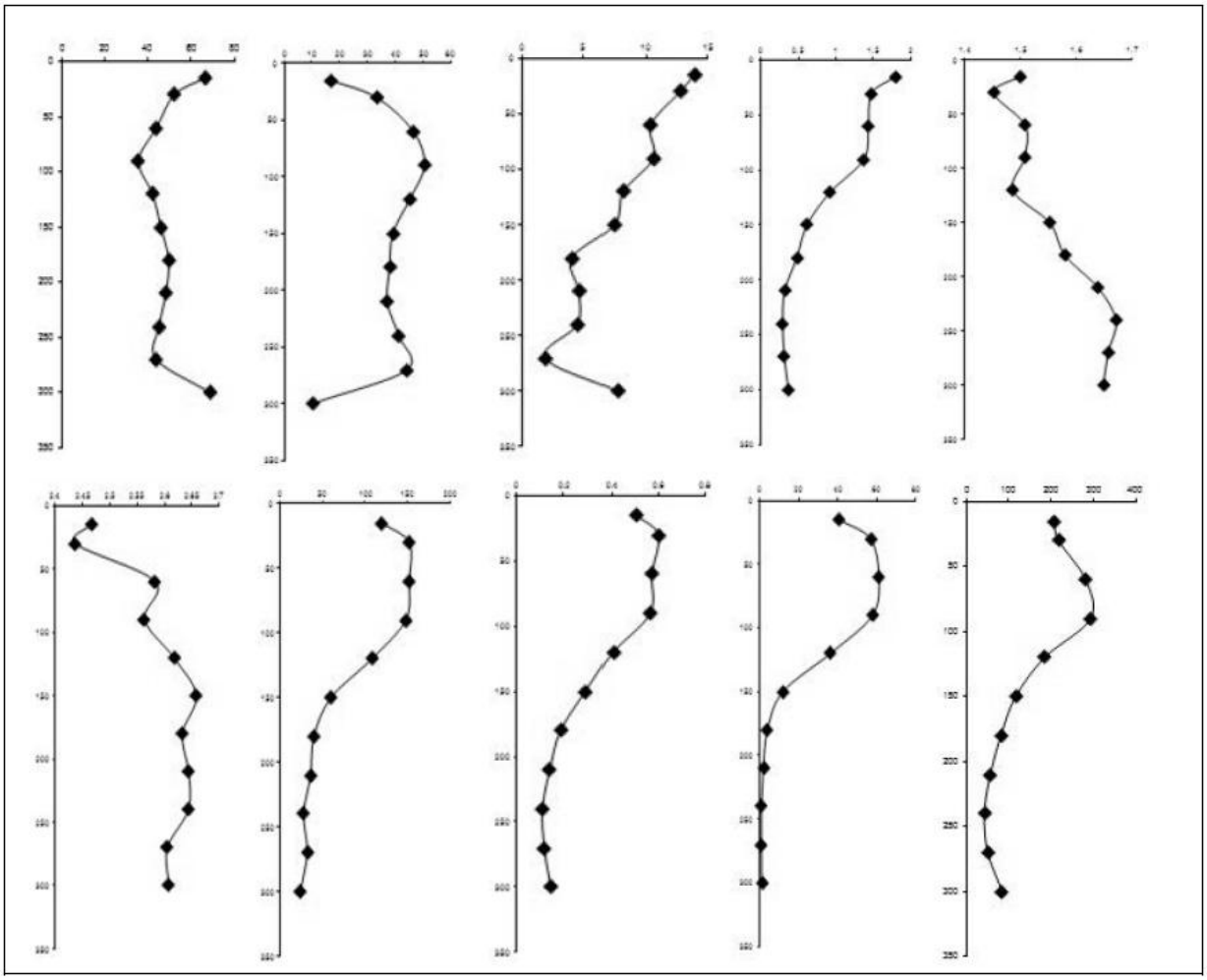


Figura 2.- Evolución con la profundidad de los parámetros de (izquierda a derecha y de arriba abajo): arenas finas, arenas medias, finos; materia orgánica, densidad aparente y real; susceptibilidad magnética, humedad, y contenido de manganeso e hierro ditionito

CONCLUSIONES

La fitoestabilidad que *Juniperus turbinata* ofrece a los mantos arenosos de Doñana frente a la intensa dinámica eólica que los afecta, sería la responsable de una edafogénesis de un metro de espesor, de cromas oscuros y formación de un suelo tipo Arenosol lúvico-crómico. La evolución que experimentan los parámetros fisicoquímicos con la profundidad, ponen de manifiesto el intenso lavado lateral de arenas o "*sand washing*" que acontece, los rasgos isohúmicos que muestra en su parte superior, el lavado y acumulación en profundidad de un nivel claramente acumulativo de partículas finas ricas en materia orgánica, hierro y manganeso, elevados valores de susceptibilidad magnética y de humedad edáfica. Las distintas pautas de distribución de las arenas medias a lo largo del perfil, podrían ser utilizadas para la diferenciación entre fases de fuerte actividad eólica, frente a otras de clara fitoestabilidad y edafogénesis.

Referencias bibliográficas

Bejarano, R.; Cámara, R.; Borja, C.; Díaz, F.; Borja, F. (2010) Caracterización de los bosques de sabina (*Juniperus turbinata* Guss) del entorno de la laguna de Charco del Toro (Parque Nacional de Doñana): aproximación a una metodología alternativa para el estudio de la vegetación. *VI Congreso Español de Biogeografía.*

Borja, F.; Díaz, F.; Borja, C.; Recio, J.M.; Cámara, R. (2014) El manto eólico litoral de El Abalario-Doñana (Huelva, SW de España). Aproximación a la secuencia eólica del Holoceno medio-superior. *Jornadas de investigación sobre la conservación de Doñana*. Sevilla. 17-18.

Brindley, GW; Brown G. (1980) *Crystal structure of clay minerals and their X-ray identification.* London: Mineralogical Society London.

Cámara, R. Díaz del Olmo, F., Borja, C. (2013) Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (MIFC) (II): estudio de los sabinares de la Reserva Biológica de Doñana (RBD) (España). *Estudios geográficos*. Vol. 74. Núm. 274. Pag. 89-114

Dearing, J.A. (1999). *Environmental magneticsusceptibility: using the Bartington MS2 system.* 2nd. Edi. Chi. Publ. Kenilworth, United Kingdom.

Díaz del Olmo, F.; Recio, J.M.; Borja, C.; Cámara, R.; Borja, F. (2014) Edafogénesis y formación de humedales en el Manto Eólico Litoral del Abalario-Doñana (Huelva, SW de España). La laguna de Navazo del Toro. *Jornadas de investigación sobre la conservación de Doñana.* Sevilla. 39 pp.

Duchaufour, Ph. (1975) *Edafología.* Edit. Toray-Masson.Barcelona, 476pp.

Duchaufour, Ph. (1984). *Edafología. Edafogénesis y Clasificación*. Edit. Masson. Barcelona,. 493pp.

F. A. O. (1977). *Guía para la descripción de perfiles de suelos.* F. A. O., Roma.

F. A. O. (1989). *Carte mundiale des sols. 1:5.000.000.* Rome, 125pp.

Guitián, F., y Carballas, T. (1976). *Técnicas de análisis de suelos.* Edit. Pico-Sacro. Santiago, 288pp.

Kubiena, W. L. (1953). *The Soils of Europe. Illustrated Diagnosis and Systematics*. C. S. I. C. Madrid. 317pp.

MAPA. (1986) *Métodos de análisis del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.* Public. Secretaría General Técnica. Madrid.

Mehra,O.P.; Jackson, M.L. (1960) Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. *7th National Conference on Clays and Clay Minerals*, Washington, 317-327.

Montealegre, L. (1976) *Mineralogía de sedimentos y suelos de la Depresión del Guadalquivir.* PhD Thesis. Universidad de Granada, 600 pp.

Munsell C. (1990) *Munsell Soil Color Charts.* Koll Morgen Instrument Corporation. Maryland (EE.UU).

Parfenoff, A.; Pomerol, Ch. (1970) *Les minéraux en grains. Méthodes d``etude et determination.* Masson et Cie. Éditeurs. Paris. 550 pp.

Pinta M. (1971) *Spectrometrie d'absorption atomique.* Ed. Masson et Cie. Paris 793 pp.

Recio Espejo, J.M. ; Diaz del Olmo, F. ; Borja, C.; Cámara, R.; Borja, F. (2011) Soil processes and wetlands formation on dunes of Doñana National Park (Andalusia, Spain). *III International Scientific Conference. Irk*utsk (Rusia). 101-102.

Recio JM, Díaz F, Borja C, Borja F, Cámara R. (2009) Changes in the recent pedogenesis. Role of the hidromorphism in two small-lake of the Doñana National Park (Huelva, SW Spain). *Ecol Noospherol* 20: 145-147.

Recio, J.M.; Díaz del Olmo, F.; Borja, C.; Cámara, R.; Borja, F. (2014) Procesos edafogenéticos en el manto eólico litoral del Abalario-Doñana (Huelva, SW de España): La laguna de Colón. *Jornadas de investigación sobre la conservación de Doñana.* Sevilla. 54-55.

Sims JR, Haby VA. (1971) Simplied colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Sci*; CXII: 137-41.

Soils Survey England and Wales. (1982*) Soil Survey laboratory methods.* Technical monographs nº6. Harpenden (England); 83pp.

USDA. (1973) *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos* Edit. Limusa. México; 172 pp.

Capítulo II
Biogeografía en Iberoamérica

EFECTOS DE LA DESERTIFICACIÓN EN LA VEGETACIÓN DE CAATINGA EN PARAÍBA – BRASIL

Israel de Souza, B. (1), Rodrigues, E. (2), Cámara, R. (3).

(1) Dpto. de Geociências, Universidade Federal da Paraíba/Brasil. bartolomeuisrael@gmail.com.
(2) Dpto. de Geociências, Universidade Federal da Paraíba/Brasil. eduvianalima@gmail.com.
(3) Dpto. Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla. rcamara@us.es

Resumen: Este estudio consistió en un análisis de la composición, estructura y diversidad Alfa de la vegetación de Caatinga en el municipio de Cabaceiras, Paraíba – Brasil, con el objetivo de identificar como esos parámetros son afectados por la desertificación. La metodología utilizada fue la propuesta biogeográfica de Cámara & Díaz del Olmo (2004). Fueron identificados y medidos en 0,1ha individuos arbustivos y arbóreos y después calculados los parámetros en Excel y en el software Past. En total se computaron 247 individuos, destando *C. sonderianus*, *P. pyramidalis* y *B. laciniosa* (63,95% de los individuos identificados), y el dominio de los estratos arbustivo alto y arbóreo bajo. El area presenta alta diversidad (17 especies), dominancia de pocas especies y baja abundancia. De acuerdo con los resultados obtenidos, la desertificación afectó intensamente la cantidad, estructura y densidad de las especies de Caatinga, aunque la diversidad permanezca alta.

Palabras clave: Desertificación; Deforestación; Caatinga; Cariris Velhos; Método biogeográfico

Abstract (Effects of desertification in Caatinga vegetation in Paraíba - Brazil): This study consisted of an analysis of the composition, structure and Alfa diversity of Caatinga vegetation in the city of Cabaceiras, Paraiba - Brazil, with the aim to identify how these parameters are affected by desertification. The biogeographical proposal of Cámara & Díaz del Olmo (2004) was the methodology used. Tree and shrub species were identified and measured in 0,247105381 acres (0.1 ha.) and then calculated the parameters in Excel spreadsheet and Past software. 247 individuals were attended in total, especially C. sonderianus, P. pyramidalis and B. laciniosa (63.95% of the identified individuals), and the dominance of high tree layer and low shrub layer. The area has a high diversity (17 species), dominance of a few species and low abundance. Although the diversity remains high, according to the results, the desertification strongly affected the quantity, structure and density of the Caatinga species.

Key words: Desertification, Deforestation, Caatinga, Old Cariris, Biogeographical method.

INTRODUCCIÓN

La vegetación de Caatinga tiene distribución exclusiva en Brasil, siendo su área principal ubicada en la Región Nordeste, apareciendo también en un pequeño trecho de la Región Sudeste (norte del estado de Minas Gerais), donde domina el clima semiárido (menos de 800mm de precipitación/año), altas temperaturas promedio anuales (cerca de 27ºC) y elevado déficit hídrico, totalizando 734 mil km² (SILVA et al., 2004), lo que equivale a cerca de los 10% del territorio brasileño. Oficialmente, la Caatinga es clasificada como Savana Estépica (Veloso et al., 1991), aunque más recientemente, a nivel internacional, haya siendo considerada como parte de las Forestas Tropicales Sazonalmente Secas - STDF (Oliveira Filho et al., 2006; Pennington et al., 2000; Prado, 2000).

Como consecuencia de las profundas alteraciones provocadas por el uso intensivo de las tierras ocupadas originalmente por este tipo de vegetación, a través de su retirada para expansión de las actividades agrícola y de ganadería, así como el uso directo de diversas especies para producción de carbón e uso de la madera para diversos fines, la Caatinga presenta grandes extensiones donde la desertificación ya se encuentra instalada, existiendo una relación estrecha entre este tipo de degradación, la vegetación y los suelos, porque la reducción excesiva de la cubierta vegetal durante períodos prolongados aumenta los procesos erosivos y deteriora las propiedades físicas, químicas, biológicas y económicas del suelo CCD (1995).

En Brasil, de acuerdo con los datos oficiales, el área susceptible a la ocurrencia de la desertificación alcanza 1.338.076km² y 1.482 municipios, siendo habitada por más de 30 millones de personas (BRASIL, 2004).
En el contexto referido, Sá et al. (2004) destacan el estado de Paraíba que presenta los más graves problemas generados por ese tipo de degradación en Brasil, teniendo como causa principal los cambios seculares que vienen afectando a las comunidades vegetales relacionadas con el Bioma Caatinga, lo que de forma muy semejante también viene ocurriendo en otras regiones de clima seco del mundo, donde puede ocurrir la desertificación, sucediéndose una drástica reducción de las comunidades de plantas (Hanafi & Ouled- Belgacen, 2006; Whitford, 1995), afectando a los suelos a través de la disminución de la protección contra la escorrentía, infiltración y nutrición bioquímica (Papanastasis et al., 2003).

Este trabajo fue realizado en parte de la región de Cariris Velhos (Paraíba), en un área desertificada, cuyo objetivo era identificar como ese tipo de degradación ambiental afecta la composición, estructura y diversidad Alfa de la vegetación sometida a dicha condición.

METODOLOGÍA

El trabajo fue desarrollado con base a la propuesta metodológica de Cámara Artigas & Díaz del Olmo (2004), denominada Método de Transecto Linear para Fanerófitos y Caméfitos (MTLFC), consistiendo las etapas de desarrollo las siguientes: 91

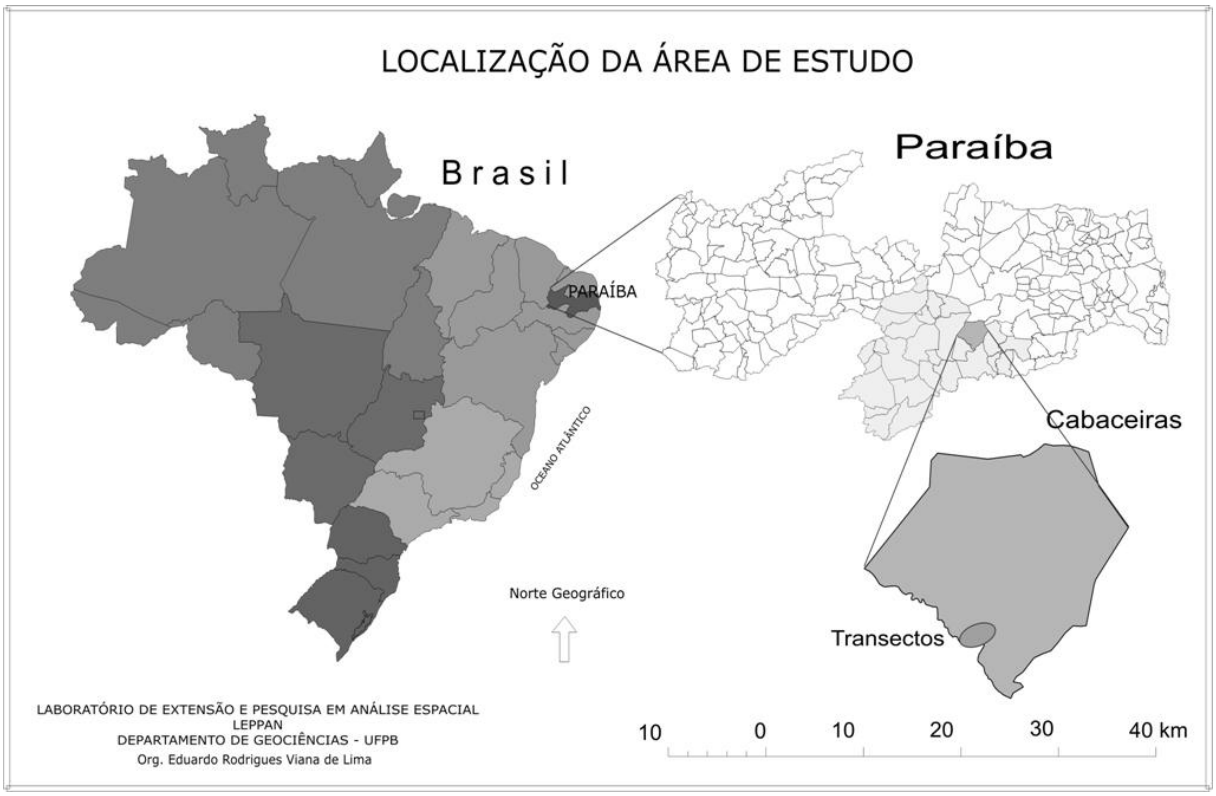


Figura 1 – Municipio de Cabaceiras y área de realización de los transectos (Riacho da Ipueira).

- Selección para las recogidas da datos: Realizada en el municipio de Cabaceiras, localidad de Riacho da Ipueira (figura 1), ubicada en un valle, con topografía llana, vegetación abierta, señales visibles de corte y quemada, contacto entre suelos del tipo Neossolo Flúvico y Luvissolo Crômico Órtico Vértico (Embrapa, 2006) con erosión superficial aparente, resultando en un conjunto paisajístico representativo de gran parte del semiárido en Paraíba;
- Recogida de los datos en campo: Iniciada a partir de la definición de la unidad básica de muestra en un censo de plantas leñosas arbustivas y arbóreas en un área de 0,1ha. tratada como una parcela, donde fueron definidos 10 transectos lineares, cada uno comprendiendo un perímetro de 50m x 2m, delimitados por una cinta métrica. Fueron registrados todos los individuos ubicados dentro de la distancia de 1m de cualquier lado de la cinta métrica, considerando la posición del individuo identificado y medido, tanto en la distancia longitudinal como su separación a la derecha o izquierda. Para establecer la estructura vertical y horizontal de las especies, si el individuo tuviese Diámetro en la Altura del Pecho - DAP igual o inferior a 2cm, fue medido su altura, el diámetro mayor y menor. Si tuviese DAP igual o superior a 2cm, fue medido la altura, el rayo mayor y menor de la copa;
- Tratamiento analítico de los datos en planillas desarrolladas en aplicativo del software Excel;
- Identificación de la estructura vertical de la formación, desarrollada a partir del software OpenOffice.org.Draw, para establecer la dinámica de las formaciones vegetales presentadas, expresada en el Diagrama Ecodinámico de Riqueza – Estructura – Cobertura (DEREC);
- Identificación de la estructura horizontal de la formación, por medio del Diagrama de Burbujas, obtenido a través de aplicativo desarrollado en el software Excel;
- Identificación del Índice de Diversidad Alfa, con base en el software Past: Fueron calculados los índices de Simpson y Berger-Parker, para identificar la dominancia, y Shannon, para identificar la equidad, a vez que se trata de un área degradada, por lo tanto de habitat homogéneo. Además, éstos son índices ampliamente utilizados para análisis de diversidad (Moreno, 2001), incluso en se tratando de estudios sobre Caatinga.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En toda parcela fueron identificados 247 individuos, pertenecientes a 17 especies y 9 Familias, conforme el cuadro 1, a continuación.

Número	*Especie*	*Familia*	*Nombre vulgar*
01	*Aspidosperma pyrifolium Mart.*	*Apocynaceae*	*Pereiro*
02	*Bromelia laciniosa Mart. ex Schult. & Schult f.*	*Bromeliaceae*	*Macambira*
03	*Calliandra depauperata*	*Fabaceae*	*Carqueja*
04	*Cereus jamacaru DC.*	*Cactaceae*	*Mandacaru*
05	*Croton echioides Baill.*	*Euphorbiaceae*	*Velame*
06	*Croton sonderianus Müll Arg.*	*Euphorbiaceae*	*Marmeleiro*
07	*Jatropha mollissima (Pohl) Baill.*	*Euphorbiaceae*	*Pinhão bravo*
08	*Maytenus rigida Mart.*	*Celastraceae*	*Bom nome*
09	*Mimosa tenuiflora (Willd.) Poir*	*Fabaceae*	*Jurema Preta*
10	*Myracrodruon urundeuva Allemão*	*Anacardiaceae*	*Aroeira*
11	*Pilosocereus gounellei (F.A.C. Weber) Byles & G.D. Rowley*	*Cactaceae*	*Xique-xique*
12	*Poincianella pyramidalis (Tull) L.P. Queiroz*	*Fabaceae*	*Catingueira*
13	*Piptadenia stipulacea (Benth.) Ducke*	*Fabaceae*	*Jurema Blanca*
14	*Pseudobombax marginatum (A. St. -Hil., Juss &Cambess) A. Robyns*	*Malvaceae*	*Imbiratanha*
15	*Sideroxylon obtusifolium (Roem. & Schult.) T.D. Penn.*	*Sapotaceae*	*Quixabeira*
16	*Tacinga inamoema (K.Schum.) Taylor & Stuppy*	*Cactaceae*	*Quipá*
17	*Tacinga palmadora Britton & Rose*	*Cactaceae*	*Palmatória*

Cuadro 1 - Especies arbustivas y arbóreas encontradas en la parcela.

C. sonderianus, con 86 individuos; *P. pyramidalis*, con 37 individuos, e *B. laciniosa*, con 35 individuos, sobresalieron en esa recogida en relación a las demás especies, totalizando 158 individuos, lo que corresponde a los 63,95% de esa muestra.

En área degradada cerca de esta parcela, con características parecidas, Barbosa et al. (2007) identificaron 12 espécies y 6 Famílias, donde *P. Pyramidalis* ocupó el primer lugar en todos los parámetros fitosociológicos analisados, seguida de *C. sonderianus* e *Combretum leprosum*, resultados semejantes al de este trabajo, a excepción de la última espécie.

Sobre *C. sonderianus* y *P. pyramidalis*, estas especies son clasificadas como pioneras en la Caatinga, destacándose en cuanto al número de individuos en la mayoría de los trabajos de recogida fitosociológica desarrollados en esa parte de Brasil (Sampaio, 1996), lo que evidencia cuanto ese Bioma fue alterado por las acciones humanas, desencadenando serios cambios en las comunidades de plantas, como causa y consecuencia de la desertificación, así como también se puede ver en otras partes del mundo donde se hay constatado la presencia de este tipo de degradación, aunque pocos trabajos hayan evaluado en términos cuantitativos dicha cuestión(Whitford 1995). Destacamos que la presencia o ausencia de especies puede ser una herramienta poderosa respecto a los bioindicadores de calidad ambiental (Krogh et al., 2002) y en el caso de este trabajo, la metodología utilizada fue fundamental para identificar una de las situaciones posibles en áreas desertificadas en Brasil.

En el caso de la gran abundancia de las especies referidas, su dominio es el resultado de la reducción en la competición interespecífica en ese tipo de ambiente, con ausencia de las especies más sensibles, ocurriendo un fenómeno conocido como “expansión del nicho” para aquéllas más resistentes (Lister, 1976). Además de ello, también puede ser atribuida tanto por el hecho de dichas especies se clasificaren entre las más resistentes a las secas en la región semiárida del Brasil (Silva et al., 2004), como por presentar algunas características que disminuyen los impactos de la presión de uso por la población y por los animales domésticos.

Para las especies puestas en relieve, tenemos elevado poder de rebrote tras la ocurrencia de corte (Sampaio et al., 1998; Figueirôa et al., 2006) y el hecho de presentar, en el caso de *C. sonderianus*, toxicidad en las hojas, sólo pudiendo ser consumidas por el ganado cuando están caídas en el suelo y se encuentran secas, al paso que *P. pyramidalis* presenta hojas adultas de sabor desagradable al ganado y elevada resistencia al fuego, observándose

acentuación de la rebrota en esta especie cuando se produce a la quema de la vegetación (Sampaio & Salcedo, 1993).

Otra cuestión importante observada en áreas como ésa dice respecto a la abundancia de caprinos. La creación de estos animales es una actividad tradicional en esa parte de Brasil, influyendo marcadamente la reducción del crecimiento, reproducción, diversidad vegetal y modificación en la estructura de la comunidad clímax en muchas áreas de la Caatinga (Leal et al., 2005) así como en otros biomas de climas secos existentes alrededor del globo (Coley & Barone, 1996; Krupnick et al., 1999; Lechemere-Oertel et al., 2005; Rosenthal & Kotanen, 1994).

Figura 2 – Paisaje dominante en la parcela, con el aspecto de savana.

Esos animales constituyen importante factor de selección natural, afectando principalmente arbustos y árboles perenifólios, como *Ziziphus joazeiro* y *Spondias tuberosa*, o especies deciduas con ciclo reproductivo parcial o completo en la estación seca, como *Commiphora Leptophloeos* y *M. urundeuva*, todas ellas clímax en la Caatinga. Además, al dar preferencia a las hojas y brotes jóvenes, acaban influyendo negativamente en el crecimiento de las especies utilizadas, provocando muchas veces el fenómeno de nanismo. De manera semejante, cuando los caprinos consumen los frutos nativos, muchas semillas son totalmente trituradas, impidiendo así la germinación y reproducción de las plantas (Leal et al., 2005).

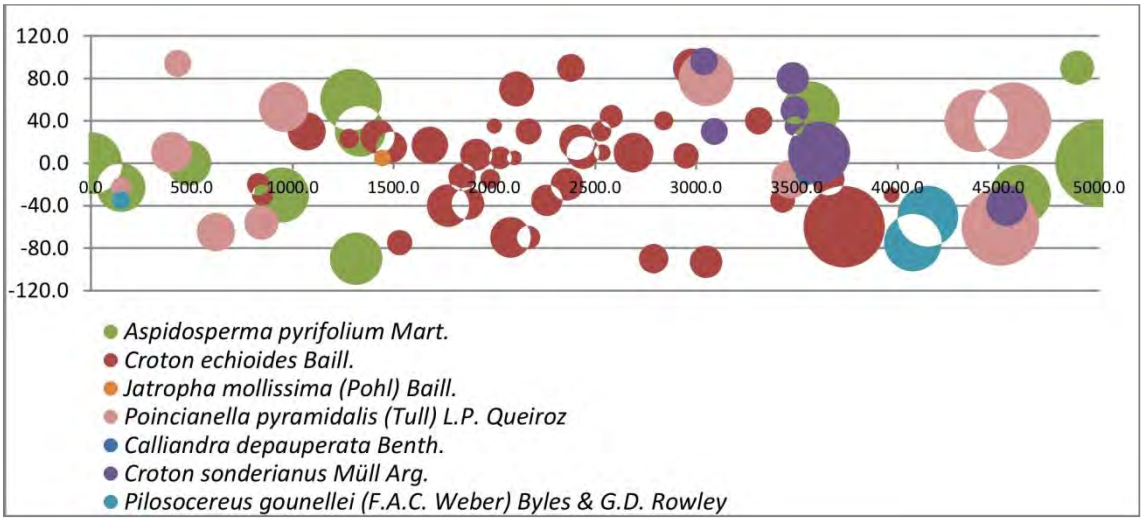


Figura 3 – Diagrama de Burbujas de uno de los transectos de la parcela.

Sobre la estructura vertical en la parcela, fueron dominantes los estratos arbóreo bajo (3,5 a 5,0m), con 79 individuos (31,98% del total) y arbustivo alto (1,5 a 3,5m), con 65 individuos (26,31% de las muestras), seguidos de los estratos arbustivo (0,6 a 1,5m), con 40 individuos (16,2% del total), sub-arbustivo (0,3 a 0,6m), con 37 individuos (15,0% del total) e arbóreo intermedio (5 a 10m), con 26 individuos (10,5% del total).

Respecto a la estructura horizontal, confirmando lo que se observó en campo (figura 2), los Diagramas de Burbujas mostraron el dominio de una vegetación con muchos individuos dispersos, particularmente las especies arbóreas, semejante al aspecto dominante en una savana, como se puede observar en el ejemplo de la figura 3.

Cuestiones como procesos de sucesión ecológica y dinámica pueden encontrar explicaciones a través del análisis de la estructura vertical y horizontal de un bosque (Finol, 1971). Refleja, así, los efectos de la historia geológica, del clima, de las asociaciones bióticas y de las intervenciones realizadas por los hombres en el manejo del suelo (Dansereau, 1968; Sampaio, 2010).

En ese caso, llevando en consideración que la Caatinga es un Bioma predominantemente forestal, lo que puede ser atestado por algunos remanecientes preservados en áreas cercanas donde ocurrieron esta recogida (Barbosa et al.,

2007), los estratos dominantes encontrados pueden indicar que la parcela está alcanzando un estado secundario inicial de sucesión ecológica, aunque la presencia de marcas de corte en la mayoría de los individuos, señales de uso por el ganado y quemadas, indiquen que en gran parte se trata de una situación de rebrote, la cual posiblemente viene se repitiendo por varios años. Como eses usos ocurren en ciclos demasiados cortos, hay como consecuencia la reducción de la diversidad florística (Sampaio, 2010) y una gran dificultad para que se establezca una evolución de la vegetación en el área.

Los índices de diversidad Alfa presentaron los resultados a continuación: Simpson - 0.8135, Berger-Parker - 0.3482 y Shannon - 2.024. Con base en los datos obtenidos, tenemos alta diversidad, dominancia de pocas especies y baja abundancia en la parcela.

De los índices obtenidos, a título de comparación con los resultados de otros trabajos en la Caatinga, lo de diversidad de Shannon es lo más utilizado. Entre las recogidas realizadas en áreas próximas a las efectuadas en este estudio, con características físicas y de uso del suelo semejantes, utilizando el mismo método, Porto de Lima (2012) identificó valores hasta 1,97, por lo tanto muy cercanos a la presente investigación. Mismo así, en comparación a las áreas más preservadas, donde se puede tener hasta 3,35 de diversidad de Shanon (Porto de Lima, 2012), el índice obtenido aquí es considerado bajo.

CONCLUSIONES

Los datos obtenidos en la parcela estudiada revelaron que, a ejemplo de otras áreas del semiárido brasileño, el uso intensivo de la vegetación por las actividades humanas viene promoviendo cambios importantes en la Caatinga de esta zona, estableciendo procesos de desertificación que tienen en la vegetación un termómetro de lo que está sucediendo, alterando de forma substancial la cantidad, estructura y densidad de las especies, a causa de la práctica tradicional de usos de suelos basados en la supresión continua de la vegetación para el desarrollo de actividades agrícolas, de ganadería y extractivas, lo que ha hecho que, entre otras consecuencias, el Bioma original, predominantemente forestal, venga cada vez más a presentar el dominio de un paisaje savanoide de origen antrópico.

La diversidad vegetal, a su vez, mismo con el cuadro encontrado, se reveló alta para la parcela, aunque baja cuando comparada con otras áreas mejor preservadas en esta región. El resultado para la parcela puede indicar el comienzo de una recuperación ambiental en esta zona, pero señales visibles de uso continuo de la vegetación por el ganado caprino y también para la producción de carbón indican que esta supuesta recuperación debe ser investigada de forma continua.

AGRADECIMIENTOS

Al Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq – Brasil, por el apoyo financiero para el primer autor en el desarrollo de esta investigación (Proceso 408280/2013-1).

Referencias bibliográficas

Barbosa, M. R. V., Lima, I. B., Lima, J. R. Cunha, J. P., Agra, M. F., Thomas, W. W. (2007), "Vegetação e flora no Cariri Paraibano", Oecol. Bras., 11 (3): 313-322, Rio de Janeiro (BR).

BRASIL (2004): *Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca/PAN-Brasil.* Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Recursos Hídricos, Brasília (BR).

Cámara, R. & Díaz Del Olmo, F. (2004): *Directrices y Gestión para la Conservación y Desarrollo Integral de un Humedal Centroamericano: Golfo de Montijo (Litoral del Pacífico, Panamá)*. Embajada de España en Panamá, Panamá.

CCD (1995): *Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação.* Tradução: Delegação de Portugal. Instituto de Promoção Ambiental, Lisboa (PT).

Coley, P. D., & Barone, J. A., 1999, "Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest", Ecological Monographs. 53, 209-233.

Dansereau, P. 1968, "Les structures de végétation", Finisterre, v. 3: 147-174.

Embrapa (2006): *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Embrapa/Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro (BR).

Figueirôa, J. M., Pareyn, F. G. C., Araújo, E. L., Silva, C. E., Santos, V. F., Cutler, D. F., Baracat, A., Gasson, P., 2006, "Effects of cutting regimes in the dry and wet season on survival and sprouting of woody species from the semi-arid caatinga of Northeast Brazil", Forest Ecology and Management, 229, 294-303.

Finol, U. H., 1971, "Nuevos parâmetros a considerarse en el análise estrutural de las selvas virgenes tropicales". Rev. For., v. 14, n. 21, 24-42.

Hanafi, A., & Ouled-Belgacem, A. (2003): "Les formations végétales et l'impacte de l'emprise agricole sur leur dynamique", en: Genin, D.; Guillaume, H.; Ouessar, M.; Ouled-Belgacem, A.; Romagny, B.; Sghaier M.; Tâmallah, H. (edit.): *Entre desertification et développment. La jeffara tunisienne.* IRA-IRD, Tunis.

Krogh, S.N., Zeisset, M.S., Jackson, E., Whitford, W.G., 2002, "Presence/absence of a keystone species as an indicator of rangeland health", Journal of Arid Environments, 50, 513-519.

Krupnick, G.A., Weis, A.E., Campbell, D.R., 1999, "The consequences of floral herbivory for pollinator service to *Isomeris arborea*", Ecology, 80, 125-134.

Leal, I. R., Vicente, A., Tabarelli, M. (2005): "Herbivoria por caprinos na caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar", en Leal, I. R. & Silva, J. M. C. (edit.): *Ecologia e conservação da caatinga*. Ed. Universitária/UFPE, Recife (BR).

Lechemere-Oertel, R.G., Kerley, G.I.H., Cowling, R.M., 2005, "Patterns and implications of transformation in semi-arid succulent thicket, South Africa", Journal of Arid Environments, 62, 3, 459-474.

Lister, B. C., 1976, "The nature of niche expansion in West Indian *Anolis* lizards I: Ecological consequences of reduced competition", Evolution, 30, 4, 659-676.

Moeno, C. E. (2001): *Métodos para medir la Biodiversidad*.: SEA/Manuales & Tesis, Zaragoza (ESP.).

Oliveira Filho, A. T., Jarenkov, J. A., Rodal, M. J. N. (2006): "Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution pattern", en Pennington, R. T., Lewis, G. P., Ratter, J. A.: *Neotropical savannas and seasonally dry forests*. Boca Raton (EUA), CRC Press.

Papanastasis, V. P., Kyriakasis, S., Kazakis, Z., Abid, M., Doulis, A., 2003, "Plant cover as a tool for monitoring desertification in mountain Mediterranean rangelands", Management of Environmental Quality: An International Journal, 14, 1, 69-81.

Pennington, R. T., Prado, D. A., Pendry, C., 2000, "Neotropical seasonally dry forests and Pleistocene vegetation changes", J. Biogeogr., v. 27, p. 261-273.

Porto de Lima, V. R. (2012): *Caracterización biogeográfica del bioma Caatinga en el sector semiárido de la cuenca del Río Paraíba – Noreste de Brasil: Propuesta de Ordenación y Gestión de um medio semiárido tropical*. Tesis, Doctorado en Geografía Física y Análisis Geográfico Regional), Universidad de Sevilla, Sevilla (ESP).

Prado, D. E., 2000, "Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit", J. Bot., v. 57, p. 437-461.

Rosenthal, J. P., & Kotanen, P.M., 1994, "Terrestrial plant tolerance to herbivory", Science. 9, 145-148.

Sá, I. B., Riché, G. R., Fotius, G. A. (2004): "As paisagens e o processo de degradação do semi-árido nordestino", en Silva, J. M. C., Tabarelli, M., Fonseca, M. T., Lins, L.V. (edit.), *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. MMA, Brasília (BR).

Sampaio, E. V. S. B. (1996): "Fitossociologia", en Sampaio, E. V. S. B., Mayo, S. J., Barbosa, M. R. V. (edit.): *Pesquisa botânica nordestina: progresso e perspectivas*. SBB, Recife (BR).

Sampaio, E. V. S. B., 2010, "Características e potencialidades", en Gariglio, M. A.; Sampaio, E. V. S. B.; Cestaro, A. A.; Kageyama, P. Y. (orgs.), *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga*. MMA, Brasília (BR).

Sampaio, E. V. S. B., & Salcedo, I. H., 1993, "Effect of different fire severities on coppicing of caatinga vegetation in Serra Talhada, PE, Brazil", Biotropica, 25, 452-460.

Sampaio, E. V. S. B., Araújo, E. L., Salcedo, I. H., Tiessen, H. 1998, "Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE", Pesquisa Agropecuária Brasileira, 33: 621-632.

Silva, J. M. C., Tabarelli, M.; Fonseca, M. T.; Lins, L. V. (2004): *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. MMA/UFPE/Conservation International/Biodiversitas/Embrapa Semi-árido, Brasília (BR).

Veloso, H. P., Rangel-Filho, A. L. R., Lima, J. C. A. (1991): *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro (BR).

Whitford, W. G. (1995): "Desertification: implications and limitations of the ecosystem health metaphor", en Rapport, D. J., Gaudet, C. L., Calow, P. (edit.): *Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems*. Springer, Quebec (CAN).

ANTECEDENTES FITOGEOGRAFICOS DE UN BOSQUE DE NEBLINAS EN UN MACIZO COSTERO DE LA REGIÓN MEDITERRÁNEA DE VALPARAÍSO. CHILE CENTRAL

Quintanilla, V. (1), Mauro, A. (1), Morales, M. (1), Olguín, E. (1)

(1) Departamento de Ingeniería Geográfica. Universidad de Santiago de Chile. Proyecto DICYT-USACH N°91212. victor.quintanilla@usach.ch .

Resumen: Entre los 32°54'S. y 71°16W se ubica en plena área costera de la zona mediterránea de Chile, el macizo más alto de la hoya hidrográfica inferior del sistema del río Aconcagua. Su altitud máxima no supera los 725 m.s.n.m., pero posee fuertes pendientes (5% a 32%). En este gradiente altitudinal se desarrollan formaciones vegetales de matorral esclerófilo, plantas del semiárido y pequeñas agrupaciones de bosques esclerófilos, que sobreviven después de un gran incendio forestal que ocurrió en Noviembre de 2002 (400 hectáreas quemadas). Como consecuencia de la alta humedad costera y nieblas, la regeneración de la cubierta vegetal va alcanzando un desarrollo muy regular e interesante porque hasta ahora la acción antrópica es muy escasa. Se entregan primeros antecedentes de regeneración de la vegetación autóctona en este monte y que inclusive incluye algunos endemismos.

Palabras clave: Bosque esclerófilo; nieblas; mediterráneo; fuegos.

Abstract: Between 32°54'S and 71°16' W there is, in the midst of the coastal area of the mediterranean zone of Chile, the tallest massif of lower hydrographic basin of the Aconcagua river system. Its maximum height does not exceed 725 m.a.s.l., but it has steep slopes (5% to 32%). In this altitudinal gradient plant formations develop, mainly sclerophylous brush, semiarid plant communities, and small groups of sclerophylous forests which survived a large fire that occurred in 2002 (400 hectares were burnt). As a result of the high coastal humidity and the fog, the regeneration of the plant cover achieves a very regular and interesting development because until now anthropic action is very scarce. The first background information on the regeneration of the autochthonous vegetation on this hill is given, even including some endemisms.

Key words: Sclerophyllous forest; fog; Mediterranean; fire.

INTRODUCCIÓN

La región mediterránea de Chile se extiende entre los 32°45' y los 37°30' sur, alcanzando aproximadamente unos 850 km de extensión. Se encuentra enmarcada por dos altos y extensos cordones montañosos de dirección norte sur (Cordillera de los Andes al este, Cordillera de la Costa al oeste), entre los cuales se sitúan amplias depresiones denominadas valles centrales.

El clima de la región es de tipo mediterráneo austral, caracterizado básicamente por veranos secos y cálidos, inviernos fríos y lluviosos, cuyas precipitaciones aumentan hacia el sur (desde 400 a 900 mm anuales). Como respuesta a este tipo de clima, la vegetación autóctona se corresponde principalmente a un bosque esclerófilo y renovales de matorral esclerófilo en montes y laderas cordilleranas; mientras que en lomajes medios de la cordillera de la costa predominan sabanas y estepas de Acacia caven en cubiertas graníticas de drenaje profundo (QUINTANILLA, 1987; QUINTANILLA et al., 2012).

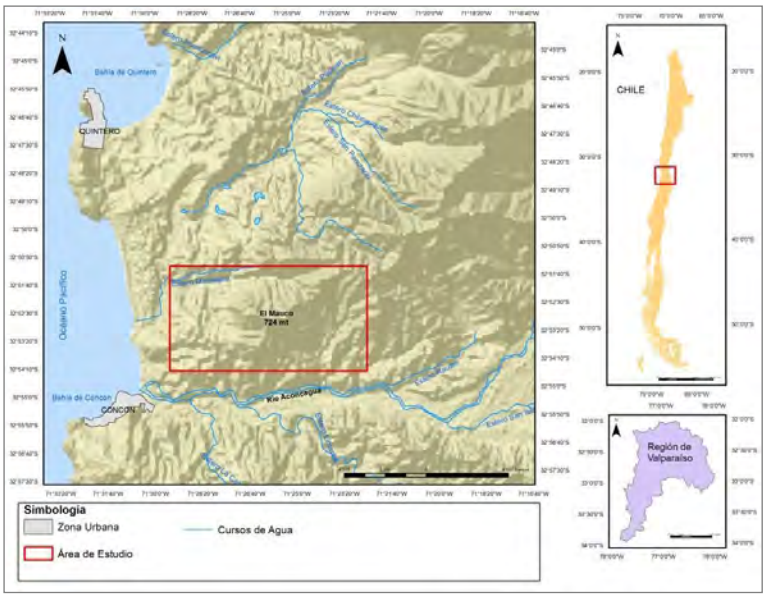


Fig. 1: Localización del área de estudio. Región de Valparaíso.

En el cordón costero de la región de Valparaíso se localiza el monte El Mauco, el cual conserva una interesante variedad de vegetación autóctona. Si bien este cordón montañoso presenta una modesta altitud de 724 m.s.n.m., se encuentra entre los montes -próximos al mar- con mayor elevación en la cordillera de esta región, presentando fuertes pendientes entre 5° y 32° (Figura 1 y 2).

SITUACIÓN

Desde el punto de vista geomorfólogico, el macizo del monte Mauco se localiza en la desembocadura norte del río Aconcagua (que corresponde a una de las hoyas hidrográficas más grandes de Chile central), elevándose en cumbres del batolito costero donde se observa un sistema de terrazas fluviogénicas y marinas que bordean el último tramo del valle del río Aconcagua (CAVIEDES, 1972), (BORGEL, 1983).

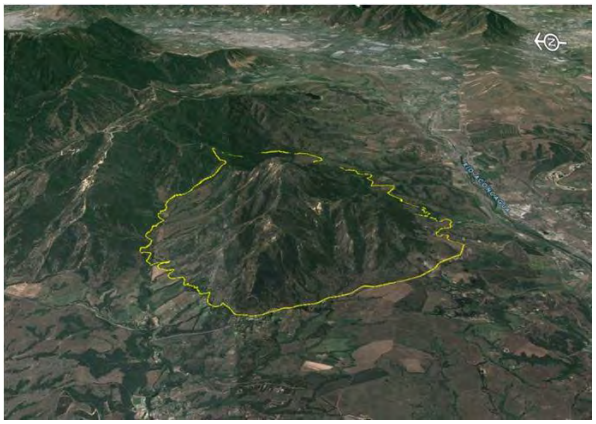


Fig. 2: Panorámica del macizo Mauco. Orientación este.

Fig. 3. Erosión típica de la ladera

Fig. 4. Presencia de la niebla costera en laderas del Mauco

El macizo presenta erosión en los sectores con escasa cubierta vegetal, esto se observa principalmente en las divisorias de agua, por lo que la profundidad del suelo no supera los 70 a 80 cm (LUZIO, 2010) (Figura 3).

La Región de Valparaíso presenta un clima templado cálido, caracterizado fundamentalmente por una estación seca bien definida, la cual se desarrolla en los meses de verano (Enero a Marzo). A su vez el sector costero de esta región posee un clima templado cálido con lluvias invernales, estación seca prolongada (7 a 8 meses) y gran nubosidad, existiendo una baja amplitud térmica, producto de la proximidad del mar.

Las precipitaciones son de origen frontal, con mayor concentración en los meses de invierno y una distribución regional de aumento hacia el interior del territorio (Mauro 2006).

Es interesante considerar además las abundantes nieblas costeras que penetran al interior del territorio y en los montes (Figura 4). Este fenómeno que se presenta durante todo el año, contribuye al buen desarrollo de la vegetación, sobre todo en las laderas de umbría y hacia los sectores superiores del macizo, generando a su vez una reducción de la oscilación térmica diaria.

METODOLOGÍA

Respecto al material de apoyo para este estudio, se analizaron en gabinete dos cartas topográficas levantadas por el Instituto Geográfico Militar de Chile (IGM) de escala 1:25.000 (Quintero) y 1:50.000 (Estero de Limache). También se utilizó una ortofoto pancromática al 40.000 elaborada por el IGM y tomadas el año 1998 por el Servicio Aerofotogramétrico de la Fuerza Aérea (SAF). Por otra parte se contó con el importante apoyo de imágenes satelitales Landsat MSS(III-1975), Landsat TM (III-1989) y Landsat ETM+ (II-1999; I-2010); además de bajar algunas escenas de Google Earth año 2012. Con estos sensores se realizó un seguimiento temporal de la cubierta vegetal del macizo El Mauco, aplicando el NDVI, de modo de detectar también algún cambio en la cobertura del suelo.

Categoría	*Clase*	*Características*
1. Vegetación muy baja	<(-0.75)	Suelo desnudo
2. Vegetación baja	(-0.75)– (-0.45)	Vegetación herbácea - Suelo desnudo
3. Vegetación media baja	(-0.45) – (-0.15)	Vegetación arbustiva - Suelo desnudo
4. Vegetación media	(-0.15) - 0.15	Vegetación arbórea - arbustiva – Suelo desnudo
5. Vegetación alta	0.15 – 0.45	Vegetación arbórea - arbustiva
6. Vegetación media alta	0.45– 0.75	Vegetación arbórea
7. Vegetación muy alta	>(-0.75)	Vegetación arbórea densa

Tabla 1. Clasificación de NDVI. Fuente: YOKENS, 2001

Para esto se siguió la clasificación realizada por YOKENS (2001), donde se definieron algunas clases de NDVI con sus respectivas características en las coberturas (Tabla 1).

Los trabajos de campo adquirieron gran relevancia, por cuanto se estaría levantando

información inédita. Se efectuaron tres excursiones al monte durante la primavera del año 2013 (Septiembre y Octubre).

Las prospecciones se basaron en realizar inventarios en parcelas de 10m2, aplicando de modo simplificado el método de BRAUN-BLANQUET (1979), considerando el valor de presencia o abundancia y cobertura de las plantas presentes en la cuadrícula, utilizando valores porcentuales (desde el 1 para presencia y recubrimiento inferior al 5%en la parcela; al valor 5 para indicar presencia o recubrimiento entre el 75 al 100%). Se definió como plantas raras (+) aquellas que están presentes con menos de 3 individuos; exceptuando las leñosas. La identificación de las especies colectadas fue complementada con los estudios de HOFFMAN (1978, 1997) y de MONTENEGRO (1984).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Antecedentes generales de la vegetación en la Región de Valparaíso

Según QUINTANILLA (1983; 1998) existen cinco formaciones vegetales predominantes: estepa costera de hierbas mesófitas, matorral arborescente esclerófilo, matorral de *Acacia caven* (espino), matorral espinoso subandino y formación xeromórfica andina, la cual se desarrolla sobre los 2.500 m.s.n.m.

A su vez GAJARDO (1994) en la zona mediterránea chilena distingue varias subregiones denominadas Matorral estepario, subregión del matorral y de bosque espinoso y la subregión del bosque esclerófilo. En lugares más húmedos predominan árboles y arbustos de hoja perenne, mientras que en los espacios más áridos la vegetación principalmente está constituida por especies que pierden las hojas en verano, y por suculentas como cactáceas y chaguales (Puya sp.). Según su ubicación en la topografía montañosa de la zona central de Chile (HOFFMAN 2001) en el llamado bosque esclerófilo se distinguen tres distintos tipos forestales: Quillaja saponaria-Lithraea caustica, Cryptocarya alba-Lithraea caustica y (Cryptocarya alba- Beischmiedia berteroana–Drimys winteri).

Por otra parte LUEBERT et al (2006) establecen en la región pisos vegetales como el de matorral desértico mediterráneo costero, un matorral espinoso, un bosque mediterráneo costero un bosque mediterráneo interior y un matorral esclerófilo. Según MOREIRA (2011) destaca la zona de los elementos tropicales para ubicar el antiguo origen de esta región esclerófila.

Fig. 5: Vegetación arbustiva en la base del piso mésico.

Fig. 6: Bosque esclerófilo abierto en el piso mésico.

El área de estudio por encontrarse como un macizo aislado en el relieve montañoso de la costa de esta región, podría clasificarse en términos espaciales como un tipo esclerófilo degradado y con otro tipo de matorral arborescente en parte de regeneración postfuego, por sobre los 500 m.s.n.m.

El bosque esclerófilo costero fundamentalmente se ha alterado aquí por la ganadería, la extracción de leña y especialmente por el impacto de fuegos forestales que son muy frecuentes desde la década de 1960 en esta región de Chile central. Por lo demás esto es un fenómeno muy común en la vegetación de las zonas mediterráneas del mundo (TRABAUD, 1989).

Por lo tanto el bosque esclerófilo actual se conserva en diferentes estadios de regeneración, particularmente en las laderas occidentales de la cordillera de la costa a causa de la influencia marina que recibe ésta.

3.2. Zonación altitudinal de la vegetación

A una altitud aproximada de los 100 m.s.n.m. se inicia la base del monte el Mauco. La vegetación natural de estos sectores está prácticamente ausente, en tanto que hay espacios abiertos y degradados por el pastoreo regular que ha existido aquí por muchos años. No obstante, se puede mencionar el arbusto de talla arbórea *Acacia caven* (espino) como el único vegetal autóctono presente, por cuanto predominan muchas especies invasoras, la gran mayoría de origen euroasiático o norteamericano.

Desde los 120 m.s.n.m. disminuyen las plantas invasoras, apareciendo gradualmente especies nativas en la medida que se asciende en altura (Figura 5).

Las pendientes abruptas (entre los 5° y 32°) que se miden en este monte, en cuanto se asciende en altura, sobre todo, por la alta concentración de nieblas en las laderas, se observan cambios en la composición y densidad de las agrupaciones vegetales. A partir de los censos fitosociológicos simplificados (presencia y cobertura), se distinguen dos pisos vegetales que se han denominado: Piso Montañoso Mésico y Piso Montañoso húmedo.

a) El Piso Montañoso Mésico (120 a 500 m.s.n.m.)

Entre las características fitogeográficas predomina un cortejo florístico arbustivo tipo, acompañante de los bosques esclerófilos, sin embargo los árboles se encuentran mayormente dispersos. La fisionomía de la vegetación es de un matorral esclerófilo bajo a causa principalmente de la intervención antrópica (Figura 6).

Hasta una altitud media son muy frecuentes los arbustos y hierbas con una escasez de leñosas. Se identificó la *Acacia caven* de modo aislado y con una baja talla junto con *Cassia stipulacea* que se encuentran hasta 240 m.s.n.m. (Tabla 2).

N° de Inventario	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Altitud (m)	120	140	210	240	290	310	340	400	450	500	540	580	600	640	680	700	724
Exposición	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	SW	SW	SW	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Pendiente (%)	5	19	22	23	33	31	19	14	19	24	11	19	16	32	27	14	9
Especies en Piso Submontañoso Mésico																	
Cynara cardunculus	4/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acacia caven	3/4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Baccharis marginalis	4/2	4/3	-	2/3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Retanilla trinervia	4/3	4/4	1/1	1/1	2/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Crysanthemum coronarium	3/1	+/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cestrum parqui	1/1	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gisellia gramineae	4/2	3/2	2/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rubus ulmifolius	1/2	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cassia stipulacea	3/2	2/1	1/1	+/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lithraea caustica	1/1	3/2	3/2	3/2	3/3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tristerix verticillatus	-	1/2	+/1	-	1/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Spergula arvensis	4/2	-	2/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Peumus boldus	-	3/2	1/2	+1/1	3/3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Maytenus boaria	1/1	2/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pasithea coerulea	-	1/+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Puya chilensis	-	3/2	-	4/2	3/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Colliguaja odorifera	-	4/3	3/3	4/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Puya coerulea	-	3/2	-	1/3	1/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Echinocactus chilensis	-	3/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alstroemeria pulchra	-	2/1	-	-	1/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cistanthe grandiflora	-	1/1	-	-	1/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Calceolaria corymbosa	-	1/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chloraea disoides	-	2/1	2/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hypochoeris radiata	-	1/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aristeguietia salvia	-	2/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tropaeolum sp	-	2/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Baccharis macraei	-	3/3	-	2/2	1/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Muehlenbeckia hastulata	+/1	1/1	2/2	4/2	1/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lobelia salicifolia	-	+1/1	2/2	2/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Viola portalesia	-	-	-	2/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Adesmia angustifolia	-	-	-	2/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sanicula graveolens	-	-	-	2/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cryptocarya alba	-	+1	1/1	-	1/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Baccharis linearis	-	+1	1/1	-	3/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ephedra sp	-	-	+	2/2	2/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Satureja gilliesii	-	1/1	-	2/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Especies en Piso Montañoso Húmedo																	
Lobelia excelsa	-	-	-	-	-	-	2/1	1/1	1/1	-	1/2	+1	2/3	2/2	1/1	1/1	1/2
Sanicula graveolens	-	-	-	-	-	-	1/1	-	-	2/1	-	-	-	-	+/1	-	1/1
Aristeguietia salvia	-	-	-	-	-	3/	-	2/3	2/2	1/1	1/1	1/2	-	1/1	1/1	-	1/1
Puya coerulea	-	-	-	-	-	1/1	-	2/2	3/3	-	2/2	1/2	2/2	-	2/2	2/2	1/2
Baccharis macraei	-	-	-	-	-	3/2	2/2	-	-	2/2	1/1	2/4	2/3	2/2	3/2	-	2/2
Retanilla trinervia	-	-	-	-	-	4/3	-	-	1/1	-	2/2	-	2/2	-	1/1	3/4	-
Stipa sp	-	-	-	-	-	4/2	3/1	-	2/1	2/2	1/1	1/2	2/3	2/3	3/2	3/2	2/2
Ephedra sp	-	-	-	-	-	1/2	-	1/2	-	2/2	-	-	1/+	1/2	-	-	-
Puya chilensis	-	-	-	-	-	1/3	2/2	-	1/2	2/1	2/1	1/2	1/2	-	2/1	+/1	-
Ribes trilobum	-	-	-	-	-	3/2	-	2/3	-	1/1	-	1/2	-	1/2	1/1	2/2	1/1
Ephedra chilensis	-	-	-	-	-	-	-	2/2	-	1/1	-	1/1	-	-	1/1	-	1/2
Senecio yegua	-	-	-	-	-	-	2/1	-	2/3	2/2	1/2	-	2/2	1/2	1/2	-	2/2
Aristeguietia salvia	-	-	-	-	-	4/3	-	-	2/2	-	1/1	1/1	-	1/2	1/2	+/1	-
Adesmia arborea	-	-	-	-	-	-	1/2	-	-	1/1	+/1	+/1	2/2	-	-	1/1	-
Ribes punctatum	-	-	-	-	-	-	1/2	1/2	-	2/1	1/1	-	3/2	2/3	3/3	-	-
Escallonia rubra	-	-	-	-	-	-	3/2	-	-	1/2	-	-	2/2	2/1	2/1	-	-
Baccharis sp	-	-	-	-	-	2/3	1/2	2/3	2/2	-	1/1	2/1	3/2	-	1/2	-	-
Lithrea caustica	-	-	-	-	-	2/3	-	2/2	2/3	2/3	2/2	2/3	3/3	2/3	2/3	2/3	-
Kageneckia oblonga	-	-	-	-	-	3/2	-	3/2	-	3/1	2/2	-	-	1/2	2/3	-	2/3
Peumus boldus	-	-	-	-	-	-	2/2	2/2	-	+/1	2/2	2/3	3/2	3/3	2/3	-	3/3
Cryptocarya alba	-	-	-	-	-	-	1/2	3/3	-	-	2/3	2/3	-	3/3	2/3	-	4/3
Myrceugenia rufa	-	-	-	-	-	-	+	2/1	-	1/1	2/1	1/2	2/2	1/3	1/2	2/3	1/1
Myrceugenia obtusa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1/1	-	2/2	2/2	-	2/3	2/3	2/3
Mutisia retusa	-	-	-	-	-	-	1/1	1/2	-	-	-	1/1	1/1	-	1/1	-	3/3
Berberis actinacantha	-	-	-	-	-	3/3	1/1	-	1/1	-	2/2	-	-	2/1	2/1	-	1/1
Gochnatia foliosa	-	-	-	-	-	-	4/3	-	-	2/2	-	-	2/1	-	2/1	-	2/2
Quillaja saponaria	-	-	-	-	-	-	2/4	4/2	-	2/3	2/2	2/3	2/2	2/3	3/3	2/3	3/4
Adesmia arborea	-	-	-	-	-	-	2/3	1/1	-	1/1	1/2	-	-	2/1	2/1	-	-
Fuchsia lycioides	-	-	-	-	-	-	1/1	-	-	+/1	-	-	1/1	-	1/1	-	-
Puya venusta	-	-	-	-	-	-	3/2	2/2	1/2	2/2	1/1	1/1	-	2/2	2/2	1/1	1/1
Azara serrata	-	-	-	-	-	-	1/2	1/1	-	-	1/1	-	-	2/2	2/1	1/1	2/2
Ognium junceus	-	-	-	-	-	-	2/2	-	-	1/1	-	-	-	2/1	2/1	-	-
Quinchimalium chilense	-	-	-	-	-	-	-	-	3/1	3/1	-	2/1	1/1	+/1	-	-	-
Echinocactus chilensis	-	-	-	-	-	-	-	-	1/1	1/1	+/1	1/1	-	+1	1/1	-	-
Schizanthus pinnatus	-	-	-	-	-	-	-	-	1/2	-	1/1	-	2/1	1/1	1/1	-	4/3
Haplopappus foliosus	-	-	-	-	-	-	-	-	4/4	1/1	1/1	2/1	1/1	-	+/1	2/1	2/2
Colliguaja odorifera	-	-	-	-	-	-	-	-	3/3	2/3	2/2	2/3	3/4	2/3	2/3	2/3	3/3
Schinus latifolius	-	-	-	-	-	-	-	-	3/3	+/1	-	2/2	1/2	-	1/3	2/1	+/1
Aristeguietia salvia	-	-	-	-	-	-	-	-	2/2	1/3	2/3	-	1/2	-	1/2	1/2	-
Lobelia excelsa	-	-	-	-	-	-	-	-	2/2	2/2	-	2/1	1/1	+1	1/3	1/2	2/1
Schinus polygamus	-	-	-	-	-	-	-	-	1/1	-	+	2/2	1/1	-	1/2	1/1	-
Acrisione denticulata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1/1	1/1	1/1	-	-	+/1	1/1	1/1
Alstroemeria (flor blanca) sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+/1	1/1	1/1	+/1	-
Rubus ulmifolius	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+/1	1/1	-	1/2	2/3	1/2	+/1	1/2
Alstroemeria haemantha	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+/1	1/1	1/1	+/1	-	-

Tabla 2. Inventarios florísticos vertiente occidental en el macizo el Mauco (Abundancia y Cobertura)

El recubrimiento de las laderas es importante por cuanto la humedad generada por la niebla local favorece mucho el desarrollo de las plantas, al punto que un arbusto muy espinoso como es *Retanilla trinervia* tiene un importante

desarrollo y crece a menudo sobre ella un parásito, *Tristerix verticillatus*, que es frecuente en los lugares muy húmedos. Otro arbusto común es *Aristeguietia salviae*.

Es importante citar la orquídea *Chloraea disoides* Lindl planta perenne endémica de Chile y que alcanza 10-25 cm de alto. Una especie interesante es *Muehlenbeckia hastulata* arbusto semi trepador que demuestra buena regeneración después de los fuegos y todo lo contrario como ocurre con *Retanilla trinervia* (ARAYA y AVILA, 1981). Otro arbusto representativo es *Colliguaja odorífera* el cual se ha ido regenerando relativamente rápido a 11 años del incendio en el Mauco. También la gramínea *Gilliesia graminea* Linde tiene una alta regeneración. Otra hermosa orquídea endémica es *Gavilea venosa* que encontramos con muy baja presencia y creciendo bajo algunos arbustos.

b) El Piso Montañoso húmedo (450 a 700 m.s.n.m.)

Este piso posee pendientes de hasta 24%, se hacen presentes las neblinas costeras sobre el macizo, las que con mucha frecuencia suelen cubrir la cumbre durante varias horas del día e inclusive durante el verano. Esta constante humedad atmosférica se refleja también en una mayor abundancia de plantas arbustivas y arbóreas con la presencia de líquenes (Figura 7).

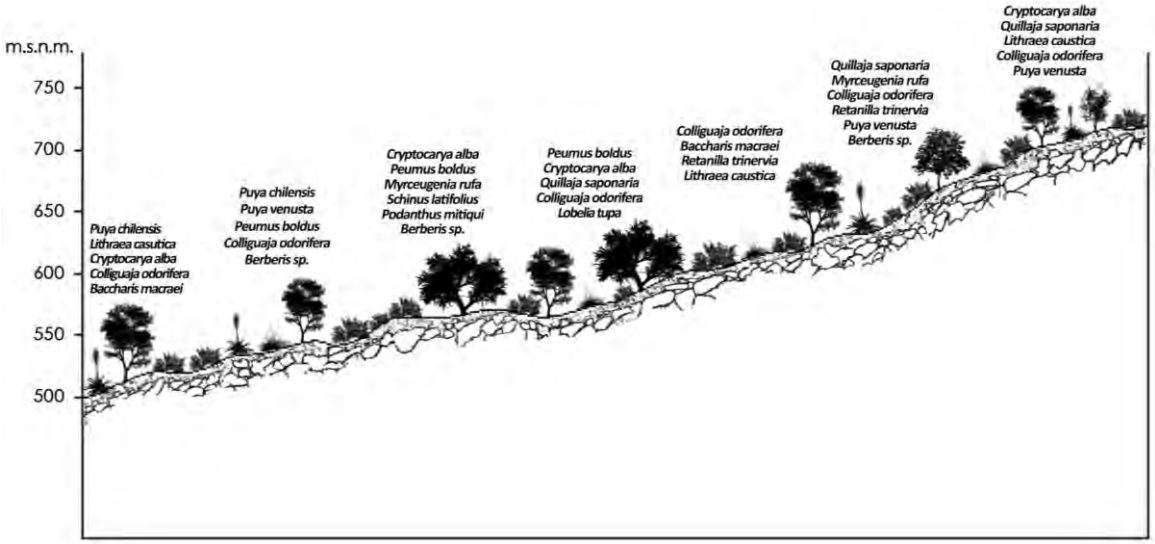


Fig. 7: Perfil fitogeográfico del Piso Montañoso Húmedo en el macizo el Mauco.

A medida que se asciende en altitud la circulación del aire es constante, generando diferencias locales de temperatura y condiciones de pequeños microclimas, particularmente en sectores expuestos a la sombra y con temperaturas muy frescas. En este piso vegetal durante el mes de Noviembre de 2002 se produjo un incendio, que afectó a más de 300 ha de vegetación nativa.

Se constata en la actualidad la presencia de la mayoría de los árboles del bosque esclerófilo mencionados en el piso montañoso mesico, principalmente en condición de renuevos y, con una menor talla, los que ahora están más expuestos a los vientos. En laderas más inclinadas los renuevos mejor desarrollados corresponden a *Cryptocarya alba*, *Peumus boldus*, *Schinus latifolius* y *Quillaja saponaria*.

Después del incendio del año 2002 en el Mauco se observa en términos generales que las agrupaciones vegetales se han ido renovando regularmente.

Fig. 8: En las laderas con exposición oceánica son comunes los líquenes.

Fig. 9: Piso húmedo con bosque esclerófilo.

Entre los desniveles del macizo, existen pequeños sectores planos con bosquetes de árboles esclerófilos bien desarrollados, que pueden alcanzar cerca de los 10 metros de altura. Se destacan *Quillaja saponaria*, *Crytocarya alba* y *Peumus boldus*, muy expuestos en dirección de la niebla, y por lo cual que poseen hasta líquenes en sus ramas (Figuras 8 y 9).

De acuerdo con los resultados adquiridos con el análisis NDVI se pueden reconocer algunos periodos que manifiestan la reducción superficial de los bosques en el macizo, disminución que puede estar asociada en primer lugar al impacto generado por los fuegos, ya que se debe considerar que esta área, aparte de estar situada en una de las regiones con mayor índices de fuegos en el Chile, habría sido afectada precisamente por varios episodios de incendios, los cuales dependiendo de su magnitud que pudieron eventualmente generar una degradación reiterada de la estructura vegetal, variando de un estrato arbóreo a un matorral arbustivo e indirectamente desencadenar, en algún grado, procesos erosivos en el suelo (Figura 10).

Figura 10. Vestigios de incendios entre las agrupaciones actuales de vegetación

En la Tabla 3 y Figura 11 se pueden observar tanto los dominios de superficie que representan cada una de las clases (NDVI) para un año determinado, como así también la variación proporcional que ha experimentado en el tiempo la cubierta vegetal, según las clases o categorías establecidas.

En el primer año (1975) existe un claro predominio de la categoría 5, correspondiente a una alta vegetación, caracterizada por una cubierta arbórea y arbustiva relativamente densa, representando un 68% de la superficie total para aquel año; categoría que disminuye ostensiblemente hacia el año de 1989, cuyos valores se concentran en las categorías 3 (59,3%) y 4 (26,7%), correspondiente a una vegetación arbustiva y de suelo desnudo. De acuerdo a estos resultados se demostraría la degradación que han experimentado las cubiertas boscosas entre el periodo 1975-1989.

AÑO	CLASES DE NDVI							
	1	2	3	4	5	6	7	TOTAL (%)
1975	1,28	1,93	5,41	14,10	68,15	9,13	0	100
1989	0,19	8,48	59,3	26,69	5,19	0,15	0	100
1999	0	1,74	37,84	34,59	18,20	7,63	0	100
2010	0	0,01	1,66	51,88	40,27	6,18	0	100

Tabla 3. Superficie (%) de las clases de NDVI según años seleccionados.

En el año 1999 se presenta un aumento relativo de las superficies de la clase 5 y 6 caracterizadas por el estrato arbóreo, existiendo por contraparte una disminución de las categorías asociadas a una menor presencia de vegetación (2, 3 y 4), es decir de estrato arbustivo y suelo desnudo.

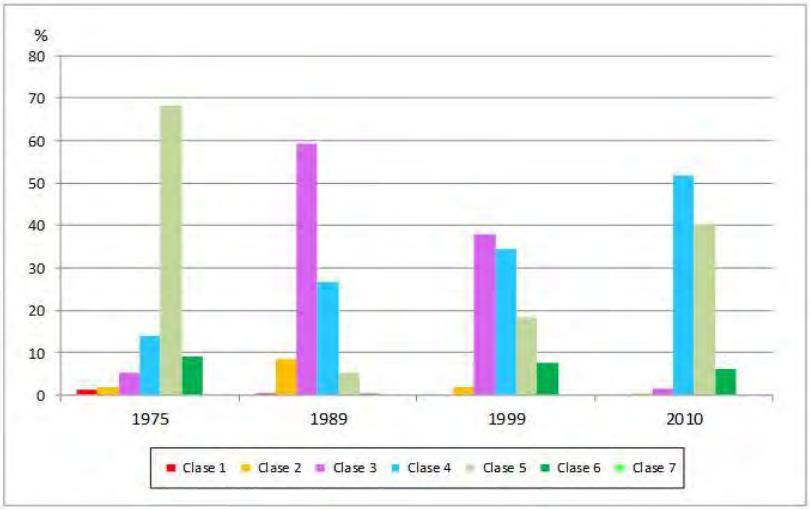


Fig. 11: Variación de categorías del NDVI según años seleccionados.

En tanto en el año 2010 los mayores porcentajes de superficies están concentrados en las categorías 4 (51,8%) y 5 (40,3%), manifestando una recuperación y consolidación de la vegetación arbórea y arbustiva en el último periodo. En esta situación puede vislumbrar que esa misma proporción de la vegetación que se ha recuperado, el que se traspase con el tiempo a las categorías definidas con una mayor vegetación (densa), todo esto considerando un escenario favorable, donde no existan mayores perturbaciones principalmente de origen antrópico (incendios, ganado), que impliquen un nuevo retroceso y degradación de la cubierta vegetal.

Sobre el análisis temporal se pudieron distinguir variaciones de la cobertura vegetal a partir de 1975, mientras que hacia el año 1989 se presenta una disminución en los índices de vegetación, coincidiendo con una alta pluviosidad, debido a lo cual se originaron fuertes fenómenos de escorrentía y erosión, mostrando testimonios evidentes de baja cobertura durante las visitas al campo.

Posteriormente las coberturas vegetales se recuperan de forma relativa hacia 1999, y que tiende finalmente a consolidar aquella recuperación hacia el año 2010, aumentado los índices de vegetación (Figura 12). No obstante la recuperación está muy lejos de reflejar el tipo de fisionomía y estructura vegetal que alguna vez dominó en estos ecosistemas montañosos costeros, por cuanto la dominancia actual está representada fundamentalmente por coberturas arbustiva y de matorral nativo.

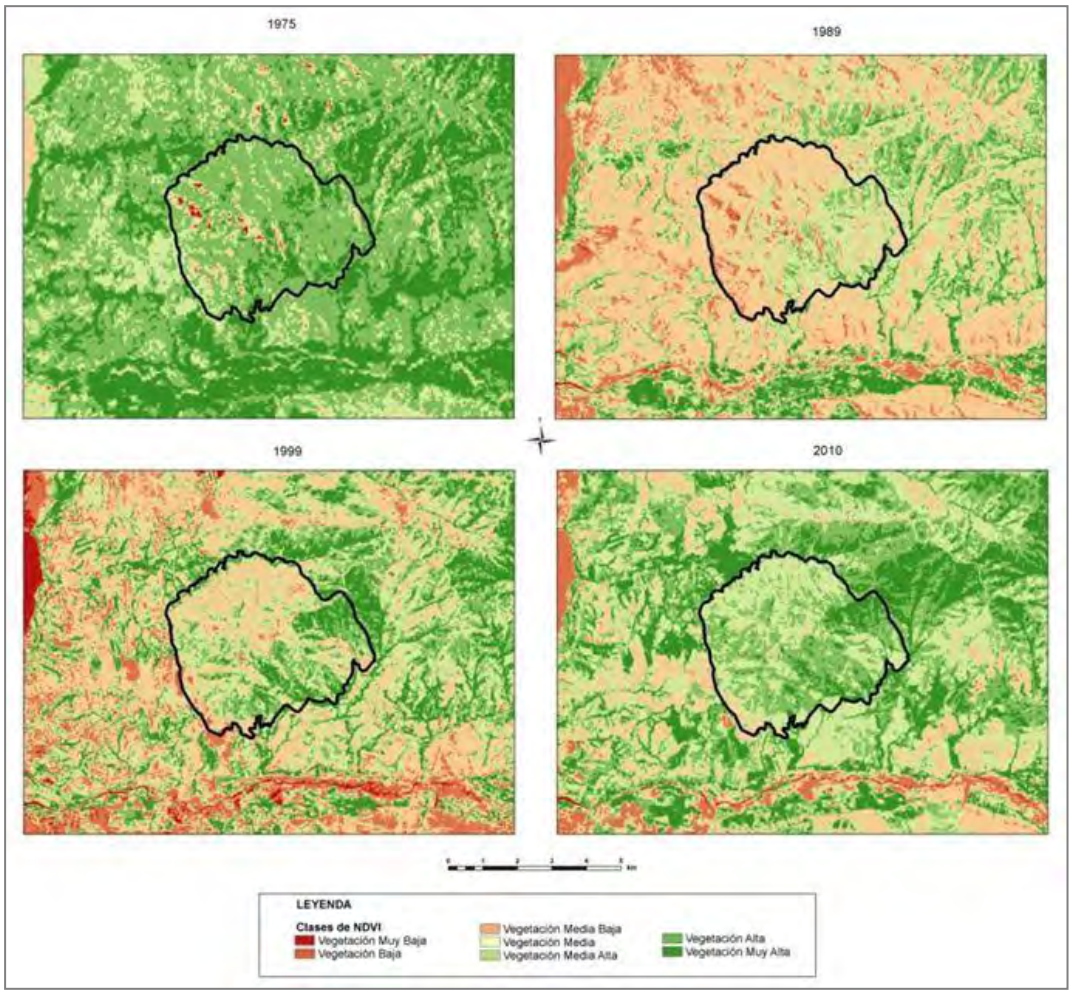


Fig. 12: Serie multi-temporal en el macizo El Mauco, según categorías del NDVI.

CONCLUSIONES

Se ha trabajado en el macizo El Mauco, que es el monte más alto de la cordillera costera de la región de Valparaíso, ubicado en la ribera norte de la desembocadura del río Aconcagua. La vegetación predominante en las laderas de fuertes pendientes orientadas principalmente hacia el NW, son comunidades de matorral y de bosque esclerófilo, propias de la zona central mediterránea de Chile.

A pesar que en el año 2002 hubo un incendio que afectó a más de 400 ha de vegetación autóctona en este monte, se ha reconocido en el campo el estado moderado de recuperación de la cubierta vegetal, lo cual ha dado indicios que estas agrupaciones esclerófilas se estén regenerando gradualmente, gracias a la ausencia de nuevos fuegos y a la baja presión antrópica, considerando que todos estos terrenos están en manos de privados; por tanto hay un cierto cuidado del ecosistema aunque ninguna gestión en la protección de las comunidades boscosas. El ideal sería aquí impulsar desde ya medidas de restauración ecológica en esta área de matorral y bosque esclerófilo. Autores como Fernández et al (2008), recomiendan entre otras sugerencias, para la zona mediterránea de Chile, detener la invasión de Rubus ulmifolius, que es una especie exótica muy agresiva; mantener los tocones y estructuras vegetales subterráneas; excluir el ganado y potenciales herbívoros para evitar el ramoneo de la vegetación; y evitar el cambio de uso de tierras.

Se destaca en el monte El Mauco la existencia de algunas especies higrófitas típicas de los bosques del sur de Chile (Myrceugenia rufa, Myrceugenia obtusa y Ribes trilobum) las cuales son endémicas del país.

AGRADECIMIENTOS
Al proyecto DICYT-USACH N°91212 QP de la Universidad de Santiago de Chile, y a los colaboradores Carolina Santelices y Pablo Quintanilla.

Referencias bibliográficas

Araya, S. y Ávila, G. (1981): "Rebrote de arbustos afectados por el fuego en el matorral chileno". *Anales Museo Historia Natural*. vol. 22, pp. 107-113.

Borgel R. (1ª ed.) (1983): *Geomorfología de Chile*. Ediciones Instituto Geográfico Militar. Santiago de Chile.

Braun-Blanquet, J. (Ed. Blume) (1979): *Fitosociología: Bases para el estudio de las comunidades vegetales.* Madrid.

Caviedes C. (Ed.) (1972): *Geomorfología del Cuaternario del valle del Aconcagua, Chile Central.* Universidad de Freiburg i. B. República Federal de Alemania.

Fernández I., N. Morales, L. Olivares, J. Salvatierra, M. Gómez, G. Montenegro (2008): *Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales.* PUC. Santiago de Chile.

Gajardo R. (1994): *Las formaciones vegetales de Chile.* CONAF. Santiago de Chile.

Hoffman. A. (Ed. Claudio Gay) (1978): *Flora silvestre de Chile Zona Central.* Santiago de Chile.

Hoffman A. (2001): *Enciclopedia de los bosques chilenos. Conservación, biodiversidad, sustentabilidad.* Colección Voces del Bosque. Santiago de Chile.

Luebert F. (Ed. Universitaria) (2006): *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Santiago de Chile.

Luzio W. (Ed. Walter Luzio) (2010): *Suelos de Chile.* Santiago de Chile.

Montenegro G. (Ed. PUC) (1984*): Atlas de anatomía de especies vegetales autóctonas de la zona central de Chile.* Santiago de Chile.

Moreira A. (2011): *Plant Geography of Chile*. Sproger Verlag, Heildelberg.

Quintanilla V. (1ª ed.) (1983): *Biogeografía de Chile.* Ediciones Instituto Geográfico Militar. Santiago de Chile.

Quintanilla V. (Ed. Universidad de Santiago de Chile) (1987): *Carta fitogeográfica de Chile mediterráneo.* Área Geociencias IV, Con carta a color adjunta. Santiago de Chile.

Quintanilla V. y Morales M. (2012): "Degradación de microcuencas de gran valor geobotánico en la zona costera mediterránea de Chile. Antecedentes para restauración ecológica". *Geographicalia*, 61, pp 67-69.

Trabaud L. (Ed. France selection) (1989): *Les feux de forëts. Mecanismescomportement et environnement.* Montpellier.

Yokens, C. (2001): *Evolución espacial del patrón térmico superficial y su relación con las coberturas espaciales de uso de suelo y cobertura vegetal.* Memoria para optar al Título de Geógrafo. Escuela de Geografía. Universidad de Chile.

PESCA ARTESANAL EN *CANANÉIA*, LITORAL SUR DEL ESTADO DE *SÃO PAULO*, BRASIL

Zambuzi, S. B. (1) y Rocha, Y. T. (2)

(1) Consultoría Ambiental, *Ribeirão Preto* (SP), Brasil. silzambuzi@gmail.com
(2) Dpto. de Geografía, Universidad de *São Paulo*, *São Paulo* (SP), Brasil. yuritr@usp.br

Resumen: Existen pocos estudios sobre las relaciones entre los ambientes litorales y las poblaciones humanas. La pesca artesanal es una tradición y muestra fuerte dependencia entre el pescador y el ecosistema. Este estudio objetivó caracterizar la pesca artesanal en *Cananeia* (litoral sur del Estado de *São Paulo*, Brasil) e identificar agentes de su organización y modificación. Se realizó revisión bibliográfica, trabajos en terreno y entrevistas con los pescadores e integrantes de la Colonia de Pescadores Z-9, del Instituto de Pesca y de la Cooperativa de Productores de Ostras. La pesca se realiza en el borde costero y en lagunas cercanas a la costa donde se capturan, principalmente, 10 especies de peses, 6 de crustáceos y 3 de moluscos. La región posee 10 áreas protegidas naturales. Actualmente muchos pescadores también trabajan con el turismo, pero no abandonan la pesca, que aún es la actividad más rentable durante el año.

Palabras clave: pesca artesanal, áreas protegidas, uso sustentable, Brasil.

Abstract (Cultural biogeography of the artisanal fishery in *Cananéia*, South Coast of *São Paulo* State, Brazil): In general, there are few studies on relations between coastal environments and human populations. Artisanal fishing is a tradition and it demonstrates strong dependence between the fisherman and the ecosystem. This study aimed to characterize artisanal fisheries in *Cananéia* (Southern Coast of the São Paulo State, Brazil) and to identify agents of their organization and modification. We conducted literature review, fieldwork and interviews with fishermen and members of the Z-9 Fishers Association, Oyster Producers Cooperative, and Institute of Fisheries. The artisanal fishery takes place on the waterfront and in lagoons near the coast, where mainly captured 10 fishes species, 6 crustaceans species, and 3 molluscs species. The region has 10 protected areas to nature conservation. Currently many fishermen also work with tourism, but do not leave the artisanal fishery, which is still the most profitable per year.

Key words: artisanal fishery, protected areas, sustainable use, Brazil.

INTRODUCCIÓN

Cerca de la mitad de la población mundial (3,5 millones de personas) vive en un borde de hasta 60 km de distancia de mares y océanos y 75% de las mayores ciudades están localizadas en el litoral (Unep, 2014). En Brasil, cerca de 51 millones de personas (27% da población total) viven en 463 municipios litorales, de un total de 5.565 municipios brasileños (Ibge, 2011). Por eso, el litoral es la parte del planeta que más sufre con los impactos de ocupación antrópica.

Existen muchos estudios de carácter oceanográfico y biológico, mostrando la dinámica y diversidad marítima, pero pocos sobre las relaciones entre los ambientes litorales y las poblaciones humanas hechas por la biogeografía cultural bajo un enfoque interdisciplinario, incluyendo pesca, pescadores y naturaleza.

Cuando el asunto es pesca, Diegues (2004) afirma que hay estudios que acaban en la red de pesca, sin conocer el lado humano y estudios que comienzan en el brazo del pescador, sin conocer sus relaciones con el mar.

Por eso, la importancia de la Biogeografía Cultural como ciencia que comprende la naturaleza y las relaciones sociales que en ella se concretizan, logrando estudiar los cambios en la constitución genética de plantas y animales, las distribuciones de ellos por la Tierra por acción el hombre y los efectos de las actividades humanas en la estructura de los ecosistemas (Simmons, 1982).

Esta área de la ciencia debe ir más allá del camino trazado por la Biogeografia tradicional. Cabe a la Biogeografía Cultural la convergencia de miradas complejas, biogeográficas y culturales, por sobre las fronteras de la geografía. Los saberes sobre la vida son diversos y biodiversos y, su distribución, no se explica solamente con los instrumentos limitados de la ciencia moderna (Hissa, 2008).

En relación a la actividad pesquera, existe la distinción entre la pesca artesanal, caracterizada por el uso de tecnologías de bajo poder predatorio y por el trabajo familiar, y, la pesca industrial, modelo basado en el uso intensivo de los recursos pesqueros, con éxito durante décadas, pero que actualmente se encuentra en crisis principalmente por la disminución del stock pesquero, una consecuencia de la actividad en escala industrial.

La actividad pesquera artesanal, a su vez, no solamente sobrevivió como también muestra un gran potencial adaptativo frente a las innovaciones tecnológicas y a las alteraciones ambientales, siendo actualmente, la responsable por una parcela significativa de la producción pesquera brasileña.

En el municipio de *Cananéia*, la actividad pesquera artesanal se destaca principalmente por la pesca de orilla de mar y lacustre de especies de camarones (*Farfantepenaeus aztecus*, *Litopenaeus schmitti*), entre otros y de peses como la Pescada (*Cynoscion acoupa*, *C. leiarchus)* y la Tainha (*Mugil platanus*).

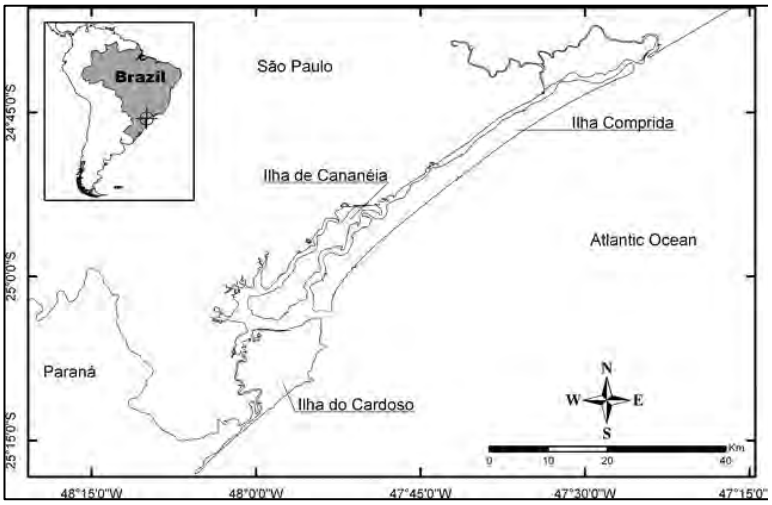


Fig. 1: Complejo Estuario-Lagunar de Iguape-Cananéia, entre los Estados de São Paulo y Paraná, Brasil. Fuente: Santos y Rosso (2008).

La pesca artesanal fue la principal actividad económica durante años en el municipio; hoy, divide ese título con la actividad turística, que presenta gran desarrollo en la región y puede ser una de las razones más importantes para las alteraciones en la actividad pesquera. Además, la acción de políticas públicas ambientales en la región la tornan blanco de inúmeros intereses políticos, económicos y sociales, que se reflejan directamente en la actividad pesquera artesanal.

Este estudio objetivó: caracterizar la actividad pesquera en el municipio de *Cananéia*, analizando las posibles alteraciones producidas debido a actividades turísticas, además de la relación de pescadores con las políticas actuales ambientales.

METODOLOGÍA

Se realizó una revisión bibliográfica, trabajos en terreno (en alta y baja temporada turística), entrevistas abiertas con pescadores e integrantes de la Colonia de Pescadores Z-9 y funcionarios del Instituto de Pesca. Tales entrevistas abiertas tienen una finalidad de obtener informaciones, donde el entrevistado tiene libertad para tratar del tema sugerido dentro de una conversación informal y el investigador asume, la mayoría de las veces, una postura de oyente. De esta forma, no hay resultados concretos y conclusivos y si, mayor conocimiento de la práctica vivida por los pescadores.

SITUACIÓN

El municipio de *Cananéia* está localizado en el extremo sur del estado de *São Paulo*, en la región sureste del Brasil e inserido en el Complejo Estuario-Lagunar de *Iguape-Cananéia* (Fig. 1), que es formado por las islas *Cananéia*, *Comprida* y *do Cardoso*, por bahías, manglares y desembocaduras de ríos y por las barras de *Icapara*, al norte, donde desagua el río *Ribeira de Iguape*, la de *Cananéia* y la de *Ararapira*, en la divisa de los estados de *São Paulo* y *Paraná*. Esta región es considerada una de las más importantes áreas húmedas de la costa brasileña en términos de biodiversidad y productividad natural (Oliveira, 2011).

Los manglares y la vegetación de *restinga* son formaciones vegetales nativas e integrantes del dominio del bosque atlántico, sus bosques (bosque ombrófilo denso) y ecosistemas asociados, dominan toda la región del área de estudio, especialmente la región sur de *Cananéia* donde la ocupación humana es menor (Siqueira, 2007)

Considerada como un santuario, la región de *Cananéia* preserva gran diversidad ecológica de especies de animales y vegetales, presenta grandes áreas de manglares, siendo por eso un ecosistema bastante sensible a las alteraciones ambientales.

Fuente preciosa de recursos para las poblaciones ribereñas y "*caiçaras"* (designación regional de las personas y comunidades que viven en el litoral), el agua de los canales, manglares y barras de la región presentan una gran variación de salinidad desde la construcción del canal del *Valo Grande* en *Iguape*, en 1827 (canal artificial que drena parte de las aguas del río *Ribeira de Iguape* para el canal del Mar Pequeño, entre *Iguape* y *Cananéia*) y de las sucesivas construcciones y destrucciones del embalse construido en la década del '70, para impedir que esas aguas desembocasen directamente en el canal del Mar Pequeño y siguiese su sentido natural hasta el mar (Oliveira, 2011).

Cananéia, que era un importante punto comercial en la segunda mitad del siglo XVIII, con puerto de distribución de productos de toda la región, además de astilleros para la construcción de barcos utilizados en la ruta comercial, vio esa realidad declinar con la construcción del canal del *Valo Grande* y, de a poco, los astilleros fueron cerrados y los barcos ya no conseguían entrar en el canal del Mar Pequeño, debido a la eutroficación causada (Oliveira,

2011).
Además, el aporte de agua dulce desaguando directamente en Mar Pequeño y en toda la región alteró, igualmente las características hidrológicas, la principal actividad de la región: la pesca, realizada por *caiçaras* y ribereños y toda su organización social, debido a las variaciones de especies que comenzaron a sobrevenir en la región.

PESCA ARTESANAL

La pesca artesanal tiene gran importancia social y económica en Brasil, siendo responsable por un gran número de puestos de trabajo en las comunidades litorales. La pesca artesanal contribuye con, aproximadamente, 65% de la producción nacional de peses en aguas costeras y, de las más de 25 mil embarcaciones de la flota brasileña, cerca de 20 mil son pequeñas embarcaciones artesanales (Ibama, 2008).
Existe gran dificultad de monitorear las embarcaciones ligadas a la pesca artesanal por motivos de cantidad y de distribución de los stocks pesqueros a lo largo del litoral, pues, al contrario de la pesca industrial, la pesca artesanal está distribuida a lo largo de la costa. Como resultado, los valores obtenidos para generar las estadísticas puedem ser subestimados (Mendonça y Bonfante, 2011).
La pesca artesanal gana importancia justamente en un momento en que los recursos pesqueros en Brasil han sido sobre explotados, lo que puede llevar a un colapso de la actividad en mediano plazo. Existen medidas siendo adoptadas para evitar ese colapso, como la limitación de la flota de embarcaciones, regulación de los tipos de equipamientos utilizados, tamaño mínimo de los individuos de las especies pescadas y el "*defeso*", que es la prohibición zonal de pesca en el período de reproducción de las especies explotadas.
El conocimiento científico para auxiliar la gestión del modo de vida artesanal de la pesca debe ser siempre complementado con el conocimiento de las comunidades de pescadores locales; si uno de estos conocimientos fuese ignorado, la tendencia sería la imposición de reglas y leyes fuera de contexto y difíciles de ser respetadas. Aun la pesca artesanal es fácilmente administrada en comparación con la pesca industrial, por el hecho que los pescadores artesanales tienen una mayor identificación y compromiso con el ambiente donde viven.
Otra característica de la pesca artesanal es que la actividad depende mucho de la distribución geográfica de la región litoral para desarrollarse. En todo Brasil, incluyendo el litoral del Estado de *São Paulo*, el área litoral proporciona tipos diferentes de explotación de los recursos pesqueros. En la región de *Cananéia*, el litoral repleto de manglares y canales permitió que el *caiçara* explotase no solo el alto-mar, sino también esa parte interior, explotando especies que viven en los canales y manglares (Diegues, 1983).

PESCA ARTESANAL EN *CANANÉIA*

Con una producción organizada, los *caiçaras* se juntan para el desarrollo de la actividad, con la compra de equipamientos modernos como barcos a motor y redes de *nylon* y una división de trabajo más estricta, como el *gelador* (persona que congela el pescado), el conductor, etc. Además de eso la venta del pescado antes realizada por intermediarios, cuenta con pequeñas firmas de almacenamiento, conservación y venta directa para el consumidor final.
La Colonia de Pescadores Z-9 tiene casi mil pescadores catastrados y la *Cooperostra* posee 48 familias asociadas, siendo que ambas buscan mejorar la calidad de vida de esas comunidades tradicionales, el equilibrio en la explotación de los recursos pesqueros y la conservación de la naturaleza.
En *Cananéia*, la pesca se realiza tanto en el borde costero como en las lagunas cercanas a la costa donde se capturan, principalmente:

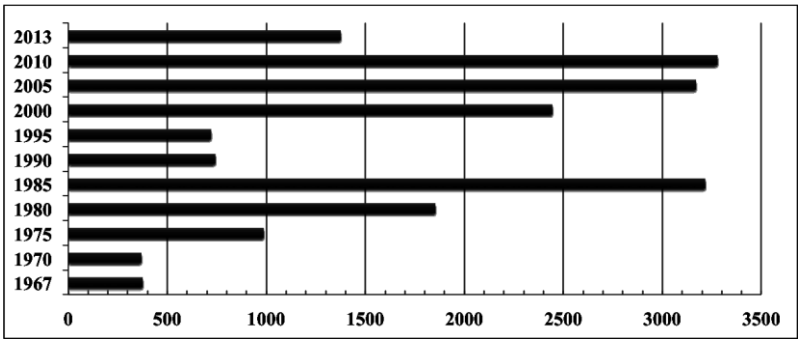


Fig. 2: Producción pesquera (en kilogramos) entre 1970 y 2013 del municipio de Cananéia, Estado de São Paulo, Brasil. Fuente: Instituto de Pesca (2014).

- especies de peses: *Cynoscion acoupa* Lacépède (*Pescada-amarela*), *C. leiarchus* Cuvier (*Pescada-branca*), *Macrodon ancylodon* Bloch & Schneider (*Pescada-foguete*) y *Micropogonias furnieri* L. (Corvina), especies de la familia Sciaenidae; *Mugil platanus* Günther (*Tainha*) y *M. curema* Valenciennes (*Tainha*), especies de la familia Mugilidae; *Anchoviella lepidentostole* Fowler (*Manjuba*), de la familia Engraulidae; *Carcharrhinus* spp. (*Cação*), de la familia Carcarrhinidae; *Centropomus* spp. (*Robalo*), de la familia Centropomidae; y *Paralichthys* spp. (*Linguado*), de la familia Paralichthyidae;
- especies de crustáceos: *Farfantepenaeus* spp. (*Camarão-rosa*), *Xiphopenaeus kroyeri* Heller (*Camarão-sete-barbas*), *Litopenaeus schmitti* Burkenroad (*Camarão-branco*), especies de la familia Penaeidae; *Cardisoma guanhumi* Latreille (*Caranguejo-guaiamu*), de la familia Gecarcinidae; *Ucides cordatus* L. (*Caranguejo-uçá*), de la familia Ocypodidae; *Callinectes danae* Smith (*Siri-azul*) de la familia Portunidae;
- especies de moluscos: *Mytella* spp. (*Mexilhão*) y *Perna perna* L. (*Mexilhão*), especies de la familia Mytilidae; y *Crassostrea* spp. (*Ostra-do-mangue*), de la familia Ostreidae.

Los registros sobre la producción pesquera en *Cananéia* (Fig. 2) indican que, a partir de finales de la década del

'60, hay una oscilación a lo largo de las décadas en relación a la cantidad pescada (por kilogramo), siendo que, en el inicio de los años '70 y en toda la década del '90, la actividad sufrió una baja significativa de los *stocks* pesqueros, llegando a poco más de 500 kg/año (Instituto de Pesca, 2014). Ya en parte de las décadas del '80 y 2000, la actividad vivió su auge, cuando la producción superó las tres toneladas anuales (Instituto de Pesca, 2014). El *Camarão sete-barbas* representa cerca de 80% del total pescado, siendo el principal recurso pesquero, con una producción estable (Mendonça y Bonfante, 2011).

Fig. 3: Mosaico de áreas protegidas bajo la administración federal y del Estado de São Paulo en la región de Cananéia, São Paulo, Brasil. Fuente: Silva (2010).

La *Tainha* es el pez más simbólico, cuya pesca de arrastre y de cerco fijo es realizada en el período de invierno en la región; su ritual envuelve toda la comunidad y tiene una gran importancia cultural.

La *Ostra-do-mangue* es uno de los principales recursos pesqueros para gran parte de la población local. Su extracción es más común en los meses de inverno, ya que el "*defeso*" de esa especie ocurre en el verano, de diciembre a febrero (Mendonça y Machado, 2010). A partir de los años '90, hubo un significativo desplome en su explotación, estabilizándose solamente a partir de 2002, con disminución del esfuerzo de pesca y acciones de gestión contra la extracción predatoria, especialmente con la creación de la Reserva Extractiva *do Mandira* (Mendonça y Machado, 2010). La Reserva justamente incentiva el uso sustentable de los productos pesqueros de la región.

ÁREAS PROTEGIDAS EN LA REGIÓN DE *CANANÉIA*

La región de *Cananéia* presenta un mayor mosaico de áreas protegidas del Estado de *São Paulo* (Fig. 3). En los alrededores de la Isla de *Cananéia*, existen tres áreas protegidas de protección integral: la *Estação Ecológica de Tupiniquins* (creada en 1986), el *Parque Estadual (PE) da Ilha do Cardoso* (creado en 1962) y el Parque *PE Lagamar de Cananéia*. Este último, creado en 2008, inserido en la Zona Núcleo de la *Reserva da Biosfera da Mata Atlântica* que es reconocida como Patrimonio Natural de la Humanidad (Unesco, 2005).

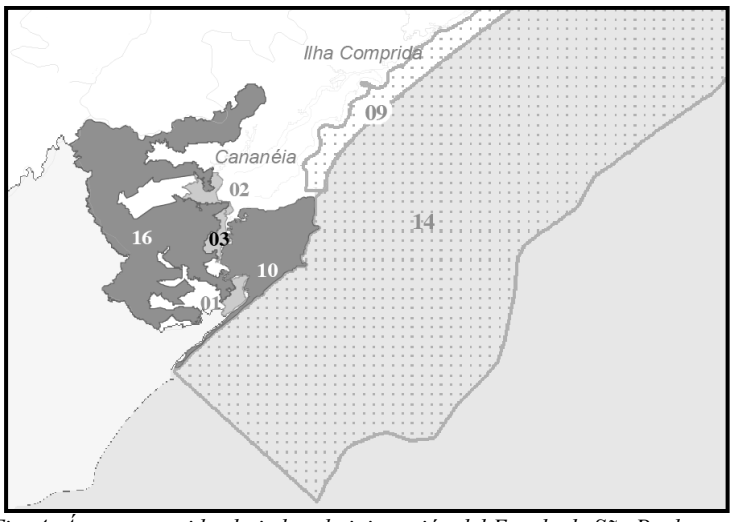


Fig. 4: Áreas protegidas bajo la administración del Estado de São Paulo en el entorno de la isla de Cananéia, São Paulo, Brasil (sin escala): 01. Resex Ilha do Tumba; 02. Resex Taquari; 03. RDS Itapanhapima; 09. APA Ilha Comprida; 10. PE Ilha do Cardoso; 14. APA Marinha do Litoral Sul; 16. PE Lagamar de Cananéia. Fuente: Fundación Florestal (2009).

A partir de los años '90, con el surgimiento de leyes ambientales más restrictivas, la población de la región de *Cananéia* sufrió restricciones en relación a la explotación de sus tierras, causando el empobrecimiento de muchas familias que dependían del cultivo agrícola y de la explotación de productos naturales.

La solución encontrada fue la creación de reservas de explotación de recursos naturales, áreas de protección de uso sustentable menos restrictivas que permiten que solamente los habitantes locales puedan explotar recursos naturales para su sobrevivencia. De esta forma, las comunidades locales pasaron a explotar los recursos pesqueros y mantener sus valores culturales de la

pesca artesanal.
Además de las áreas protegidas de protección integral, existen siete áreas protegidas de uso sustentable: Área de Protección Ambiental (APA) de *Ilha Comprida* (creada en 1985), (APA) *Cananéia-Iguape-Peruíbe* (creada en 1987), (APA) *Marinha do Litoral Sul* (creada en 2008), Reserva de Desarrollo Sustentable (RDS) *Itapanhapima* (creada en 2008) y las Reservas Extractivas (Resex) *do Mandira* (creada en 2002), Resex *Taquari* y Resex *Ilha do Tumba*, siendo las dos últimas creadas en 2008 (Fig. 4).

En las APAs, Resex e RDS, los recursos naturales pueden ser explotados de forma sustentable, inclusive los recursos pesqueros, pero la implementación de esas áreas protegidas comprometió la cultura *caiçara*, con la prohibición de equipos artesanales de pesca y la extracción de algunos productos del Bosque Atlántico (madera para embarcaciones, palmito, caza, etc.).

TURISMO

El aumento de la actividad turística es, de hecho, un factor determinante para los cambios en el modo de vida de los pescadores artesanales. Muchos de ellos se tornaron cuidadores, vendedores ambulantes o usan sus embarcaciones para el transporte de turistas, llevando éstos, a entornos con atractivos turísticos, y también para la pesca amateur, tornándose *piloteiros*, aquellos pescadores de la región que conocen los mejores lugares de pesca.
La contaminación producida por los turistas también puede ser un factor de cambio, comprometiendo las reservas pesqueras de la región y disminuyendo la cantidad de pescado.

Entretanto, al mismo tiempo en que el turismo puede ejercer una influencia negativa para la cultura regional *caiçara* de la pesca artesanal, también puede aumentar la demanda por peces, lo que puede fortalecer la propia pesca artesanal. Lo que fue observado en *Cananéia* es que el pescador no deja de ser pescador, apenas usa otras actividades relacionadas al turismo como fuente de ingresos extra en la temporada turística (verano y feriados).

CONCLUSIONES

No es posible hablar de *Cananéia* sin abordar la región del Complejo Estuario-Lagunar de *Iguape-Cananéia* como un todo, pues todo el paisaje forma parte del mismo sistema.

De la misma forma, no es posible hablar de pesca artesanal que ocurre en la región sin considerar los agentes que pueden alterar ese modo de vida.

Conforme los estudios realizados localmente y las entrevistas informales con pescadores locales, fue posible evaluar que la actividad tradicional pesquera sufrió muchas alteraciones a lo largo de los años, especialmente por la introducción de nuevas tecnologías que simplificaron el trabajo de los pescadores.

La actividad turística, al contrario de lo que se suponía, no influencia negativamente de forma significativa la actividad pesquera. Al entrevistar a los pescadores se nota que gran parte consigue conciliar las dos actividades, especialmente en relación a la época del año: en verano trabajan con turismo y, en invierno, con pesca. Esto es importante pues la pesca artesanal va más allá de una actividad económica, es también una forma de expresión cultural, que persiste a lo largo del tiempo y que está amenazada por tales transformaciones ocurridas en la región.

Es importante el fortalecimiento de la actividad económica, desde el pescador hasta el consumidor final, a partir de políticas que unan la sustentabilidad de los recursos pesqueros y una mayor eficiencia de esa explotación económica y cultural.

Lo más adecuado sería el incluir a todas las esferas relacionadas a esta actividad pesquera y su gestión: gobiernos estatales y municipales; instituciones de estudios; organizaciones no gubernamentales; y, las comunidades locales, participando de la elaboración de estrategias de gestión, de la toma de decisiones y de implementación de políticas públicas, que objetiven la preservación de las reservas pesqueras y, al mismo tiempo, fomenten la pesca artesanal adecuada a los principios de sustentabilidad ecológica de los recursos naturales pesqueros.

En relación a las unidades de conservación, los pescadores entrevistados no las comprenden como obstáculo a la actividad pesquera, aunque cuando estas fueron creadas, temieron por las restricciones que podrían existir. Actualmente existe una comprensión de la importancia de preservar esta área, inclusive para mantener los estoques pesqueros. En el caso de la *Cooperostra*, hubo una adaptación a las actividades de explotación realizadas anteriormente en la región, hecho que resultó en una actividad aún más satisfactoria y lucrativa que anteriormente.

Finalmente, el desarrollo más apropiado para la región es el modelo sustentable, basado en múltiples usos, de forma que un uso no comprometa el desarrollo de los demás, habiendo equilibrio ecológico, ambiental, social, económico y cultural entre la pesca, las políticas públicas, el desarrollo urbano, la sociedad, el turismo y la cultura *caiçara*.

AGRADECIMENTOS

A la Fundación de Amparo a la Investigación del Estado de *São Paulo* (FAPESP), por el financiamiento de la participación en el VIII CEB (Proceso Fapesp 2014/04352-1).

Referencias bibliográficas

Diegues (1983): *Pescadores, camponeses e trabalhadores do mar*, Ática, São Paulo, 287 p.

Diegues, A. C. S. (2004): *A pesca construindo sociedades: leituras em antropologia marítima e pesqueira*, NUPAUB/USP, São Paulo, 315 p.

Fundação Florestal (2009): *Unidades de conservação estaduais sob a gestão da Fundação Florestal*. Disponible en http://fflorestal.sp.gov.br/files/2012/01/UCS_FF2009.pdf. Visitado en 21 marzo 2014.

Hissa, C. E. V. (2008): *Saberes ambientais para o conhecimento disciplinar*, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 331 p.

Ibama – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (2008): *Estatística da pesca 2008: Brasil - grandes regiões e unidades da federação*, Ibama, Brasília, 113 p.

Ibge – *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (*2011): *Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil*, Diretoria de Geociências/Ibge, Rio de Janeiro, 2011, 176 p.

Instituto de Pesca (2014): *Banco de dados de controle estatístico da producción pesqueira marítima – ProPesq@,* Instituto de Pesca, São Paulo.

Mendonça, J. T. y Bonfante, T. M. (2011): "Assessment and management of White mullet *Mugil curema* (Valencienne, 1836) (Mugilidade) fisheries of the South coast of São Paulo state, Brazil", *Brazilian Journal of Biology*, 71/3, 663-672 p.

Mendonça, J. T. y Machado, I. C. (2010): "Mangrove oyster (*Crassostrea* spp.) extractivism in Cananéia estuary (São Paulo, Brazil) from 1999 to 2006: capture and management evaluation", *Brazilian Journal of Biology*, 70/1, 65-73 p.

Oliveira, E. N. (2011): *Estudo da pesca artesanal em dois setores do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia-Iguape (SP) considerando relaciones sócio-ambientais*, Tese de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 102 p.

Santos, M. C. O. y Rosso, S. (2008): "Social Organization of Marine Tucuxi Dolphins, *Sotalia guianensis*, in the Cananéia Estuary of Southeastern Brazil", *Journal of Mammalogy* 89/2:347-355.

Silva, V. N. (2010): *Plano de manejo participativo da Reserva Extrativista do Mandira, Cananéia/São Paulo*, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade- ICMBio, Brasília, 192 p.

Simmons, I. G. (1982): *Biogeografía natural y cultural*, Omega, Barcelona.428 p.

Siqueira, B.K. (2007): Contribuição ao processo sedimentar atual no Canal do Ararapira, sistema-estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape (SP), Tese de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 118 p.

Unep – United Nations Environment Programme (2014): *Cities and Coastal Areas*. Disponible en http://www.unep.org/urban_environment/issues/coastal_zones.asp. Visitado en 13 marzo 2014.

Unesco – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2005): World Network of Biosphere Reserves, Unesco, Paris, 19 p.

PROPUESTA DE UNA RED DE ÁREAS PROTEGIDAS PARA LA PROTECCIÓN DEL *PAU-BRASIL* (*Caesalpinia echinata* Lam. - LEGUMINOSAE), ÁRBOL DEL BOSQUE ATLÁNTICO LITORAL

Rocha, Y. T. (1), Lamarca, E. V. (2), Simabukuro, E. A. (3), Barbedo, C. J. (2), Domingos, M. (4) y Figueiredo-Ribeiro, R. C. L. (5)

(1) Dpto. Geografía, Universidad de São Paulo, São Paulo (SP), Brasil. yuritr@usp.br
(2) Núcleo de Investigación en Semillas, Instituto de Botánica, São Paulo (SP), Brasil
(3) Dpto. de Biología, CCTS/Universidad Federal de São Carlos, Sorocaba (SP), Brasil
(4) Núcleo de Investigación en Ecología, Instituto de Botánica, São Paulo (SP), Brasil
(5) Núcleo de Investigación en Fisiología y Bioquímica, Instituto de Botánica, São Paulo (SP), Brasil

Resumen: El *Pau-brasil* está en peligro de extinción y es una de las 44 leguminosas arbóreas del Bosque Atlántico que necesitan de acciones de conservación para mantener su diversidad genética y distribución geográfica. En el año 2012 fue creado el Programa Nacional de Conservación del *Pau-brasil*, cuyas metas incluyen la reevaluación del estado de conservación y la identificación de áreas protegidas con sus poblaciones. En esta investigación se objetivó contribuir con esas metas, identificando las áreas protegidas y proponer una red de áreas con directrices específicas de gestión. Se realizó una revisión bibliográfica y expediciones en terreno para localizar y analizar sus poblaciones. Existen 21 áreas protegidas con poblaciones de *Pau-brasil* y 32 con vegetación que pueden tener su reintroducción. Principales directrices de gestión: calcular los tamaños de las poblaciones; definir como zonas intangibles los fragmentos con las poblaciones; proponer la creación de corredores ecológicos; y, fomentar la investigación filogeográfica.

Palabras clave: *Pau-brasil*, áreas protegidas, Bosque Litoral Atlántico, *Caesalpinia echinata*, Brasil

Abstract (Proposal for a protected areas network of Brazilwood, Coastal Atlantic Rainforest tree, *Caesalpinia echinata* Lam - Leguminosae): Brazilwood is an endangered species and is one of 44 leguminous trees of the Atlantic Rainforest that needs conservation actions to maintain their genetic diversity and their geographic distribution. In 2012, the National Conservation Brazilwood Program was created aiming to include the reassessment of conservation status and the identification of protected areas with their population. The present study aimed to contribute to those goals, identifying protected areas and to propose a network of conservation units with specific management guidelines. A literature review and field trips were conducted to locate and analyze each population. There are 21 protected areas with natural populations of Brazilwood and 32 protected areas with vegetation that may have the Brazilwood reintroduction. Top management guidelines are: to estimate population size, to define as intangible fragments with Brazilwood population within protected areas, to propose the creation of ecological corridors, and to promote phylogeographic researches.

Key words: Brazilwood, protected areas, Coastal Atlantic Rainforest, *Caesalpinia echinata*, Brazil

INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales presentan gran diversidad biológica, con, aproximadamente, dos tercios de todas las especies de la Tierra (Almeida, 2000). El Brasil es el primer país en megadiversidad (Mittermeier et al., 1997; Forzza et al. 2012). Tiene cerca de 45 mil especies de angiospermas (muchas de ellas endémicas), 541 especies de mamíferos (11% del total mundial), 3.261 especies de peces de agua dulce (12% del total mundial), 687 especies de anfibios (13% del total mundial) y 1.696 especies de aves (17% del total mundial) (Lewinsohn y Prado, 2002, 2005). No en tanto, ni toda esa riqueza biológica está protegida en áreas protegidas públicas (Morsello, 2001).

La mayor parte de esa gran biodiversidad está centrada en los Bosques Amazónico y Atlántico, siendo el último uno de los 34 *hotspots* mundiales de gran importancia para la conservación de la naturaleza, principalmente por presentar un área relictual muy reducida (Myers et al., 2000; *Conservation International*, 2014). Además de eso, los *hotspots* son áreas donde, posiblemente, se encuentra la mayoría de las especies aún desconocidas por la ciencia (Joppa et al., 2011).

Actualmente, el área del Bosque Atlántico en la costa brasilera está muy reducida y fragmentada, esto porque fue albo prioritario de la colonización del territorio brasilero, luego siguieron las actividades silvo-agropecuarias y la expansión de las ciudades (Rocha, 2009). Ese proceso originó las mayores densidades demográficas brasileras (mayor que 100 hab./km²), localizadas en las regiones metropolitanas de *São Paulo* (a 70 km. del litoral), de *Rio de Janeiro* y en regiones urbanizadas, como los litorales (muchas de capitales de los estados están en la costa) o próximas al litoral (Ibge, 2010).

El Bosque Atlántico ocupaba originalmente cerca de 130 millones de hectáreas del borde atlántico, lo que correspondía a 16% del territorio brasilero; actualmente, son 12,5%, en su gran mayoría, de fragmentos pequeños (sobre tres hectáreas) y aislados (Forzza et al. 2012; Fundación SOS *Mata Atlântica*, 2014). Este escenario dificulta la conservación de su biodiversidad en términos de número y grupos de taxones, densidad poblacional de las especies y variabilidad genética dentro de las especies.

La distribución geográfica actual del *Pau-brasil* está restringida a algunos de esos pocos fragmentos forestales, llevando a la especie a ser considerada en peligro de extinción (*endangered*) en el ámbito nacional (Martinelli y Moraes, 2013) y global (Varty, 1998) y a ser colocada en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de las Especies de Flora y Fauna Salvajes Amenazadas de Extinción (Cites, 2013).

En 2012, fue creado, por el Ministerio del Medio Ambiente, el Programa Nacional de Conservación del *Pau-brasil* (PNCPB), cujas metas son: reevaluar su estado de conservación; identificar las áreas protegidas y relictos de Bosque Atlántico que abrigan poblaciones de la especie; revisar e implementar el Plano de Acción Nacional del *Pau-brasil*; y, promocionar el uso sustentable y de plantaciones comerciales de la especie en iniciativas públicas y privadas. Las dos primeras metas son directamente relacionadas a la conservación del *Pau-brasil*; la tercera, al plan de acción para su conservación y manejo, elaborado en 1997, e detallado apenas para el estado de *Rio de Janeiro* en 2007; y, la última meta se refiere a su uso sustentable.

Esta investigación tuvo por objetivo contribuir para: 1) alcance de las dos primeras metas, a través de la identificación de las áreas protegidas con poblaciones de *Pau-brasil* o que tenían potencial para reintroducción; 2) alcance de la protección eficaz de la especie y su entorno, a través de la propuesta de una red de esas áreas protegidas, con directrices específicas para su gestión.

METODOLOGÍA

Se realizó una revisión bibliográfica, incluyendo documentos históricos, artículos científicos, libros, etc. de diversos acervos, y dos expediciones científicas de campo, en los estados de *Sergipe*, *Alagoas*, *Pernambuco*, *Paraíba* y *Rio Grande do Norte*, para localizar, analizar y mapear poblaciones de *Pau-brasil* y las áreas protegidas con esas poblaciones.

RESULTADOS Y DISCUSSIÓN

Bosque Atlántico

El Dominio de los *Mares de Morros e Chapadões Florestados do Brasil Atlântico*, el Bosque Atlántico, es una región donde predominan los morros de formas *mamelonares*, los *chapadões* y las influencias climáticas del Océano Atlántico, presentando cobertura vegetal predominante de bosque (Ab'Saber, 2003). El Bosque Atlántico es un conjunto forestal heterogéneo con substituciones continuas de especies en su área de distribución (Scudeller, 2002) y compuesta por las formaciones: bosques ombrófitos denso, abierto y mixto; bosques estacionales semi-deciduos y deciduos; formaciones campestres; afloramientos rocosos; *restingas* y *manguezais* (Stehmann et al., 2009).

Fig. 1: Pau-brasil en el Bosque Atlántico, Sítio Pau-brasil, Reserva da Mata Atlântica, Coruripe, Estado de Alagoas (Y. T. Rocha, 2003).

El Bosque Atlántico posee gran diversidad de plantas y de endemismo, siendo 1.230 especies de briófitas (18% endémicas), 840 especies de pteridofitas (32% endémicas), cuatro especies de gimnospermas (25% endémicas) y 13.708 especies de angiospermas (49% endémicas) (Stehmann et al., 2009).

Pau-brasil

Entre los más de dos mil árboles de leguminosas del Bosque Atlántico, distribuidas en 188 géneros, el *Pau-brasil* (*Caesalpinia echinata* Lam.) es una de las 44 especies que precisan de acciones conservacionistas para mantener su distribución geográfica y su diversidad genética, observando que se distribuye en áreas con fuerte disminución de cobertura forestal (Lima, 2000). Además, el *Pau-brasil* es endémico del bioma de los bosques tropicales pluviales, endémico del Brasil y de la parte más litoral del Bosque Atlántico, además de ser el árbol nacional por su valor histórico, simbólico y cultural.

La primera motivación para explorar el territorio brasilero, posesión portuguesa entre los siglos XVI y XIX, fue indudablemente la extracción del *Pau-brasil* (Sebe, 1985), principalmente porque su madera era fuente de colorante rojo para tejidos (Souza, 1939). Esa importante e intensa explotación ocasionó, en áreas con abundancia de *Pau-brasil*, invasiones francesa y holandesa en los estados de *Rio de Janeiro* y *Pernambuco*, respectivamente. El árbol fue explotado y retirado durante más de tres siglos, con períodos de mayor o menor explotación, hasta 1875 (Souza,

1939, Rocha, 2004). Actualmente, la madera do *Pau-brasil* es utilizada en la producción de arcos para instrumentos musicales de cuerda, siendo aún explotado y exportado de forma ilegal (Rocha, 2004).

Algunos estudios también indican la importancia del *Pau-brasil* para un mayor conocimiento de semillas (Leduc et al., 2012; Praxedes-Garcia et al., 2012; Mello et al., 2013) y de genética de poblaciones (Lira et al., 2003; Cardoso et al., 2005; Giudice Neto et al., 2005) de árboles tropicales; para bio-indicación de contaminantes (Bulbovas et al., 2010); para la arborización urbana (Rocha y Barbedo, 2008); para uso económico, con la utilización de la madera (Alves et al., 2008; Longui et al., 2010), y para usos farmacológicos, con finalidades terapéuticas en edema pulmonar (Cruz-Silva et al., 2013), cáncer (Da Silva Gomes et al., 2014) y leishmaniosis (Cota et al., 2011).

El *Pau-brasil* se distribuye en el litoral del Bosque Atlántico, presente en el Bosque Ombrófilo Denso, en el Bosque Estacional Semi-decidual y en la *Restinga* (Stehmann et al., 2009). Para los fitogeógrafos *nordestinos* Fernandes y Bezzera (1990), el *Pau-brasil* se distribuye en la vegetación que es predominantemente arbórea: Climática Pluvial, tanto de altitud/orográfica (Bosque Atlántico típico) (Fig. 1) cuanto de planicie/*pediófila* – (Bosque del sur del estado de *Bahia*); Estacional, tanto mesófilo (Vegetación Seca) cuanto decidual (Agreste); y, aun, en la Vegetación Arbórea Edáfica Litoral Arenosa (*Restinga* y Vegetación Litoral) (Fig. 2).

Su área de distribución geográfica original incluía los estados do *Rio de Janeiro*, *Espírito Santo*, *Bahia*, *Sergipe*, *Alagoas*, *Pernambuco*, *Paraíba* y *Rio Grande do Norte* (Rocha, 2010). Actualmente, apenas *Sergipe* no posee poblaciones nativas de *Pau-brasil*.

Fig. 2: Pau-brasil en la vegetación arbórea edáfica litoral arenosa, Parque Estadual Dunas de Natal, Estado de Rio Grande do Norte (Y. T. Rocha, 2003).

Programa Nacional de conservación del *Pau-brasil* (PNCPB)

Programas, planes y proyectos apuntando el *Pau-brasil* y su conservación no son iniciativas nuevas. El *Plano sobre Páo Brazil* (Documento 17.277, Capitanía de *Pernambuco*, Archivo Histórico Ultramarino - Lisboa), de 1805, puede ser considerado el primero pues previo levantamiento, demarcación y uso sustentable de las poblaciones de *Pau-brasil* y la prohibición de corte en áreas ya muy explotadas, como *Pernambuco*, *Paraíba* y *Rio Grande do Norte*.

A pesar de ese plan y de otras medidas conservacionistas, el *Pau-brasil* fue considerado extinto entre 1876 y 1972, existiendo, a partir de ahí, otras iniciativas: declaración del *Pau-brasil* como árbol nacional (Ley Federal 6.607/1978); creación de la Fundación Nacional *Pau-brasil* (1988); declaración de la especie en peligro de extinción (*Portaria Ibama* N° 37-N/1992); elaboración del plan de acción para la conservación y manejo del *Pau-brasil* (1997); desenvolvimiento de proyecto de investigación sobre el *Pau-brasil* con diversos investigadores de instituciones brasileras y extranjeras - *Projeto Pau-brasil*/FAPESP (Pivetta, 2003); y la inserción del *Pau-brasil* en el Apéndice II de la Cites (2013), entre otras iniciativas gubernamentales, académicas y de la sociedad.

La iniciativa más reciente fue la creación do Programa Nacional de Conservación del *Pau-brasil* (*Portaria* MMA N° 320/2012), que establece, además de las metas ya descritas, un grupo ejecutivo para elaborar, en 180 días, un plan de trabajo para el alusivo Programa. Hasta el momento, no se tienen informaciones sobre ese plan ni de las perspectivas de su posible ejecución.

Unidades de conservación para la protección del Pau-brasil

En el Brasil, las áreas protegidas son reglamentadas por el Sistema Nacional de Unidades de Conservación (SNUC), que define área protegida como "espacio territorial y sus recursos ambientales, incluyendo las aguas jurisdiccionales, con características naturales relevantes, legalmente instituidas por el poder público, con objetivos de conservación y límites definidos, y bajo régimen especial de administración, a los cuales se aplican garantías adecuadas de protección" (Art. 2º, *alínea* I, Ley N° 9.985/2000). Las áreas protegidas pueden ser de protección integral o de uso sustentable, y, públicas o privadas, poseyendo plan de manejo y diferentes medidas de gestión en relación a su territorio y sus posibles usos directos e indirectos.

Existen 21 áreas protegidas con poblaciones de *Pau-brasil*, distribuidas en los estados de *Rio de Janeiro*, *Bahia, Alagoas*, *Pernambuco*, *Paraíba* y *Rio Grande do Norte* (Tabla 1). No en tanto ni todas tienen sus planes de manejo actualizados y equipos para realizar estudios y gestión adecuada de sus territorios.

También esos estados, más *Espírito Santo* y *Sergipe*, poseen más 32 áreas protegidas con vegetación en buen estado o en regeneración que pueden tener la reintroducción de la especie, mediante proyectos que consideren la distribución del *Pau-brasil* en el pasado y la variabilidad genética más adecuada (Tabla 2).

Estado	Ciudad	Área Protegida	Área (ha)
Rio de Janeiro	Armação dos Búzios y Cabo Frio	Área de Proteção Ambiental do Pau-brasil	10.548
	Rio de Janeiro	Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira, dentro da AEIA Região de Guaratiba	479
	Saquarema, Araruama y Arraial do Cabo	Área de Proteção Ambiental da Massambaba	10.600
	Cabo Frio	Parque Municipal Natural da Boca da Barra	38
Bahia	Prado	Parque Nacional do Descobrimento	22.694
	Porto Seguro	Parque Nacional e Histórico de Monte Pascoal	22.383
	Porto Seguro	Parque Nacional do Pau-brasil	18.935
	Porto Seguro y Santa Cruz de Cabrália	Estação Ecológica do Pau-brasil (Espab)	1.145
	Porto Seguro y Santa Cruz de Cabrália	Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel	6.069
	Jussari	Reserva Particular do Patrimônio Natural Serra do Teimoso	200
	Una	Reserva Biológica de Una	18.715
Alagoas	Coruripe	Sítio Pau-brasil, Reserva da Mata Atlântica	300
Pernambuco	Tamandaré y Rio Formoso	Reserva Biológica de Saltinho	563
	São Lourenço da Mata	Estação Ecológica de Tapacurá	776
Paraíba	Mamanguape	Estação Ecológica do Pau-brasil	82
	Mamanguape y Rio Tinto	Reserva Biológica Guaribas	4.052
Rio Grande do Norte	Baía Formosa	Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata da Estrela	2.040
	Tibau do Sul	Parque Estadual Mata da Pipa	291
	Natal	Parque Estadual Dunas de Natal "Jornalista Luiz Maria Alves"	1.172
	Natal y Extremoz	Área de Proteção Ambiental Jenipabu	1.881
	Extremoz	Antigo Parque Ecológico Água das Dunas	138

Tabla 1: Áreas protegidas de protección integral y de uso sustentable con poblaciones de Pau-brasil, distribuidas en los estados de Rio de Janeiro, Bahia, Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte.

En todas las áreas de distribución natural se establecieron acciones de conservación *in situ* del Pau-brasil, excepto en los estados de *Espírito Santo* y *Sergipe*. En *Espírito Santo*, fue localizada una población nativa de la especie en un fragmento de Bosque Ombrófilo Denso de 30 hectáreas, en *Aracruz*, ciudad localizada en el litoral norte del estado (Zani et al., 2012), pero que no está ubicada dentro de una área protegida. En *Sergipe*, ningún fragmento de Bosque o área protegida posee poblaciones nativas de *Pau-brasil*.

La situación de conservación *in situ* del *Pau-brasil* no es muy animadora, ya que esta especie tuvo una amplia distribución desde el estado de *Rio de Janeiro* hasta el estado de *Rio Grande do Norte*. Además, la ausencia de áreas protegidas en el estado de *Espírito Santo* y *Sergipe*, con poblaciones nativas, caracteriza una discontinuidad de su distribución geográfica original.

Propuestas de gestión para una red de áreas protegidas para el *Pau-brasil*

Las directrices específicas de gestión para una red de áreas protegidas, para la protección del *Pau-brasil*, que contribuyen con las dos primeras metas del Programa Nacional de Conservación del *Pau-brasil*, son:

- actualizar, en caso que sea necesario, el plan de manejo de la área protegida, que es el "documento técnico mediante el cual, con fundamento en los objetivos generales de una área protegida, se establece la zonificación y las normas que deben regir el uso del área y el manejo de los recursos naturales, inclusive la implantación de las estructuras físicas necesarias a la gestión de la unidad" (*alínea* XVII, Art. 2º, Lei N° 9.985/2000);

- definir las áreas de las unidades con poblaciones de la especie como zonas intangible o primitiva, cuando sea posible. Esas zonas propician mayor protección ya que la zona intangible es una zona "[...] donde lo primitivo de la naturaleza permanece intacto, no tolera intervención humana alguna, representa el más alto grado de preservación [...]"; y la zona primitiva presenta "[...] pequeña o mínima intervención humana, conteniendo especies de flora y de fauna o fenómenos naturales de gran valor científico [...]" (*Alíneas* I e II, Art 7º, Decreto n. 84.017/1979);

- realizar levantamientos fitosociológicos y/o censos demográficos para estimar los tamaños de sus poblaciones y registrar sus localizaciones con coordenadas geográficas;

- adoptar medidas de vigilancia para evitar cortes ilegales;

- crear y mantener un sistema de recolección y de conversación de semillas y reproducción de individuos;

- elaborar proyectos para crear corredores ecológicos envolviendo las unidades de otras modalidades de áreas protegidas, con la posibilidad de crear un mosaico de áreas protegidas para protección del *Pau-brasil*. El mosaico es la gestión integrada y participativa de un conjunto de áreas protegidas para aumentar las acciones de conservación para más allá de los límites de las áreas protegidas, para compatibilizar "[...] la presencia de la biodiversidad, la valorización de la socio diversidad y el desarrollo sustentable en el contexto regional." (Art. 26, Ley N° 9.985/2000). El mosaico de áreas protegidas fue reglamentado por los artículos 8 al 11 del Decreto N° 4.340/2000. Ya existe el Mosaico Carioca, en el estado de *Rio de Janeiro*; y, podría ser creado un mosaico de áreas protegidas en el *nordeste*, entre los estados de *Sergipe* y *Rio Grande do Norte*, que se podría llamar Mosaico *Pau-brasil*;

- fomentar estudios filogeográficos de las poblaciones de diferentes estados;

- y, crear y mantener un sistema y banco de informaciones actualizado y centralizado por el Programa Nacional de Conservación del *Pau-brasil*.

Estado	**Ciudad**	**Área Protegida**	**Área (ha)**
Rio de Janeiro	Rio de Janeiro	Reserva Biológica de Guaratiba	3.360
	Araruama, Armação de Búzios, Arraial do Cabo, Cabo Frio, Saquarema y São Pedro da Aldeia	Parque Estadual da Costa do Sol	9.841
	Niterói y Maricá	Parque Estadual da Serra da Tiririca	3.493
	Macaé, Quissamã y Carapebus	Parque Nacional da Restinga da Jurubatiba	14.867
	São Francisco de Itabapoana	Estação Ecológica de Guaxindiba	3.260
Espírito Santo	Guarapari	Parque Estadual Paulo César Vinha	1.520
	Cariacica	Reserva Biológica de Duas Bocas	2.910
	Aracruz	Parque Natural Municipal do Aricanga	516
	Linhares y Aracruz	Reserva Biológica de Comboios	785
	Linhares, Jaguaré y Sooretama	Reserva Biológica de Sooterama	27.859
	Linhares, Jaguaré y Sooretama	Reserva Natural Vale/Sítio do Patrimônio Mundial Natural da Costa do Descobrimento	23.000
	Conceição da Barra	Reserva Biológica Córrego Grande	1.504
Bahia	Ilhéus, Itacaré y Uruçuca	Parque Estadual da Serra do Conduru	9.275
	Ilhéus	Parque Natural Municipal da Boa Esperança	437
	Wenceslau Guimarães	Estação Ecológica Wenceslau Guimarães	2.418
	Santo Amaro	Monumento Natural dos Canions do Subaé	404
Sergipe	Areia Branca, Campo do Brito, Itabaiana, Laranjeiras, Itaporanga d`Ajuda y Malhador	Parque Nacional da Serra de Itabaiana	7.999
	Pirambu y Pacatuba	Reserva Biológica Santa Izabel	5.547
	Capela	Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco	766
Alagoas	Murici, Flexeiras y Messias	Estação Ecológica de Murici	6.116
Pernambuco	Tamandaré	Parque Natural do Municipal do Forte de Tamandaré	349
	Paulista	Estação Ecológica Caetés	157
	Cabo y Ipojuca	Estação Ecológica de Bita e Utinga	2.467
	Cabo	Parque Estadual Mata do Zumbi	292
	Cabo	Parque Estadual Mata de Duas Lagoas	140
	Recife	Parque Estadual Dois Irmãos	388
Paraíba	Areia	Parque Estadual Mata do Pau-Ferro	607
	Bayeux	Parque Estadual Mata do Xém-Xém	182
	João Pessoa	Parque Estadual Mata de Jacarapé	380
	João Pessoa	Parque Estadual Mata do Aratú	341
Rio Grande do Norte	Parnamirim	Parque Estadual do Jiquí	395
	Natal	Parque Natural Municipal Dom Nivaldo Monte	64

Tabla 2: Áreas protegidas de protección integral con vegetación en buen estado o en regeneración que pueden tener la reintroducción de Pau-brasil.

AGRADECIMENTOS
A la Fundación de Amparo a la Investigación del Estado de *São Paulo* (FAPESP), por el financiamiento del proyecto temático "*Caesalpinia echinata* (*Pau-brasil*) de la semilla a la madera, un modelo para estudios de plantas arbóreas tropicales brasileras" (Proceso Fapesp 2000/06422-4).
Al Prof. MSc. José Luis Rojas Vuscovich, por la traducción al español.

Referencias bibliográficas

Ab'Saber, A. N. (2003): *Os domínios de natureza do Brasil*. Ateliê Editorial, São Paulo, 159 p.

Almeida, D. S. (2000): *Recuperação ambiental da Mata Atlântica*. Editus, Ilhéus, 165 p.

Alves, E. S. et al. (2008): "Pernambuco wood (*Caesalpinia echinata*) used in the manufacture of bows for string instruments". *IAWA Journal*, 29: 323-335.

Bulbovas P. et al. (2010): "Leaf antioxidant fluctuations and growth responses in saplings of *Caesalpinia echinata* Lam. (brazilwood) under an urban stressing environment". *Ecotoxicol Environ Saf.*, 73/4: 664-670.

Cardoso, M. A. et al. (2005): "High levels of genetic sub-structuring as a result of population fragmentation in the tropical *C. echinata* Lam.", *Biodiversity and Conservation*, 14: 1047-1057.

Cites – Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (2013): Appendices I, II and III, valid from 20 November 2013. Disponible en http://www.cites.org/sites/default/files/eng/app/2013/E-Appendices-2013-06-12.pdf.

Conservation International (2014): Hotspots Revisited and Key Findings. Disponible en http://www.conservation.org/where/priority_areas/hotspots/hotspots_revisited/key_findings/Pages/key_findings.aspx. Visitado en 17 febrero 2014.

Cota, B. B. et al. (2011): "New cassane diterpenes from *Caesalpinia echinata*". *Fitoterapia*, 82/7: 969-975.

Cruz-Silva I. et al. (2013): "Using a Caesalpinia echinata Lam. protease inhibitor as a tool for studying the roles of neutrophil elastase, cathepsin G and proteinase 3 in pulmonary edema". *Phytochemistry*, 96: 235-243.

Da Silva Gomes, E. C. B. et al. (2014): "Evaluation of Antioxidant and Antiangiogenic Properties of *Caesalpinia Echinata* Extracts". *J Cancer*, 5/2: 143-150.

Fernandes, A. y Bezerra, P. (1990): *Estudo fitogeográfico do Brasil*. Stylus, Fortaleza, 205 p.

Forzza, R. C. et al. (2012): "New Brazilian Floristic List Highlights Conservation Challenges". *BioScience*, 62/1: 39-45.

Fundação SOS Mata Atlântica (2014): *Nossa causa: Mata Atlântica*. Disponible en http://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/. Visitado en 18 febrero 2014.

Giudice Neto, J. D. et al. (2005): "Diversidade genética de uma população *ex situ* de *Caesalpinia echinata* Lam.", *Scientia Florestalis*, 69: 125-133.

Ibge – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010): *IBGE lança mapa de Densidade Demográfica de 2010.* Disponible en ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/mapas_murais/densidade_populacional_2010.pdf. Visitado en 18 febrero 2014.

Joppa, L. N. et al. (2011): "Biodiversity hotspots house most undiscovered plant species". *PNAS*, 108/32: 13171-13176.

Leduc, S. N. M. et al. (2012): "Non-structural carbohydrates of immature seeds of *Caesalpinia echinata* (Leguminosae) are involved in the induction of desiccation tolerance". *Australian Journal of Botany*, 60: 42-48.

Lewinsohn, T. M. y Prado, P. I. (2002): *Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento*. Contexto, São Paulo, 176 p.

Lewinsohn, T. M. y Prado, P. I. (2005): "Quantas espécies há no Brasil?". *Megadiversidade*, 1/1: 36-42.

Lima, H. C. (2000): *Leguminosas arbóreas da Mata Atlântica*, Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 141 p.

Longui, E. L. et al. (2010): "Potential Brazilian wood species for bows of string instruments". *Holzforschung*, 64: 511-520.

Martinelli, G. y Moraes, M. A. (2013): *Livro Vermelho da Flora do Brasil*. Ministério do Meio Ambiente, Rio de Janeiro, 1100 p.

Mello, J. I. O. et al. (2013): "Sub-zero temperature enables storage of seeds of *Caesalpinia echinata* Lam.". *Revista Brasileira de Sementes*, 35: 519-523.

Mittermeier, R. A., Robles-Gil, P. y Mittermeier, C. G. (1997): *Megadiversity - Earth's Biologically Wealthiest Nations*. CEMEX, Monterrey, México, 501 p.

Morsello, C. (2001): *Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo*. Annablume/Fapesp, São Paulo, 343 p.

Myers, N. et al. (2000): "Biodiversity hotspots for conservation priorities". *Nature*, 403: 853-858.

Pivetta, M. (2003): "Vida longa ao Pau-brasil". Revista Pesquisa Fapesp, 84: 34-38.

Praxedes-Garcia, P. et al. (2012): "Biochemical aspects of a serine protease from *Caesalpinia echinata* Lam. (Brazilwood) seeds: a potential tool to access the mobilization of seed storage proteins". *Scientific World Journal*, 2012: 562715.

Rocha, Y. T. (2004): *Ibirapitanga: história, distribuição geográfica e conservação do Pau-brasil (*Caesalpinia echinata *Lam., Leguminosae) do descobrimento à atualidade*, Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 413p.

Rocha, Y. T. (2009): "Pau-brasil e a transformação da paisagem da Floresta Atlântica", en Santos, D. G. y Nucci, J. C. (eds.): *Paisagens geográficas: um tributo a Felisberto Cavalheiro*, Editora Fecilcam, Campo Moura, pp. 180-196.

Rocha, Y. T. (2010): "Distribuição geográfica e época de florescimento do Pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam. - Leguminosae)". *Revista do Departamento de Geografia*, 20: 23-36.

Rocha, Y. T. y Barbedo, A. S. C. (2008): "Pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam. Leguminosae) na arborização urbana de São Paulo (SP), Rio de Janeiro (RJ) e Recife (PE)". *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 3: 58-77.

Scudeller, V. V. (2002): *Análise fitogeográfica da Mata Atlântica, Brasil*, Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 204 p.

Sebe, J. C. (1985): "A destruição em nome de Deus e de Sua Majestade". *Pau Brasil*, 7: 88-90.

Souza, B. J. (1939): *O Pau-brasil na história nacional*. Companhia Editora Nacional, São Paulo, 267 p.

Stehmann, J. R. et al. (eds.) (2009): *Plantas da Floresta Atlântica*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 516 p.

Varty, N. (1998): "*Caesalpinia echinata*", en *IUCN Red List of Threatened Species, Version 2013.2*. Disponible en www.iucnredlist.org. Visitado en 17 febrero 2014.

Zani, L. B. et al. (2012): "Estrutura de um fragmento de Floresta Atlântica em regeneração com ocorrência de *Caesalpinia echinata* Lam. (Pau-brasil)". *Biotemas*, 25/4: 75-89.

FAUNA DE LA CIUDAD DE *SÃO PAULO*, BRASIL: ANTECEDENTES DE UN PROYECTO EDUCACIONAL DE BIOGEOGRAFÍA URBANA

Oliveira, P. P. (1) y Rocha, Y. T. (2)

(1) Secretaría de Educación del Municipio de *São Paulo* (SP); Dpto. Geografía, Universidad de São Paulo, *São Paulo* (SP), Brasil. patypradooli@yahoo.com.br
(2) Dpto. Geografía, Universidad de *São Paulo*, *São Paulo* (SP), Brasil. yuritr@usp.br

Resumen: *São Paulo* (Estado de *São Paulo*, Brasil) es una de las mayores ciudades del mundo y su crecimiento en el Bosque Atlántico transformó su paisaje natural en paisaje cultural. Esta ciudad presenta flora y fauna nativas y especies que fueron introducidas por distintas razones. El primer paso del estudio biogeográfico fue identificar áreas donde se sitúan tanto las plantas como los animales. Desde 2010, se ha desarrollado un proyecto educacional con estudiantes de la disciplina de Biogeografía, carrera de Geografía, Universidad de *São Paulo*, para ejercitar la ubicación e identificación de especies encontradas en el vecindario de su casa y en la cartografía de los individuos utilizando el *Google Maps*. En cuatro años, ya fueron identificadas y registradas 97 especies de 58 familias zoológicas de moluscos, crustáceos, quilópodos, arácnidos, insectos, anfibios, reptiles, aves y mamíferos. Del total, el 22% de las especies son exóticas, el 78% son brasileñas. La mayor cantidad de especies pertenece a la clase aves.

Palabras clave: fauna urbana, biogeografía urbana, educación, cartografía urbana, Brasil.

Abstract (Fauna of São Paulo City, Brazil: data from educational project of Urban Biogeography): São Paulo (São Paulo State, Brazil) is one of the largest cities in the world and its growth in the Atlantic Rainforest region transformed the natural landscape into the cultural landscape. This city has native flora and fauna and others species that were introduced by different reasons. The initiate of urban biogeographical research is to identify areas where plants and animals are located. Since 2010, an educational project was initiated with students of Biogeography course, Geography career, University of São Paulo. The aim of this project was exercise the location and identification of species found in the neighborhood of his home and mapping individuals using Google Maps. In four years, this research identified 97 species from 58 zoological families of molluscs, crustaceans, centipedes, spiders, insects, amphibians, reptiles, birds, and mammals. Of the total, 22% are alien species, 78% are Brazilian species and the birds have the greatest number of species.

Key words: urban fauna, urban biogeography, education, urban mapping, Brazil.

INTRODUCCIÓN

Un elemento básico en estudios biogeográficos es el área de distribución de los seres vivos, que es parte de un espacio geográfico determinado por las interrelaciones de una especie con éste, o sea, es la fracción del espacio geográfico donde una especie está presente y se relaciona con el ambiente (Zunino y Zullini, 2003).

El estudio de áreas de distribución es obligatorio en Biogeografía, siendo tres aspectos importantes para su entendimiento: formales, bio-ecológicos y genético-dinámicos (Ferreras Chasco y Fidalgo Hijano, 1991).

Después de la mitad de siglo XX, algunos hechos revitalizaron la Biogeografía: nuevas teorías matemáticas aplicadas a la Ecología, Evolución y Sistemática; aceptación de la teoría de tectónica de placas; aumento del número de registros fósiles; nuevas tecnologías, como los Sistemas de Información Geográfica (SIG); modelos de simulación, análisis multivariados y geo-estadísticos; imágenes de satélite y detección remota; biología molecular y métodos filogenéticos; además de los estudios sobre mecanismos limitantes de distribuciones geográficas de los seres vivos (Brown y Lomolino, 1998; Zunino y Zullini, 2003).

La Biogeografía Cultural procura estudiar los efectos del hombre en la biota y en la distribución de los seres vivos en las escalas temporal y espacial. Esos efectos pueden relacionarse destrucción, alteración y degradación de ecosistemas en varios niveles de intensidad; extinguir, dispersar o introducir especies; modificar genéticamente plantas y animales (transgénicos); etc.

Ellis y Ramankutty (2008) ya propusieron el término *anthropogenic biome*, que representa la cartografía de la acción antrópica sobre los diferentes biomas planetarios naturales y cuáles son los biomas resultantes de esa interacción, considerando, entre otros aspectos, la presencia de flora y fauna y, su distribución en esos biomas antropogénicos.

La Biogeografía Cultural, que estudia la interferencia antrópica en la distribución de los seres vivos, puede ser dividida en Biogeografía Agrícola, que estudia la alteración de la distribución geográfica de plantas cultivadas y

animales criados por el hombre; y, en Biogeografía Urbana, que estudia la distribución geográfica de plantas y animales en las ciudades (Simmons, 1982).

El número y la dimensión de las ciudades aumentó después del siglo XIX a partir de la Revolución Urbana e Industrial, provocando e intensificando la alteración del ambiente natural y creando un ambiente peculiar, el urbano, que se caracteriza por presentar una productividad de biomasa más baja que los ecosistemas naturales o que los sistemas productivos de alimentos o forestales. Ese ambiente es el objeto de estudio de la Biogeografía Urbana.

La legislación brasileña llama la fauna urbana de fauna *sinantrópica*, que es formada por "poblaciones de especies de animales silvestres nativos o exóticos, que utilizan recursos de áreas antrópicas, de forma transitoria en su traslado, como ruta de paso o lugar de descanso; o permanente, utilizándolas como área de vida" (Ibama, 2006, p. 1).

La fauna *sinantrópica* o *antropófila* es la que vive en estrecha relación con el hombre, tanto las especies que viven dentro y fuera de las ciudades, siendo que algunas de esas especies pueden ser vectores de enfermedades para el hombre (Andrzejewski, 1978; Petrova, 1977; McFarlane et al., 2012).

Andrzejewski (1978) llamó el proceso de adaptación de las poblaciones de animales a las condiciones específicas de la ciudad de *synurbization*, por analogía con el término *sinantrópico*. La *synurbization* o *synurbanization* indica una relación estrecha entre las especies y el ambiente urbano; las poblaciones de una misma especie que viven en ecosistemas urbanos y en ecosistemas más naturales se diferencian en relación a muchos parámetros que caracterizan los procesos intra-poblacionales, de estructura y de organización, adaptados al lugar que ocupan en los ecosistemas urbanos y naturales (Andrzejewski, 1978; Jerzak, 2001; Luniak, 2004; Rutz, 2008).

La dinámica (diminución o aumento de la densidad poblacional) y el comportamiento (cautela/agresividad) de los animales de fauna urbana pueden ser afectados por la composición y complejidad de los paisajes urbanos: diferentes características de hábitat; presencia y características de la vegetación (área, porte, cobertura del dosel, área basal y número de árboles, etc.); y, presencia, edad, tamaño, forma, distribución geográfica y tipo de áreas verdes, construcciones y edificaciones (Parker y Nilon, 2012; Carpintero y Reyes-López, 2014).

Garden et al. (2006) consideran como principales factores limitantes para el conocimiento de la fauna urbana: la falta de estudios con enfoques de múltiples niveles ecológicos, con varias especies y sobre la influencia del hábitat; la casi total ausencia de estudios a largo plazo; y, la necesidad de una mayor integración de los resultados de estudios y sus propuestas científicas con los procesos de toma de decisión, de planificación, de gestión, de conservación y de estrategias de restauración de la fauna urbana.

São Paulo, capital del estado de *São Paulo*, Brasil, es una de las mayores ciudades del mundo y centro de la mayor región metropolitana de América del Sur. Su crecimiento urbano en la región del Bosque Atlántico provocó una gran transformación en el paisaje natural, formando un paisaje cultural.

La ciudad de *São Paulo* presenta flora y fauna nativas que consiguieron adaptarse a esa transformación y los animales y plantas que fueron introducidos por sus valores culturales, estéticos y ecológicos. La biodiversidad actual de *São Paulo* es indudablemente menor que la original y conocerla es fundamental para las acciones de planificación y gestión.

El Proyecto Educacional Biogeografía Urbana USP, desarrollado desde 2010 con alumnos universitarios, tiene como objetivo identificar y cartografiar especies encontradas en *São Paulo*, siendo que, a cada año, la cartografía de esa fauna se amplía en el área estudiada y en número de especies encontradas, formando un banco de datos sobre la flora y fauna urbanas.

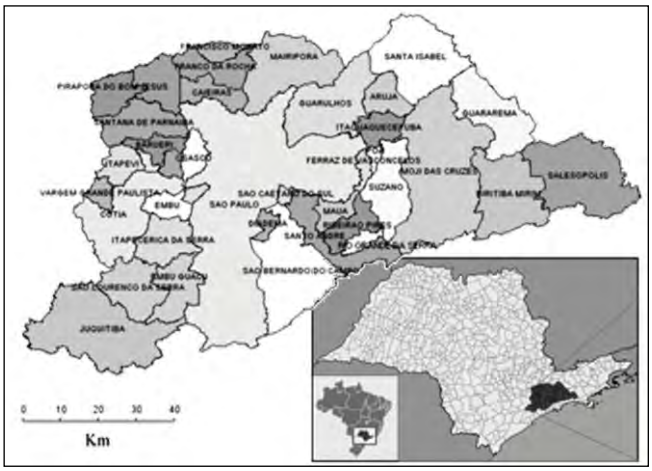


Fig. 1: Región Metropolitana de São Paulo formada por 39 municípios, Estado de São Paulo (Brasil). Fuente: Viana et al. (2009).

Este artículo presenta los resultados de ese proyecto educacional relacionados con la fauna urbana de la ciudad de *São Paulo*, analizando los datos colectados sobre las especies de moluscos, crustáceos, quilópodos, arácnido, insectos, anfibios, reptiles, aves y mamíferos.

SITUACIÓN

São Paulo, capital del Estado de *São Paulo* (Brasil), es el centro de una región metropolitana formada por 39 municipios y con una población estimada en 20.820.093 habitantes, ocupando 8.500 km^2 (Fig. 1), además de ser una de las mayores ciudades del mundo, con una población estimada en 11.821.873 habitantes, distribuidos en 1.521 km^2 (Ibge, 2013).

Está localizada en el Dominio del Bosque Atlántico, que es uno de los 34 *hotspots*

mundiales de importancia para la conservación de la naturaleza, principalmente por presentar un área relictual muy reducida (Myers et al., 2000; *Conservation International*, 2014).

Justamente el área del Bosque Atlántico en la costa brasileña fue muy reducida y fragmentada, esto porque fue objeto prioritario de la colonización del territorio brasileño, luego siguieron las actividades silvo-agropecuarias y la expansión de las ciudades (Rocha, 2009). La ciudad de São Paulo está a 70 km. del litoral.

METODOLOGÍA

El proyecto educacional fue desarrollado desde el 2010 al 2013, con 205 alumnos (promedio de 51 alumnos participantes por año) de las clases de la disciplina obligatoria "Biogeografía" del Prof. Dr. Yuri Tavares Rocha, de la Carrera de Geografía del Departamento de Geografía, de la Facultad de Filosofía, Letras y Ciencias Humanas, de la Universidad de *São Paulo*, Brasil. Los propios alumnos seleccionaron el área de estudio, que se correspondía con un espacio público en el vecindario de su casa (calle, avenida, plaza, parque, etc.), y recibieron una guía para observar los aspectos físicos del área de estudio. Con relación a los animales, se observaron: comportamiento (nocturno y/o diurno); correlación con el ambiente, la vegetación y con otros animales; hábito alimenticio, si fue notado; frecuencia de observaciones durante el tiempo de la actividad de terreno; coloración del pelaje, plumaje, etc.; presencia de excrementos, huellas, pelos, nidos y otros tipos de vestigios y, además, en la medida de lo posible, fotografiar, filmar y/o gravar los sonidos de los animales.

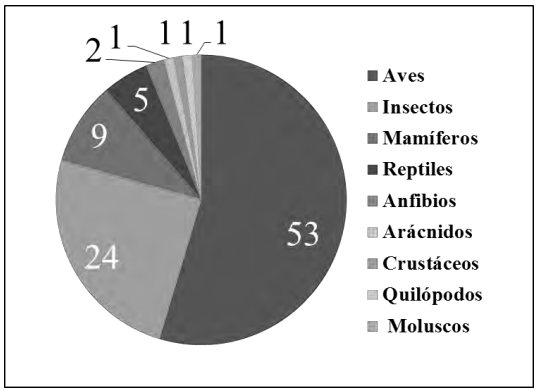


Fig. 2: Número de especies de molusco, crustáceos, quilópodos, arácnidos, insectos, anfibios, reptiles, aves y mamíferos encontrados en São Paulo por el Proyecto Educacional Biogeografía Urbana/USP entre 2010 y 2013.

Las técnicas en Biogeografía recomendadas a los alumnos son aquellas indicadas por Rocha (2011).

La cartografía de los puntos donde los animales fueron encontrados fue hecha con *Google Maps,* disponible en Internet.

Los datos colectados por los alumnos fueron sistematizados, para estructurar una lista completa de las de especies encontradas, su frecuencia y como están distribuidas, generando un mapa biogeográfico de la fauna urbana descubierta y su biodiversidad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En 4 años de realización de este proyecto educacional, ya fueron identificadas y registradas 97 especies de moluscos, crustáceos, quilópodos, arácnidos, insectos, anfibios, reptiles, mamíferos y aves, distribuidas en 58 familias zoológicas, de la fauna urbana de *São Paulo* (Tablas 1 y 2). El mayor número de especies encontrado fue el de aves, seguido de insectos, mamíferos, reptiles, anfibios, arácnidos, crustáceos, quilópodos y moluscos (Fig. 2).

Del total encontrado, 21% de las especies son exóticas, oriundas de varias partes del mundo, y 78% son especies brasileñas de diferentes partes del país, incluso del Bosque Atlántico.

Familia	Especie	Origen
Molusco		
Achatinidae	*Achatina fulica* Férussac	Este-nordeste de África
Crustáceo		
Armadillidiidae	*Armadillidium vulgare* Latreille	Región Mediterránea
Quilópodo		
Scolopendridae	*Scolopendra* sp. 1	BR
Arácnido		
Thomisidae	Misumena vatia Clerck	Europa y América del Norte
Insectos		
Apidae	*Apis mellifera* L.	Europa
	Melipona quadrifasciata Lep.	MX hasta BR
	Trigona spinipes Fabricius	BR
Blattidae	*Periplaneta americana* L.	BR, sur de EE.UU. y regiones tropicales
Cantharidae	Espécie de insecto 1	-
Cerarnbycinae	*Eburodacrys sexmaculata* Olivier	BR
Cetoniidae	*Eupoecila australasiae* Donovan	AU Oriental
Coccinellidae	*Cycloneda sanguinea* L.	Sur de América del Norte y América Latina

Formicidae	*Atta* sp.1	Nuevo Mundo
	Linepithema humile Mayr	Norte de AR, UR, PA y BR Meridional
	Solenopsis sp. 1	Cosmopolita
	Tapinoma melanocephalum Fabricius	Cosmopolita
Kalotermitidae	*Cryptotermes brevis* Walker	IO, JA y Cosmopolita
Muscidae	*Musca domestica* L.	Cosmopolita
Nymphalidae	*Anartia amathea* L.	América del Sur
	Methona themisto Hübner	BR
	Morpho achilles L.	Región Neotropical
Pentatomidae	*Nezara viridula* L.	Cosmopolita
Pieridae	*Ascia monuste orseis* L.	BR y AR
Psychodidae	*Psychoda alternata* Say	Cosmopolita
Tettigoniidae	Especie de insecto 2	BR
Tineidae	Especie de insecto 3	-
Vespidae	Especie de insecto 4	-
	Especie de insecto 5	-
Anfibios		
Bufonidae	*Rhinella icterica* Spix	AR, BR y PA
Hylidae	*Scinax fuscovarius* A. Lutz	América del Sur
Reptiles		
Chelidae	Especie de reptil 1	-
Gekkonidae	*Hemidactylus mabouia* M. De Jonnès	África Subsahariana, y cosmopolita
Scincidae	*Mabuya dorsivitatta* Cope	BR y América del Sur
Teiidae	*Tupinambis merianae* Duméril & Bibron	BR y norte de AR
Tropiduridae	*Tropidurus* sp. 1	BR
Mamíferos		
Atelidae	*Alouatta guariba clamitans* Cabrera	AR y BR
Callithrichidae	*Callithrix penicillata* É. Geoffroy	BR
	Callithrix jacchus L.	Nordeste del BR
Canidae	*Canis lupus familiaris* L.	Cosmopolita
Caviidae	*Hydrochoerus hydrochaeris* L.	PN, América del Sur hasta UR y AR
Equidae	*Equus caballus* L.	Cosmopolita
Felidae	*Felis catus* L.	Cosmopolita
Muridae	*Rattus norvegicus* Berkenhout	Norte de CHI
Sciuridae	*Sciurus aestuans* L.	AR, BR y norte de América del Sur

Tabla 1: Familias zoológicas y especies de molusco, crustáceo, quilópodo, arácnido, insectos, anfibios, reptiles y mamíferos de la fauna urbana de São Paulo encontradas por el Proyecto Educacional Biogeografía Urbana/USP entre 2010 y 2013.

Simbología: AR - Argentina; AU - Australia; BR - Brasil; CHI - China; EE.UU. - Estados Unidos; IO - Indias Occidentales; JA - Jamaica; MX - México; PA - Paraguay; PN - Panamá; UR - Uruguay.

Familia	**Especie**	**Origen**
Accipitridae	*Urubitinga urubitinga* Gmelin	MX, América Central, PE, norte de AR y BR
Ardeidae	*Ardea alba* L.	Regiones tropicales y templadas
	Egretta garzetta L.	Europa, África, Asia y Australia
	Egretta thula Molina	América temperada e tropical
	Nycticorax nycticorax L.	Cosmopolita
Cathartidae	*Coragyps atratus* Bechstein	Sudeste del EE.UU. hasta CH y UR
Charadriidae	*Vanellus chilensis* Molina	América del Sur y BR
Columbidae	*Columba livia* Gmelin	Europa, norte de África y Asia Occidental
	Columbina minuta L.	América Central y del Sur
	Columbina talpacoti Temminck	BR
	Columbina passerina L.	EE.UU., Américas Central y del Sur, Caribe
	Geotrygon montana L.	MX, BR, PA, AR y BR
Cracidae	*Penelope obscura* Temminck	AR, BO, UR, PA y BR
Cuculidae	*Crotophaga ani* L.	Florida, Caribe, América Central, BR y AR
	Guira guira Gmelin	BR, BO, AR y UR
Emberizidae	*Zonotrichia capensis* Statius Muller	MX hasta PN, América del Sur, BR
Falconidae	*Caracara plancus* Miller	Sur del EE.UU., AR y BR
Fringillidae	*Sporagra magellanica* Vieillot	América del Sur y BR

Furnariidae	*Furnarius rufus* Gmelin	BR, AR, PA, UR y BO
Jacanidae	*Jacana jacana* L.	AR, BO, BR, CH, CO, PE y VE
Icteridae	*Gnorimopsar chopi* Vieillot	AR, BO, BR, PA, PE y UR
	Molothrus bonariensis Gmelin	América del Sur y BR
Hirundinidae	*Pygochelidon cyanoleuca* Vieillot	América Latina
Mimidae	*Mimus saturninus* Lichtenstein	BR, UR, PA, AR y BO
Passeridae	*Passer domesticus* L.	Europa y Asia
Phalacrocoracidae	*Phalacrocorax brasilianus* Gmelin	Sudeste del EE.UU. hasta América del Sur
Picidae	*Campephilus melanoleucos* Gmelin	AR, PN, BO, PA, AR y BR
	Celeus flavescens Gmelin	BR y AR (Misiones)
	Celeus flavus Statius Muller	América del Sur y BR
	Picumnus temminckii Lafresnaye	AR, BR y PA
Psittacidae	*Amazona aestiva* L.	BR, BO, PA y AR
	Aratinga jandaya Gmelin	BR
	Brotogeris tirica Gmelin	BR
	Pionus maximiliani Kuhl	BR, BO, PA y norte de AR
	Psittacara leucophthalmus S. Muller	BR, CO, VE, norte de AR y UR
Ramphastidae	*Ramphastos toco* Statius Muller	América Central, PA, BO, BR y AR
Thraupidae	*Coereba flaveola* L.	América Tropical
	Hemithraupis ruficapilla Vieillot	BR
	Paroaria coronata Miller	AR, BO, PA, BR Meridional y UR
	Paroaria dominicana L.	BR (nordeste)
	Sicalis flaveola L.	América del Sur
	Sporophila caerulescens Vieillot	AR, BO, BR, PA, PE y UR
	Sporophila lineola L.	América del Sur
	Tangara sayaca L.	América del Sur
	Tangara cyanoptera Vieillot	BR y PA
	Volatinia jacarina L.	MX, Américas Central y del Sur
Trochilidae	*Amazilia fimbriata* Gmelin	MX hasta BR
	Eupetomena macroura Gmelin	América del Sur
Troglodytidae	*Troglodytes musculus* Naumann	CA hasta AR, CH y BR
Turdidae	*Turdus rufiventris* Vieillot	BR, BO, PA, UR y AR
Tyrannidae	*Colonia colonus* Vieillot	Américas Central y del Sur
	Pitangus sulphuratus L.	MX hasta AR
	Serpophaga subcristata Vieillot	AR, BO, BR, PA y UR

Tabla 2: Familias zoológicas y especies de aves de la fauna urbana de São Paulo encontradas por el Proyecto Educacional Biogeografía Urbana/USP entre 2010 y 2013.

Simbología: AR - Argentina; BO - Bolivia; BR - Brasil; CA - Canadá; CH - Chile; CO - Colombia; EE.UU. - Estados Unidos; MX - México; PA - Paraguay; PE - Perú; PN - Panamá; UR - Uruguay; VE - Venezuela.

Cada año, se va ampliando el número de especies y de familias encontradas (Fig. 3), formando un banco de datos de la fauna urbana de *São Paulo* estudiada por el Proyecto Educacional Biogeografía Urbana/USP.

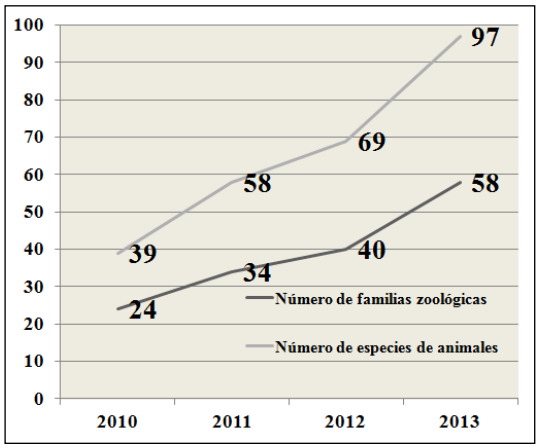


Fig. 3: Número de familias zoológicas y de especies de la fauna urbana de São Paulo encontradas por el Proyecto Educacional Biogeografía Urbana/USP entre 2010 y 2013.

El Departamento de Fauna, de la Secretaria Municipal del Verde y del Medio Ambiente del Municipio de *São Paulo,* publicó el Inventario de Fauna Urbana (Magalhães y Vasconcelos, 2007), compilando datos obtenidos desde 1988, colectados en recorridos, grabaciones, capturas en redes, trampas comunes y fotográficas (Branco, 2011), en 81 puntos (Fig. 4) de áreas protegidas, parques y áreas verdes.

El Inventario de Fauna encontró 700 especies: 2 especies de crustáceos (cangrejo y langostín), 9 especies de arácnidos, 126 especies de insectos (mariposas y grillos), 23 especies de peces, 45 especies de anfibios (ranas, sapos y sapitos), 40 especies de reptiles (tortugas, cocodrilos, lagartos y serpientes), 372 especies de aves y 83 especies de mamíferos; del total, 127 especies (18%) son endémicas del Bosque Atlántico (Magalhães y Vasconcelos, 2007).

Este estudio encontró 97 especies, apenas 14% del total listado en el Inventario de Fauna, pero encontró un *Phylum* Zoológico (Mollusca, los moluscos) y una Clase Zoológica (Chilopoda, los quilópodos) aun no inventariados.

Las especies encontradas en el Inventario (Magalhães y Vasconcelos, 2007) y también en este estudio fueron: 3 especies de insectos (2 % del Inventario), 2 especies de anfibios (4%), 2 especies de reptiles (5%), 44 especies de aves (12%) y 6 especies de mamíferos (7%). No se encontró ninguna especie de pez.

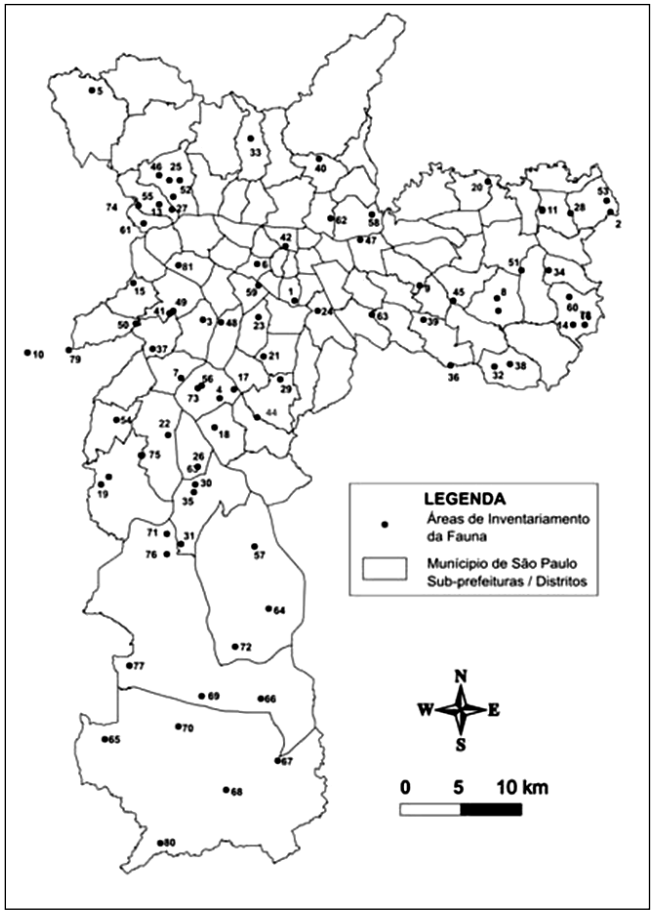


Fig. 4: Áreas del Inventario de la Fauna Urbana realizado por el Departamento de Fauna de la ciudad de São Paulo. Fuente: Magalhães y Vasconcelos (2007).

Cuarenta especies, 41 % del total encontrado por este estudio, no fueron enumeradas en el Inventario: 1 especie de molusco, 1 especie de crustáceo, 1 especie de quilópodo, 1 especie de arácnido, 21 especies de insectos, 3 especies de reptiles, 9 especies de aves y 3 especies de mamíferos. Eso demuestra la importancia de la contribución hecha por este estudio, ya que registra la existencia de nuevas especies de fauna urbana en *São Paulo*.

De las 97 especies encontradas por este estudio, 63 especies (64 % del total encontrado) existen en el Bosque Atlántico, región natural donde se encuentra ubicada la ciudad de *São Paulo*.

Otras obras también trataron de la fauna urbana en la ciudad de *São Paulo* y sus alrededores y en otras ciudades del Estado de *São Paulo*.

Devely y Endrigo (2011) enumeraron 310 especies de aves encontradas recientemente en la Región Metropolitana de *São Paulo*, distribuidas en 58 familias. Este estudio encontró 53 especies de aves, distribuidas en 25 familias, 17% del total de especies enumeradas por Devely y Endrigo (2011), siendo que 40 especies son coincidentes y 13 no fueron citadas por ellos.

La fauna urbana encontrada en algunas ciudades del Estado de *São Paulo* fue inventariada por Piedade (2013a, b), formada por artrópodos (mariposas nocturnas, mariposas, baratas, hormigas, chapulines, coleópteros, lepidópteros, moscas, mosquitos, abejas, avispas, hemípteros, pulgas, piojos, garrapatas, arañas, artrópodos, escorpiones y ciempiés), moluscos (babosas y caracoles), anfibios (sapos, ranas y ranitas), reptiles, aves y mamíferos (murciélagos, roedores, canes, gatos, equinos, liebre europea, marsupiales, y primates no humanos). En este estudio, fueron encontradas 50 especies (51% del total muestreado) de las listadas por Piedade (2013a, b), lo que indica una buena representatividad, en la ciudad de *São Paulo*, de especies de fauna urbana de las ciudades del Estado de *São Paulo*.

Este estudio abarcó 50 áreas públicas, investigando la fauna existente en calles, avenidas y pequeñas áreas verdes, lugares que aún no habían sido estudiados por el Inventario de Fauna Urbana de *São Paulo*. La distribución geográfica y el número de áreas estudiadas por el Proyecto Educacional Biogeografía Urbana/USP ha variado a cada año: 16 en 2010, 11 en 2011, 13 en 2012 y 10 en 2013 (Fig. 5).

CONCLUSIONES

En cuatro años de realización del Proyecto Educacional Biogeografía Urbana/USP, el número de especies aun es pequeño comparado con el total ya inventariado por *Magalhães* y *Vasconcelos* (2007), pero es una importante contribución para el conocimiento de fauna urbana de la ciudad de *São Paulo* porque:

- fue realizado en años posteriores al Inventario, logrando registrar presencia de nuevas especies y en nuevas áreas de distribución geográfica;

- encontró un número significativo de especies, incluso de taxones exóticos que aún no habían sido encontrados y que presentan un potencial para tornarse contaminantes biológicos, como *Achatina fulica* (cangrejo-gigante-africano), cuyo control ya se tornó un problema en Brasil (Collley y Fischer, 2009);

- se encontraron algunas especies más raras en el ambiente urbano, como *Celeus flavescens* (*pica-pau-de-cabeça-amarela*), *Hemithraupis ruficapilla* (*saíra-ferrugem*) y *Mabuya dorsivitatta* (lagarto);

- se colectaron datos en áreas públicas aun no estudiadas por el Inventario, como calles, avenidas y pequeñas áreas verdes;

- se estudiaron áreas seleccionadas de forma aleatoria, ya que los alumnos implicados optaron por áreas en el vecindario de su casa;

- y, para los alumnos participantes de la carrera de Geografía, representó una actividad educacional importante para la disciplina Biogeografía y un ejercicio eficaz en técnicas relacionadas a la Biogeografía.

Este Proyecto Educacional Biogeografía Urbana/USP es una herramienta que puede ser utilizada en una futura actuación profesional por parte de esos alumnos de graduación, cuando vayan a trabajar como profesores, y, ejecutar esa misma propuesta con sus alumnos, ya que es una idea simple, viable en términos de tiempo y adecuada financieramente, muy eficiente para ampliar los conocimientos biogeográficos del paisaje urbano de cualquier ciudad.

Un mejor conocimiento de ecología urbana es esencial para la conservación de la vida salvaje en ambientes antropizados modernos (Rutz, 2008), El primer paso para aumentar ese conocimiento es identificar las especies de fauna urbana y cartografiar su localización en los diferentes paisajes urbanos *paulistanos* (de la ciudad de *São Paulo*), *paulistas* (del Estado de *São Paulo*) y brasileños.

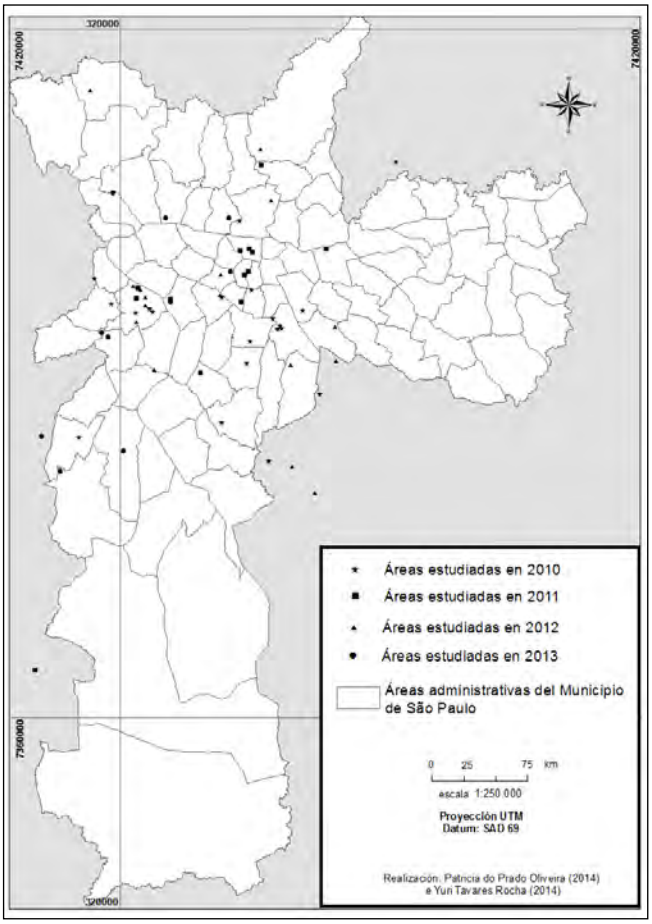


Fig. 5: Áreas estudiadas por el Proyecto Educacional Biogeografía Urbana/USP entre 2010 y 2013.

AGRADECIMENTOS

A la Fundación de Amparo a la Investigación del Estado de *São Paulo* (FAPESP), por el financiamiento de la participación en el VIII CEB (Proceso Fapesp 2014/04352-1).

A los alumnos de las clases de la disciplina "Biogeografía" del Prof. Yuri Tavares Rocha, por la participación en el Proyecto Educacional Biogeografía Urbana/USP entre 2010 y 2013.

Al Prof. MSc. José Luis Rojas Vuscovich, por la traducción al español.

Referencias bibliográficas

Andrzejewski, R. et al. (1978): "Synurbization Processes In Population Of *Apodemus agrarius* - I. Characteristics of populations in an urbanization gradien", *Acta Theriologica*, 23/20: 341-358.

Branco, A. M. (Ed.) (2011): *Ações pela biodiversidade da Ciudad de São Paulo*, Secretaria Municipal do Verde, São Paulo, 64 p.

Brown, J. H. y Lomolino, M. V. (1998): *Biogeography*, Sinauer Associate Press, Sunderland, 691 p.

Carpintero S. y Reyes-López, J. (2014): "Effect of park age, size, shape and isolation on ant assemblages in two cities of Southern Spain", *Entomological Science*, 17: 41-51.

Collley, E. y Fischer, M. L. (2009): "Avaliação dos problemas enfrentados no manejo do caramujo gigante africano *Achatina fulica* (Gastropoda: Pulmonata) no Brasil", *Zoologia*, 26/4: 674-683.

Conservation International (2014): *Hotspots Revisited and Key Findings*. Disponible en http://www.conservation.org/where/priority_areas/hotspots/hotspots_revisited/key_findings/Pages/key_findings.aspx. Visitado en 17 febrero 2014.

Devely. P. F. y Endrigo, E. (2011): *Aves da Grande São Paulo: guia de campo*, Aves & Fotos Editora, São Paulo, 319 p.

Ellis, E. y Ramankutty, N. (2008): "Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6/8: 439-447.

Ferreras Chasco, C. y Fidalgo Hijano, C. E. (1991): *Biogeografía y Edafogeografía*, Síntesis Editora, Madrid, 262 p.

Garden et al. (2006): "Review of the ecology of Australian urban fauna: a focus on spatially explicit processes", *Austral Ecology*, 31: 126-148.

Jerzak, L. (2001): "Synurbanization of the magpie in the Palearctic", en J. M. Marzluff et al. (ed.): *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*, Springer Science+Business Media Press, New York, pp. 403-425.

Ibama – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturales Renováveis (2006): *Instrução Normativa N. 141*, Ibama, Brasília, 3 p.

Ibge - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2013): *Ciudads@*. Disponible en http://cod.ibge.gov.br/232IG. Visitado en 29 marzo 2014.

Luniak, M. (2004): "Synurbization: adaptation of animal wildlife to urban development", en W. Shaw et al. (ed.): *Proceedings of the 4th International Symposium on Urban Wildlife Conservation*, *University of Arizona*, Tucson, pp. 50-55.

Magalhães, A. F. A. y Vasconcelos, M. K. (Ed.) (2007): *Fauna silvestre: quem são e onde vivem os animales na metrópole paulistana*, Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente, São Paulo, 350 p.

McFarlane, R. et al. (2012): "Synanthropy of wild mammals as a determinant of emerging infectious diseases in the Asian–Australasian Region", *EcoHealth*, 9: 24-35.

Myers, N. et al. (2000): "Biodiversity hotspots for conservation priorities", *Nature*, 403: 853-858.

Parker, T. S. y Nilon, C. H. (2012): "Urban landscape characteristics correlated with the synurbization of wildlife", *Landscape and Urban Planning*, 106/4, 316-325.

Petrova, B. K. (1977): "Main formation features of synanthropic fauna of Diptera", *Wiadomosci Parazytologiczne*, 23: 143-146.

Piedade, H. M. (2013a): *Fauna Urbana - volume 1*, Secretaria do Estado de São Paulo do Meio Ambiente, São Paulo, 216 p.

Piedade, H. M. (2013b): *Fauna Urbana - volume 2*, Secretaria do Estado de São Paulo do Meio Ambiente, São Paulo, 176 p.

Rocha, Y. T. (2009): "Pau-brasil e a transformação da paisagem da Floresta Atlântica", en Santos, D. G. y Nucci, J. C. (eds.): *Paisagens geográficas: um tributo a Felisberto Cavalheiro*, Editora Fecilcam, Campo Moura, pp. 180-196.

Rocha, Y. T. (2011): "Técnicas em estudios biogeográficos", *Ra'e ga*, 23: 398-427.

Rutz, C. (2008): "The establishment of an urban bird population", *Journal of Animal Ecology*, 77/5: 1008–1019.

Simmons, I. G. (1982): *Biogeografía natural y cultural*, Omega, Barcelona, 427 p.

Viana, M. C.et al. (2009): "São Paulo Megacity Mental Health Survey - a population-based epidemiological study of psychiatric morbidity in the São Paulo metropolitan area: aims, design and field implementation", *Revista Brasileira de Psiquiatria*, 31/4: 375-386.

Zunino, M. y Zullini, A. (2003): *Biogeografía: la dimensión espacial de la evolución*, Fondo de Cultura Económica, Ciudad de México, 359 p.

REGIMES ECODINÂMICOS E INTENSIDADE BIOCLIMÁTICA REAL NO ALTO CURSO DO RIO PARAÍBA – PB, BRASIL

Rodrigues, E. (1), Cámara, R. (2) e Israel de Souza, B. (3)

(1) Depto. Geociências – Universidade Federal da Paraíba – Brasil. eduvianalima@gmail.com
(2) Depto. Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla. rcamara@us.es
(3) Depto. Geociências – Universidade Federal da Paraíba – Brasil. bartolomeuisrael@gmail.com

Resumo: O trabalho teve como objetivo identificar as áreas de ocorrência dos regimes ecodinâmicos e comparar com a ocorrência dos índices de aridez, assim como espacializar a Intensidade Bioclimática Real (IBR) gerada com dados de uma série temporal de 79 anos e com dados mensais do período de 2003 a 2012. Para tanto, foi utilizado um método de investigação geobotânico, que leva em consideração a combinação de dados texturais das formaç es superficiais, do Balanço Hídrico e do Balanço Bioclimático, proposto por Cámara Artigas (1997; 2005). Os resultados mostraram que a área de ocorrência do Regime Ecodinâmico Xerófilo difere da área que apresenta Índice de Aridez mais severo, abaixo de 0,2, e que valores baixos de IBR, gerados com dados da série temporal, diferem significativamente dos resultados obtidos com os dados mensais do período de 2003 a 2012, mostrando assim, que pode estar havendo uma mudança recente no comportamento desta variável.

Palavras-chave: Degradação; Caatinga; Bacia Hidrográfica; Regimes Ecodinâmicos; Intensidade Bioclimática Real.

Abstract (Ecodynamics regimens and real bioclimatic intensity in the upper Paraiba river – PB, Brazil): This work had the objective of identifying the areas where the ecodynamics regimens occur and comparing to the occurrence of aridity indexes, as well as spatializing the Real Bioclimatic Intensity (RBI) generated from 79-year-time series data and monthly data for the period 2003-2012. Therefore, it has been used a geo-botanical method which takes into account the combination of textural data from superficial formations, from the Hydric Balance and from the Bioclimatic Balance, as proposed by Cámara Artigas (1997; 2005). The results showed that the area where the Xerophytic Ecodynamics Regimen occurs is different from the area which has a more severe Aridity Index, lower than 0.2, and also that low values of RBI, generated from time series, are significantly different from the results obtained with monthly data for the period 2003-2012, thus showing that it may be happen a recent change in the behavior of this variable.

Key words: Degradation; Caatinga (Brazilian dry forest); Hydrographical Basin; Ecodynamics Regimens; Real Bioclimatic Intensity.

INTRODUÇÃO

Para avaliar as alterações na cobertura vegetal da caatinga (níveis de degradação), considerou-se importante, inicialmente, utilizar uma metodologia que pudesse permitir identificar com uma boa precisão para a escala de trabalho adotada as áreas de ocorrência dos diferentes tipos de caatinga na área de estudo (Sub-bacia Hidrográfica do Alto Paraíba, Estado da Paraíba, Região Nordeste do Brasil (Figura 1).

Figura 1 – Localização da sub-bacia Hidrográfica do Alto Paraíba.

Para isso, Lima (2012) menciona que podem ser usadas diferentes referências de base climática e biogeográfica, tais como a classificação climática de Köppen (1936), que define que a caatinga ocorre associada a área de ocorrência do tipo climático BSh, de climas secos, semiáridos quentes; a classificação mais bioclimática como a de Whittaker (1971), in Lima (2012), onde a caatinga pertence aos biomas do tipo savana, desertos subtropicais e bosques tropicais estacionais; a classificação de Walter (1977), que considerou a caatinga inicialmente dentro do zonobioma equatorial, e mais tarde em um zonoecótono entre o zonobioma tropical com chuvas de verão (úmido – clima árido) e os desertos subtropicais; a

classificação de Holdridge (1987), que a situa na zona tropical entre a floresta espinhosa tropical, a selva muito seca tropical, e a selva seca tropical representada pelos seus núcleos de vegetação tropófila; a classificação de ecorregiões da World Wide Fund for Nature (1995), que identifica a caatinga como ecorregião; ou ainda a classificação fision mica de Brockmann-Jerosch y R be l (1919), da Unesco, in Lima (2012).

Ainda segundo Lima (2012), classificações como a de Ellenberg & Mueller-Dombois (1973), in Lima (2012) e a do Atlas biogeográfico de Smicht s en (1976), in Lima (2012), atendem mais a questões das formações vegetais e seus elementos constitutivos, do que as condições bioclimáticas.

Entretanto, Camara (1997, 2004) desenvolveu um método de investigação biogeográfico que leva a uma classificação da vegetação segundo as unidades denominadas de Regimes Ecodinâmicos, cujo fundamento está na combinação de dados texturais das formações superficiais (expressas pelo índice de Capacidade de Campo), do balanço hídrico e do balanço bioclimático, e que pode dar respostas mais precisas de como identificar os diferentes tipos de vegetação no bioma caatinga.

Esse método já foi utilizado para estudos em algumas áreas do mundo, utilizando o balanço hídrico calculado com base em uma série histórica de dados. Especificamente para a área de estudo deste trabalho, recentemente esse método foi aplicado por Lima (2012).

Buscando ter uma maior precisão dos dados e a possibilidade de identificar como ocorre a variabilidade espacial e temporal dos mesmos, este trabalho buscou aplicar o método proposto por Camara (1997, 2004) e Camara, Battle e Díaz Del Olmo (2003, 2004) com dados mensais para um período de dez anos.

Nesse caso, busca-se avaliar que resultados podem ser obtidos com uma análise temporal mais detalhada (mensal) e que é inédita para a aplicação da metodologia utilizada.

Os resultados podem indicar possíveis variações espaciais no comportamento da cobertura vegetal, que talvez não sejam verificadas com o uso normalmente feito do Balanço Hídrico (BH) gerado com uma série de dados.

METODOLOGIA

Os termos Fitogeografia/Biogeografia tem sido usados tradicionalmente como sinônimos de Geobotânica, que estudam principalmente a distribuição das plantas na superfície terrestre. E para a Geobotânica, os fatores principais que condicionam a atividade vegetativa, e, portanto a distribuição espacial das plantas, são a umidade e a temperatura.

Entretanto, para as mesmas condições climáticas de temperatura e umidade, pode-se encontrar diferentes formações vegetais em situações em que a única variação responde a configuração e características físicas das formações superficiais sobre as quais se desenvolvem.

Existe, então, uma relação direta entre as formações superficiais e as formações vegetais que se desenvolvem sobre elas através da capacidade de retenção ou água disponível para as plantas, que resulta da relação entre a capacidade de campo de um solo para uma determinada textura e a profundidade a que chegam as raízes.

O método de investigação geobotânico é baseado na análise de dados paramétricos, que se expressam mediante os resultados dos gráficos de Pluviometria, Evapotranspiração Potencial (ETP) e Evapotranspiração Real (ETR), e das variáveis Intensidade Bioclimática Potencial (IBP) e Intensidade Bioclimática Real (IBR), ou seja, Balanço Hídrico e Balanço Bioclimático, respectivamente. Seu fundamento está na combinação da informação da textura das formações superficiais geomorfológicas (expressas mediante a Capacidade de Retenção ou água disponível para as plantas).

Para o tratamento do Balanço Hídrico (BH) parte-se do método de Thornthwaite e Matter (López Cadenas de Llano y Mintegui Aguire, 1986) e do Balanço Bioclimático (BB) de Montero de Burgos e Gonzalez Rebollar (Montero de Burgos e Gonzalez, 1974). Se faz uma modificação baseada na redefinição do conceito de Coeficiente de Retenção (CR) de Montero de Burgos e Gonzalez Rebollar, para posteriormente expressar com o mesmo valor mensal da Capacidade de Retenção para os dois balanços, aplicando os valores obtidos no BH e no BB (que servem para calcular mensalmente a precipitação útil (p)).

Com isto se relacionam os balanços entre si, e esses por sua vez com as formações superficiais que suportam a vegetação. Com este método se obtém quatro grandes resultados concatenados.

São elaborados dois gráficos: o primeiro é o Balanço Hídrico com as variáveis Precipitação (P), Evapotranspiração Real (ETR) e Evapotranspiração Potencial (ETP); e o segundo é o Balanço Bioclimático com as variáveis Intensidade Bioclimática Real (IBR) e Intensidade Bioclimática Potencial (IBP).

A combinação desses resultados possibilita a definição dos Regimes Ecodinâmicos.

Os dados foram obtidos com o uso da Plantilla de Balances (Camara, Battle e Diaz Del Olmo, 2003), e a espacialização foi feita com o uso do Sistema de Informações Geográficas – SIG SPRING (Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas), desenvolvido no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE/BRASIL), através do módulo LEGAL (Linguagem Algébrica para Geoprocessamento).

RESULTADOS

Índice de Aridez e Regime Ecodinâmico

A espacialização do Índice de aridez e dos Regimes Ecodinâmicos para a área de estudo podem ser observados nas figuras 2 e 3.

O índice de aridez foi obtido do trabalho desenvolvido por Costa e Brito (2004). Este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de identificar as áreas na região Nordeste do Brasil sujeitas ao processo de desertificação, considerando basicamente a variável precipitação.

Para a área de estudo, o resultado mostra que existe apenas uma pequena área onde existe um regime de forte aridez, onde se considera que exista o pólo xérico brasileiro. No restante da área existe um regime de semi-aridez.

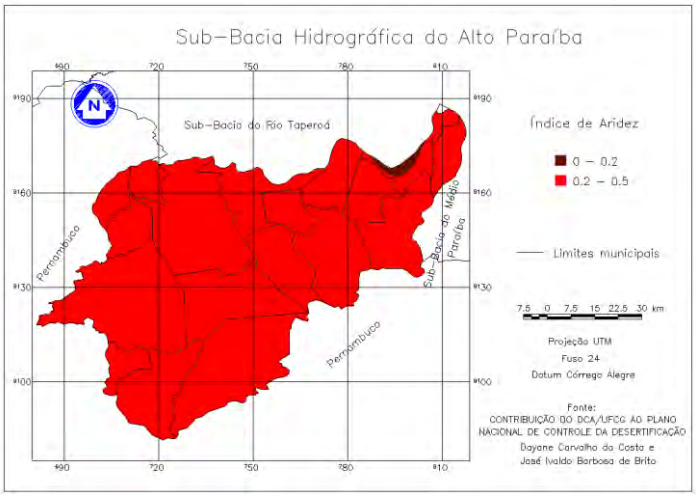


Figura 2 – Índice de Aridez da sub-bacia do Alto Paraíba - Costa e Brito (2004).

Com dados climáticos médios de uma série temporal de 27 a 79 anos, foram gerados também os Regimes Ecodinâmicos para a área de estudo.

O resultado obtido com a metodologia dos Regimes Ecodinâmicos, que leva em consideração, além dos aspectos climáticos, também as condições das formações superficiais, mostra que existe um regime xerófilo em uma área menor do que aquela onde ocorre uma condição climática de semi-aridez.

Vale salientar que, segundo Camara et al. (2003), em um regime de xerofilia existe um condicionamento dominante quanto ao fator hídrico do meio. As precipitações estão entre os 40 e os 700 mm anuais, não havendo excedente hídrico, e existindo uma paralisação vegetativa de 5 a 12 meses. Essa seria uma situação correspondente à semi-aridez, segundo o Índice de Aridez.

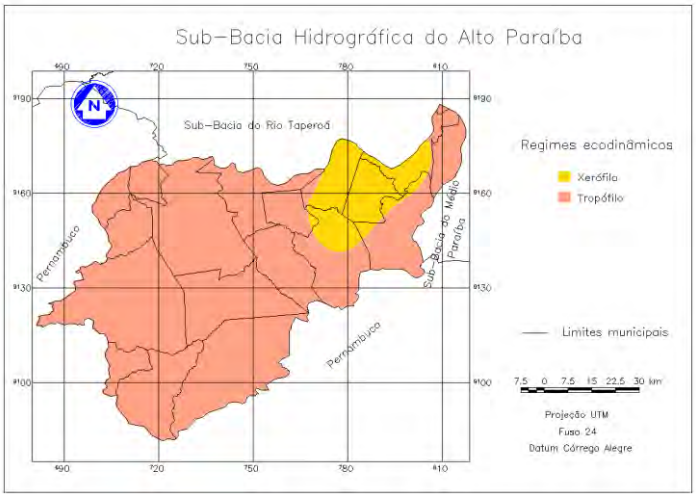


Figura 3 – Regimes Ecodinâmicos da sub-bacia do Alto Paraíba

Isso mostra que mesmo onde existem condições de menor aridez, ocorre um Regime Ecodinâmico xerófilo, nesse caso provocado pelas condições de menor capacidade de absorção e armazenamento da umidade nos solos.

Entretanto, as mesmas condições que proporcionam uma condição de semi-aridez climática, não são suficientes para conferir um Regime Ecodinâmico xerófilo.

Também segundo Camara et al. (2003), no regime de tropofilia, embora as precipitações sejam de 400 a 1300 mm anuais, existe déficit hídrico durante todo ano, com um máximo de excedente hídrico de 2 meses, e com uma paralisação vegetativa por causas hídricas entre 5 e 12 meses.

Ou seja, nessas áreas há um maior excedente hídrico proporcionado pelas melhores condições de armazenamento de umidade nos solos.

Portanto, os dados dos Regimes Ecodinâmicos e do Índice de Aridez mostram que não há uma correspondência espacial entre ambos.

Com esse resultado fica claro que a definição dos Regimes Ecodinâmicos não se restringe aos dados de temperatura e precipitação, mas envolve também o comportamento das formações superficiais, quanto ao fato da existência de maior ou menor capacidade de retenção de umidade.

Esses resultados são importantes para identificar possíveis diferenças no comportamento da vegetação nessas áreas, dado o fato das condições diferenciadas de armazenamento de umidade nos solos.

Intensidade Bioclimática Real (IBR)

O IBR corresponde a atividade vegetativa real em um clima, determinando a evapotranspiração dos processos edáficos. O IBR indica onde há maior ou menor paralisação vegetativa, e, portanto, define variações da cobertura vegetal.

Para se fazer uma avaliação da situação da cobertura vegetal na área de estudo, foi aplicada a mesma metodologia da Planilha de Balanços para gerar os resultados da Intensidade Bioclimática Real (IBR), tanto com dados da série temporal, como também com dados mensais de um período compreendido entre janeiro de 2003 e dezembro de 2012, e, portanto, com muito mais detalhes.

Os resultados obtidos para a Intensidade Bioclimática Real (IBR), considerando os dados da série temporal, são apresentados na figura 4.

A Intensidade Bioclimática Real (IBR) foi calculada e espacializada mensalmente para o período de 2003 a 2012, e foi gerado um mapa-síntese desse período, que é apresentado na figura 5.

A espacialiazação desses resultados só foi possível devido ao uso de um SIG, que permitiu a programação lógica das operações utilizadas, algumas das quais são mostradas no quadro a seguir.

Exemplo de operação lógica para geração da IBR mensal

```
{
Numerico grade ("Índices_bioclimáticos");
Numerico D ("Índices_bioclimáticos");
Numerico IBP ("Índices_bioclimáticos");
Numerico ETP ("Índices_bioclimáticos");

D = Recupere (Nome = "D_01_2003");
IBP = Recupere (Nome = "IBP_01_2003");
ETP = Recupere (Nome = "ETP_01_2003");
grade = Novo (Nome = "IBR_01_2003",
ResX =1000, ResY =1000, Escala =250000,
Min = -1000, Max = 5000000);

grade = (IBP * ((D - (ETP/5))/(ETP -
(ETP/5))));
}
```

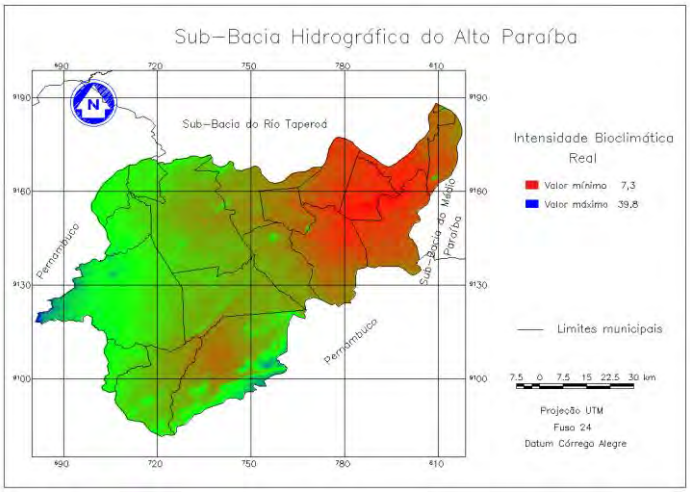


Figura 4 – Intensidade Bioclimática Real na sub-bacia do Alto Paraíba, referente aos dados de uma série temporal de 79 anos

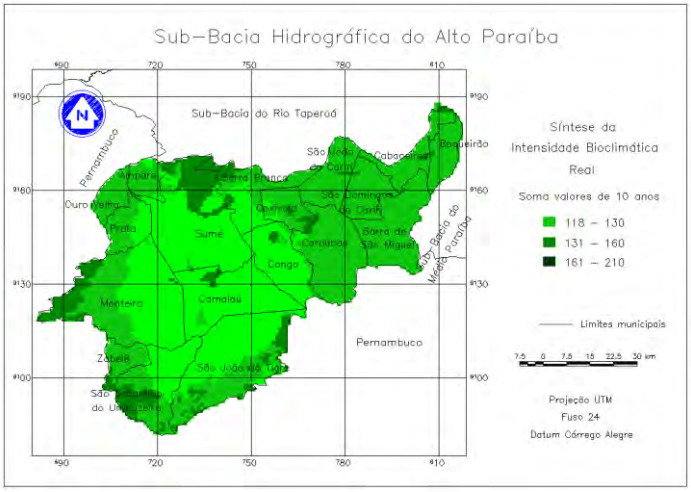


Figura 5 – Síntese da Intensidade Bioclimática Real (IBR) na sub-bacia do Alto Paraíba, referente aos dados mensais do período de janeiro de 2003 a dezembro de 2012.

Os resultados mostram que existem diferenças nos dois produtos, no que diz respeito aos menores valores de IBR. Enquanto no primeiro, com dados médios da série temporal, esses menores valores ocorrem na porção leste da sub-bacia, correspondendo aproximadamente ao Regime Ecodinâmico xerófilo, no segundo, com dados mensais dos últimos dez anos, os menores valores de IBR ocorrem na porção central da sub-bacia.

A menor intensidade bioclimática ocorre nesse trecho da bacia, embora as precipitações não sejam baixas, como na porção leste, mas é onde existe uma alta evapotranspiração, com temperaturas elevadas, de 27°C a 29°C, com seca estacional de 2 a 4 meses, onde ocorre paralisação vegetativa.

Portanto, é uma área que deve ser observada com um certo cuidado, uma vez que pode requerer um manejo específico, para que não ocorra uma maior degradação da cobertura vegetal.

Considerando que essa é uma primeira experiência na espacialização da IBR com dados mensais, merece uma investigação cuidadosa, considerando que pode estar indicando uma mudança recente na geoecodinâmica da área, o que pode se refletir posteriormente no comportamento da cobertura vegetal.

Vale salientar que esse um dado mais preciso do que o apresentado com base nos dados médios anuais e utilizados para gerar os resultados obtidos anteriormente com a Planilha de Balanço, portanto indica uma situação um pouco diferente da apresentada com os dados anuais. Sendo assim, verifica-se que a menor intensidade bioclimática está ocorrendo em áreas de Regime Ecodinâmico tropófilo, e não xerófilo, o que pode estar provocando uma mudança no comportamento da caatinga existente nessa área e tornando a mesma mais vulnerável para o uso que vinha sendo feito até então.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos mostram resultados inovadores relacionados com a espacialização da potencial distribuição da cobertura vegetal na área de estudo.

Com esses resultados abrem-se oportunidades para novas investigações sobre o comportamento da vegetação de caatinga no semi-árido brasileiro, e mais especificamente no semi-árido paraibano.

Diante dos resultados obtidos, pode ser feita uma investigação mais detalhada através de levantamentos para avaliar as características estruturais da vegetação de áreas específicas, e com isso averiguar o nível de degradação existente.

A partir desses resultados também pode ser possível utilizar os índices de diversidade α, β e γ para avaliar a biodiversidade, a exemplo do que foi feito por Lima (2012).

São poucos os resultados obtidos com a aplicação da metodologia dos Regimes Ecodinâmicos e Balanços Bioclimáticos em nível mundial, e entre eles estão os de Lima (2012) para o semiárido brasileiro.

Os resultados da intensidade bioclimática real para uma longa série temporal foram gerados pela autora para a mesma área de estudo deste trabalho, entretanto utilizando dados de estações climatológicas diferentes. Ainda assim, observa-se que há uma grande semelhança nos dois resultados. As áreas com altos valores de IBR encontram-se nos trechos mais elevados e úmidos da área, localizados nas porções sul e noroeste da área.

Os valores mais baixos de IBR obtidos neste trabalho também são muito parecidos com os obtidos por Lima (op. cit.), concentrando-se na porção nordeste da área de estudo.

Diante desses resultados, conforme destaca Lima (op. cit.), constata-se que as menores intensidades bioclimáticas ocorrem em áreas onde ocorrem menores precipitações e elevadas temperaturas, ocasionando déficit de água durante todo ano, devido as altas taxas de evapotranspiração. Por outro lado, as maiores intensidades ocorrem nos trechos mais úmidos da área, com temperaturas médias mais baixas, sem paralisação vegetativa.

A obtenção dos resultados da IBR mensal só foi possível com o uso de um SIG, que permitiu gerar uma programação lógica das operações necessárias, algo que não é possível em qualquer programa deste tipo.
Para este tipo de trabalho é imprescindível o uso deste recurso.

Referências bibliográficas

Camara, Rafael (1997). *República Dominicana: dinámica del medio físico en la región Caribe (Geografía física, Sabanas y Litoral).* Aportación al conocimiento de la tropicalidad insular. Programa de Doctorado en geografía Física. Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional. Universidad de Sevilla.

Camara, Rafael; batlle, J. R. Martinez; diaz del olmo, Fernando (2003) *Metodologia y aplicaciones de los balances hídrico y bioclimático y su aplicación al estudio ecodinamico de las formaciones vegetales*. Grupo de Estudios Tropicales y Cooperación al Desarrollo (GETCD) da Universidad de Sevilla. Apostila nao publicada.

Camara, Rafael (2004) Escalonamiento Bioclimatico, Regimenes Ecodinamicos y Formaciones Vegetales de la Isla de la Española en Republica Dominicana. *Estudios en Biogeografia 2004.* Terrassa, Espana. Servei de Publications de La Universitat de Girona. Pags. 39-58.

Costa, D. C. da, Brito, J.I.B., da (2004) Contribuição do DCA/UFCG ao Plano Nacional de Controle da Desertificação. *Congresso Brasileiro de Meteorologia, Fortaleza, 2004*.

Holdridge, L. R. (1987). *Ecologia basada en zonas de vida*. Edit. IICA. San José, Costa Rica, 216p.

Köppen, W. (1936). *Das geographisca System der Klimate*.Gebr, Borntraeger, 1-44.

Lima, Valeria R. P. (2012). *Caracterización Biogeográfica del Bioma Caatinga en el Sector Semiárido de la Cuenca del Rio Paraiba.* Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla (España). Facultad de Geografia e Historia. Departamento de Geografia Fisica y Analisis Geográfico Regional.

López Cadenas de Llano, F. y J.A. Mintegui Aguirre (1986) *Hidrología de Superficie.* Tomo I. Ed. Fund.Conde Salazar. ETSI. Montes. Madrid.

Montero de Burgos, J.L.; García Salmerón, J. (1981). Atmosfera I. El Clima. En: *Tratado de Medio Ambiente, Tomo II*, Universidad Politécnica de Madrid, CEOTMA, INTA, ICONA. Madrid.

Monteiro de Burgos, J.L. y Rebollar, J.L.G (1974), *Diagramas bioclimáticos*. Ministerio de Agricultura, ICONA. Madrid.

Walter, H. (1977). *Zonas de Vegetación y Clima. Breve exposición desde el punto de vista causal global*. Editora Omega. Barcelona. 245p.

CARACTERIZACIÓN DEL POTENCIAL FITOGEOGRÁFICO DE ESPÉCIES EN BOSQUES DE LITORAL HACIA LA APICULTURA EN SERGIPE, NORESTE DE BRASIL

Melo e Souza, R.(1, 2), Gomes da Silva, E.(1), F. da Silva, M.S.(1)

(1) Doctores y Investigadores del Laboratorio de Geoecología y Planeamento Territorial/GEOPLAN - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão/Sergipe-Brasil.: rome@ufs.br

(2), Pós-Doctora em Biogeografía y Bolsera de Investigación CNPq- Pós-Doctora em Biogeografía GPEM/UQ-Austrália. Investigadora Lider del GEOPLAN -Universidade Federal de Sergipe – Programa de Pós-Graduación en Geografía – Av. Marechal Rondon, S/n – Prédio Didáctica II – primero piso, sala 15. São Cristóvão, Sergipe – CEP: 49100-000 – Brasil. Correo eletronico. rome@ufs.br

Resumen: Esta investigación tiene por hogar los territorios productivos con potencial fitogeográfico hacia la apicultura o sea, áreas con presencia de especies forestales y arbustivas e, donde la apicultura muestra huellas de crecimiento, y para analizar el panorama de las áreas con potencial de producción de flora de especies forestales y arbustivas hacia la apicultura en Sergipe. Las especies de árboles y arbustos leñosos con potencial para la realización de la apicultura fitogeográficas fueron estimadas por el recurso de análisis de imágenes orbitales por geoprocessamento, con producción de cartas geográficas de detalle en ARCGIS de áreas con concentración y dominancia de especies aptas a la apicultura con flores adecuadas a que se hagan miel por las abejas. Concluyese que los complejos vegetacionales con el más alto potencial hacia la apicultura en bosques de Mata Atlántica son las formaciones estacionales mixtas con asociaciones deciduas.

Palabras clave: Mata Atlántica, complejos vegetacionales, apicultura.

Apoyo financero: Consejo Nacional de Investigación Científica y Teccnológica – CNPq/Brasil.

Abstract (Characterization of the potential of species in phytogeographical coastal forests to beekeeping Sergipe, Northeast Brazil): This research is productive home phytogeographical territories with potential to beekeeping that is, areas with presence of forest and shrub species and, where beekeeping shows signs of growth, and to analyze the landscape of the areas with production potential of flora forest and shrub species to beekeeping in Sergipe. The species of trees and woody shrubs with potential for the realization of the phytogeographic beekeeping were estimated by the use of analysis of orbital images geoprocessamento, producing geographic maps of detail in ARCGIS areas with concentration and dominance of species suitable for beekeeping flowering suitable to be made by honey bees. Conclude that complex vegetation with the highest potential to beekeeping in Mata Atlantica forests are mixed deciduous formations seasonal associations.

Key words Atlantic Forest, vegetation complexes, beekeeping

INTRODUCCIÓN

El potencial fitogeográfico está relacionado al uso de los territorios detentores de biodiversidad, tanto para atender las necesidades del presente como reservados para usos futuros. Todavía, ese potencial no implica solamente a la protección de los recursos naturales, pues abarca la defensa de intereses y de las condiciones de vida de los actores sociales que dependen directa y/o indirectamente de la conservación de dichos recursos (SILVA; MELO E SOUZA, 2009, 2012).

El potencial fitogeográfico, asociado a la extensión territorial y a la variabilidad climática, posibilita al país un gran potencial apícola, con cosechas durante todo el año. Esa característica lo diferencia de los demás países productores que, normalmente, cosen miel una sola vez por año (MARCHINI; SODRÉ; MORETI, 2004). Para Raffo e De Paula (2009), la actividad apícola es esencialmente ecológica y rentable, pudiendo ser desarrollada en los territorios que disponen de condiciones favorables del suelo, clima y potencial fitogeográfico, principalmente, rico en floración para la producción apícola.

La producción apícola a partir de floraciones silvestres está cada vez más amenazada, tanto en Brasil como en el mundo, debido al alto grado de deforestación. Las abejas son agentes importantes en la manutención de la biodiversidad, son consideradas como indicadores biológicos del equilibrio ambiental, colaborando de forma activa para la conservación de la biodiversidad y exploración sostenible de los recursos naturales además de los beneficios generados en los cultivos agrícolas en función de la polinización.

Esa pesquisa fue realizada en los remanentes forestales del litoral en Sergipe visando el análisis del potencial fitogeográfico usado para la actividad apícola, especialmente en los pueblos de Brejo Grande, Estância y Santa

Luzia do Itanhy. El potencial es representado por la vegetación de Mata Atlántica con destaque en las especies árboles y arbustos utilizadas para la producción apícola.

En función de la deforestación, para atender las actividades socioeconómicas, se hace necesario la creación e implementación de mecanismos de gestión ambiental para refrenar la deforestación y la inclusión de estrategias para fortificar la actividad apícola que ayuda en la conservación de los remanentes forestales.

METODOLOGÍA

La pesquisa fue hecha a partir del estudio bibliográfico acerca de la temática abordad, trabajo de campo en los territorios usados para la actividad con la finalidad de identificar especies árboles y arbustos leñosos, tratamiento de las imágenes orbitales en el software ArcGis, a partir del Geo procesamiento, para la identificación de la áreas con potencial fitogeográfico y el predominio de especies adecuadas cuyas flores son visitadas por las abejas. En esta etapa fue posible producir cartas geográficas sobre el potencial fitogeográfico para la apicultura sergipana.

RESULTADOS Y DISCUSSIONES

En el amplio conjunto intertropical y subtropical brasileño se destaca el continuo roll norte-sur de la Mata Atlántica. Esa foresta poseía en su estructura primaria un millón de kilómetros cuadrados con una largura aproximada entre 40 y 50 kilómetros para el interior. La extensión forestal, en el inicio de la colonización portuguesa, iba desde el sudeste del Rio Grande do Norte hasta el suroeste de Santa Catarina (AB'SABER, 2003), donde se unen la vegetación de mangues, dunas y restingas. Esa foresta es considerada una de las áreas más ricas en especies de la fauna y de la flora mundial, pero en la contemporaneidad sobra apenas cerca de 7% de su foresta original (IBGE, 2007).

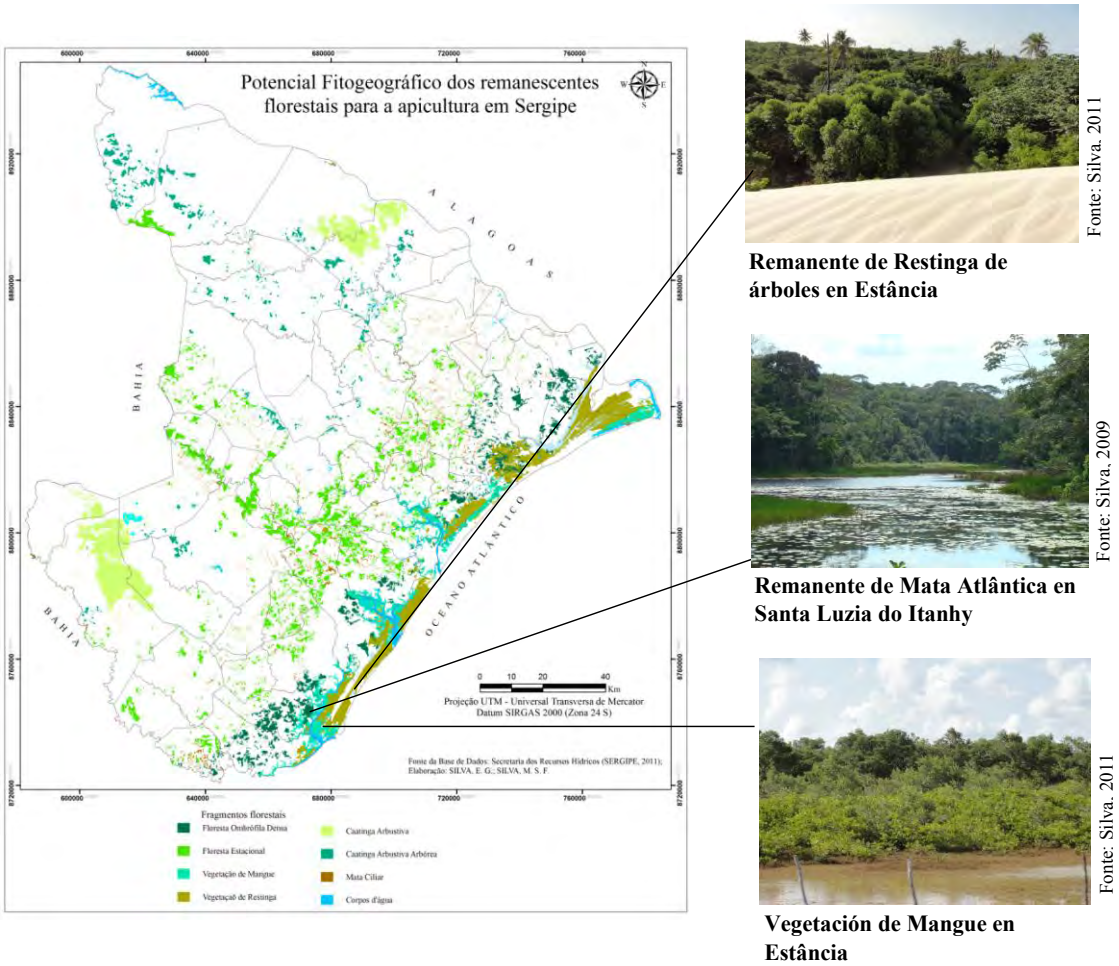


Fig. 1: Potencial fitogeográfico de los remanentes forestales en Sergipe. (Silva_2009 y Silva_2011)

Con la menor extensión territorial, 21.915,116 km² (BRASIL, 2012), de los Estados Brasileños, Sergipe, presenta una grande diversidad fisionómica: a) Formaciones de las Regiones Húmedas: Manglares, Foresta Atlántica, Asociaciones de Playas y Dunas, Asociaciones de Restinga, Campos de restinga, Asociaciones de Várzeas, Campos de Várzeas, Matas de Terra Firme.; b) Formaciones Mistas Estacionales: Foresta Atlântca, Asociaciones Subperenifólias, Asociaciones Subcaducifólias, Asociaciones Caducifólias – Mistas con la Caatinga, Asociaciones

Secundarias, Campos Antrópticos y Cerrado; c) Formaciones de las Regiones Áridas: Caatinga, Caatinga hipoxerófila, Caatinga Hiperxerófila, y Asociaciones Rupestres (FRANCO, 1983).

El potencial fitogeográfico existente en Sergipe está representado por zonas de foresta ombrófila densa, foresta estacional, vegetación de mangue, de restinga, Caatinga de arbustos, Caatinga de árboles, mata ciliar, campos de várzeas y vegetación secundaria. Esas características fitogeográficas, aliadas al manejo adecuado y condiciones climáticas, favorecen al Estado el desarrollo de la apicultura.

En el litoral ese potencial está compuesto por los fragmentos de Mata Atlántica (Figura 1), cuyas especies de árboles, arbustos y herbáceas ha sido usada para producción apícola: la miel, el polen y el propóleos. En el litoral, a pesar de la fragmentación, existen zonas de vegetación en un buen estado de conversación, como la Mata do Crasto, mayor remanente forestal del Estado, con aproximadamente 700 hectáreas, en Santa Luzia do Itanhy. Entretanto, esa área no ha sido usada para la actividad, pues además de ser una gran propiedad privada, la población local desarrolla trabajos extractivos: la pesquería de subsistencia y la recolección de frutas, principalmente mangaba.

En lo que se refiere al litoral norte, el Pueblo de Brejo Grande dispone de zonas continuas de vegetación de mangue y de restinga, aun poco exploradas para la producción apícola. Sin embargo, aunque incipiente, ya existen proyectos experimentales para la producción de propóleos rojos a partir de la vegetación de una especie vegetal de mangue vulgarmente conocida como Rabo de Bugio (Dalbergia ecasthophilum) y Aroeira Vermelha (Schinus molle L).

La flora apícola nativa es formada por las capas de árboles, arbustos y herbáceas. La capa de árboles abarca las arboles de tamaño mediano de singular importancia en el período del verano, pues contribuye con la oferta de néctar para las abejas. La capa de arbustos es constituido por la vegetación intermediaria cuyas floraciones son frecuentes en el invierno y verano, y la herbácea por la maleza usada para la producción de néctar. En el cuadro 01 son presentadas las principales especies de plantas nativas más visitadas por las abejas, pueblo de ocurrencia, su aprovechamiento en la exploración, bien como la capa vegetal a las cuales referidas especies pertenecen.

Espécie		Area de ocurrencia / Estrato Vegetativo	Aprovechamiento	Pueblo de ocurrencia
Nombre Común	Nombre Científico			
Angelim	*Andira fraxinifolia* Benth	Zona da mata/ Arbóreo	Néctar e Pólen	Estância
Aroeira vermelha	*Schinus molle*	Zona da Mata Arbóreo	Resina para própolis vermelha	Brejo Grande
Malíça ou Sensitiva	*Mimosa pudica* L.	Zona da mata Herbáceo	Pólen	Todos os municípios citados
Murici	*Byrsonima sericea* DC.	Zona da Mata Arbóreo	Néctar	Estância
Murta tereza	Myrcia guianensis (Aubl.) DC.	Zona da Mata Arbustivo	Néctar e pólen	Estância
Pau-pombo	*Tapirira guianensis* Aubl.	Agreste e Zona da Mata Arbóreo	Néctar	Lagarto, Estância e Salgado
Rabo de Bugio	*Dalbergia ecastophyllum*	Zona da Mata Arbustiva	Resina para própolis vermelha	Brejo Grande
Sucupira	*Diptychandra epunctata* Tul.	Zona da Mata Arbóreo	Néctar e pólen	Estância
Vassourinha-de-botão	*Mitracarpus* sp	Herbáceo	Néctar	

Cuadro 1: Principales especies aprovechadas para la producción apícola en la Mata Atlântica en Sergipe (Trabajo de campo, 2011-2012)

En el litoral se destaca el cultivo de coco, donde los apicultores tienen aprovechado esa característica para la producción de polen en los pueblos de Brejo Grande y Estância. El aprovechamiento de esa agricultura para la actividad apícola es de gran importancia, pues de un lado el apicultor obtendrá un renta generada a partir de ese aprovechamiento, del otro el propietario de las agriculturas habrá ganado en productividad generado por esa simbiosis, lo que viene tornándose evidente en Brejo Grande donde los productores de coco han notado un aumento en la productividad en aquellas propiedades donde hay apiarios, consecuentemente firmando aún más las asociaciones con los apicultores.

Los apicultores de Brejo Grande utilizan los espacios cedidos por los propietarios de tierras donde hay plantaciones de coco, y que tenía algún remanente de vegetación nativa para posicionar las colmenas (Figura 2). La contraparte que el propietario recibe son los beneficios previstos por los servicios gratuitos de polinización realizados por las abejas en los coqueros, y que según relatos ya son notados aumentos de 30% en la producción de coco, de esa forma el propietario recibe su pagamiento a través de ese servicio.

Fig. 2: Apiario en Brejo Grande-SE (Silva_2012).

Mismo con los beneficios obtenidos de la actividad apícola, específicamente con la producción de polen, investigadores de la UFS do grupo de Pesquisa Genética e Conservação Ambiental (GECON/UFS/CNPQ) en asociación con los

apicultores de la ABECAA, están desarrollando proyectos para producción de propóleos rojo, con propósitos de diversificar a la producción apícola, lo que posibilitará una ganancia significativa a los apicultores, pues el precio de la propóleos rojo puede llegar a R$ 450,00 el kilogramo, por lo tanto superando en diez veces más el precio del kilogramo del polen.

Para que la producción del propóleos rojo sea viable, fue instalado un apiario experimental con treinta cajas con colectores de propóleos (Imagen 03) para evaluar y mensurar la potencialidad fitogeográfica propiciada por el territorio. Según los investigadores, hay sospecha de que el origen de ese propóleos sea de colecta de resina de los vegetales como Rabo de Bugio (Dalbergia ecastophyllum) e Aroeira Vermelha (Schinus molle L).

CONSIDERACIONES FINALES

Aunque bastante reducida y fragmentada, la vegetación nativa de Sergipe presenta potencial fitogeográfico que ha sido aprovechado por los pequeños apicultores, principalmente en el litoral que dispone de remanente de Mata Atlántica. Ese potencial puede ser explorado, tanto en los pueblos productores como en aquellos que aún no registraron producción apícola, pero que poseen fragmentos forestales en buen estado de conservación que pueden ser usados para tal finalidad.

La miel es el principal producto explorado en el Estado, sin embargo, el polen ha sido producido en Estância y Brejo Grande, donde ha sido realizadas investigaciones con el propóleos rojo la cual está ganando destaque, en función del alto precio en el mercado.

Entre las estrategias para el uso del potencial fitogeográfico por los pequeños productores locales se puede destacar la realización de convenios y/o asociaciones a través de órganos oficiales con propietarios d tierras, cuyos fragmentos forestales puedan ser viabilizados para la apicultura. Es fundamental campañas educativas con los propietarios y funcionarios de las propiedades para evitar deforestación y el uso intensivo de pesticidas en las áreas que presentan potencial para la actividad.

En ese contexto, hay necesidad de medidas que incentiven la utilización de la foresta de pie, con la perspectiva de reducir la deforestación. En ese aspecto, la actividad apícola se destaca como una estrategia para conservar la biodiversidad, una vez que es considerada esencialmente ecológica y rentable, pudiendo ser desarrollada en los territorios que disponen de condiciones biofísicas favorables, especialmente climáticas, recursos hídricos y potencial fitogeográfico rico en floraciones para la producción de miel, polen y propóleos.

Referencias bibliográficas

Ab'saber, A. N. (2003). Os Domínios de Natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo.

Brasil. IBGE-Estados@. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=se > Acesso em: 08 Nov. 2012

Franco, E. (1983). Biogeografia do Estado de Sergipe. Aracaju, Sergipe.

Marchini, L. C.; sodré, G. S.; moreti, A. C. C. C. (2004). Composição físico-química de amostras de méis de Apis mellifera L. do estado do Tocantins, Brasil. Boletim de Indústria Animal, v. 61, n. 2, p. 101-114.

Raffo, J. G.; de Paula, R. V. (2009). Planejamento de Apicultura sustentável num assentamento rural usando SIG: caso do Assentamento Padre Josimo Tavares – PA. In: XIX Encontro Nacional de Geografia Agrária. São Paulo. pp. 1-11.

Silva, M. S. F.; melo e souza, R. (2009). O potencial fitogeográfico de Sergipe: uma abordagem a partir das unidades de conservação de uso sustentável. Scientia Plena. v. 5, n. 10. Aracaju, Sergipe. pp. 1-10.

Silva, M. S. F. (2012). Territórios da conservação: uma análise do potencial fitogeográfico das UC's de uso sustentável em Sergipe. (Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Sergipe). São Cristóvão, Sergipe. 310 p.

UNIDADES DE PAISAJE NATURAL Y BIOCLIMATOLOGÍA EN LA SIERRA DE SAN CARLOS (TAMAULIPAS, MÉXICO)

Fernández de Castro, G.(1), Cámara, R.(2), González L.(3) Priego, A.(4), Mora Olivo, A.(3)

(1) Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. gonfermar@comunidad.unam.mx
(2) Dpto. Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla. rcamara@us.es
(3) Instituto de Ecología Aplicada. Universidad Autónoma de Tamaulipas (México). lgonzalez@uat.edu.mx
(4) Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental. UNAM (México). apriego@ciga.unam.mx
(3) Instituto de Ecología Aplicada. Universidad Autónoma de Tamaulipas (México). amorao@uat.edu.mx

Resumen: Se realizó un análisis integral del paisaje natural y un estudio de la bioclimatología en la sierra de San Carlos (Tamaulipas, México) con el fin de obtener patrones bioclimáticos en sus unidades paisajísticas naturales y la bioclimatología de sus tipos de vegetación. Para ello se generó un mapa de unidades de paisaje de la sierra de San Carlos a escala 1:250.000 con base en la geomorfología y se cruzó con la cartografía bioclimática, obtenida a partir de la interpolación espacial de datos de las estaciones meteorológicas influyentes. Las conclusiones de este estudio muestran que los regímenes bioclimáticos de los tipos de vegetación en esta zona de estudio dependen del régimen de precipitación y las unidades de paisaje a esta escala no siguen un patrón bioclimático por la gran variabilidad local de relieve, régimen de precipitación, geomorfología y tipos de suelo.

Palabras clave: humedad; intensidad bioclimática; unidades de paisaje natural; spline; patrón bioclimático.

Abstract (Natural landscape units and bioclimatology in sierra de San Carlos (Tamaulipas, México): An integrated analysis of the landscape and bioclimatology in sierra de San Carlos (Tamaulipas, México) was maked in order to obtain the bioclimatic patterns of the landscape units and the ecodynamics of the vegetation types. To that end was generated a map of landscape units from Sierra de San Carlos in 1:250,000 scale based on geomorphology and crossed with bioclimatic mapping and ecodynamics obtained from spatial interpolation from meteorological station data in the influential area. The conclusions of this study shows that ecodynamic regimes of vegetation types in this study area depend on the rainfall regime and the landscape units are not follow a bioclimatic pattern in this scale by the great local variability in relief, moisture regime, geomorphology and soil types.

Keywords: moisture; bioclimatic rate; natural landscape units; spline; bioclimatic pattern.

INTRODUCCIÓN

La sierra de San Carlos se encuentra dentro de la provincia fisiográfica denominada Planicie Costera del Golfo de México en el estado de Tamaulipas (México), entre los 24° 22' 40" y 24° 52' 23" de latitud Norte y los 98° 12' 28" y 99° 12´ 28" de longitud Oeste (Figura 1).

Su origen es por levantamiento de magmas intrusivos sobre calizas (Demant y Robin, 1975) que se generó como respuesta a la reorganización de las placas tectónicas en la margen del Pacífico, en una subducción de la placa pacífica norteamericana que dio lugar a magmas de subducción en el Cinturón Candela-Monclova, sierra de San Carlos y sierra de Tamaulipas durante el Eoceno. A principios del Oligoceno la placa retrocedió hacia el occidente generando el plutonismo y vulcanismo efusivo que levantó la sierra (Viera et al., 2009). Forma, por tanto, parte de la Provincia Alcalina Oriental Mexicana (PAOM), que se extiende aproximadamente 2000 km. en dirección NNW-SSE, desde el norte de Coahuila hasta el área de Palma Sola en Veracruz, a lo largo de la planicie costera del Golfo de México. Los cuerpos magmáticos conforman las partes más altas de la sierra destacando la sierra Chiquita. Su altura se encuentra entre los 300 msnm en el piedemonte y los 1810 m. en el cerro El Hongo, el

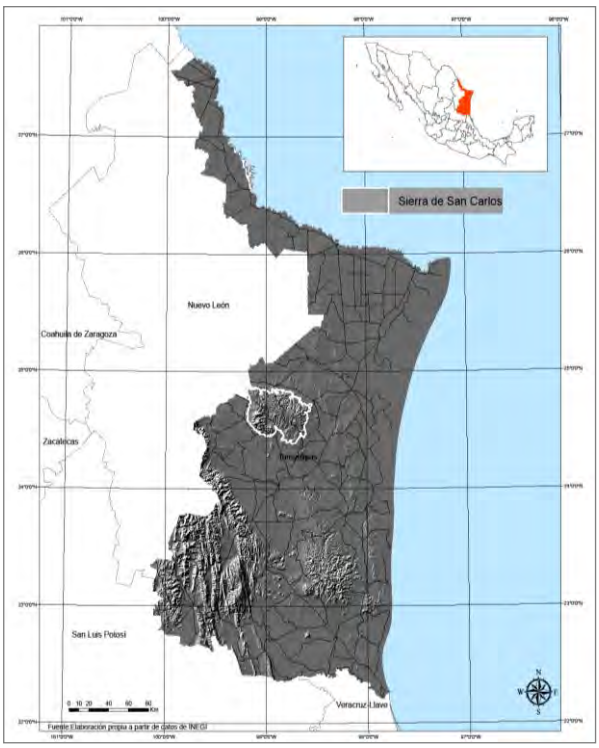


Figura1. Localización de la sierra de San Carlos.

punto más alto de la sierra.

Esta "isla de relieve" se presenta idónea para evaluar las diferencias bioclimáticas que se pueden encontrar en una sierra de éstas características en medio de la llanura costera del golfo de México. Los climas presentes en la sierra son diferentes a los que se encuentran en la llanura costera, según la clasificación de Koeppen modificado por Enriqueta García para México: (A) C (Wo) Semicálido subhúmedo y (A) C (W_1) Templado subhúmedo a partir de 1000 msnm. La precipitación varía entre los 450 y 1000 mm. con una precipitación media anual de 700 mm. y temperatura media de 23°C.

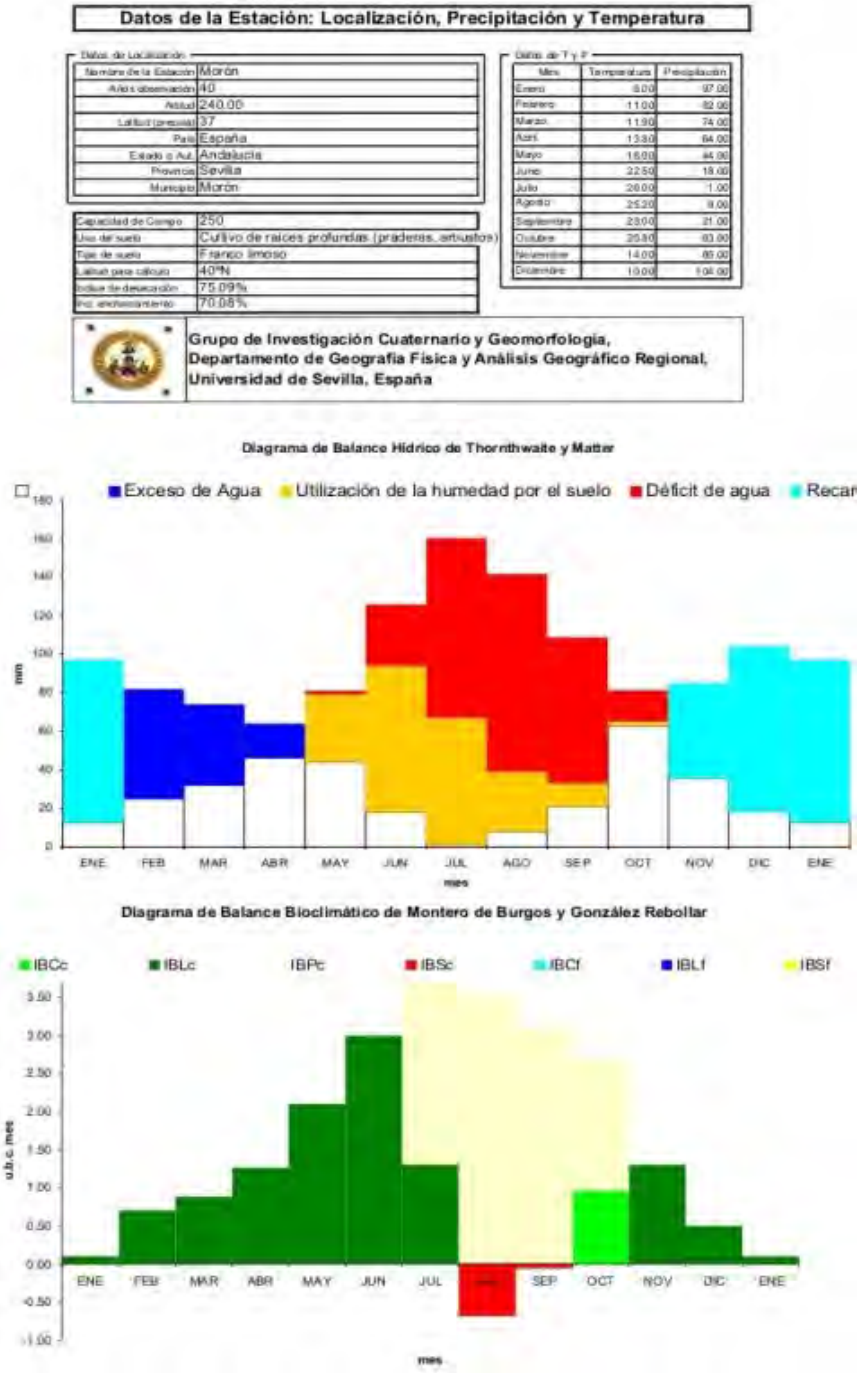


Figura 2. Ejemplo de balance hídrico y balance bioclimático.

Este estudio establecerá los factores edafogenéticos y morfogenéticos de esta unidad natural que determina la distribución de sus formaciones vegetales. Esta suma de factores permite clasificar este territorio en unidades de paisaje, formato de nuestro estudio. Este estudio nos proporcionará las bases para la conservación y gestión de los ecosistemas presentes en la sierra de san Carlos, aportando nuevos conocimientos sobre sus unidades del paisaje a través de métodos y técnicas geográficas y ecológicas que se sintetizan en la Ecología del Paisaje.

OBJETIVO

Caracterizar el paisaje natural de la sierra de san Carlos (Tamaulipas, México) con base en su bioclimatología y geomorfología e investigar si las unidades de paisaje siguen un patrón bioclimático a escala 1:250.000.

METODOLOGÍA

Método de balances hídrico y balance bioclimático.

Son métodos de investigación geobotánica basados en el análisis de datos paramétricos, que se expresa mediante dos gráficas de tres parámetros (pluviometría, ETP y ETR) y dos variables (intensidad bioclimática potencial IBP (B) y intensidad bioclimática real IBR (b): Balance Hídrico (BH) y Balance Bioclimático (BB) respectivamente.

Su fundamento está en la combinación de la información de la textura de las formaciones superficiales expresadas mediante la Capacidad de Retención o agua disponible para las plantas. Para el tratamiento del Balance Hídrico se parte del método de Thornwaite y Matter (1957) y del Balance Bioclimático de Montero de Burgos y González de Rebollar (1974).

Interpolación espacial de los datos y representación cartográfica

Para la representación cartográfica de la bioclimatología se generó una interpolación espacial de los datos de las estaciones meteorológicas[1] a través del SIG ARCGIS 9.3 utilizando el método de interpolación polinómica *spline*. Este tipo de interpolación exacta pertenece a la familia de interpoladores de base radial, en la que la superficie creada debe pasar por cada punto muestral (Moreno, 2008). La interpolación s*pline* se asienta sobre una curva diferenciable definida en porciones mediante polinomios de bajo grado, útil para interpolar datos en relación con altura. El resultado de la validación se obtuvo mediante puntos de control inferidos de la plataforma UNIATMOS[2] (30% de estaciones) con un error medio anual en la temperatura de 0.38°C ($\sigma = 0.96$), en la precipitación de 13.64 mm ($\sigma = 85$ mm) y en la intensidad bioclimática de 0.58 ubc ($\sigma = 0.28$).

Generación semiautomatizada de mapa de unidades naturales de paisaje

Para realizar el mapa se trabajó exclusivamente con el software de Sistemas de Información Geográfica ***ARCGIS 9.3***. La metodología se basa en la generación semiautomatizada de unidades de paisaje con base en la disección vertical del relieve (Priego et al, 2010). La construcción del mapa de paisaje natural se realiza a través de la superposición de capas en el SIG de los atributos naturales del paisaje extraídas de la base de datos de INEGI[3] contemplando siempre el concepto de área mínima cartografiable (AMC).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Balance hídrico de la sierra de San Carlos

El balance hídrico en la zona de estudio depende del régimen de humedad más que de temperatura al no poseer temperaturas medias extremas pero sí un marcado déficit hídrico. En toda la zona de estudio no existe excedente de agua, sino déficit por lo que toda precipitación en la zona será evapotranspirada (PP = ETR) sea cual sea su temperatura media. La evapotranspiración potencial (ETP) aumenta con la temperatura y la evapotranspiración real (ETR) está delimitada por el régimen de lluvias y sus ciclos. La sierra tiene condiciones térmicas y de humedad bien diferenciadas con los llanos que la rodean; desde el piedemonte a los llanos la precipitación va en descenso y la temperatura en aumento (Figuras 3 y 4), y por tanto el déficit de humedad aumenta de los 9 meses en la sierra a los 12 meses al año en los llanos.

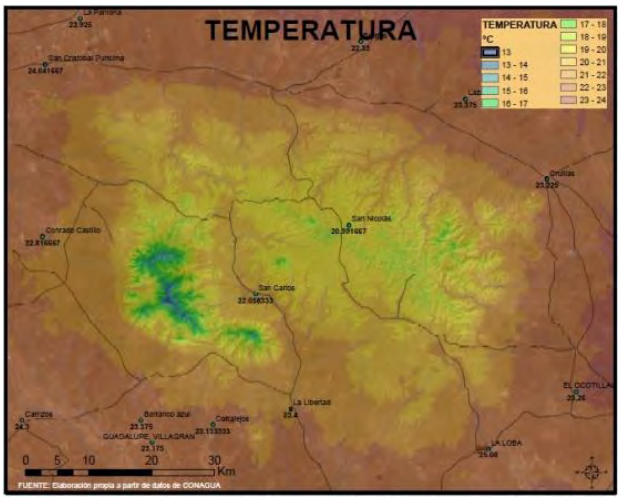


Figura 3. Temperatura en la sierra de San Carlos.

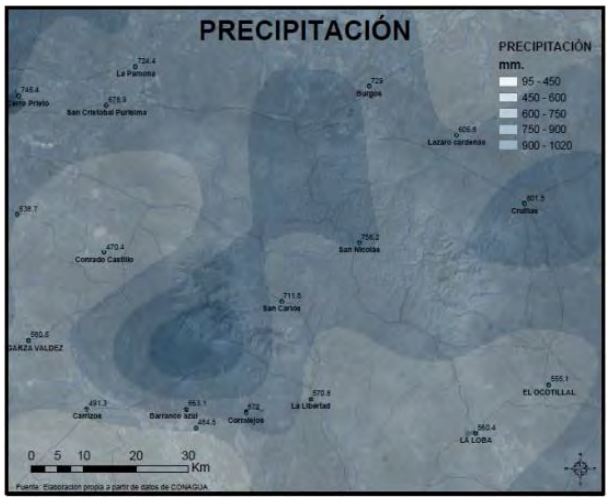


Figura 4. Precipitación en la sierra de San Carlos.

Balance bioclimático de la sierra de San Carlos

El balance bioclimático sigue el mismo comportamiento de la precipitación. La mayor intensidad bioclimática de la sierra de san Carlos se concentra en 3 zonas bien diferenciadas que coinciden con las zonas de mayor precipitación. Estos tres focos de mayor intensidad bioclimática no están completamente separados, se conectan entre ellos con zonas de intensidad entre 19 y 20 unidades bioclimáticas (ubc) (Figura 5):

1. Centro-norte de la sierra con un IBR entre 21 y 22 ubc. En esta zona se pueden encontrar manchones de selva baja caducifolia en los valles intramontanos y en las faldas de la sierra.

2. La segunda zona es en el Noreste rondando Cruillas con una IBR de 21 con una vegetación secundaria de matorral espinoso tamaulipeco (MET).

[1] Datos obtenidos de las normales de las estaciones climatológicas de la Comisión Nacional del Agua (México)
[2] Unidad de Informática para Ciencias Atmosféricas y Ambientales. Centro ciencias de la Atmosfera. UNAM (México)
[3] Instituto Nacional de Estadística y Geografía de México (México)

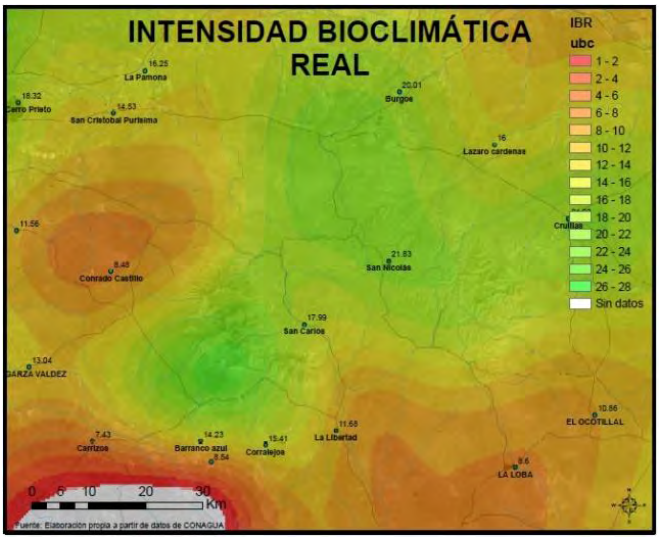
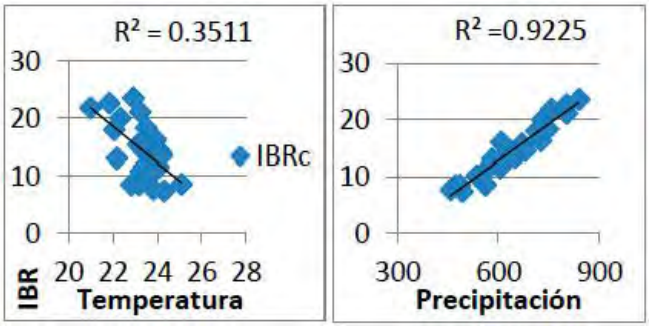


Figura 5. Intensidad bioclimática en la sierra de San Carlos.



Figuras 6 y 7. Correlación de la IBR con la precipitación y con la temperatura

3. La tercera zona y con mayor intensidad bioclimática es el sur de la sierra Chiquita, concretamente en torno al ejido rincón Murillo, con valores más elevados que llegan hasta las 27 ubc por la mayor precipitación que recibe la sierra chiquita debido a su elevada orografía por el efecto foehn. Esta zona de máximo abarca desde el piedemonte hasta la cima cubriendo todos los tipos de vegetación que aparecen en el perfil topográfico desde el MET hasta el Encino-pino generando la mayor intensidad bioclimática en cada tipo de vegetación de la sierra.

En las estribaciones y fuera de la sierra encontramos las zonas con menor IBR incluso con paralización vegetativa en sus formaciones vegetales. Podemos diferenciar dos zonas, una en los llanos de los ríos anegado- Pilón, al E de la sierra situada entre la sierra Madre Oriental y sierra de san Carlos, tiene una IBR de apenas 8.48 ubc en la estación Conrado Castillo y de hasta 7.43 ubc en la estación de Carrizos. Existe una paralización vegetativa en estos llanos repartida en los meses de marzo y julio, coincidiendo con la época sin lluvias. Tienen una Intensidad Bioclimática Seca total en la zona de río Anegado de 0.42 ubc. (0.25 en marzo y 0.26 en julio) y más fuerte para la zona del río Pilón con una IBS total de -0.62 ubc (0.36 en marzo y 0.26 en julio. La otra zona con paralización vegetativa se encuentra, en el entorno de Lázaro Cárdenas con una IBS total de 0.50 concentrada en esta zona sólo en el mes de julio pero con la característica de una mayor intensidad bioclimática con una IBR de 16 ubc.

Al comparar los mapas de precipitación y temperatura con el mapa de Intensidad bioclimática real de la vegetación, se comprueba visualmente una mayor relación entre la precipitación y la IBR que con la temperatura y en datos en la Figuras 6 y 7.

Discusión: unidades naturales de paisaje y bioclimatología

La figura 8 muestra las unidades de paisaje natural (ver leyenda en Anexo) y la figura 9 representa la intensidad bioclimática por unidad de paisaje a escala 1:250.000. Se observa que muchos tipos de unidad de paisaje se encuentran dispersos en diferentes lugares o simplemente la rodean como el caso del piedemonte. Por tanto presentan intensidades bioclimáticas diferentes según donde se localice en la sierra.

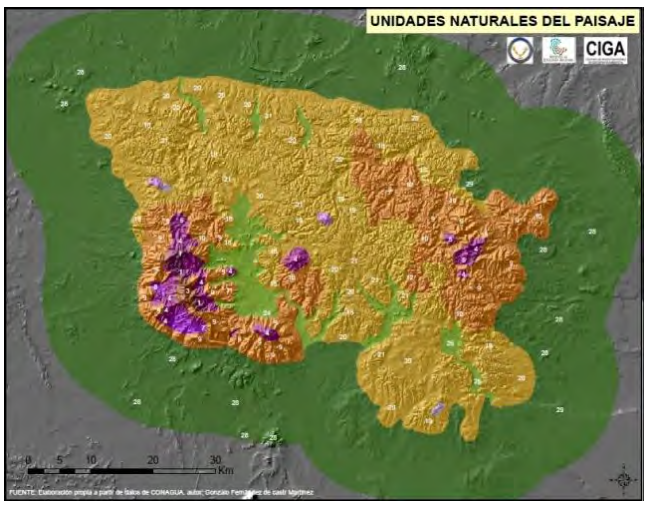


Figura 8. Mapa de unidades naturales del paisaje de la sierra de San Carlos a escala 1:250.000. (Ver anexo)

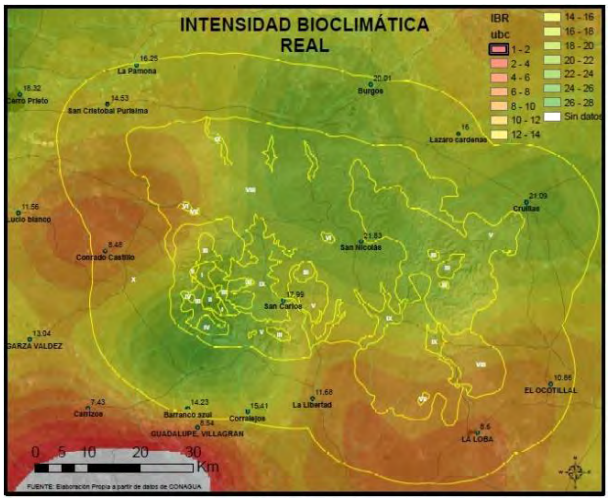


Figura 9. Mapa de Intensidad Bioclimática Real (IBR) sobre unidades de paisaje en la sierra de San Carlos.

En la Tabla 1 (ampliada en anexo 2) se observa que tenemos unidades de paisaje con grandes rangos de intensidad bioclimática como los lomeríos calizos con 14 ubc al estar ubicados en la mayor parte de la zona de estudio con condiciones bioclimáticas bien diferenciadas. De igual manera, las zonas intrusivas de montaña varían por su localización, en la zona Este con 19-20 ubc y la zona Oeste entre 20 y 24 ubc a igual altitud.

clima	litología	Pendiente	Tipo Vegetación		IBR
Templado subhumedo	sienita	10-30°	Encino-pino	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	17-24
Templado subhumedo	caliza y lutita	>30°	Encino-pino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	21-24
Templado subhumedo	caliza y lutita	10-30°	Encino-pino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	21-24
Semicalido subhumedo	sienita,granito	10-30°	Encino-pino y MSB	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	17-25
Semicalido subhumedo	sienita,granito	5-10°	Encino y MSB	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	14-20
Semicalido subhumedo	sienita,granito	3-5°	MSB	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	18-
Semicalido subhumedo	gabro	10-30°	Pino-encino y MSB	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	24-26
Semicalido subhumedo	gabro	5-10°	Encino-pino y MSB	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	19 a 21/25
Semicalido subhumedo	calizas y lutitas	10-30°	MSB y encino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	11 a 26
Semicalido subhumedo	calizas y lutitas	5-10°	MSB y encino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	11 a 25
Semicalido subhumedo	calizas y lutitas	3-5°	MSB	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	13 a 19
Semicalido subhumedo	calizas y lutitas	1-3°	MSB y encino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	11 a 22
Semicalido subhumedo	calizas y lutitas	<1°	MSB y encino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	20 a 22
Semicalido subhumedo	sienita y granito	10-30°	MSB y encino	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	10 a 11/21
Semicalido subhumedo	diorita	3-5°	MSB	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	9 a 10
Semicalido subhumedo	diorita	<1°	Cultivos	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	11 a 12
Semicalido subhumedo	calizas y lutitas	10-30°	MSB	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	11 a 16
Semicalido subhumedo	calizas y lutitas	5-10°	MSB y MET	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	11 a 22
Semicalido subhumedo	calizas y lutitas	3-5°	MSB y MET	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	9 a 21
Semicalido subhumedo	calizas y lutitas	1-3°	MSB, MET	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	8 a 22
Semicalido subhumedo	calizas y lutitas	<1°	MSB, MET	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	10 a 22
Semicalido subhumedo	dep. aluviales poligeneticos	10-30°	MSB y encino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	20 a 23
Semicalido subhumedo	dep. aluviales poligeneticos	5-10°	MSB , encino y cultivos	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	12 a 20
Semicalido subhumedo	dep. aluviales poligeneticos	3-5°	MSB , encino y cultivos	Leptosol rendzico/Cambisol cálcico	11 a 22
Semicalido subhumedo	dep. aluviales poligeneticos	1-3°	MSB, cultivos y SBC	Leptosol rendzico/Cambisol cálcico	12 a 22
Semicalido subhumedo	dep. aluviales poligeneticos	<1°	MSB, cultivos y SBC	Cambisol cálcico/Chernozem lúvico	12 a 22
Semicalido subhumedo	dep. aluvio-coluviales polig.	5-10°	MET y MSB	Leptosol rendzico/Leptosol lítico	15 a 22
Semicalido subhumedo	dep. aluvio-coluviales polig.	3-5°	MET y MCR	Leptosol rendzico/Leptosol lítico	8 a 26
Semicalido subhumedo	dep. aluvio-coluviales polig.	1-3°	MET, SBC y Mezquital	Leptosol rendzico/Regosol calcárico	7 a 26

Tabla 1: Unidades de paisaje y bioclimatología (Anexo2).

Sin duda, el lugar donde más se aprecia la variabilidad de la intensidad bioclimática es en el piedemonte, por estar en la zona de transición entre diferentes regímenes bioclimáticos y por la cantidad diferencial de aportes hídricos que reciben de la sierra según el relieve asociado a su formación, generando rampas de erosión en el piedemonte de las zonas más altas o de acumulación en zonas menos inclinadas. La diferencia entre estos dos tipos de glacis nos dará también diferentes regímenes de humedad. De esta manera se observa gran variación en la bioclimatología dentro de una misma tipología de unidades de paisaje a esta escala, debido a la humedad diferencial según donde se localicen por sus condiciones ambientales y biogeomorfológicas.

CONCLUSIONES

1. La bioclimatología de la sierra de San Carlos y unidades de relieve asociadas presentan características definidas por el régimen de humedad más que por su condición térmica.

2. Las unidades naturales de paisaje a escala 1:250000 no siguen un patrón bioclimatológico.

Los tipos de unidades de paisaje se localizan en diferentes zonas de la Sierra con valores de Intensidad Bioclimática (IBR) desiguales. El carácter insular en plena llanura costera del Golfo, genera fuertes contrastes pluviométricos desde el piedemonte hasta su punto más alto según el relieve, la altitud y la dirección de las masas de aire. Esto le confiere una gran heterogeneidad bioclimática fundamentada por diferentes regímenes de humedad.

Estas condiciones meteorológicas zonales en diferente tipo de litología y pendiente conforman diversidad de suelos y con ellos de tipos de vegetación que forman parte de las unidades del paisaje, y por su parte, las unidades de paisaje tienen base en el relieve, en el cual su génesis es independiente del clima. Por tanto, de manera local, un cambio de relieve abrupto genera cambios de humedad y con ello un cambio en la intensidad bioclimática de los tipos de vegetación. Este factor sí genera una relación entre los tipos de suelo y vegetación con la intensidad bioclimática, pero no necesariamente con las unidades de paisaje a esta escala.
En un estudio a escalas menores (de 1:250.000 en adelante) es posible que sí guarde patrones bioclimáticos al tener un régimen climático más generalizado

Referencias bibliográficas

Cámara, R, J.R. Martínez Batlle y F. Díaz del Olmo (2004): *Metodología y aplicaciones de los balances hídrico y bioclimático y su aplicación al estudio ecodinámico de las formaciones vegetales*. Grupo de Trabajo Estudios Tropicales y Cooperación al Desarrollo (PAI RNM-273). Universidad de Sevilla. España. pp. 11-21.

Demant, A. y C. Robin. (1975): "Las fases del vulcanismo en México". Una síntesis en relación con la evolución geodinámica desde el cretácico". *Revista del Instituto de Geología de la UNAM*, *número 75* (1): 66-79

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2010): Coberturas digitales de vegetación, suelo, geología, estructura y Modelo Digitales de Elevación. En: http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/default.aspx consultada el 11 de noviembre de 2010.

Montero de Burgos, J.L. y J.L. González. (1974): *Diagramas bioclimáticos*. ICONA. Ministerio de Agricultura. Madrid. pp. 30-43.

Moreno Jiménez, A. (2008): *Sistemas de Información Geográfica. Manual de autoaprendizaje con Arc Gis.* 2° edición. España. pp. 345-360.

Normales climatológicas por estación. Tamaulipas. Servicio Meteorológico Nacional de México. CONAGUA. En: http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42&Itemid=75 Consultado en enero de 2011.

Priego-Santander, A.G., G. Bocco, M. Mendoza y A. Garrido (2010): *Propuesta para la generación semiautomatizada de unidades del paisaje Fundamentos y métodos*. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). pp. 35-63.

Thornthwaite, C.W. y J.R. Mather. (1957): "Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance". Drexel Institute of Technology, Laboratory of Climatology. Publ. in *Climatology* 10:181-311.

Unidad de informática para ciencias atmosféricas y ambientales (UNIATMOS). Centro de Ciencias de la Atmósfera. Universidad Nacional Autónoma de México.http://uniatmos.atmosfera.unam.mx/ACDM/

Viera, F., J.A Ramírez, F., F. Velasco y M.T. Orozco. 2009: "Relaciones petrogenéticas del magmatismo en la Provincia Alcalina Oriental Mexicana". *Revista Ciencia UANL* 12(1): pp. 42-49.

Anexo 1: Leyenda para el mapa de unidades naturales del paisaje

Las unidades naturales de paisaje que se realizaron en este trabajo tienen una jerarquía: unidades superiores del paisaje (numeración romana) y unidades inferiores del paisaje (numeración arábiga). Las unidades que se contemplaron para el estudio fueron las inferiores:

I. Montañas intrusivas medianamente diseccionadas (250≤DV≤500), constituidas por sienita en clima templado subhúmedo con régimen euritermo-mesófilo subhúmedo.

1. Fuertemente inclinados (10-30°), con bosque de encino-pino sobre Leptosol lítico

II. Montañas tectónico-carsificadas medianamente diseccionadas (250≤DV≤500), constituidas por calizas y lutitas en clima templado subhúmedo con régimen euritermo-mesófilo subhúmedo

2. Muy fuertemente inclinados (>30°), con bosque de encino-pino sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico

3. Fuertemente inclinados (10-30°), con bosque de encino-pino sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico

III. Montañas intrusivas ligera a medianamente diseccionadas (100≤DV≤500), constituidas por sienita y granito en clima semicálido subhúmedo con régimen euritermo-mesófilo subhúmedo

4. Fuertemente inclinados (10-30°), con bosque de encino-pino y matorral submontano sobre Leptosol lítico y Phaeozem háplico

5. Medianamente inclinado (5-10°), con bosque de encino, matorral submontano y bosque pino sobre sobre Leptosol lítico y Phaeozem háplico

6. Ligeramente inclinado (3-5°), con matorral submontano sobre Leptosol lítico y Phaeozem háplico

IV. Montañas intrusivas ligera a medianamente diseccionadas (100≤DV≤500), constituidas por gabro en clima semicálido subhúmedo con régimen euritermo-mesófilo subhúmedo.

7. Fuertemente inclinados (10-30°), con bosque de pino-encino y matorral submontano sobre Leptosol lítico y Phaeozem háplico.

8. Medianamente inclinado (5-10°), con bosque de encino-pino y matorral submontano sobre Leptosol lítico y Phaeozem háplico.

V. Montañas tectónico-carsificadas ligera a medianamente diseccionadas (100≤DV≤500), constituidas por calizas y lutitas en clima semicálido subhúmedo con régimen euritermo-mesófilo subhúmedo.

9. Fuertemente inclinados (10-30°), con matorral submontano, bosque de encino, encino-pino, bosque de pino y matorral espinoso sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico.

10. Medianamente inclinado (5-10°), con matorral submontano, bosque de encino y de pino-encino, matorral espinoso y bosque de pino sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico.

11. Ligeramente inclinado (3-5°), con matorral submontano sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico.

12. Suavemente inclinado (1°-3°), con matorral submontano y bosque de encino sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico.

13. Superficie plana (<1°), con matorral submontano y bosque de encino sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico.

VI. Lomeríos y colinas intrusivas medianamente a fuertemente diseccionados (60≤DV≤100), constituidas por sienita y granito en clima semicálido subhúmedo con régimen euritermo-mesófilo subhúmedo.

14. Fuertemente inclinados (10-30°), con matorral submontano y matorral de encino sobre Leptosol lítico y Phaeozem háplico.

VII. Lomeríos y colinas intrusivas medianamente a fuertemente diseccionados (60≤DV≤100), constituidas por diorita en clima semicálido subhúmedo con régimen euritermo-mesófilo subhúmedo.

15. Ligeramente inclinado (3-5°), con matorral submontano sobre Leptosol lítico y Phaeozem háplico.

16. Superficie plana (<1°), con cultivos sobre Leptosol lítico y Phaeozem háplico.

VIII. Lomeríos y colinas tectónico-carsificadas medianamente a fuertemente diseccionados (60≤DV≤100), constituidos por calizas y lutitas en clima semicálido subhúmedo con régimen euritermo-mesófilo subhúmedo.

17. Fuertemente inclinados (10-30°), con matorral submontano sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico

18. Medianamente inclinado (5-10°), con matorral submontano, matorral espinoso tamaulipeco y bosque de encino sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico.

19. Ligeramente inclinado (3-5°), con matorral submontano, matorral espinoso tamaulipeco, bosque de encino y selva baja espinosa caducifolia sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico.

20. Suavemente inclinado (1°-3°), con matorral submontano, matorral espinoso tamaulipeco, bosque de encino, selva baja espinosa caducifolia y cultivos sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico.

21. Superficie plana (<1°), con matorral submontano, matorral espinoso, bosque de encino, cultivos y selva baja espinosa caducifolia sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico .

IX. Valles fluviales constituidos por depósitos aluviales poligenéticos en clima semicálido subhúmedo.

22. Fuertemente inclinados (10-30°), con matorral submontano y bosque de encino sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico.

23. Medianamente inclinado (5-10°), con matorral submontano y sobre Leptosol réndzico y Phaeozem háplico.

24. Ligeramente inclinado (3-5°), con matorral submontano y bosque de encino sobre Leptosol réndzico, Cambisol cálcico, Leptosol lítico

25. Suavemente inclinado (1°-3°), con matorral submontano, cultivos, selva baja espinosa caducifolia y bosque de encino sobre Leptosol réndzico, Cambisol cálcico y chernozem lúvico

26. Superficie plana (<1°), con matorral submontano, cultivos, selva baja caducifolia y matorral espinoso sobre Cambisol cálcico, Leptosol réndzico y chernozem lúvico

X. Rampas de piedemonte constituidos por depósitos aluvio-coluviales en clima semicálido subhúmedo con régimen euritermo-tropófilo.

27. Medianamente inclinado (5-10°), matorral submontano y matorral espinoso tamaulipeco sobre Leptosol réndzico y Leptosol lítico

28. Ligeramente inclinado (3-5°) con matorral espinoso, matorral crasicaule y selva baja espinosa caducifolia sobre Leptosol réndzico, Leptosol lítico y Regosol calcárico

29. Suavemente inclinado (1°-3°), con matorral espinoso, selva baja espinosa caducifolia y mezquital sobre Leptosol réndzico y Regosol calcárico

Anexo 2: Unidades naturales de paisaje y bioclimatología

litología	Pendiente	Tipo Vegetación		IBR
sienita	10-30°	Encino-pino	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	17-24
caliza y lutita	>30°	Encino-pino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	21-24
caliza y lutita	10-30°	Encino-pino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	21-24
sienita,granito	10-30°	Encino-pino y MSB	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	17-25
sienita,granito	5-10°	Encino y MSB	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	14-20
sienita,granito	3-5°	MSB	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	18-
gabro	10-30°	Pino-encino y MSB	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	24-26
gabro	5-10°	Encino-pino y MSB	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	19 a 21/25
calizas y lutitas	10-30°	MSB y encino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	11 a 26
calizas y lutitas	5-10°	MSB y encino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	11 a 25
calizas y lutitas	3-5°	MSB	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	13 a 19
calizas y lutitas	1-3°	MSB y encino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	11 a 22
calizas y lutitas	<1°	MSB y encino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	20 a 22
sienita y granito	10-30°	MSB y encino	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	10 a 11/21
diorita	3-5°	MSB	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	9 a 10
diorita	<1°	Cultivos	Leptosol lítico/Phaeozem háplico	11 a 12
calizas y lutitas	10-30°	MSB	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	11 a 16
calizas y lutitas	5-10°	MSB y MET	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	11 a 22
calizas y lutitas	3-5°	MSB y MET	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	9 a 21
calizas y lutitas	1-3°	MSB, MET	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	8 a 22
calizas y lutitas	<1°	MSB, MET	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	10 a 22
dep. aluviales poligeneticos	10-30°	MSB y encino	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	20 a 23
dep. aluviales poligeneticos	5-10°	MSB , encino y cultivos	Leptosol rendzico/Phaeozem háplico	12 a 20
dep. aluviales poligeneticos	3-5°	MSB , encino y cultivos	Leptosol rendzico/Cambisol cálcico	11 a 22
dep. aluviales poligeneticos	1-3°	MSB, cultivos y SBC	Leptosol rendzico/Cambisol cálcico	12 a 22
dep. aluviales poligeneticos	<1°	MSB, cultivos y SBC	Cambisol cálcico/Chernozem lúvico	12 a 22
dep. aluvio-coluviales polig.	5-10°	MET y MSB	Leptosol rendzico/Leptosol lítico	15 a 22
dep. aluvio-coluviales polig.	3-5°	MET y MCR	Leptosol rendzico/Leptosol lítico	8 a 26
dep. aluvio-coluviales polig.	1-3°	MET, SBC y Mezquital	Leptosol rendzico/Regosol calcárico	7 a 26

METODOLOGÍA PARA EL ESTUDIO DE SISTEMAS DE ARRECIFES DE CORAL CON IMÁGENES DE SATÉLITE LANDSAT: SISTEMA ARRECIFAL DE CABEDELO-CABO BRANCO (JOAO PESSOA, ESTADO DE PERNAMBUCO, BRASIL).

Gómez, C. (1), Cámara, R.(1), Martínez, J.R.(2) y Díaz del Olmo, F.(1).

(1) Departamento de Geografía y Análisis Geográfico Regional. Universidad de Sevilla. cgomez2@us.es
(2) Agencia Española de Cooperación Internacional y Desarrollo. Universidad Autónoma de Santo Domingo

Resumen: Los sistemas de arrecifes de coral son ecosistemas indicadores de las condiciones marino-costeras propias del litoral tropical. La aplicación de técnicas de tratamiento de imágenes de satélite y su perfeccionamiento en las últimas décadas ha favorecido el estudio de estos ecosistemas en lo que a estructura geomorfológica y biosedimentaria se refiere. Se ha normalizado una técnica mediante la cual se puede elaborar una imagen de batimetría a partir de la correlación entre sondeos batimétricos exactos y valores de reflectividad aparente de la imagen LandSat 7 ETM+. Así, se ha obtenido una imagen de batimetría de la Flecha litoral de Cabedelo-Cabo Branco, donde se han podido identificar e interpretar, desde el punto de vista geomorfológico y biosedimentario, diferentes tipos de sistemas arrecifales los cuales aportan una información determinante en relación con la gestión de los recursos naturales costeros y marinos.

Palabras clave: Sistema de arrecife de coral; imágenes de satélite LandSat 7 ETM+; imagen de batimetría; geomorfología; biosedimentario.

Abstract: Methodology for the study of Coral Reef Systems with LandSat Satellite images: Cabedelo-Cabo Branco areas coral reef (Joao Pessoa, Estado de Pernambuco, Brasil). Coral Reef Systems are ecosystem indicators for marine and coastal conditions in tropical littorals. The use of techniques based on satellite images treatment and its improvement in the last decades has increased the study of these ecosystems as regards of their geomorphologycal and biosedimentary structures. Some techniques have been normalized to elaborate a bathymetric image from the correlation between exact bathymetric soundings and apparent reflectivity values from LandSat 7 ETM+. A bathymetric image of Cabedelo spit-barrier -Cabo Branco has been obtained to identify and interpret different coral reef systems from the geomorphologic and sedimentary point of view, so giving determinant information for the management of coastal and marine nature resources.

Key words: Coral Reef System; LandSat 7 ETM+ satellital images; bathymetry image; geomorphology; biosedimentary.

INTRODUCCIÓN Y ÁREA DE ESTUDIO

Los arrecifes de coral son ecosistemas indicadores de condiciones costero-marinas propias del litoral tropical, los cuales están constituidos por organismos algares, vermétidos (*Vermetu nigricans*), serpúlidos, sabélidos (*Phragmatopoma lapidosa, Sabellaria spinulosa*), madreporarios y, por supuesto, de corales, que están formados por corales pétreos de la clase *Antozoos* denominados hermatípicos. Estos desarrollan una bioconstrucción carbonatada, cuya génesis se realiza gracias a la simbiosis entre algas *zooxantelas* y pólipos.

Existen cuatro factores fundamentales que controlan el desarrollo de arrecifes: la temperatura, las corrientes marinas, la luz (dependiente del sol) y la turbidez (que condiciona la luz solar aprovechable en el fondo). En función de éstos, se conforman arrecifes más o menos evolucionados, los cuales presentan tres grandes sectores ecológicos (llanura arrecifal, talud arrecifal y antearrecife) donde se desarrollan diferentes unidades ambientales cuyas morfologías caracterizan a las diversas tipologías arrecifales, las cuales se resumen en: arrecife costero o frangeante, de barrera, de banco y atolón (Guilcher, 1988). En el área de Cabedelo-Ponta dos Seixas (Joao Pessoa, Estado de Pernambuco, Brasil) se han identificado dos tipos de arrecifes, por un lado, el desarrollado en la flecha litoral de Cabedelo de tipo de barrera; y por otro, los localizados en Cabo Branco-Ponta dos Seixas, que son arrecifes de tipo plataforma con desarrollo de *Patch Reef* (Figura 1).

Un primer estudio realizado por el Gobierno Federal de Brasil muestra que la conservación de los arrecifes costeros en Brasil –los únicos del Atlántico Sur– es preocupante, incluso en áreas protegidas. Las especies características que conforman colonias de coral son del tipo estrellita brasileña (*Siderastrea stellata*), y coral de fuego ramificado (*Millepora alcicornis*). En las aguas más profundas se encuentran las colonias de coral estrella grande (*Montastrea cavernosa*).

Los estudios relativos a la conservación de los arrecifes de coral revelan la gravedad de la situación internacional de los arrecifes coralinos, protegidos desde 1975 por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, de la cual Brasil es signatario.

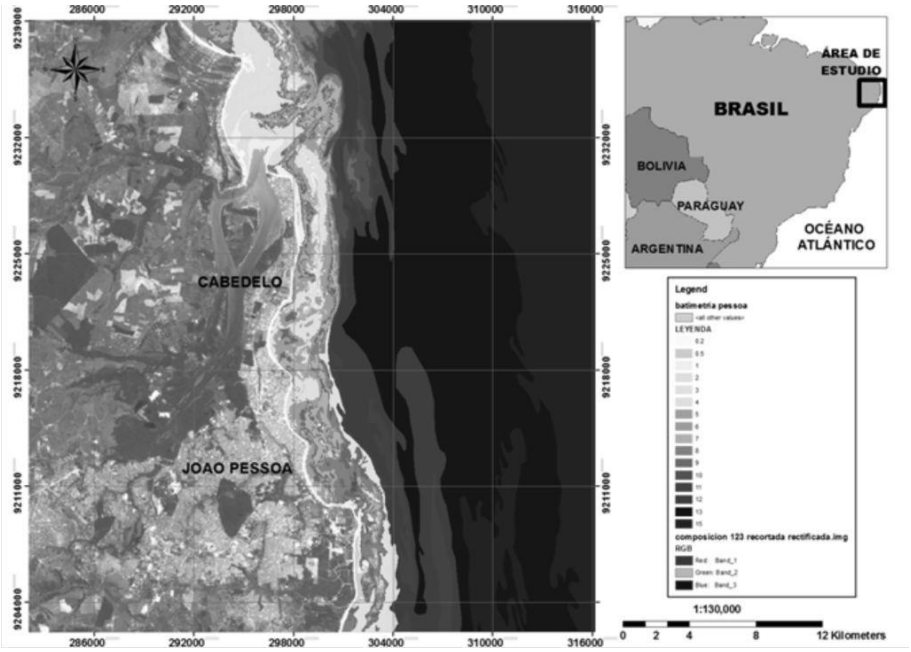


Figura 1. Localización del área de estudio (Gómez, et al., 2009).

METODOLOGÍA

Cálculo de la imagen de batimetría

Para la elaboración de la imagen de batimetría se realiza una correlación entre los puntos exactos batimétricos y los valores procedentes de la imagen de reflectividad aparente (Gómez et al., 2010; Martínez et al., 2003; Gómez et al., 2002). La fuente empleada ha sido la Banda 2 de la imagen de satélite LandSat 7 ETM+. La información de la fuente se transforma de números digitales (ND) a valores de radiancia recibida (Chuvieco, 2006) obteniéndose así una imagen de parámetros físicos (Figura 2).

Utilizando los datos del encabezado de la imagen para la banda 2, se utiliza una fórmula de corrección: $RR= a_0+a_1*ND$ (RR es la radiancia recibida; a_0 y a_1 son la ganancia y sesgo respectivamente correspondientes a la banda 2 servidos por el proveedor; y ND son los valores de los números digitales de la imagen original).

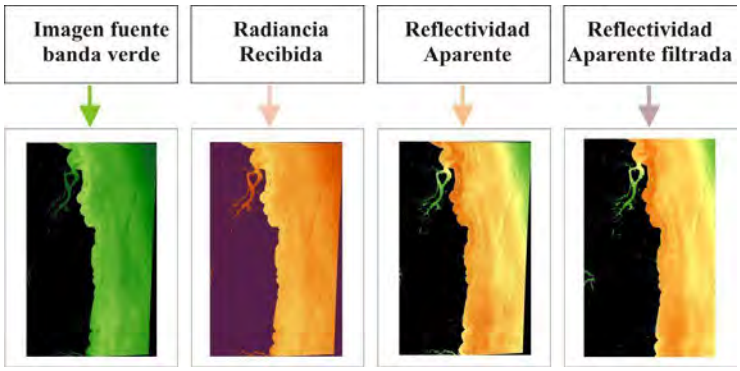


Figura 2. Resumen para el cálculo de la Imagen de Batimetría (Gómez, et al.*, 2002; Gómez* et al.*, 2010)*

El siguiente paso es obtener la imagen de reflectividad aparente, para corregir la distorsión atmosférica (Chuvieco, 2006), mediante la fórmula expresada a continuación: $RA= (\Pi*K*RR)/E_0*\cos \Theta$ (RA es la reflectividad aparente; Π es el número pi; K es el factor de corrección de la distancia entre la tierra y el sol medido en unidades astronómicas (1 UA= 150,000,000 km); E_0 es la irradiancia solar en el techo de la atmósfera para la banda verde, conocida a partir de tablas de constantes solares (1829 W/m^2). Θ es el ángulo cenital del flujo incidente, formado por la vertical y los rayos solares). La imagen de reflectividad aparente, igual que la fuente, contiene errores de saturación del sensor, siendo estos mayores cuando se trata de superficies marinas. Además, es recomendable reducir la heterogeneidad de la imagen para no interpolar una batimetría irreal (Thomas y Zbinden, 1990). Para ello, se aplica un filtro de paso bajo y una vez filtrada se procede a su rectificación. Finalmente, empleando una base de datos de puntos de muestreo, cartografiados a partir de cotas fijas de mapas batimétricos, mediante regresión logarítmica, se correlacionan la imagen de reflectividad aparente con los puntos de muestreo. Los puntos de muestreo no deben exceder los -20 m, pues el sensor es incapaz de de reconocer la reflectividad aparente emitida por el agua del mar a partir de dicha profundidad.

Evaluación del Estado de Conservación de los Sistemas de Arrecifes de Coral

El estado de conservación de las unidades ambientales de los sistemas arrecifales se establece en la evaluación y ordenamiento territorial, en base a los índices de conservación (fragilidad, vulnerabilidad y estabilidad), semicuantitativos, ya que permiten establecer referencias medioambientales sintéticas de forma directa. Así, se ha elaborado un índice del Estado de Conservación (*Ec*), basado en la utilización de tres variables cuya identificación y caracterización se puede obtener a través del reconocimiento geoecológico de las diferentes unidades ambientales que componen los sistemas de arrecifes coralinos (Gómez et al. 2009; Díaz del Olmo et al., 2009).

El resultado se presenta en un gráfico de tres ejes que corresponden con las tres variables que se han tomado gradadas entre los valores 1 y 5: Valores de vulnerabilidad (Vv), Valores de fragilidad (Vf) y Valores de estabilidad (Ve).

Valores de vulnerabilidad **(Vv):** en función del tipo de manejo que se haya realizado sobre los sistemas de arrecifes de coral. Así, la gradación va de 5 a 1, siendo 5 cuando el sistema no ha sido manejado en absoluto.

Valores de fragilidad (Vf): se establecen en función de la estabilidad del medio, así como la horquilla temporal de decenas de años de reversibilidad de los sistemas arrecifales:

Valores de estabilidad/ resiliencia (Ve/r): en función de la resiliencia de los sistemas arrecifales: La escala temporal está en relación con la reversiblidad de la escala temporal de los valores de fragilidad.

A partir de los valores obtenidos, se aplica el índice de **Estado de Conservación (Ec)**, que resultaría del sumatorio de las tres variables dividido entre 3 (Ec=Vv+Vf+Ve/3).

Valores de Vulnerabilidad	Valores de Fragilidad	Valores de Estabilidad/ Resiliencia
1. Manejo no Tradicional. Total conversión del sistema	1. Alta Fragilidad. Irreversible (Cientos de años)	1. Baja Estabilidad. Alta y rápida modificación.
2. Manejo no Tradicional. Infraestructuras no reversibles	2. Fragilidad Media. Reversibilidad Media (Decenas de años)	2. Estabilidad Media-Baja. Alta y lenta modificación.
3. Manejo Tradicional. Infraestructuras reversibles	3. Fragilidad Media. Reversibilidad Media (< a Decenas de años)	3. Estabilidad Media. Media y rápida modificación.
4. Manejo Tradicional. Mercado local y subsistencia	4. Baja Fragilidad. Reversibilidad Baja (Anual)	4. Estabilidad Alta. Lenta modificación.
5. No existe Manejo	5. Baja Fragilidad. Reversibilidad Baja (Mensual)	5. Muy Estable. Lenta Modificación

ÍNDICE DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN= (Vv + Vf + VE/r) / 3

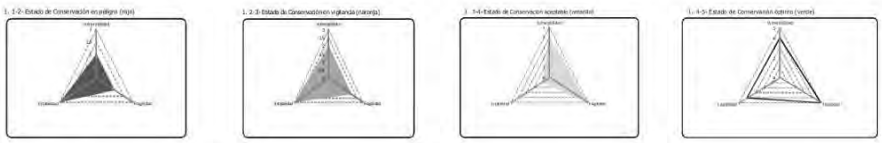


Figura 3. Resumen para el cálculo del Índice de Estado de Conservación de los Sistemas de Arrecifes de Coral (Gómez et al., inéd.)

RESULTADOS E INTERPRETACIÓN

Como ya se ha mencionado anteriormente, en el área comprendida entre la Flecha Litoral de Cabedelo y Cabo Branco, se han identificado dos tipos de arrecifes. Uno de ellos es el que se desarrolla paralelo a la Flecha Litoral de Cabedelo-Picaosinho, que por sus características biosedimentarias es de tipo Barrera (*Barrier Reef*). El otro sistema arrecifal se extiende entre Ponta dos Seixas y Cabo Branco, cuyas características biogeomorfológicas hace que se enclave en el tipo arrecife de plataforma (*Bank Reef*) con desarrollo de *Patch Reef*.

Se han delimitado Unidades Ambientales como unidades básicas de caracterización y ordenamiento ambiental. Su carácter definitorio está en función de la integridad de sus elementos y de su estado de conservación. Se ha realizado una cartografía a E 1:150.000, donde se han delimitado unidades ambientales referidas a la interpretación geomorfológica y biosedimentaria en función de las cotas batimétricas aportadas por la imagen de batimetría (Tabla 1 y Figura 4).

Asimismo, se han elaborado tres transectos en el Sistema Arrecifal de Cabedelo-Cabo Branco para relacionar las unidades ambientales con la profundidad que ha aportado la imagen de batimetría, y así apoyar la interpretación geomorfológica y biosedimentaria de este arrecife de coral (Figuras 5 y 6).

Con todo ello, se puede interpretar que, partiendo de los Depósitos de Fondo Marino sumergidos a más de 15 m, se dispone una Plataforma Arrecifal (-10/-15 m) sobre la que se desarrolla un Talud arrecifal bastante extenso y pronunciado entre los -7/-8 m y que conecta al arrecife subactual con la plataforma arrecifal más profunda.

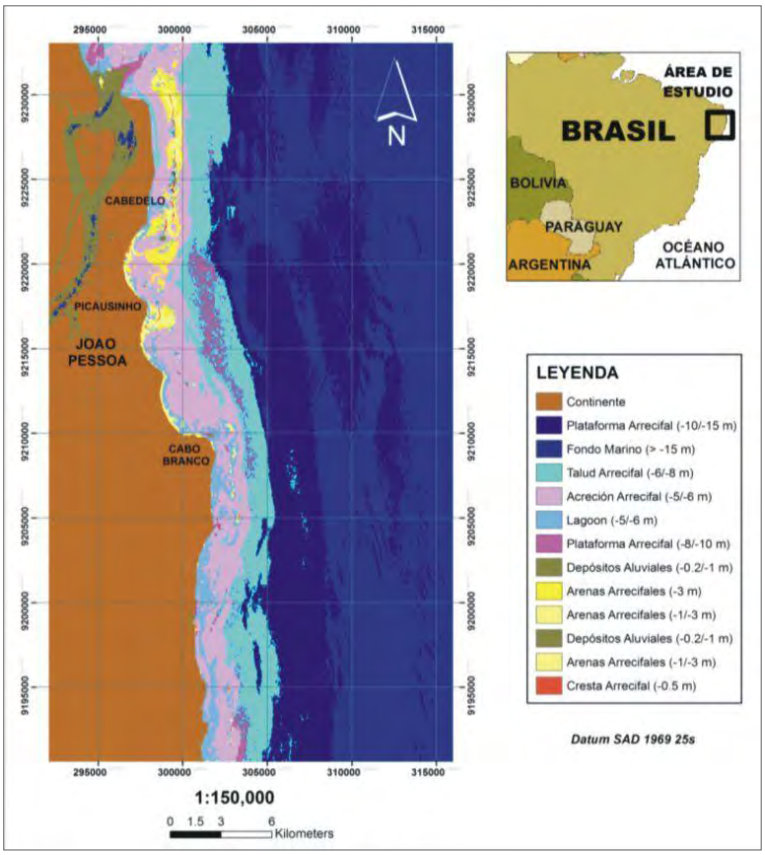


Figura 4. Unidades Ambientales del Sistema Arrecifal de Cabedelo-Cabo Branco (Joao Pessoa, Estado de Pernambuco, Brasil) (Gómez et al. Inéd.).

Se han identificado dos plataformas de diversa índole y cronología. La primera de ellas entre los -8 y -10 m; la segunda, Acreción Arrecifal, es más reciente y está ubicada entre los 5 y 6 m de profundidad. Sobre esta última se desarrollan dos bancos de arenas arrecifales entre los -0.5 y -3 m. La cresta arrecifal es bastante continua en el área de Cabedelo-Picaosinho y se sitúa paralela a la costa entre los 0.5 y 1 m de profundidad.

Unidad Ambiental	Prof. en m.	Descrcripción
Cresta arrecifal	0.5	Este tipo de unidad ambiental se localiza en el área más superficial en el frente arrecifal. La batida del oleaje en este punto es muy intensa y a ella se asocian especies típicas de corales caracterizados por su rápido crecimiento (véase *Acropora cervicornis*, por ejemplo)
Depósitos aluviales	0.2-1	Sedimentos procedentes de las desembocaduras fluviales. Este tipo de depósitos no beneficia el desarrollo de arrecifes
Arenas arrecifales	1-3	Depósitos procedentes de la descomposición de esqueletos de corales, moluscos y otros materiales. Se localiza en playas y en la llanura arrecifal, donde la batida del oleaje no afecta en gran medida
Arenas arrecifales	3	Depósitos procedentes de la descomposición de esqueletos de corales, moluscos y otros materiales. Se localiza en playas y en la llanura arrecifal, donde la batida del oleaje no afecta en gran medida
Acreción Arrecifal sobre plataforma	5-6	Crecimiento de corales en extensión, sobre una plataforma de arrecife ya consolidada. Es la zona del arrecife de coral con mayor biodiversidad
Lagoon sobre plataforma arrecifal	5-6	Área que localiza entre la Cresta arrecifal y la línea de costa. La llanura arrecifal varía dependiendo del tipo de arrecife. Son ambientes de baja energía.
Talud arrecifal	7-8	Está compuesto por fragmentos de masa de coral y otros materiales procedentes del Frente arrecifal. Este talud conecta las plataformas actuales y subactuales con el fondo marino o con otras plataformas arrecifales antiguas.
Plataforma arrecifal	8-10	Son superficies horizontales y rugosas carbonatadas como consecuencia de las acumulaciones de esqueletos de coral, algas calcáreas, moluscos, etc.
Plataforma arrecifal	10-15	Son superficies horizontales y rugosas carbonatadas como consecuencia de las acumulaciones de esqueletos de coral, algas calcáreas, moluscos, etc.
Depósitos de Fondo marino	>15	Se caracteriza por presentar una plataforma, arrecifal o no, donde se acumulan materiales procedentes tanto de la descomposición de los propios arrecifes de coral como de aquellos materiales transportados por corrientes marinas.

Tabla 1. Caracterización de las Unidades Ambientales cartografiadas y su profundidad en m (Elaboración propia).

En el área de Cabo Branco-Ponta dos Seixas, la Cresta Arrecifal es más discontinua, ya que este tipo de arrecifes de plataforma aprovecha antiguos modelados actualmente sumergidos de la Formación Barreiras. Entre la cresta arrecifal y la línea de costa actual se dispone un lagoon entre los 70 y 400 m de anchura y una profundidad de -5/-6 m. Por último, se han identificado depósitos de fangos relacionados con la desembocadura fluvial del río Paraiba, entre los 0.2 y 1 m, los cuales se instalan sobre algunas de las unidades ambientales antes mencionadas, propiciando el desarrollo negativo del sistema arrecifal.

Para obtener el Estado de Conservación del Sistema Arrecifal de Cabedelo-Punta de Seixas, dada la amplia superficie que ocupa el sistema, se ha dividido en dos, por un lado se va a valorar el Ec de Cabedelo-Picaosinho y por otro, el Ec de Cabo Branco-Ponta dos Seixas.

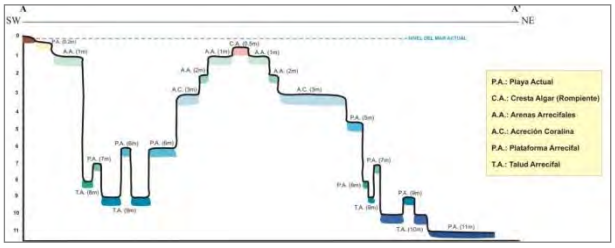


Figura 5. Transecto A-A' con dirección SW-NE localizado en el área N del Sistema Arrecifal de la Flecha Litoral de Cabedelo (Gómez et al. Inéd.).

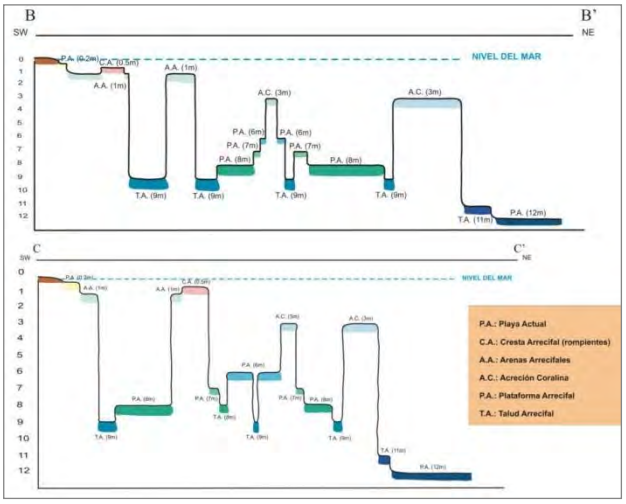


Figura 6. Transecto B-B' y C-C' con dirección SW-NE localizado en el Sistema Arrecifal de Ponta do Seixas-Cabo Branco (Gómez et al. Inéd.).

<u>Estado de Conservación de Cabedelo-Picaosinho:</u> Como se puede observar en la Figura 7, el Estado de Conservación arroja un valor de 3, por lo que el sistema arrecifal debe estar bajo vigilancia.

El aumento progresivo del turismo en Cabedelo, principalmente en el área de Areia Vermelha, hace que poco a poco el arrecife pierda su pradera marina natural sobre todo por el pisoteo constante de los turistas sobre estos

bancos de arenas. El anclaje de los barcos sobre estos bancos o sobre cabezotes de coral, también aumenta el riesgo de pérdida del arrecife, como puede observarse por el amplio desarrollo de sargazos/algas sobre los cabezotes de coral. Asimismo, la instalación de sistemas de pesca en la cresta arrecifal, puede provocar, si no se controla, la muerte del coral y la desaparición del sistema arrecifal. Por su parte, el área de Picaosinho está igualmente afectada por el gran aforo de turistas que llegan a las Piscinas Naturais sitas frente al Hotel Tambaú, provocando la inestabilidad del sistema arrecifal.

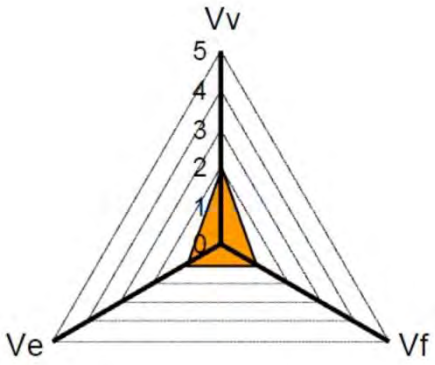


Figura 7. Gráfico Estado de Conservación Cebedelo-Picaosinho (Elaboración propia).

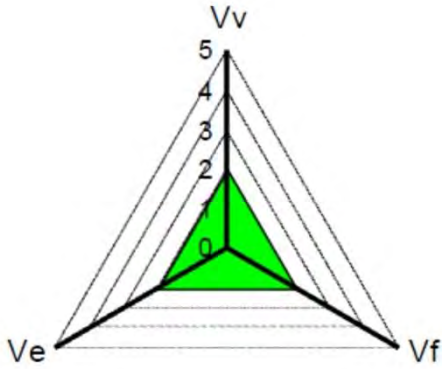


Figura 8. Gráfico del Estado de Conservación de Cabo Branco-Ponta dos Seixas (Elaboración propia).

Estado de Conservación de Cabo Branco-Ponta dos Seixas: Como se puede observar en la Figura 8, el Estado de Conservación arroja un valor de casi 5, por lo que el sistema arrecifal está en estado óptimo.

Cabe decir que el turismo en esta área no es tan intenso como en las áreas anteriores, ya que la playa de esta zona es más pedregosa, debido a la presencia de la Formación Barreira. Los turistas que llegan aquí son locales y las infraestructuras son totalmente reversibles. Aquí no existen sistemas de pesca asociados a la cresta arrecifal, ya que es muy discontinua, por lo que se realizan pesquerías con barcos de mediano tamaño, sobre todo para abastecer el mercado local de Joao Pessoa.

Para controlar la entrada de turistas en las áreas arrecifales, las pesquerías ilegales durante tiempos de veda y la entrada de barcos de mediano y gran calado en el sistema arrecifal, se han elaborado unas categorías de manejo las cuales quedan como sigue (Tabla 2):

CATEGORÍAS PARA EL MANEJO AMBIENTAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE	
A CONSERVACIÓN INTEGRAL	Conservación Integral de la Acreción Arrecifal que se extiende desde la punta de Cabedelo hasta el límite S del sistema arrecifal Cabedelo-Joao Pessoa-Picausinho-Punta da Seixas
B APROVECHAMIENTO ECOLÓGICO	Aprovechamiento Ecológico de la Cresta Arrecifal y Arenas Arrecifales de Cabedelo compatible con actividades turísticas que permitan el acceso al Uso Público y la Interpretación de los Recursos Naturales
C MANEJO ESPECIAL MARINO-COSTERO	C1. Manejo Especial con regulación intensiva de pesca artesanal y de entrada de embarcaciones de recreo y comerciales que no afecten a la dinámica geoecológica del sistema arrecifal Cabedelo-Joao Pessoa
	C2. Manejo Especial con regulación extensiva de las actividades pesqueras y comerciales (cotas batimétricas > -13 m).

Tabla 2. Categorías de Manejo ambiental y Desarrollo Sostenible para el Sistema Arrecifal Flecha Litoral de Cabedelo-Cabo Branco (Elaboración propia).

DIRECTRICES DE CONSERVACIÓN INTEGRAL (A): áreas de alto valor naturalístico y ambiental sin o con intervención humana, y si esta ha ocurrido, no impide el mantenimiento de los procesos geoecológicos. Incluye también las áreas en peligro de desaparición como formación o ecosistema, o de algunas de las especies constituyentes de estas áreas. Corresponden a áreas necesarias para la conservación de la integridad del arrecife de coral, sus ecosistemas, biodiversidad y geodiversidad.

DIRECTRICES DE APROVECHAMIENTO ECOLÓGICO (B): áreas de alto valor ambiental, paisajístico, cultural donde los usos actuales son compatibles con la sostenibilidad de los recursos naturales de la zona costera de Cabedelo (Areia Vermelha) y Picaosinho (Piscinas Naturais): ecoturismo y navegación, uso público ligado a la interpretación de los recursos naturales, o incluso, localización de áreas de recreación intensiva, susceptibles de ser integradas como un área de Uso Múltiple. Se trata principalmente de las áreas de alternativa de turismo ligado a la conservación de la naturaleza.

DIRECTRICES DE MANEJO ESPECIAL MARINO-COSTERO (C): es aquella que en el ecosistema de arrecifes de coral repercute en las actividades pesqueras, debiendo identificarse zonas de pesca artesanal, de regulación pesquera y de actividad comercial (Talud Arrecifal y Lagoon fundamentalmente y en zonas de costas batimétricas superiores a -13 m). En cualquier caso se trata de áreas cuyo valor ambiental ha sido reducido por la intensidad de la acción antrópica, pero que en cualquier caso mantiene la dinámica de los procesos geoecológicos. En estas zonas pueden practicarse proyectos de restauración ecológica de ecosistemas, y al igual que la anterior desarrollar figuras de Áreas de Uso Múltiple.

C1. Zona de Manejo Especial con regulación intensiva de la pesca artesanal y de entrada de embarcaciones de recreo y comerciales, que no afecte a la dinámica de los procesos geoecológicos de los sistemas arrecifales.

C2. Zona de Manejo Especial con regulación extensiva de las actividades pesqueras y comerciales (cotas batimétricas > -13 m).

Referencias bibliográficas

Chuvieco, E. (2006): *Fundamentos de la teledetección espacial*. RIALP. Madrid.

Guilcher, A. (1988): *Coral reef geomorphology*, John Wiley&Sons, New York,

Díaz del Olmo, F.; Gómez Ponce, C. y Cámara Artigas, R. (2009): Sistemas arrecifales de Albay Gulf (Filipinas). *Informe Proyecto Agreement for Academic, Scientific and Cultural Collaboration Under the Project Sustainable Management of Coastal Resources in Bicol and Caraga Regions (Filipinas).* Convenio SUMACORE y Universidad de Sevilla (Inéd.).

Gómez Ponce, C.; Martínez Batlle, J.R. y Cámara Artigas, R. (2010): Metodología para la realización de batimetrías con imágenes de satélite Landsat: ejemplos de sistemas arrecifales coralinos al este de República Dominicana. *Revista Mapping. Revista Internacional de Ciencias de la Tierra*. ISSN: 1.131-9.100.

Gómez Ponce, C.; Cámara Artigas, R. y Díaz del Olmo, F. (2009): Sistemas arrecifales de Cabo Branco y Cabedelo (NE Brasil). *Informe del Proyecto Conservación y Valorización Socio Ambiental de los Recursos Naturales del Litoral de Paraiba (Brasil).* Universidad de Sevilla y Fundación de Biodiversidad (Inéd.).

Martínez Batlle, J.R., Gómez-Ponce, C., Cámara Artigas, R. y Díaz del Olmo, F. (2003): Arrecifes Frangeantes sumergidos en Paso de Catuano (Parque Nacional del Este, República Dominicana): Caracterización biosedimentaria y Aplicación a la Ordenación de Unidades Ambientales. *XI Reunión de Cuaternario Ibérico.* Pp 27-32.

Gómez-Ponce, C. ; Martínez Batlle, J.R.; Cámara Artigas, R. y Díaz del Olmo, F. (2002): Arrecifes frangeantes de Paso Catuano (Parque Nacional del Este, República Dominicana). *Fronteras en Movimiento*. Márquez Domínguez, J.M. y Gordo Márquez, M. (eds.). Universidad de Huelva. Pp. 307-315.

Thomas, Y.F. y Zbinden, R.M. (1990): *Étude par télédétection des récifs coralliens du litoral Caraïbe de la Colombie: L'archipiel de San Bernardo*, en CRNS: Télédétection et Tiers Monde, Centre Régional de publication de Bordeaux.

CARACTERIZACIÓN DE LAS FORMACIONES VEGETALES DE LA CAATINGA DEL CARIRÍ (PARAIBA, BRASIL)

De Lima, R. (1), Cámara, R. (2)

(1) Universidad Estadual da Paraiba. Campus III, Guarabira vrportol@yahoo.com.br
(2) Dpto. Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla. rcamara@us.es

Resumen: Se realiza una caracterización de las formaciones vegetales de caatinga en el Carirí, situado en la pedillanura de la Borborema, al Noreste de Brasil. Se realizan para ello 35 parcelas según el método MIFC, a partir de las cuales, por agrupamiento cluster y por análisis de su posición geomorfológica se establecen tres tipologías: formación vegetal en llanura, en vertiente y en vertientes altas húmedas y somital, que están relacionadas con el manejo y su posición geomorfológica. Se realiza a partir de los sitios muestreados y de la clasificación supervisada de una imagen de satélite ETM+ del año 2000.

Palabras clave: caatinga; Paraiba; MIFC; geobotánica

Abstract (Characterization of caatinga plant formations in the Carirí, Paraiba, Brasil): In this paper, we characterize the caatinga vegetation in the Carirí, within the pedillanura of the Borborema, in the Northeast of Brazil. According to the MIFC method, thirty-five plots are analyzed and classified into three groups using cluster analysis and based on their geomorphological position: plain, slope and, humid upper-slope and top formations, which are related to their management and geomorphological position. The characterization is supported by the analysis of the plots and a supervised classification of EMT+ satellite image of 2000.

Key words: caatinga; Paraiba; MIFC; geobotany.

INTRODUCCIÓN

La bibliografía científica durante muchos años ha propagado una visión general de la Caatinga como un bioma con formaciones vegetales xerófilas con baja diversidad biológica y estructural. A pesar de tener espacios muy modificados por la acción antrópica, en particular en relieves llanos, y ubicaciones locales con condiciones bioclimáticas de vegetación xerófila, las investigaciones más recientes están demostrando que el bioma tiene una gran diversidad y núcleos de vegetación con bosques mesófilos y tropófilos bien preservados, que incluyen un número significativo de taxas y endemismo. El bioma Caatinga cubre 11% del todo territorio nacional, 45% de la región Noreste de Brasil y en 92% del Estado de Paraíba.

La cuenca hidrografía del río Paraíba en su sector semiárido sufre muchas presiones antrópicas por abarcar ciudades de pequeño y medio porte, algunas importantes como Campina Grande, con, industrias y actividades agrícolas y ganaderas que constityen a la vez que el desarrollo económico de la región, una amenaza para el bioma Caatinga.

SITUACIÓN

Los estudios desarrollados por Sarmiento (1975) y Ab'sáber (1977), analizaron las zona intertropical del continente sudamericano, donde se sitúan áreas de núcleos áridos y semiáridos, distribuidos en provincias con condiciones ombrotérmicas diferentes. Estos núcleos se localizan en Argentina (Chaco seco), el Golfo de Guayaquil (Ecuador), Norte de Chile, dominio semiárido del Guajira - Colombia en la fachada caribeña de Venezuela en el extremo noroeste del continente, y el noreste de Brasil donde predomina la vegetación caatinga. Para Ab'saber (2003), el mejor delimitador del noreste semiárido más allá de los valores climáticos, son los límites de la vegetación de caatinga, en la cual su dinámica está muy asociado a los regímenes de lluvia. Las razones de la existencia de una gran área de clima semiárido, aislado en un cuadrante de un continente predominantemente húmedo son relativamente complejas (Ab'Saber, 2003).

El fenómeno se presenta en Brasil, por el efecto de que las masas de aire en la zona tropical del Atlántico (incluido el funcionamiento dinámico de los vientos alisios), en determinados periodos del año, pierden fuerza y no son capaces de penetrar de Este a Oeste en el noreste de Brasil.

La mayoría de las zonas áridas o semiáridas están localizadas en células anticiclónicas dinámicas dentro del sistema de circulación global atmosférico, donde las precipitaciones son escasas y dentro de éste se limitan a las precipitaciones esporádicas de frentes de borrascas, que son débiles y normalmente producen pocas lluvias (Elorza, 2001).

La Caatinga ha sido incluida como unidad dentro de las grandes clasificaciones mundiales bioclimáticas o de vegetación, bien directamente con su propia denominación o indirectamente como la formación vegetal de la que forma parte. Su denominación regional transciende, por su extensión y características al marco local brasileño.

La vegetación de caatinga sufre una clara dificultad en su ubicación en el marco clima-vegetación desde: la clasificación climática de Köppen (1936), que enmarca la caatinga en el tipo BSh, de climas secos, semiáridos cálido;, a la más bioclimáticas de Whittaker (1972), donde la caatinga, pertenece a los bioma tipo de sabana, desiertos suptropicales y bosques tropicales estacionales; y de Walter (1977) que la situó inicialmente dentro del zonobioma ecuatorial, y más tarde en un zonoecotono entre el zonobioma tropical con lluvias de verano (húmedo – clima árido) y los desiertos subtropicales. La clasificación de Holdridge (1987), la sitúa en la zona tropical entre la floresta espinosa tropical, la selva muy seca tropical, y la selva seca tropical representada por sus núcleos de vegetación tropófilo. La última aportación en esta línea es la Clasificación de ecorregiones de *World Wide Fund for Nature* que en 1995 identifica a la caatinga como ecorregión. Otras clasificaciones como la fisionómica de Brockmann-Jerosch y Rübel de Unesco. Ellenberg & Mueller-Dombois o la de o el Atlas biogeográfico de Smichtüsen atienden más a las formaciones vegetales y sus elementos constitutivos más que a las condiciones bioclimáticas.

El conjunto de la cuenta alta y media del río Paraíba está configurado por la presencia de superficies de erosión que constituyen episodios de evolución del cratón desde el Proterozoico hasta el Cuaternario. Estas superficies han evolucionado a penillanuras por procesos alternantes de alteración y evacuación de la alterita que se relaciona con periodos cálidos-húmedos y cálido secos (Peulvast, 2004) respectivamente.

Han sido estudiadas por investigadores brasileños (Andrade, 1965; Bigarella, 1964, Castro, 1979, Ab'Saber, 2000) y extranjeros (King, 1956; Mc Connell, 1968; Demangeot, 1960, Mabessone, 1975, Peulvast, 2004) y han identificado tres grandes superficies que se desarrollan en el conjunto del ámbito de la cuenca, según la tipología de Bigarella y Andrade (1964), reafirmada por Mabesoone (1974, 1975) (Figura 1):

- Pd3: superficie Gondwana del Cretáceo Superior Albiense-Turoniense (1000-1200 m.)
- Pd2: superficie Sudamericana/Cariris Velhos, del Cenozoico Inferior (Oligoceno) (600-750 m.)
- Pd1: superficie de la Borborema del Cenozoico Medio (Mio-Plioceno) (400-500 m.)

La superficie Pd3 queda representada en la cuenca al Suroeste, al sur de Sao Joao do Tigre, con un escarpe muy claro que la separa de la superficie Pd2. Sobre ella se encuentran releieves residuales como inselberg de resistencia (härtlinge) de Serra do Paulo próximo a la población de Santa María.

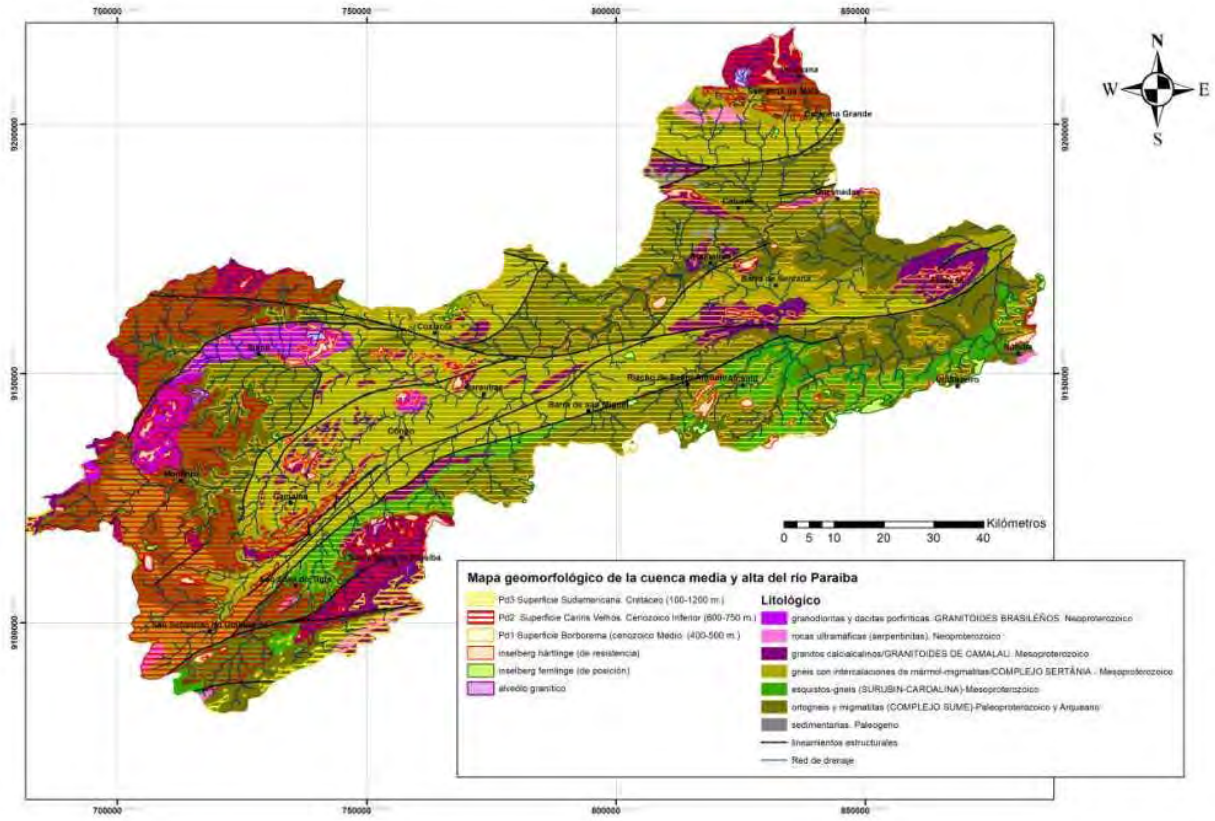


Fig. 1: Mapa Geomorfológico sintético de la cuenca media y alta del río Paraíba

La superficie Pd2 se sitúa en la cuenca al oeste donde se asientan las poblaciones de sur a Norte Sao Sebastiao do Umbuzeiro, Sao Joa do Tigre, Monterio, Prata y Ouro Velho, y al Noreste en Puxinana. Presenta relieves residuales, generalmente del tipo inselbergs de resistencia, ya que estos sueles estar vinculados a rocas intrusivas de granitos frente a las circundantes que son de gneis.

El paso de la Pd2 a la Pd1 se resuelve con un pedimento, más pronunciado hacia el norte y sobre el cual se encuentra la ciudad de Campina Grande. En este pedimento se sitúan varios inselbergs de posición, entre los que podemos citar al sur la Serra das Umberanas, Serra de Alcantil, Serra da Oratoria, al centro de la cuenca al norte de la población de Coxixola, y al oeste la Serra da Quixabeira.

La superficie Pd1, ocupa la mayor extensión de la cuenca, tendida hacia el Este con una pendiente suave, en la que esta encajado (en progresión cuanto más hacia el Este) el río Paraíba. En ella destacan en el paisaje los inselbergs de resistencia (härtlinge) de Serra de Queimadas (con un Boqueirao que comunica Campinas con la cuenca del Paraíba), Serra de Caturité, Serra do Monte, y Serra de Boqueirao. Al este la serra de Uruçu y Serra de Umbuzeiro y al Oeste desde el Sur de la población de Coxixola al conjunto que va de noreste a suroeste desde Congo a Camalau. En el centro de la cuenca entre Barrra de Sao Miguel y riacho de Sao Antonio hay algunos inselbergs de posición (fernlinge).

El objetivo de este trabajo es aportar una caracterización de las formaciones vegetales que constituyen la caatinga en el Cariri, en el Estado de Paraiba (Brasil) que se desarrolla sobre las superficies antes citadas y los relieves residuales (inselbergs), y que conforman junto a la vegetación el paisaje característico de la caatinga brasileña.

METODOLOGÍA

Para el levantamiento de la información de campo de las formaciones vegetales se ha utilizado el método de inventario de fanerófitos y caméfitos (MIFC) (Cámara, 2013). El desarrollo de la técnica se apoya en el método ecodinámico y el resultado de la aplicación de la técnica presenta características ecodinámicas. El objetivo de esta nueva técnica es caracterizar la dinámica geobotánica de las formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos.

El interés en la aplicación del método MIFC se centra en analizar la estructura vertical-horizontal y fisonomía de las formaciones vegetales, sus características de biodiversidad, así como los factores que explican su distribución, atributos que constituyen científicamente en el campo de investigación de la Biogeografía. Este método ha sido desarrollado por el grupo de investigación Cuaternario y Geomorfología (PAI RNM273) con experiencia de aplicación en los medios tropicales y subtropicales a través del grupo de trabajo Estudios Tropicales y Cooperación al Desarrollo en base a la experiencia de investigación en materia de medios naturales y elementos frágiles del ecosistema, incorporando indicadores de ciencia básica (Geomorfología, Bioclimatología, Biogeografía, Paleogeografía y Cuaternario) con resolución cartográfica.

Los transectos realizados mediante éste método se relacionan con los perfiles de suelos, sus características texturales y profundidad de las raíces, para la caracterización de las formaciones superficiales y la capacidad de campo asociada, así como los procesos hídricos de funcionamiento mesogénicos (aguas subsuperficiales), que determinan las sinecias propias de cada formación vegetal.

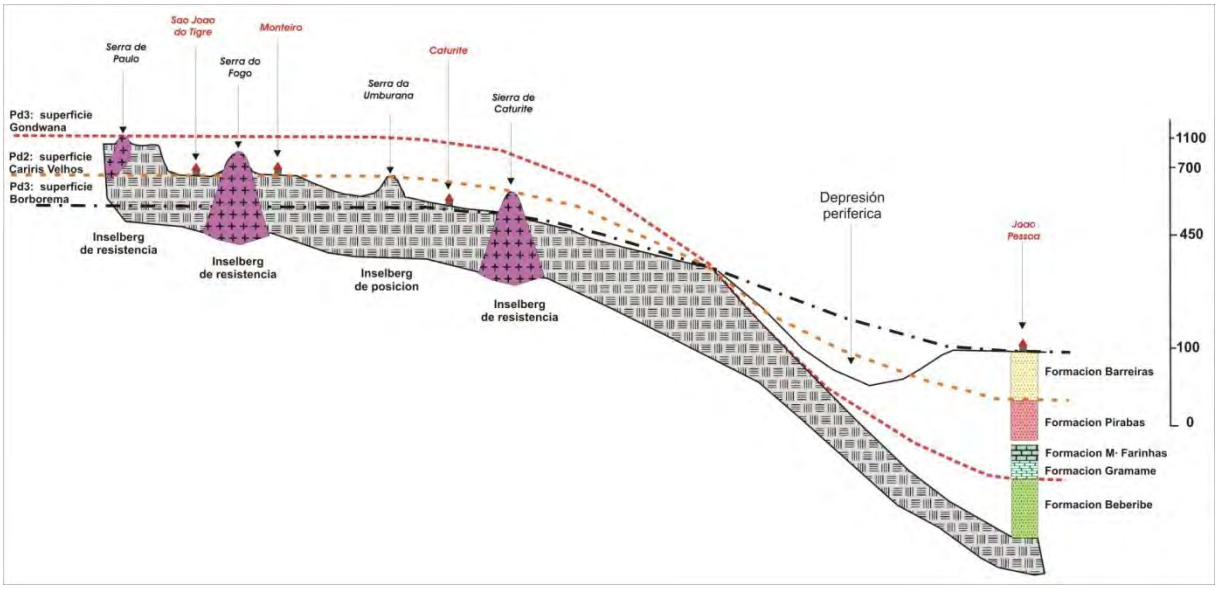


Fig. 2: Relación con las paleosuperficies Pd3, Pd2 y Pd1 y sus formaciones correlativas en el litoral de Paraíba. En en esquema quedán reflejadas las posiciones relativas de los inselbergsa de resistencia y posición con respecto a las superficies. A la derecha escala altimétrica sobre el nivel del mar en metros.

La técnica que hemos identificado parte del método utilizado por A. H. Gentry (1982, 1996), modificado por el grupo para adaptarlo al estudio de los matorrales y ante las deficiencias de otros métodos aplicados para el estudio de formaciones arbustivas y arbóreas:

• Las especies arbustivas y subarbustivas (fanerófitos y caméfitos) que no poseen DAP superior a 2,5 cm quedan fuera del inventario, y estos tipos biológicos son característicos de las formaciones vegetales mediterráneas, incluidos los bosques mediterráneos.

• No se dispone de una estimación de la cobertura horizontal y por lo tanto no es posible determinar el en Índice de Valor de Importancia (IVI), más que con los DAP si existieran, y no se puede caracterizar la cobertura horizontal de la formación vegetal, especialmente si ésta es de carácter arbustivo.

• No se puede cartografiar el transecto, por lo que el inventario queda solo en un listado de individuos/especies con su DAP y altura.

• No es posible establecer un sistema de análisis dinámico entre formaciones vegetales relacionando la diversidad de sus estratos (estructura vertical) y la cobertura horizontal de cada uno de ellos.

Para hacer frente a estas carencias se define la unidad básica de parcela en 50x2 metros de transecto lineal a semejanza del método de A. H. Gentry en un censo de plantas leñosas fanerófitos y caméfitos. Se considera para cada individuo la altura, el diámetro mayor y menor si no posee un DAP superior a 2 cm, y el radio medio de la copa si posee un DAP igual o superior a 2 cm para establecer la estructura vertical y horizontal de las especies leñosas arbustivas, subarbustivas. Se ha añadido en la toma de datos la posición del individuo identificado y medido, tanto en su distancia longitudinal en el transecto lineal de 50 metros, como su separación a derecha o izquierda de la cinta métrica, a partir de esa posición.

Para sitios como la Caatinga brasileña, la toma de datos para las Cactáceas, fue realizada de acuerdo con la morfología de cada individuo. Algunas especies como: *Melocactus zehntneri* (Britton & J. N. Rose) Luetzelb. Procedemos a la toma de datos de la altura, el diámetro mayor/menor del individuo. Para especias como: *Pilosocereus gounellei* (F.A.C. Weber) Byles & G.D. Rowley, para algunos individuos con ramas extendidas fueron tomadas medidas de la altura y el diámetro mayor/menor. Sin embargo, para otros individuos de la misma especie con estructura única, fueran tomadas medidas de la altura y DBH, considerando el radio medio igual al DBH.

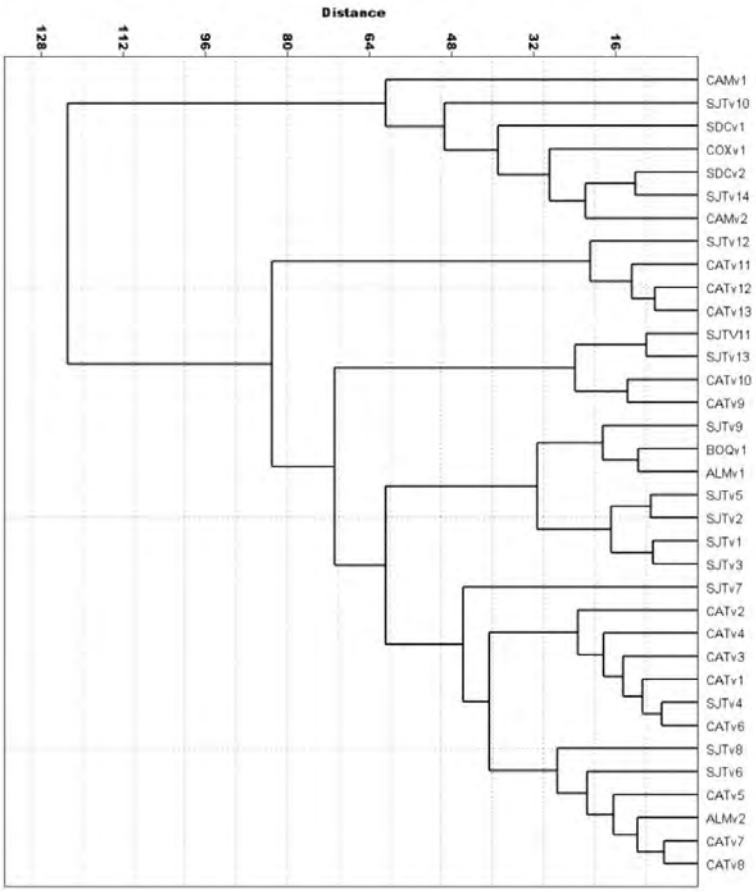


Fig. 3: Análisis Cluster por el método Ward para el agrupamiento de parcelas en funicón de las especies que contiene.

DATOS

Se realizaron 35 parcelas con el método MIFC, en los lugares de Boquerao BOQv (1), Camalau CAMv (2), Sao Domingo do Cariri SDCv (2), Coxixola COXv (1), Caturité CATv (13), Sume ALMv (2) y Sao Joao do Tigre SJTv (13). A partir de una clasificación cluster por el método de Ward y relacionándolo con la posición geomorfológica de los transectos, se han identificado tres grandes conjuntos de formaciones vegetales (Figura 3) que agrupa:

1) los transectos BOQv 1, CAMv 1 y 2, SJT 14 y CATv 11, 12 y 13.
2) los transectos CATv 1 a 6, y SJT 1 a 6 y 9 a 11.
3) los transectos ALMv 1 y 2, CATv 7, 8, 9 y 10, y SJTv 7, 8, 12 y 13.

El primer grupo se relaciona con parcelas que se encuentran en la llanura del pedimento. El segundo grupo en las vertientes de los inselbergs y las superficies de enlace entre pedimentos diferentes, y el tercero con las superficies somitales de los inselbergs. Estas tres formaciones son identificadas en una cartografía de vegetación realizada a partir de la clasificación de la imágens de satélite ETM+ de fecha 12 de noviembre del año 2000, por el método de máxima verosimilitud y utilizando como *training sites* las parcelas realizadas en campo. Estos grupos, en sus atributos, ha sido caracterizados por el Indice de Valor de Importancia (IVI) que es la media de la suma de la dominancia relativa, la abundancia relativa y la presencia relativa (Tabla 1, 2 y 3). Este índice nos expresa cuales son las especies que por abundancia, cobertura y presencia son más importante en una muestra. Estas muestras son deseables que tengan al menos 10 parcelas.

especie	familia	IVI
Poincianella pyramidalis (Tull) L.P. Queiroz	Fabaceae-Caesalpinioideae	18.27
Croton sonderianus Müll Arg.	Euphorbiaceae	11.52
Mimosa ophthalmocentra Mart. ex Benth.	Fabaceae-Mimosoideae	10.21
Jatropha mollissima (Pohl) Baill.	Euphorbiaceae	6.48
Aspidosperma pyrifolium Mart.	Apocynaceae	5.93
Croton echioides Baill.	Euphorbiaceae	5.01
Guapira pernambucensis (Casar.) Lundell	Nyctaginaceae	4.13
Ziziphus joazeiro Mart.	Rhamnaceae	3.29
Sida sp.	Malvaceae	3.23
Tacinga palmadora Britton & Rose	Cactaceae	2.61
Manihot glaziovii Mull. Arg.	Euphorbiaceae	2.33
Cnidosculus urens (L.) Arthur.	Euphorbiaceae	2.16
Pilosocereus pachycladus F. Ritter	Cactaceae	1.90
Prosopis juliflora DC.	Fabaceae-Mimosoideae	1.84
Commiphora leptophloeos (Mart.) J.B.Gillett	Burseraceae	1.82
Peltophorum dubium (Spreng) - Taub.	Fabaceae-Caesalpinioideae	1.74
Prockia sp.	Salicaceae	1.62
Bromelia laciniosa Mart. ex Schult. & Schult f.	Bromeliaceae	1.59
Ocotea sp.	Lauraceae	1.58
Neoglaziovia variegata (Arruda) Mez	Bromeliaceae	1.57
Myracrodruon urundeuva Allemão	Anacardiaceae	1.43
Mimosa tenuiflora (Willd.) Poir	Fabaceae-Mimosoideae	1.26
Croton tricolor Klotzch ex Baill.	Euphorbiaceae	1.19
Pilosocereus gounellei (F.A.C. Weber) Byles & G.D. Rowley	Cactaceae	1.16
Combretum duarteanum Cambess.	Combretaceae	0.96
Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan	Fabaceae-Mimosoideae	0.90
Capparis flexuosa (L.) L.	Capparaceae	0.78
Tabebuia aurea (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Bignoniaceae	0.68
Stylosanthes guianensis (Aubl.) Sw.	Fabaceae-Faboideae	0.52
Opuntia palmadora Britton & Rose	Cactaceae	0.40
Canavalia brasiliensis Mart ex. Benth	Fabaceae-Faboideae	0.39
Cereus jamacaru DC.	Cactaceae	0.38
Melochia pyramidata L.	Sterculiaceae	0.37
Psittacanthus sp.	Loranthaceae	0.37
Myrtaceae sp.	Myrtaceae	0.37

Tabla 1. IVI de las especie del grupo 1, llanura

En la Tabla 1 aparecen como especies más importantes *Poincianella pyramidalis* (Tull) L.P. Queiroz, *Croton sonderianus* Müll Arg., *Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth., *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill., *Aspidosperma pyrifolium* Mart., Croton echioides Baill., *Guapira pernambucensis* (Casar.) Lundell, y *Ziziphus joazeiro* Mart., siendo las familias más importantes Euphorbiaceae, Fabaceae-Caesalpinioideae, Fabaceae-Mimosoideae, y Apocynaceae.

Por su parte, la Tabla 2 muestra como especies más importantes *Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth., *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Croton echioides* Baill., *Poincianella pyramidalis* (Tull) L.P. Queiroz

Croton sonderianus Müll Arg., *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke, *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud., *Croton argyrophylloides* Mull. Arg y *Capparis flexuosa* (L.) L., predominando de nuevo las familias Fabaceae-Mimosoideae, Euphorbiaceae y Fabaceae-Caesalpinioideae.

Finalmente, la formación vegetal correspondiente a las vertientes más altas, áreas somitales, o vertientes más húmedas está referida en la Tabla 3, con las especies más importantes *Croton echioides* Baill., *Poincianella*

pyramidalis (Tull) L.P. Queiroz, *Capparis flexuosa* (L.) L., *Myracrodruon urundeuva* Allemão, *Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth., y *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud., y aquí las familias cambian: Euphorbiaceae, Fabaceae-Caesalpinioideae, Capparaceae, Anacardiaceae y Fabaceae-Mimosoideae.

especie	familia	IVI
Mimosa ophthalmocentra Mart. ex Benth.	Fabaceae-Mimosoideae	**18.05**
Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan	Fabaceae-Mimosoideae	**7.95**
Croton echioides Baill.	Euphorbiaceae	**7.10**
Poincianella pyramidalis (Tull) L.P. Queiroz	Fabaceae-Caesalpinioideae	**6.04**
Croton sonderianus Müll Arg.	Euphorbiaceae	**5.52**
Piptadenia stipulacea (Benth.) Ducke	Fabaceae-Mimosoideae	**5.03**
Bauhinia cheilantha (Bong.) Steud.	Fabaceae-Caesalpinioideae	**4.63**
Croton argyrophylloides Mull. Arg	Euphorbiaceae	**3.63**
Capparis flexuosa (L.) L.	Capparaceae	**3.57**
Pilosocereus pachycladus F. Ritter	Cactaceae	**2.90**
Manihot glaziovii Mull. Arg.	Euphorbiaceae	**2.83**
Jatropha mollissima (Pohl) Baill.	Euphorbiaceae	**2.79**
Solanum paniculatum L.	Solanaceae	**2.30**
Sapium glandulatum (Vell.) Pax	Euphorbiaceae	**2.17**
Ziziphus joazeiro Mart.	Rhamnaceae	**1.87**
Tacinga palmadora Britton & Rose	Cactaceae	**1.70**
Cordia leucocephala Moric.	Boraginaceae	**1.68**
Aspidosperma pyrifolium Mart.	Apocynaceae	**1.63**
Cordia goeldiana Huber.	Boraginaceae	**1.43**
Acacia paniculata Willd.	Fabaceae-Mimosoideae	**1.39**
Helietta apiculata Benth.	Rutaceae	**1.32**
Lantana camara L.	Verbenaceae	**1.02**
Cereus jamacaru DC.	Cactaceae	**1.00**
Cnidoscolus quercifolius Pohl.	Euphorbiaceae	**0.79**
Mimosa bimucronata (DC.) Kuntze.	Fabaceae-Mimosoideae	**0.78**
Erythroxylum sp.	Erythroxylaceae	**0.77**
Neoglaziovia variegata (Arruda) Mez	Bromeliaceae	**0.76**
Syagrus oleraceae (Mart.) Becc.	Arecaeae	**0.71**
Croton rhamnifolioides Pax & K. Hoffm.	Euphorbiaceae	**0.70**
Cnidosculus urens (L.) Arthur.	Euphorbiaceae	**0.64**
Mimosa tenuiflora (Willd.) Poir	Fabaceae-Mimosoideae	**0.63**
Myracrodruon urundeuva Allemão	Anacardiaceae	**0.62**
Combretum leprozum Mart.	Combretaceae	**0.47**
Himatanthus lancifolius (Müll. Arg.) Woodson	Apocynaceae	**0.46**
Commiphora leptophloeos (Mart.) J.B.Gillett	Burseraceae	**0.41**
Peltophorum dubium (Spreng) - Taub.	Fabaceae-Caesalpinioideae	**0.39**
Capparis yco Mart. & Eichler	Capparaceae	**0.39**
Mauritia flexuosa L.f.	Arecaeae	**0.37**
Caesalpinea ferrea Mart.	Fabaceae-Caesalpinioideae	**0.33**
Piper sp.	Piperaceae	**0.31**
Pseudobombax marginatum (A. St. -Hil., Juss &Cambess	Malvaceae	**0.26**
Croton tricolor Klotzch ex Baill.	Euphorbiaceae	**0.26**
Conceveiba guianensis Aubl.	Euphorbiaceae	**0.25**
Solanum sp.	Solanaceae	**0.23**
Pilosocereus gounellei (F.A.C. Weber) Byles & G.D. Row	Cactaceae	**0.21**
Aniba sp.	Lauraceae	**0.21**
Bromelia laciniosa Mart. ex Schult. & Schult f.	Bromeliaceae	**0.18**
Luetzelburgia auriculata (Allemão) Ducke	Fabaceae-Faboideae	**0.18**
Prockia sp.	Salicaceae	**0.18**
Sideroxylon obstusifolium (Roem. & Schult.) T.D. Penn.	Sapotaceae	**0.15**
Aspidosperma spruceanum Benth. ex Müll.Arg.	Apocynaceae	**0.15**
Maytenus sp.	Celastraceae	**0.14**
Ceiba glaziovii (Kuntze) K. Schum	Malvaceae	**0.13**
Euphorbia tirucalli L.	Euphorbiaceae	**0.13**
Ocotea sp.	Lauraceae	**0.10**
Melocactus bahiensis (Buining & Brederoo) Werderm.	Cactaceae	**0.09**
Spondias tuberosa Arruda	Anacardiaceae	**0.09**

Tabla 2. IVI de las especie del grupo 2, vertiente

especie	familia	IVI
Croton echioides Baill.	Euphorbiaceae	9.40
Poincianella pyramidalis (Tull) L.P. Queiroz	Fabaceae-Caesalpinioideae	8.16
Capparis flexuosa (L.) L.	Capparaceae	5.83
Myracrodruon urundeuva Allemão	Anacardiaceae	5.10
Mimosa ophthalmocentra Mart. ex Benth.	Fabaceae-Mimosoideae	4.77
Bauhinia cheilantha (Bong.) Steud.	Fabaceae-Caesalpinioideae	4.26
Aspidosperma pyrifolium Mart.	Apocynaceae	3.62
Jatropha mollissima (Pohl) Baill.	Euphorbiaceae	2.60
Maytenus sp.	Celastraceae	2.57
Croton sonderianus Müll Arg.	Euphorbiaceae	2.45
Pseudobombax marginatum (A. St. -Hil., Juss &Cambess,	Malvaceae	2.22
Pilosocereus gounellei (F.A.C. Weber) Byles & G.D. Rowl	Cactaceae	2.10
Croton tricolor Klotzch ex Baill.	Euphorbiaceae	2.06
Manihot glaziovii Mull. Arg.	Euphorbiaceae	1.99
Ceiba glaziovii (Kuntze) K. Schum	Malvaceae	1.98
Aspidosperma spruceanum Benth. ex Müll.Arg.	Apocynaceae	1.91
Combretum leprozum Mart.	Combretaceae	1.74
Erythroxylum sp.	Erythroxylaceae	1.72
Leucochloron sp.	Fabaceae-Mimosoideae	1.65
Cereus jamacaru DC.	Cactaceae	1.62
Amburana cearensis (Allemao) A.C. Sm	Fabaceae-Faboideae	1.60
Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan	Fabaceae-Mimosoideae	1.51
Commiphora leptophloeos (Mart.) J.B.Gillett	Burseraceae	1.47
Sapium glandulatum (Vell.) Pax	Euphorbiaceae	1.44
Tacinga palmadora Britton & Rose	Cactaceae	1.40
Piper sp.	Piperaceae	1.33
Cnidosculus urens (L.) Arthur.	Euphorbiaceae	1.33
Pilosocereus pachycladus F. Ritter	Cactaceae	1.25
Pectis alongata Kunth	Asteraceae	1.04
Chamaecrista hispidula (Vahl) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae-Caesalpinioideae	1.04
Syagrus oleraceae (Mart.) Becc.	Arecaeae	1.03
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morona	Fabaceae-Mimosoideae	1.03
Melocactus bahiensis (Buining & Brederoo) Werderm.	Cactaceae	0.90
Caesalpinea ferrea Mart.	Fabaceae-Caesalpinioideae	0.90
Ziziphus joazeiro Mart.	Rhamnaceae	0.86
Maytenus rigida Mart.	Celastraceae	0.85
Euphorbia tirucalli L.	Euphorbiaceae	0.81
Tocoyena formosa (Cham & Schltdl)K.Schum.	Rubiaceae	0.78
Peltophorum dubium (Spreng) - Taub.	Fabaceae-Caesalpinioideae	0.70
Cassia tetrafila Linn.	Fabaceae-Caesalpinioideae	0.69
Ocotea sp.	Lauraceae	0.64
Myrtaceae sp.	Myrtaceae	0.64
Helietta apiculata Benth.	Rutaceae	0.63
Euphorbia phosphorea Mart.	Euphorbiaceae	0.61
Nocotiana sp.	Solanaceae	0.60
Allamanda blanchett A. DC.	Apocynaceae	0.57
Melissa officinalis L.	Lamiaceae	0.57
Guapira venosa (Choisy) Lundel	Nyctaginaceae	0.54
Senna sp.	Fabaceae-Caesalpinioideae	0.49
Croton argyrophylloides Mull. Arg	Euphorbiaceae	0.49
Prockia sp.	Salicaceae	0.49
Schinopsis brasiliensis Engl.	Anacardiaceae	0.47
Ximenia americana L.	Olacaceae	0.46
Acacia paniculata Willd.	Fabaceae-Mimosoideae	0.40
Piptadenia stipulacea (Benth.) Ducke	Fabaceae-Mimosoideae	0.39
Himatanthus lancifolius (Müll. Arg.) Woodson	Apocynaceae	0.38
Conceveiba guianensis Aubl.	Euphorbiaceae	0.36
Cordia leucocephala Moric.	Boraginaceae	0.35
Hymenaea coubaril L.	Fabaceae-Caesalpinioideae	0.34
Randia armata (Sw.) DC	Rubiaceae	0.34
Helicteres sp.	Sterculiaceae	0.28
Bromelia laciniosa Mart. ex Schult. & Schult f.	Bromeliaceae	0.28

Tabla 3. IVI de las especie del grupo 3, vertiente altas-húmedas

También se ha utilizado los índice de diversidad alfa de Shanon, Simpson y de Equitabilidad, para cada una de las tres formaciones identificadas (tabla 4). Destaca la alta dominancia que queda referida por índice de Simpson, y un valor alto de Shannon:

	llanura	vertiente	somital
Taxa_S	35	55	62
Individuals	646	722	518
Simpson_1-D	0.87	0.94	0.95
Shannon_H	2.55	3.24	3.55
Equitability_J	0.72	0.81	0.86

Tabla 4. Indices de diversidad alfa de los tres grupos

INTERPRETACIÓN

En la llanura dominan especies que denotan una destrucción del bosque de caatinga con la aparición de especies colonizadoras como las euphorbiaceas *Croton sonderianus* Müll Arg., *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill., y *Croton echioides* Baill., a la que acompaña la fabácea dominante en estas formaciones degradadas *Poincianella pyramidalis* (Tull) L.P. Queiroz, acompañada de especies más propias de los bosques de caatinga menos alterados como *Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth., *Aspidosperma pyrifolium* Mart., *Guapira pernambucensis* (Casar.) Lundell, y *Ziziphus joazeiro* Mart. Es la formación con menos especies, pero con más individuos relativos con respecto a las otas formaciones. Presenta un índice de Shannon de 2.55 nats, el menor de las formaciones.

En las vertientes de los inselbergs queda como refugio la vegetación del bosque de caatinga sin alterar con *Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth., *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke, *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud y *Capparis flexuosa* (L.) L., a la que acompañan ya no como dominantes sino como acompañantes las euphorbiaceas *Croton echioides* Baill., *Croton argyrophylloides* Mull. Arg y *Croton sonderianus* Müll Arg., y la fabácea *Poincianella pyramidalis* (Tull) L.P. Queiroz

La formación vegetal correspondiente a las vertientes más altas, áreas somitales, o vertientes más húmedas presenta como especies más húmedas y dominantes *Myracrodruon urundeuva* Allemão, *Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth., *Capparis flexuosa* (L.) L., y *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud., a la que acompaña *Croton echioides* Baill.y *Poincianella pyramidalis* (Tull) L.P. Queiroz,

Las especies en estas dos formaciones van en aumento, al igual que el índice da Shannon que marca un aumento de la diversidad alfa con 3.24 y 3.55 nats.

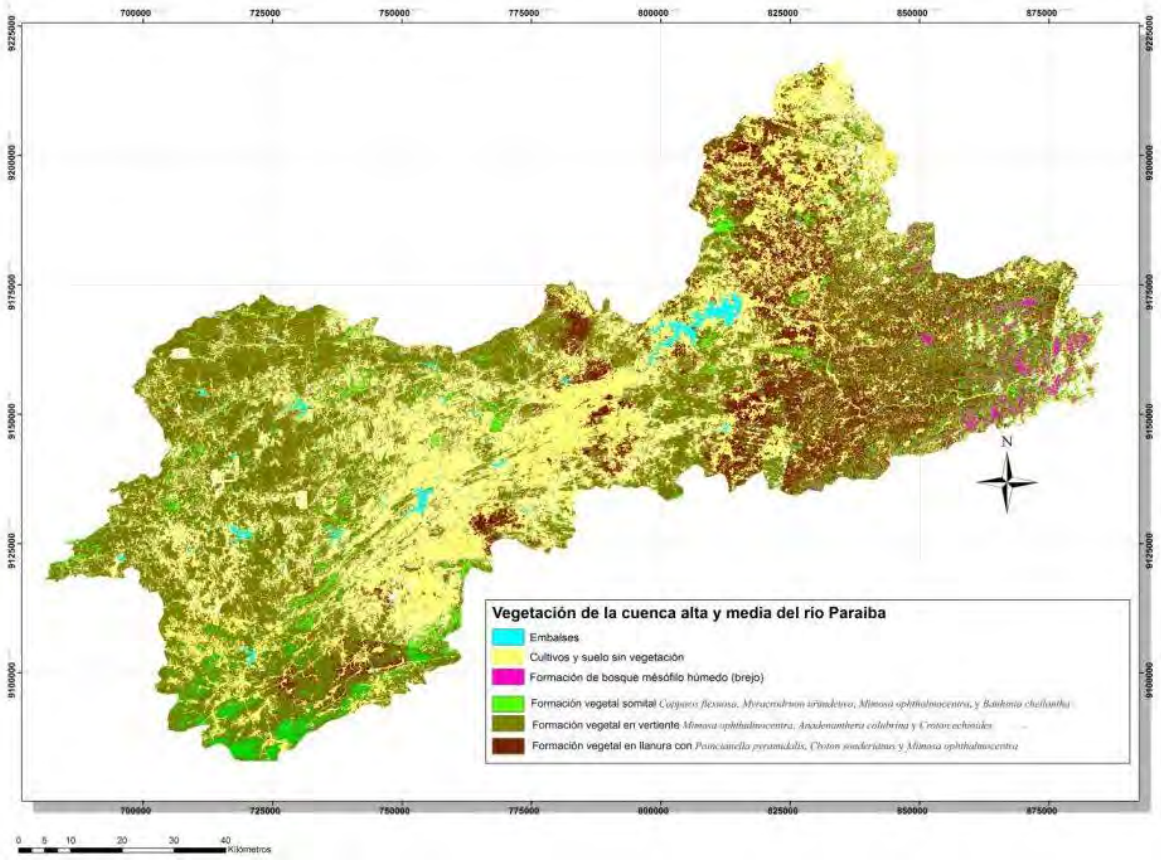


Fig. 4: Mapa de vegetación del Cariri

CONCLUSIONES

Se ha identificado y cartografiado la vegetación de caatinga del Carirí, que está constituida por un bosque caducifolio espinoso en el que predominan las euphorbiaceas y las fabáceas. La vegetación menos alterada ha quedado recluida en las vertinetes de los inselbergs y en el enlace entre las superficies Pd2 y Pd3 al Oeste del Carirí. El sector central es el que ha sido más afectado por el aprovechamiento ganadero y sobre todo por el cultivo del algodón, que ha dado lugar en las llanuras a una vegetación secundaria en la que predominan las euphorbiaceas Pd. La vegetación somital o de vertientes húmedas, se encuentra distribuida al Suroeste sobre la Pd1

Referencias bibliográficas

Ab'Saber, A. N. (1977). *Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais quaternários*. Instituto de Geografia / USP, São Paulo, (Série Paleoclimas, 3).

Ab'Saber,, A. N. (2003). O Domínio dos Sert es Secos. In: Ab'Saber, A. N. *Os Domínios de natureza no Brasil*: Potencialidades Paisagísticas. São Paulo: Editorial Ateliê, 2003. p. 83-101.

Ab'Saber, A.N., (2000). Summit surfaces in Brazil. Rev.Bras. *Geocienc*. 30 (3), 515 – 516.

Andrade, G.O., Caldas Lins, R., (1965). Introducão a morphoclimatologia do Nordeste do Brasil 2a ed., *revista Inst. Cien. Terra, Univ. Recife*, vol. 3 – 4, pp. 17 – 28.

Bigarella, J.J., Andrade, G.O., (1964). Consideracões sobre a estratigrafia dos sedimentos cenozoicos em Pernambuco (grupo Barreiras). *Univ. Rec., Inst. Cien. Terra, Arquivos* 2, 2 – 14.

Cámara, R. y Díaz del Olmo, F. (2013): Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y Caméfitos (I): Fundamentos metodológicos. *Estudios geográficos*. 2013. Vol. 74. Núm. 274. Pag. 67-88

Castro, C. (1979). Morfogênese e sedimentação: evolução do relevo do Nordeste e seus depósitos correlativos. *Not. Geomorfol., Campinas* 19 (37/38), 3 – 27.

Demangeot, J., (1960). Essai sur le relief du Nord-Est bresilien. *Ann. Geogr*. 69 (372), 157 – 176.

ELORZA, M. G. (2001) *Geomorfología Climática.* Ed. OMEGA. p. 91-272.

Holdridge, L.R. (1967): Life zone ecology. San José de Costa Rica 206 pp.

Gentry, A. H. (1982). Patterns of Neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84.

Gentry, A. H. (1996). Diversity and floristic composition of Neotropical dry forest. En: Bullock S, Medina EHA, Mooney HA (Editores). *Tropical deciduous forest Ecosystems.* Cambridge: Cambridge University Press.

King. L.C. (1956). A geomorfologia do Brasil Oriental. *Revista Brasileira de Geologia*, 18.

Köppen, W. (1936). *Das geographisca System der Klimate.Gebr,* Borntraeger, 1-44.

Peulvast, J.-P.; Claudino Sales, V. de (2004). Stepped surfaces and palaeolandforms in the northern Brazilian «Nordeste»: constraints on models of morphotectonic evolution. *Geomorphology,* Volume 62, Issues 1–2, pp. 89-122.

Mabesoone, J.M., Rolim, J.L. (1974). Estratigrafia do Quaternário continental do nordeste brasileiro. *Congr. Bras. Geol., 28, Porto Alegre, Anais,* 3, pp. 59-64.

Mabesoone, J.M., Castro, C., (1975). Desenvolvimento geomorfologico do nordeste brasileiro. *Bol. Núcleo Nordeste da SGB, Recife* 3, 5 – 35.

McCornnell, R.B. (1968). Planation surfaces in Guyana. *Geogr. J.* 134 (4), pp. 506 – 520

Sarmiento, G. (1975). The dry formations of South America and their floristic connections. *Journal of Biogeography*, v. 2, p. 233-251.

Walter, H. (1977). *Zonas de Vegetación y Clima. Breve exposición desde el punto de vista causal global.* Editora Omega. Barcelona. 245p.

CARACTERIZACION BIOGEOGRÁFICA Y DISTRIBUCIÓN DE LOS BOSQUES NUBLADOS DE MONTAÑA EN BAHORUCO ORIENTAL, REPUBLICA DOMINICANA)

Quilez-Caballero, A. (1), Martinez, J.R. (2), Cámara, R. (3),

(1) Universidad Complutense de Madrid. España
(2) Escuela de Ciencias Geográficas. Universidad Autónoma de Santo Domingo, República Dominicana. joseramon@geografiafisica.org
(3) Dpto. Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla. España. rcamara@us.es

Resumen: Los bosques nublados son formaciones vegetales propias de la montaña tropical, condicionados principalmente por la concentración de humedad (precipitación no visible) y lluvia aportada por los vientos alisios en altura en estas latitudes. En América se distribuyen desde la sierra Madre Oriental, en México, hasta el sur de Bolivia en los Andes. En el Caribe insular, están representados en República Dominicana en varios sistemas montañosos. Se presenta el tratamiento y análisis de tres transectos de vegetación realizados con el método MIFC en el bosque nublado de la sierra de Bahoruco Oriental, en República Dominicana. Este análisis se apoya con una cartografía de la distribución de estos bosques, por clasificación de una imagen de satélite de Lansadt8. El trabajo aporta una comparación entre los estudios previos realizados por el Jardín Botánico Nacional de Santo Domingo (JBNSD) y nuestros datos.

Palabras clave: Bosque nublados, Republica Dominicana, Bahoruco oriental, método MIFC

Abstract: Cloud forests are a characteristic vegetation of tropical mountain, which are mainly determined by the concentration of moisture (not visible precipitation), and rain brought by the trade winds aloft in these latitudes. In America they are distributed from the Sierra Madre Oriental, in Mexico, to the south of Bolivia in the Andes. In Dominican Republic examples of these forests are found several mountain ranges. Treatment and analysis of three vegetation transects, made with the MIFC method in the cloud forest of the Eastern Bahoruco Range in Dominican Republic, is presented in this paper. This analysis is supported with a map of the distribution of cloud forests, made from classification of a satellite image of Lansadt8. Finally, we present a comparison between prior studies from the National Botanic Garden of Santo Domingo (JBNSD) and our data.

Keywords: cloud forest , Dominican Republic , East Bahoruco, MIFC method.

LOS BOSQUES NUBLADOS DE REPUBLICA DOMINICANA

En la clasificación de la vegetación de República Dominicana realizada por Hager y Zanoni (1993) se identifican las siguientes unidades.

a) Bosques latifoliados nublados.

a.1.) Manaclares

Caracterizados por la dominancia de la palma manacla *Prestoea montana* están localizados entre los 600 y 1800 m. su distribución está muy condicionada por la topografía y el clima regional. Los mejores ejemplos se encuentran en la Cordillera septentrional (Loma Diego D'Ocampo, Loma Isabel de Torres y Loma Quita Espuela), Cordillera Central (Loma Casabito, Loma Barbacoa, borde oriental de la cuenca del río San José de Ocoa, Loma Nalga de Maco) y en la Sierra de Bahoruco (Loma Moteada Nueva y Loma Remigio).

a.2) Bosque nublado de zona alta

- Bosques de *Scefflera tremula*

Bosque con individuos de 15 a 20 m, en el que predomina *Didymopanax tremulus, Ocotea wrigtii y Podocarpus aristulatus*, acompañado de *Brunellia comocladifolia, Trema micrantha* y *Weinmannia pinnata*, así como los helechos de porte arborescente del género *Cyathea* y *Alsophila*. Se localiza en las zonas altas de la Cordillera Central, Sierra de Bahoruco y Sierra de Neyba, entre los 1600 y 2000 m, y su límite inferior coincide con bosques latifoliados húmedos. Las extensiones mayores se sitúan en el borde occidental de la Sierra de Neyba, en la sierra de Bahoruco (entre los 1600 y 2000 m, interrumpido ocasionalmente por bosques de pinos), y en la Cordillera Central (La Nevera, loma la Cotorra y loma Nalga de Maco).

-Bosques de ébano (*Magnolia sp.*)

Caracterizados por la dominancia del género *Magnolia pallescens* en la parte oriental de la Cordillera Central, y *Magnolia hamorii* en el Bahoruco Oriental (Loma Remigio, Loma La Trocha de Pey y loma de Tonobán), ocupando las partes superiores y las cimas de las montañas expuestas a los vientos.

c) Bosque enano

Ubicado solo en la zona alta de la Loma Nalga de Maco en la Cordillera Central, en pendientes muy acentuadas que suben desde los 1300 a los 2000 m, formando parcialmente "farallones". Constituye un bosque bajo de 5 a 7 m, con un estrato importante de musgos. Los troncos no sobrepasan los 20 cm y son muy torcidos y con ramificación profusa. La especies características son *Coccoloba pauciflora y Podocarpus hispaniolensis*, acompañados de *Ilex impressa, Persea krugii* y *Symplocos berterii*.

LOS BOSQUES NUBLADOS DE LA SIERRA DE BAHORUCO

La Sierra de Bahoruco (Figura 1) presenta una variedad de tipos de vegetación, atribuible, principalmente, a su gradiente altitudinal, cuya altura llega hasta más de 2.000 m. Varios autores describen esos tipos de vegetación nombrándolos de formas diferentes según la clasificación usada por cada uno. Entre los trabajos más importantes pueden citarse, el inventario de los recursos forestales de la República Dominicana, hecho por la FAO (1973), y el estudio de un transecto altitudinal realizado por Fisher-Meerow & Judd (1989) en el occidente de esta sierra y la clasificación de vegetación descritas para este sistema montañoso por Hager & Zanoni (1990). En el caso del Bahoruco Occidental, destaca el trabajo realizado por Martínez (2012), que caracteriza taxonómicamente los tipos comunes de formaciones vegetales.

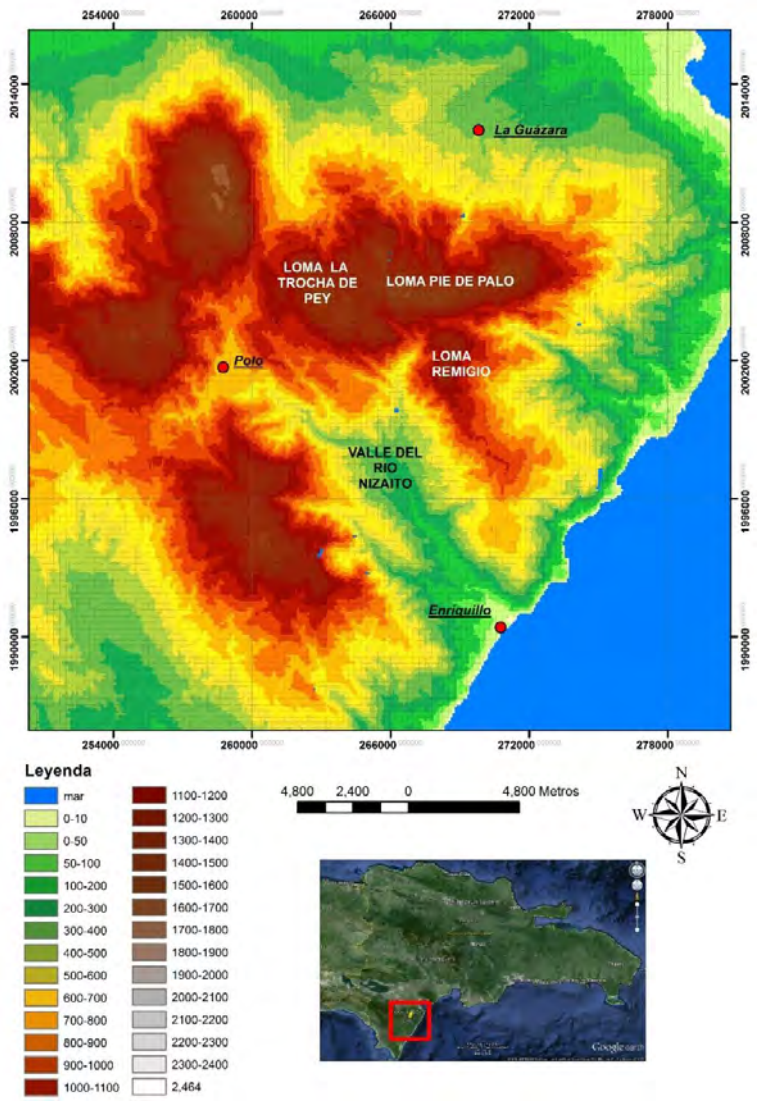


Figura 1. Localización de la sierra de Bahoruco y sus principales relieves en República Dominicana

En sentido general, las diferentes categorías de vegetación natural pueden observarse en un transecto altitudinal desde el nivel del mar hasta por encima de los 2000 m de altura. Tomando como referencia la clasificación de Hager & Zanoni (1990), los tipos de vegetación serían los siguientes: Bosque Seco, Bosque de *Swietenia mahagoni*, Bosque Latifoliado Nublado de *Prestoea acuminata* –nombre aceptado, del que *P. montana* es sinónimo- (manaclar), Bosque Latifoliado Nublado de *Mangonlia hamori*, Bosque Nublado de *Didymopanax tremulus* y bosque de *Pinus occidentalis*.

Actualmente, la sierra ha perdido buena parte de su cobertura original. Por esa razón, hoy sólo se aprecia un mosaico complejo de zonas de pastoreo y agricultura migratoria, cultivos de café y las manchas de bosques naturales que quedan, se hallan hoy restringidas a zonas protegidas, microcuencas o cimas de montaña. Martínez (2012), calculó una pérdida de cobertura boscosa de un 7% (equivalente a 6.400 Ha, la mayoría de bosque nublado y pinar) dentro del parque nacional Sierra de Bahoruco, atribuible al avance de la frontera agropecuaria y a los incendios forestales.

El área de estudio se encuentra en el denominado Bahoruco Oriental, dentro de los límites de la Provincia de Barahona. Comprende las partes altas de las lomas: Remigio (1287m), Trocha de Pey o Monteada Nueva (1467m), Cortico y Pie de Palo o Tonobán (1603m). Los firmes de estas tres montañas están bastante cerca una del otro, pero el acceso en vehículo es imposible, porque están separados por profundos valles de ríos y arroyos de la zona. Geomorfológicamente, la loma de Tonobán se atribuye a un posible resto de superficie culminante Fini-Paleógena, con pedimentos más recientes en niveles inferiores, caso de Cachote y Cortico, que han sido avenados durante el Plio-Cuaternario (Martínez *et al.*, inédito, 2013).

La vegetación corresponde a diferentes comunidades como son: Bosque Nublado de Ebano o *Magnolia hamori,* Bosque Nublado de *Didymopanax tremulus* y Bosque Nublado de manaclas. Debido al impacto experimentado en los últimos años, estas comunidades botánicas no forman un paisaje homogéneo.

El bosque de ébano (*Magnolia hamorii*) se observa en la lomas de la Trocha de Pey (Monteada Nueva), desde el cruce de El Gajo hasta cerca del paraje Cortico, en la sección Las Auyamas (entrando por la carretera Cabral-Polo). En la loma Pie de Palo, donde actualmente no existen comunidades, quedan algunos individuos relictos de especies que integraron el bosque; estos pueden observarse subiendo por la carretera de la Guázara, a una altura comprendida entre 900-1300m.

El bosque de *Didymopanax tremulus*, dentro del área estudiada, está restringido a la cima de la loma de Pie de Palo (1300-1500m); se pudo comprobar que esta especie domina en cuanto a cobertura arbórea.

El bosque de manaclas (*Prestoea montana*), es una de las comunidades de mayor extensión en el área estudiada, sobre todo en loma Remigio, donde alcanza su máxima extensión. Se observan dos variantes en este bosque según la topografía: a) en depresiones, como el de la localidad de La Laguneta; b) en pendientes, que cubren las laderas de loma Remigio. En las loma de Trocha de Pey y Pie de Palo, este tipo de bosque casi ha desaparecido y se halla restringido a algunas hondonadas o microcuencas, debido al corte para cultivar café y otros rubros, así como por la actividad ganadera.

En loma Remigio, después de los manaclares, la mayor área la ocupa la vegetación de sucesión en la que predominan *Brunellia comocladifolia, Cecropia schreberiana Alcchornea lafitolia* y *Myrsine coriácea*. En Pie de Palo, esta vegetación no alcanza el mismo grado de homogeneidad por las mismas causas de impacto ya mencionadas.

Los manaclares de loma Remigio son extensos y exuberantes. La palma manacla, *Prestoea montana*, crece desde los fondos de las cañadas hasta los bordes de la cima (incluyendo toda la pendiente). En las cañadas se estimó la altura de algunos ejemplares sobresalientes, aproximadamente en 300 m. En algunos lugares este bosque ha sido cortados para hacer potreros o pastizales, y también para aprovechamiento forestal (tablas para construir viviendas).

Este tipo de bosque admite algunas especies asociadas, y su composición varía con la topografía y el microclima del área y la composición de los bosques cercanos (Hager & Zanoni, 1990).

METODOLOGÍA

Se ha utilizado para el inventario la técnica de transectos lineales (MIFC) (Cámara y Díaz del Olmo, 2013) de 50x2 m, con la cual se cuentan e identifican los fanerófitos y caméfitos presentes, sus atributos y su posición relativa, así como los elementos mesológicos que condicionan su distribución: tipo y características del suelo y/o formación superficial, caracterización del estado de humedad de las mismas y régimen hídrico y procesos hídricos, con especial incidencia de los flujos de aguas subsuperficiales (funcionamientos mesogénicos). Estos factores determinan las sinecias propias de cada formación vegetal en la interpretación de Huguet del Villar (1929).

La imagen de satélite empleada (Figura 5) se descargó desde el servidor del USGS (http://glovis.usgs.gov/). Se trata de una escena Landsat 8 (ID: LC800804720141001LGN00), con un 4% de recubrimiento de nubes, de fecha 1 de enero de 2014 (path008/row047)

TRANSECTOS DE VEGETACION

Se ha caracterizado el bosque nublado de Bahoruco oriental con una muestra (sample) con tres parcelas (plots) en transectos de 50x2 m en los lugares de Cahote (CAv_1) y Cortico (COv_1 y COv_2), según el mencionado método MIFC (Cámara y Díaz del Olmo, 2013). Las tres parcelas se hallan sobre un karst con dolinas sobre superficie de corrosión kárstica, con una importante cobertera alterítica, sobre la que se apoya un nivel superior de materia en descomposición (ramas y hojarasca, que alcanza los 20 a 30 cm) procedente del bosque nublado.

El análisis en conjunto de la muestra, sugiere que hay una abundancia significativa de *Alsophila minor* (D.C. Eaton) R.M. Tryon y Ocotea patens (Sw.) Alain, a las que acompañan otras especies que presentes en las tres parcelas de la muestra: *Psychotria berteroana* DC., *Prestoea montana* (Graham) G. Nicholson, *Magnolia hamorii* Howard, y *Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. Estas especies son características de la muestra, por estar presentes en todas las parcelas y por su destacada dominancia y cobertura, a pesar de que, en algunos casos, presentan escasa abundancia (número de individuos en cada parcela) en el conjunto de la muestra.

El índice de valor de importancia (IVI) equivale a la media aritmética de la frecuencia relativa de la abundancia, dominancia y presencia de cada especie. Este índice marca cuáles son las especies más importantes en la formación vegetal (tabla 1): en nuestro caso *Alsophila minor* (12.4), *Ocotea patens* (10.57), *Prestoea montana* (9.22), *Psycothria berteroana* (7.07), *Myrcia deflexa* (6.98) y *Magnolia hamorii* (5.43). La *Ocotea patens* no está referida por el JBNSD para el Bahoruco Oriental, y citan como dominantes a *Brunelia comocladifolia* (que si está presente en nuestros transectos), *Alchornea latifolia* y *Myrsine coriácea*, que no están en nuestros transectos.

En cuanto a la estructura vertical y horizontal de las parcelas, el recubrimiento supera el 75% en todas, siendo los estratos Arboreo A1 (3 a 5 m) y A2 (5 a 10 m) los más cerrados en las tres parcelas. Las tres parcelas sobrepasan los 10m de altura (estarto A3 de 10 a 20 m). La riqueza por estrato está muy diferenciada. Mientras que en la

pirámide de Cortico 1 (Figura 2) la riqueza es mayor en los estratos arbóreo 1 y arbustivo alto (lo cual marca una situación de manejo del bosque: extracción de madera, pequeños cultivos abandonados –conucos).

La parcela de Cortico 2 (Figura 3), es muy rica en el estrato arbóreo A1 y A2, y pobre en los estratos inferiores. Esto sugiere que se trata de un bosque menos manejado y muy cerrado en altura, que no permite la aparición de nuevos individuos.

Los diagramas de estructura horizontal en Cortico 1 y 2 muestran la gran diversidad de especies. En el caso de Cortico 1 aparecen agrupamientos de *Alsophila minor* y de *Myrcia deflexa*, mientras que en Cortico 2 destaca la dominancia de *Schefflera tremula* y *Ocotea patens* (agrupada al final del transecto) (Figuras 5).

especies	abundancia	dominancia	frecuencia	**IVI**
Alsophila minor (D.C. Eaton) R.M. Tryon	16.09	15.33	5.00	**12.14**
Ocotea patens (Sw.) Alain	16.52	10.19	5.00	**10.57**
Prestoea montana (Graham) G.Nicholson	7.83	14.83	5.00	**9.22**
Psychotria berteroana DC.	10.43	5.77	5.00	**7.07**
Myrcia deflexa (Poir.) DC.	7.83	9.78	3.33	**6.98**
Magnolia hamorii Howard	4.35	6.93	5.00	**5.43**
Weinmannia pinnata L.	4.35	6.43	3.33	**4.70**
Brunellia comocladifolia Bonpl.	3.04	4.17	5.00	**4.07**
Gomidesia lindeniana O.Berg	5.22	3.13	3.33	**3.90**
Myrsine coriacea (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	2.17	2.23	5.00	**3.14**
Schefflera tremula Krug & Urb.	1.30	3.28	3.33	**2.64**
Badiera fuertesii Urb.	1.74	2.06	3.33	**2.38**
Cecropia schreberiana Miq. & Mart.	1.30	0.51	5.00	**2.27**
Ocotea foeniculacea Mez	3.04	0.26	3.33	**2.21**
Torralbasia cuneifolia (C. Wright ex Griseb.) Krug & Urb.	1.30	2.99	1.67	**1.99**
Brickellia pendula (Schrad.) A.Gray	0.87	1.59	3.33	**1.93**
Rondeletia conferta Urb. & Ekman	1.30	0.71	3.33	**1.78**
Henrriettella barkerii Urb. & Ekm.	0.87	1.76	1.67	**1.43**
Ternstroemia sp.	0.87	1.66	1.67	**1.40**
Rubiaceae	0.43	1.01	1.67	**1.04**
Welcklea horrida (Urb.) Fryxel	0.87	0.45	1.67	**1.00**
Meriania involucrata (Desr.) Naut.	0.87	0.38	1.67	**0.97**
Cleyera albopunctata (Griseb.) Krug & Urb.	0.43	0.79	1.67	**0.96**
Ilex macfadyenii Rehder	0.43	0.79	1.67	**0.96**
Symplocos domingensis Urb.	0.43	0.76	1.67	**0.95**
Miconia mirabilis (Aubl.) L.O. Williams	0.87	0.25	1.67	**0.93**
Persea krugii Mez	0.43	0.59	1.67	**0.90**
Calyptranthes selleanus Urb. & Ekm.	0.87	0.14	1.67	**0.89**
Clusia clusioides (Griseb.) D'Arcy	0.43	0.50	1.67	**0.87**
Cestrum coelophlebium O.E.Schulz	0.87	0.05	1.67	**0.86**
Ocotea nemodaphne Mez	0.43	0.40	1.67	**0.83**
Renealmia jamaicensis (Gaertn.) Horan.	0.43	0.10	1.67	**0.73**
Turpinia occidentalis (Sw.) G.Don	0.43	0.10	1.67	**0.73**
Haenianthus salicifolius Griseb.	0.43	0.06	1.67	**0.72**
Eupatorium gabii Urb.	0.43	0.00	1.67	**0.70**
Lasianthus bahorucanus Zanoni	0.43	0.00	1.67	**0.70**

Tabla 1. . Indice de Valor de Importancia (IVI) de las especies presentes en las parcelas de Cachote (CAv_1), y Cortico (COv_1 y COv_2)

En Cachote, la estructura vertical (Figura 4está definida por una riqueza mucho menor en todos los estratos comparada con Cortico. Es el menos rico en especies, 15, frente a las parcelas de Cortico (22 y 23 especies), y las tiene más regularmente repartidas en cada estrato (de 6 a 8 especies por cada uno). En cuanto a la estructura horizontal domina la presencia y dominancia de *Prestoea montana* y *Myrcia deflexa,* por lo que estamos ante un manaclar .

El conjunto de la muestra presenta unos índices de biodiversidad alfa (tabla 2) explicitados en el de Shannon con 2.86 nats y el de Simpson con 0.9, lo que denota una diversidad alfa importante (bosque húmedos tropicales en torno a 4-5 nats, pero con una dominancia importante de dos o tres especies sobre el resto. El cortejo de especies (su riqueza) en cada una de las parcelas, es importante: 15 en CAv_1, 23 en COv_1 y 22 en COv_2, y las especies

comunes entre ellas oscilan entre 9 y 13. Esto explica que índice de Sorensen (índice de biodiversidad beta) no supere el valor de 0,56, que índica la existencia de una similitud, aunque muy débil, entre las parcelas).

Taxa_S	36.00
Individuals	230.00
Dominance_D	0.09
Simpson_1-D	0.913
Shannon_H	2.859
Evenness_e^H/S	0.4847
Equitability_J	0.7979

Tabla 2. Índices de Diversidad alfa

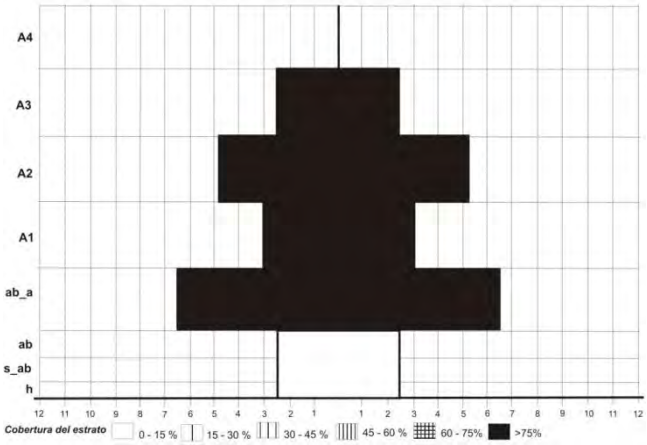


Figura 2. Diagrama DEREC de Cortico (COv_1)

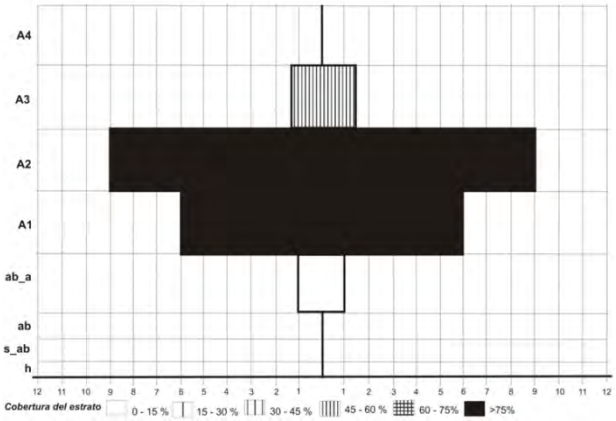


Figura 3. Diagrama DEREC de Cortico (COv_2)

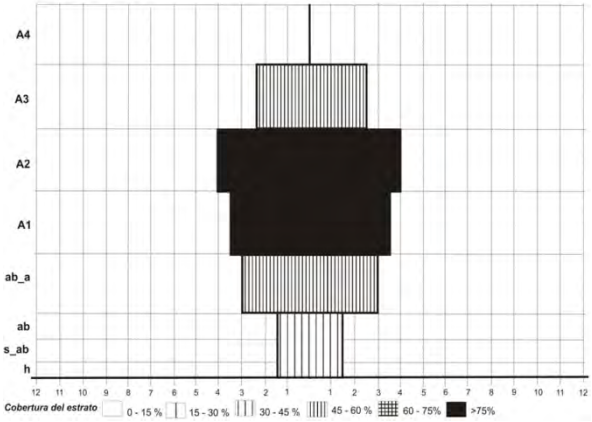


Figura 4. Diagrama DEREC de Cortico (CAv_1)

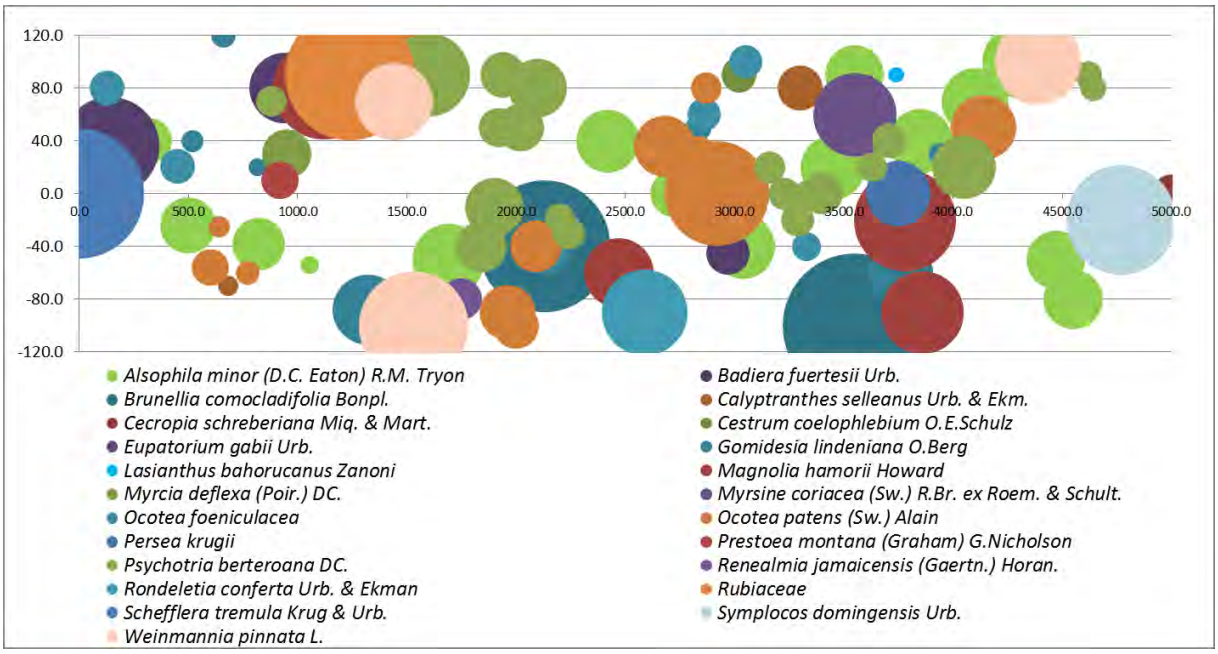


Figura 5. Diagrama de estructura horizontal de la parcela de Cortico (COv_1)

Se ha realizado una clasificación de la imagen de satélite Landsat 8 de enero de 2014, (Figura 6). Esta clasificación se ha realizado en Arcgis 10, con la herramienta de clasificación por máxima verosimilitud, a partir de training sites identificados en campo con GPS. SE levanto una leyenda de 9 elementos a partir de 39 elementos de *training sites*, para la identificación y clasificación de la imagen de satélite. En la clasificación se utilizaron las bandas 2 a 8 de Landsat 8.

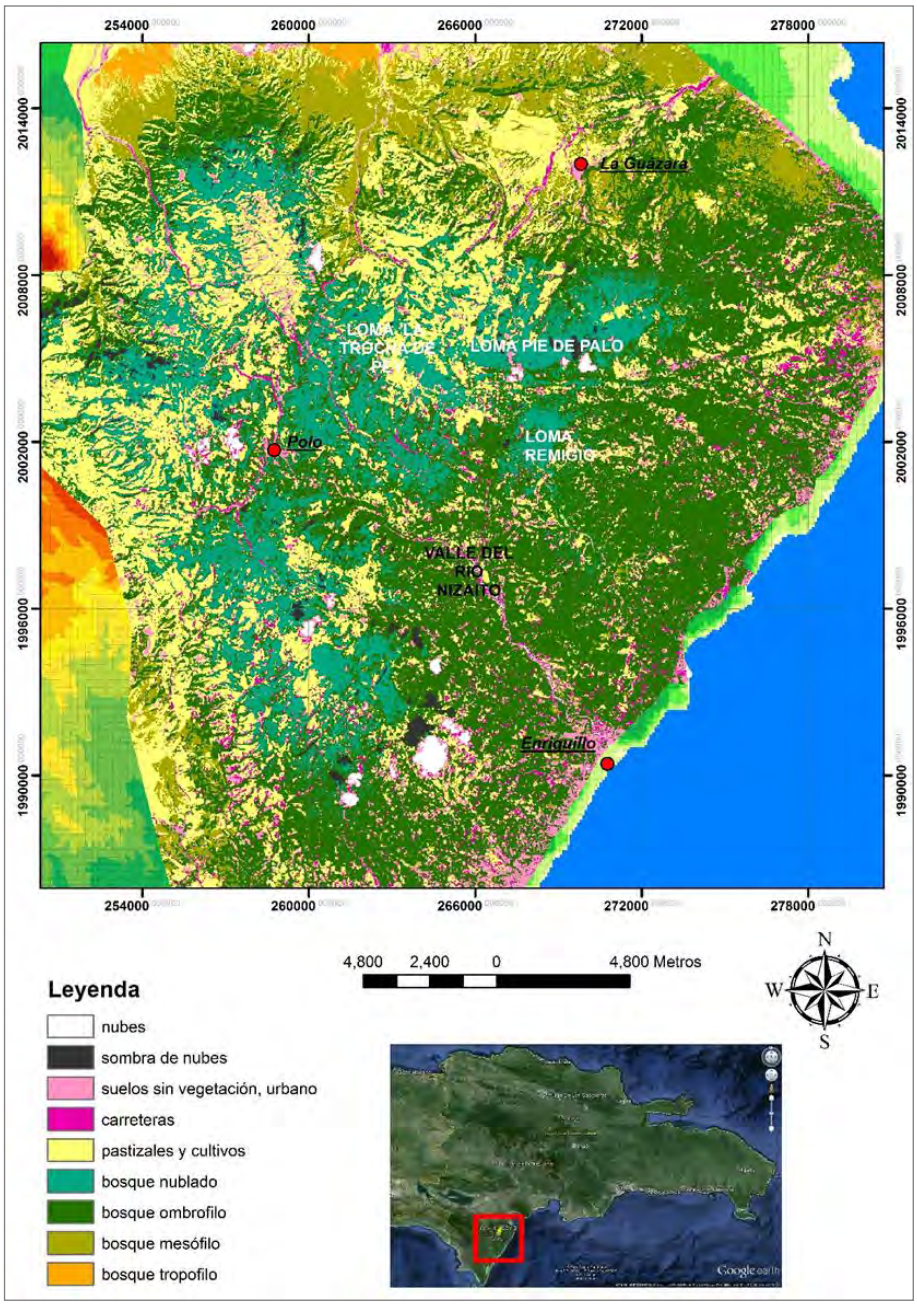


Figura 6. Cartografía de la vegetación de sierra de Bahoruco oriental en base a la clasificación de la imagen de satélite Landsat 8

Esta clasificación ha permitido establecer la distribución de los bosques nublados en Bahoruco oriental, concentrándose en las partes más altas de los relieves del sistema montañoso: Loma Pie de Palo, Loma Remigio y Loma Trocha de Pey, tal como queda expuesto en la cartografía. Hacia el norte la cliserie, al contacto con el lago Enriquillo, hipersalino y en medio xerófilo) marcaa el paso desde los bosques tropófilos a bosque mesófilo en el piedemonte y bosque ombrófilo (bosque húmedo latifoliado) en las vertientes, siendo el tránsito en el gradiente muy rápido. En la parte oriental de la sierra, expuesta a los vientos alisios, tal como se observa en la cartografía, el bosque ombrófilo se distribuye desde el nivel del mar hasta contactar cerca de los 100 m con el bosque nublado. Al Este, el sistema de Bahoruco oriental conecta con el Bahoruco occidental.

No hay presencia de bosque de pinos en Bahoruco Oriental, a diferencia del Bahoruco occidental donde esta formación ocupa una gran extensión a partir de los 1400 m, mezclandose con el bosque nublado.

DIAGNÓSTICO: RETROCESO DE LOS BOSQUES POR EL AVANCE DE LA FRONTERA AGRÍCOLA

Los cultivos considerados más importantes, ya que ocupan una mayor extensión en estas tierras de suelos poco productivos son:

-Pastos, yautía (*Xanthosoma caracú* C.Koch), batata *(Ipomea batatas* L.), guineos (platanos Musa sapientrum (L).), habichuelas (*Phaseolus vulgaris* L), Guandul (*Cajanus cajan* (L), Mullsp) y repollos (*Brassica oleracea* L,) en la zona más alta (1000-1250)

-en las más bajas (500-900m): café y tayotas (*Sechium edulc* (Jacq.) Sw)

También se cultivan algunos árboles en el área como el aguacate (*Persea americana* Mill) la Amapola (*Erythrina peoppigiana* (Walp) O.F Cook), para sombra en los cafetales de café- (*Coffea arabica* L.), y limon dulce (*Citrus limetta* Risso).

En las vertientes todavía se observan manaclas y helechos arborescentes, pero en el pequeño firme al llegar a las proximidades de Cortico, en donde se rompe la carretera, se ven *Guarea Guidonia, Ficus sp, Crecopia peltata, Didymopanax morototoni.* Otros árboles que se observan son típicos del bosque de sucesión *Myrsine coriácea, Miconia sp, Alchornea latifolia.*

Es probable que si se hace un muestreo más detallado en los cafetales se puedan encontrar especies del bosque original de esta zona, ya que en loma Remigio (cerca de El Cachote) existe una pequeña finca que tiene como árboles de sombra del café a *Magnolia hamori* y varias especies de lauráceas que corresponden al bosque original.

En loma de Pie de Palo se observó *Erythrina poeppigiana* sembrado como árbol de sombra para el café. Junto con individuos de gran talla de *Magnolia hamori*, pero en loma Remigio parece que no se cultiva esta especie de *Erythrina.*

El impacto más importante en estos bosques ha sido pues, la desforestación para extender los pastos, y la sustitución de especies y aclaramiento del bosque natural para las plantaciones de café. Esta situación, además de la pérdida de diversidad, conlleva graves problemas de erosión

El panorama de la situación futura de los bosques nublados es pesimista. Su deterioro y posterior abandono es la principal amenaza a los que están sometidos, como resultado del avance de la frontera agrícola en las áreas de la montaña tropical. Se han realizado esfuerzos a través de la creación de un importante número de reservas en todos los países, que en conjunto suman millones de hectáreas, y se han logrado posiblemente una mayor conciencia pública sobre el valor de los Bosques nublados. Sin embargo, ello no es suficiente y no podremos asegurar la preservación del grueso de éstos bosques si no se orienta el esfuerzo a trabajar sobre el matiz dominante del paisaje, es decir, los bosques secundarios, los agrosistemas, los sistemas de aprovechamiento de los recursos naturales y de manera complementaria, en la creación de nuevas áreas reservadas y el establecimiento de corredores biológicos o ecológicos en los sectores considerados más críticos o prioritarios.

Para hacer esto se necesitan recursos financieros, mucho más de los que se han recibido hasta el presente, pero particularmente hace falta estructuras institucionales fuertes y en cada uno de los países con BN, alimentadas con capital humano altamente capacitado, que nuestros países tienen distribuido por el mundo. Estas instituciones, con la mirada puesta en los sistemas naturales, pero también en los sistemas sociales y productivos, deberían ser las encargadas de generar la información necesaria y establecer las estrategias regionales de conservación y desarrollo asociadas a la preservación de la biodiversidad, al establecimiento de prácticas agrícolas diversificadas y al impulso de sistemas sostenibles de aprovechamiento de los recursos naturales.

CONCLUSIONES

El trabajo aporta una nueva cartografía a escala 1:50.000 de la distribución de los bosques nublados en la sierra de Bahoruco Oriental, así como tres nuevos inventarios sistemáticos para aumentar el conocimiento de la riqueza y diversidad de estos bosques en República Dominicana.

Hemos realizado una comparación entre las especies leñosas inventariadas por el JBNSD (Guerrero, 1993) y las aportadas por nuestros transectos. El inventario con mayor riqueza del JBNSD se encuentra en Loma Remigio (50 especies) seguido de la Loma Pie de Palo con 34. El resto de sus parcelas tiene una riqueza específica semejante a la nuestra, que ronda entre 15 y 20 especies. Nuestros inventarios aportaron 16 especies leñosas no identificadas aun para los bosques nublados de Bahoruco Orienal, frente a otras 16 que ya lo estaban. En nuestros transectos no se identificaron 50 especies presentes en los transectos del JBNSD, lo cual nos habla de la alta riqueza y biodiversidad de estos bosques nublados en República Dominicana.

Nuestras parcelas, a pesar de su baja riqueza relativa, presentan una alta diversidad que se muestra en un índice de Shanon relativamente alto, próximo a 3.

Referencias bibliográficas

Cámara, R., Díaz del Olmo, F. (2013): Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y Caméfitos (I): Fundamentos metodológicos. Estudios geográficos. Vol. 74. Núm. 274. Pag. 67-88.

Cámara, R., Martínez, J.R. (2012): Estudio comparativo de las formaciones vegetales de montaña media tropical sobre relieves calizos karstificados. Sierra de Bahoruco (República Dominicana)-Sierra Madre Oriental (Tamaulipas, México). En: Las zonas de montaña: gestión y Biodiversidad. Universidad Autónoma de Madrid.pp 336-342

Fisher-Meerow, L.L & W.S Judd (1989). A floristic study of five sites along an elevational transects in the Sierra de Bahoruco, Prov. Pedernales, Dominican Republic. Moscosoa v.5 pp 159-185

Gentry, A.H. (1982): "Patterns of neotropical plant species diversity. Evolutionary Biology. Hecht, Wallace and Prance". Plenum Publishing Corporation, 15, pp. 1-54.

Guerrero, A.E. (1993): *Magnolia hamori*, la flora y vegetación asociadas en la parte oriental de la sierra de Bahoruco. República Dominicana. *Moscosoa*. Pp 127-152.

Hagger J; Zanoni TA (1993). La vegetación natural de la República Dominicana: Una nueva clasificación. Moscosoa v.7 pp 39-81

Hamilton, L.S; Juvik, J.O; Scatena, F. (eds). (1994). Tropical Montane Cloud Forest. Serie ecológica pp 110 Nueva York, Springer Verlag

Huguet del Villar, E. (1929): Geobotánica. Colección Labor. Sección XII, Ciencias Naturales, nº 199-200. Barcelona. 340 p.

Kappelle M; Brown A. (2001) Bosques nublados del neotrópico. InBIO. San José de Costa Rica. 745 pp.

Martínez *et al*. (2013): Geomorfología y geobotánica de Monteada Nueva, Cortico y Cachote, sierra de Bahoruco, República Dominicana: superficies corrosivas, pedimentos y bosques nublados amenazados en karst de montaña media tropical. Actas de la Jornada de Investigación Científica 2013, UASD. Inédito.

Martínez, J.R. (2012): Sierra de Bahoruco Occidental (República Dominicana): estudio biogeomorfologico y estado de conservación de su Parque Nacional. Tesis doctoral, Universidad de Servilla. 536 pp.

Montero de Burgos, J.L.; González, J.L. (1974): Diagramas bioclimáticos. ICONA. Ministerio de Agricultura. Madrid.

Schnell, R. (1979). Flore et végétation de L'Afrique Tropicale. Paris. Gautiers Villars.

Schnell, R. (1987). La Flore et la végétation de l'Amerique tropicale. Tome I et II. Paris. Ed. Masson.

Thomas M (2007). Composición estructura y diversidad en los bosques nublados latifoliados de la Reserva científica Ebano Verde (Cordillera Central República Dominicana). Moscosoa v.15 pp. 1-254.

RECURSOS ETNOFARMACOLOGICOS EN LA ECORREGION DE LA CAATINGA: ÁREA DE PROTECCIÓN AMBIENTAL (APA) DAS ONÇAS (SAO JOAO DO TIGRE, CARIRI PARAIBANO, BRASIL): MANEJO Y CONSERVACIÓN

Quilez, A., (1), Vasconcelos, M. CH. (2), Akerreta, S. (3), Quirino, Z.G. (2) Cámara, R. (4)

(1) Dpto. de Farmacología, Universidad de Sevilla. quilez@us.es
(2) Dpto. de Engenharia e Meio Ambiente. Universidad Federal da Paraiba. chriis_vasconcelos@hotmail.com zelma@ccae.ufpb.br
(3) Dpto. de Biología vegetal. Universidad de Navarra. silviaakerreta@yahoo.es
(4) Dpto. Geografía Física y Análisis Geográfico Regional. rcamara@us.es

Resumen: El objetivo de este estudio es conocer el uso potencial de los recursos vegetales medicinales del Area de Protección Ambiental (APA) das Onças para fomentar la producción de fitoterápicos útiles en Atención Primaria de Salud. Esta vegetación es evaluada para su correcta gestión y manejo favoreciendo el desarrollo sustentable del área. Los datos se obtuvieron aplicando un cuestionario semiestructurado a 130 informantes. El análisis cuantitativo y cualitativo de los datos determinó las especies de mayor interés farmacológico y su necesidad de conservación y gestión. Se obtuvieron 933 citas relativas a 96 especies y 44 familias botánicas. *Fabaceae*, *Lamiaceae y Asteraceae* fueron las familias más citadas. Las enfermedades asociadas al sistema nervioso fueron las más comunes entre los encuestados y existe uniformidad en el uso de plantas para el tratamiento de las afecciones de la población. La especie *Bauhinia cheilanta* destaca por su interés fitofarmacológico. La conservación de los recursos no se ve afectada de forma general porque la hoja es la parte empleada en la mayoría de las especies utilizadas.

Palabras clave: APA das Onças, Paraiba, Caatinga, recursos etnofarmacologicos, conservación y manejo

Abstract: "Ethnopharmacological resources in Caatinga ecorregion: Environmental Protection Area (epa) das Onças (Sao Joao do Tigre, Paraiban Cariri, Brazil): management and handling": The aims of this work is to know the potential use of the medicinal plant resources of the environmental protection area (EPA) Das Onças to promote the phytodrug production useful in Basic Health Care.The medicinal species are evaluated for its proper management and handling and promoting the sustainable development of the area. Data were obtaneid applying a semi-structured questionnaire to 130 informants. Quantative and qualitative analysis of the data determined the species with higher pharmacological interest and its need for conservation and management. 933 appointments relating to 96 species and 44 botanical families were obtained. Fabaceae, Lamiaceae and Asteraceae were the families most cited. The nervous system-associated diseases were the most common among respondents and there is uniformity in the use of plants for the treatment of ilnesses of the research population. The *Bauhinia cheilanta* species highlights for its pharmacological and phytochemical interest. The conservation of resources is not affected in general because the leaf is the part employed in the most used species.

Key words: EPA Das Onças, Paraiba, Caatinga, ethnopharmacological resources, management and handling

INTRODUCCIÓN

La supervivencia del ser humano depende del mantenimiento y la protección de la biodiversidad en los ecosistemas naturales que permiten la vida en la tierra. Si añadimos a esta realidad la importancia de disponer de terapias seguras y eficaces que ayuden a restablecer y mantener la salud, es obvia la necesidad de integrar la obtención de medicamentos fitoterápicos con la conservación y manejo sustentable de las especies medicinales que los constituyen.

La etnobotánica incluye todo lo concerniente a la relación mutua entre las personas y las plantas (Cotton, 1996), y así estos factores culturales y ambientales unificados, así como los conceptos desarrollados por estas culturas en torno a las plantas y el uso que se hace de ellas (Albuquerque, 2005) constituye el cuerpo de investigación de esta disciplina. Para Albuquerque y Lucena (2004) es de fundamental importancia el papel de las comunidades locales en el manejo de recursos naturales, que deben ser incorporados en los programas de desarrollo local.

La etnobotánica cuantitativa permite una investigación objetiva, profunda y crítica de los datos (Jonhs et al., 1990; Phillips et al., 1994; Williams et al., 2005). Por ello, se ha considerado relevante realizar cálculos cuantitativos y parámetros calculados a partir de datos poblacionales y de extensión y, a su vez, comparados con otros estudios realizados en la Caatinga brasileña para una mayor comprensión del estado etnobotánico de esta región.

Aunque tienen muchos atributos, el bioma Caatinga es el menos estudiado de Brasil, y es también uno de los más afectados por la acción humana (Castelletti et al. 2004). Según Maia (2004), este bioma se encuentra en un estado

muy devastado, y se ha reducido drásticamente su potencial de producción, siendo esta una consecuencia de una serie de acciones perjudiciales causadas por personas que no son conscientes de los efectos a largo plazo.

Ante esta situación, surge la necesidad de desarrollar trabajos que eleven el potencial de las plantas medicinales locales, y que sugieran formas de mejorar la productividad de este recurso de manera sostenible. Las encuestas etnobotánicas en la identificación de estos usos, señalaron las formas en las que algunas poblaciones gestionan su vegetación.

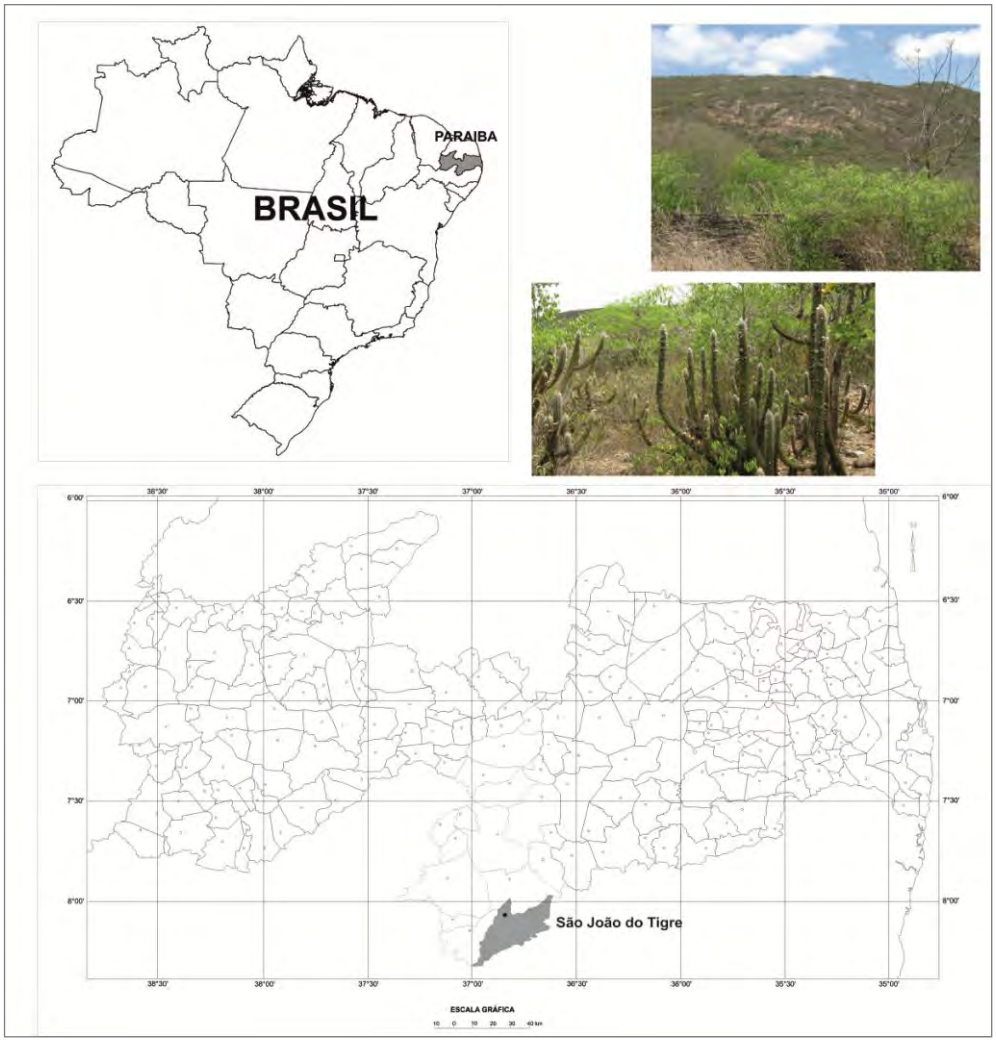


Fig. 1: Localización e imágenes del municipio de Sao Joao do Tigre en el Estado de Paraiba (Brasil)

El presente trabajo tuvo como objetivo estudiar el uso potencial de los recursos vegetales de la APA das Onças, en la comunidad de Sao Joao do Tigre (Paraiba, Brasil), convirtiéndose en una forma de contribución a las comunidades *in situ,* que dependen directamente de los recursos vegetales, tratando de fomentar acciones que favorezcan la gestión correcta de la vegetación y desarrollen planes de conservación en el área estudiada.

SITUACIÓN

La ciudad de Sao Joao do Tigre, con un área de 816 Km² (Figura 1), se localiza al noreste de Brasil, en la ecorregión de la depresión interior norte, situada 243 kilometros de la capital de este estado, Joao Pessoa. En él viven 4.396 habitantes que se agrupan en 1.300 familias en 1.413 hogares, de los que 495 son urbanos y 918 rurales, que son atendidos por cuatro unidades de salud (Instituto Brasilero de Geografia e Estadística, 2010: http://www.ibge.gov.br/home/). Viven de principalmente en la agricultura de subsistencia y la cría bovina y de cabras. Las principales actividades económicas son pues la agricultura familiar, la ganadería y la producción de carbón vegetal para el consumo y la comercialización. Algunas de las actividades orientadas al turismo comienzan a desarrollarse ya que el núcleo principal se encuentra próximo al Area de Protección Ambiental (APA) das Onças, que es el área más grande de conservación de la naturaleza del estado, con una gran belleza natural, y con ella, la afluencia externa se han vuelto importante en el municipio.

La vegetación está compuesta principalmente de un matorral de sustitución xerófilo, con algunos parches de bosque caducifolio y espinoso tropófilo, que conformas formaciones vegetales propias de la caatinga brasileña. El

clima es tropical semiárido, con lluvias en verano que alcanzan una media anual de 431.8 mm. En APA das Onças tiene una extensión de 360 kilómetros cuadrados, en el contacto de la llanura con la superficie finicretácea del escudo Paraibano, labrada con valles, y que ha modelado inselbergs tanto en el contacto, como en los grandes valles y en la superficie. Posee alrededor del 73 % de su territorio cubierto por bosques. (Ministerio do Turismo: *http://www.turismo.gov.br/turismo/home.html).*

METODOLOGÍA

El trabajo de campo se llevó a cabo en el período comprendido entre septiembre de 2010 y noviembre de 2011. A través de un cuestionario semi-estructurado, se realizaron entrevistas en hogares de los informantes, mostrando las plantas e identificándolas, con el fin de obtener las características socioeconómicas de los informantes y las características botánicas de las plantas utilizadas como un recurso. Se registró la información esencial para el reconocimiento de las especies como partes utilizadas, nombre popular, e indicación y uso de la adquisición de las plantas y la frecuencia de uso, así como los datos personales de los encuestados como el género, edad, nivel de educación.

Se realizaron entrevistas en un 10 % del total de las familias, con un total de 130 encuestados, tanto en el área urbana, como el campo. El área urbana cubre un límite en el centro de la ciudad a las calles de los alrededores y el campo consta de dos distritos principales: Santa María y Cacimbinha. Los hogares fueron seleccionados al azar sobre la base de la voluntad de los residentes a cooperar con esta investigación.

Se ha elaborado una lista de verificación que contiene los nombres científicos y comúne , así como con fines terapéuticos, formas de utilización y las partes utilizadas.

Con base en la información obtenida se procesó el análisis de datos cualitativos y cuantitativos con el fin de identificar las plantas más importantes y el grado de coincidencia de las respuestas de los informantes. Se elaboró una tabla con todos los datos de los cuestionarios, lo que permite la observación clara y precisa de los resultados, y facilita el análisis y la discusión, según la metodología propuesta por Akerreta (2009). Los datos relativos a los usos fueron catalogados en los siguientes campos:

a) Nombre Científico

b) Familia

c) Nombre Popular

d) Número de informante

e) Edad del Informante

f) Ubicación

g) Uso

h) La parte de la planta utilizada

i) Indicación (cuando es medicinal)

j) Los ingresos procedentes de la utilización (cuando es medicinal)

k) Las categorías terapéuticas (cuando es medicinal)

l) Frecuencia de utilización (cuando es medicinal)

m) Donde lo adquiere (cuando es medicinal)

n) ¿Se cultiva dónde? (cuando es medicinal)

o) ¿Guarda en casa? ¿Dónde guarda? (cuando es medicinal)

p) Cómo se adquirió el conocimiento? (cuando es medicinal)

Para la catalogación de los datos socioeconómicos de los encuestados:

a) Sexo

b) Empleo

c) Educación

d) Ingresos

e) Vivienda

f) Cultivo permanente

g) tipo de rebaño en ganadería

h) donde arroja la basura

i) Las enfermedades más comunes en la comunidad

Las plantas se dividen en 5 categorías de uso: medicinal, alimento, madera, leña y forraje. Hay que considerar que la disponibilidad de estos recursos y la satisfacción de las necesidades de la comunidad obedece a factores temporales, como algunos períodos de sequía, algunas plantas han limitado su uso (Roque, 2009).

Las especies medicinales con aplicación terapéutica consideradas en este trabajo incluyen, además de las indicadas para enfermedades que tienen correspondencia en la medicina oficial, las especies utilizadas para las enfermedades y molestias que se identifican con la población local, pero no reconocidas por la medicina oficial (mal de ojo, celos, brujería, etc) teniendo en cuenta que forman parte del universo nosológico de las comunidades estudiadas (Bruneli, 1987). Las enfermedades mencionadas por los encuestados fueron agrupados en 14 categorías en función de la clasificación de enfermedades propuesta por la *Organización Mundial de la Salud* (OMS 2000), sin embargo, las enfermedades o situaciones que no pudieron ser incluidos en esta clasificación general se agrupan en la categoría de "enfermedad cultural".

Para el análisis cuantitativos de los datos se aplican dos índices: ICF o Consenso de informantes, calculado por Trotter y Logan (1986), evalúa la variabilidad del uso de las plantas (ICF= (Nu – Nt)/ (Nu-1); donde Nu es el número de usos totales recogidos en el estudio y Nt el número de plantas del que se ha obtenido información). El valor del índice indica, en valores cercanos a 1, que los informantes emplean pocas plantas para tratar sus dolencias y enfermedades, es decir, que suelen utilizar las mismas plantas para las mismas afecciones. Un valor obtenido cercano a 0 indica que para una misma afección pueden utilizarse diferentes plantas. Al haber agrupado los usos terapéuticos en las diferentes categorías propuestas por la OMS, se ha calculado el ICF también para cada una ellas, con el fin de obtener información más detallada sobre cada categoría propuesta. De esta forma podremos observar cuáles son las categorías con ICF más alto, es decir, con mayor uniformidad en el uso de las plantas.

El segundo índice calculado es el Nivel de fidelidad, descrito por Friedman et al. (1986), que cuantifica la importancia de una determinada especie para una indicación en particular. En este sentido se ha considerado interesante calcular el nivel de fidelidad de las especies más utilizadas en las categorías terapéuticas con mayor consenso de informantes. El cálculo de este índice se realiza dividiendo el número de informantes que usan una especie para una indicación determinada (en este caso categoría terapéutica), entre el número de informantes totales que han citado dicha especie y expresado en porcentaje (NF=(NC/N)*100).

Teniendo en cuenta estos dos índices, ICF y Nivel de Fidelidad, podemos analizar qué especies son de interés fitoquímico y farmacológico, permitiéndonos, de esta forma, conocer hacia dónde deben ir encaminados los ensayos de actividad.

RESULTADOS

De los 130 encuestados 116 eran mujeres y 14 hombres, con edades entre 17 y 96 años, en los cuales el 79 % tenían 40 años o más. En cuanto al nivel de la educación se observa que la mayoría de la población es analfabeta y los datos mostraron que la tasa de analfabetismo es más alta en las personas mayores de edad.

El ingreso promedio de la población es un salario mínimo, que van desde menos de uno a un poco más de dos salarios, pero la gran mayoría dependen de sus programas de retiro o del gobierno federal. Las principales actividades económicas son la agricultura familiar, la ganadería y la producción de carbón para el autoconsumo y la comercialización.

Las enfermedades más comunes que afectan a los habitantes son gripe, diarrea, diabetes, bronquitis e hipertensión arterial, entre otras. Muchas de estas personas sólo pueden estar mejor cuando se toma remedio medicinal, sin embargo, los encuestados también utilizan medicamentos de farmacia con receta médica. El sistema de salud del municipio es razonable, teniendo en cuenta que los médicos sólo pueden consultar a toda la población dos veces a la semana, y los casos más severos, viajan a Campina Grande o incluso al estado vecino de Pernambuco.

En 130 entrevistas se obtuvieron 933 citas relativas a 96 especies en 44 familias (Tabla 1a, b y c). De estas 94 especies fueron mencionadas con fines medicinales. Entre las familias botánicas destacan: *Fabaceae* con 12 especies, *Asteraceae, Euphorbiaceae*, y *Lamiaceae* con 6 especies y *Anacardiaceae* con 5 especies. Las familias *Fabaceae, Lamiaceae* y *Asteraceae* se presentaron como importantes en la investigación por el número de citas. Coelho - Ferreira (2000) muestra la importancia en el ámbito nacional de estas familias como proveedoras de valiosos recursos terapéuticos en la medicina tradicional.

Podemos afirmar que las especies citadas con más frecuencia constituyen el conocimiento actual de los usos más extendidos entre los encuestados, con respecto a sus propiedades medicinales. Lo mismo puede decirse de las especies con el mayor número de diferentes usos mencionados, ya que estos muestran una mayor versatilidad y por lo tanto se presentan como preferidos en la comunidad.

Las plantas se obtienen principalmente de cultivos (36,46%), y también se pueden encontrar en la casa de los vecinos (31,49%), bosque (21%), en el centro de convivencia (3,31%) situado en el centro de Sao Joao do Tigre, en una cantera pública que se encuentra en el distrito de Santa María (4,43%) o el supermercado (3,31%), lo que demuestra que el uso está muy presente en la cultura popular y que se transmite de padres a hijos, a sabiendas de la importancia de usar, cultivar y mantener para las generaciones futuras.

El uso mayor de São João del Tigre se refirió al uso de plantas medicinales. Entre las plantas medicinales más citadas destacan menta (*Plectranthus sp.*), mororó (*Bauhinia cheilanta*), quixabeira (*Sideroxylon obtusifolium*) lentisco (*Myracroduon urundeuva*) e hierba de limón (*Cympogon citratus*). La mayoría de las especies anteriores crece espontáneamente en lugares naturales antrópicamente modificado, los otros se cultivan localmente y el resto como el boldo (*Peumus boldus*) y la manzanilla (*Chamomilla recutita*) son adquiridos por compra.

Família	Espécie	Nome Vulgar	PU	FU	Indicação	FL(%)
Acanthaceae	*Blechum semperflorum* L.	Folha de fígado	Fo, C	L,C	Tosse, rins	67
	Justicia pectoralis Jacq.	Anador	Fo	C, I	Dor de cabeça, pressão alta	64
Amaranthaceae	*Alternanthera brasiliana* (L.) Kuntze.	Penicilina	Fo	C	Ferimento	100
	Chenopodium ambrosioides L.	Mastruz	Fo	C, L	Verme, gripe, estômago, ossos	41
Anacardiaceae	*Anacardium occidentale* L.	Caju roxo	C, Fr, Fo, Ec	C, I	Inflamação, ferimentos	58
	Myracroduon urundeuva Allemão	Aroeira*	C, Fo	C, I	Inflamação, ferimento	50
	Spondias tuberosa Arr. Cam.	Umbuzeiro	C	I	Diabete	50
Annonaceae	*Annona squamosa* L.	Pinha	C	C	Verme	100
Apiaceae	*Foeniculun vulgare* Mill.	Erva doce	Fo, S	C	Estômago, nervos, gripe	22
Apocynaceae	*Aspidosperma pyrifolium* Mart.	Pereiro	Fo	M	Dor de barriga	100
Asteraceae	*Achillea millefolium* L.	Dipirona	Fo	C	Dor no corpo, febre, dor de cabeça	100
	Matricaria chamomilla L.	Camomila	Fo, Fl	C	Calmante	100
	Egletes viscosa Less.	Macela	Fo	C	Má digestão	100
	Helianthus annuus L.	Girassol	V	C	Tontura	100
	Cynara scolymus L.	Alcachofra	Fo, M	C	Dor de barriga, mal estar, fígado	44
Bignoniaceae	*Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Craibeira	C	C	Cansaço	100
	Tabebuia impetiginosa (Mart. ex DC.) Standl.					
	Tabebuia capitata (Bureau & K. Schum.) Sandwith	Ipê roxo	C	C	Câncer	100
		Pau d'arco	C	C	Inflamação	100
Brassicaceae	*Brassica oleraceae* L.	Couve	Fo	S	Dor nos ossos, gastrite	50
	Cleome spinosa Jacq.	Mussambê	Fl, Fo	C, L	Tosse	100
	Nasturtium officinale R. Br.	Agrião	Fo	C, L	Tosse	100
Bromeliaceae	*Ananas comosus* (L.) Merril	Abacaxi	Fr	L	Tosse, colesterol, dor de barriga	100
	Neoglaziovia variegata (Arruda) Mez.	Caroá	R	C	Ureta	100
Cactaceae	*Cereus jamacaru* DC.	Mandacaru	C, R, M, Fo	C, I	Rins, dor na coluna, uretra	57
	Melocactus zehntneri (Britton & Rose) Luetzelb.	Coroa-de-frade	Fo	C, L, I	Tosse, ureta, verme	40
Caprifoliaceae	*Sambucus nigra* L.	Sabugueiro	Fl	C	Gripe, febre, pressão alta	44
Caricaceae	*Carica papaya* L.	Mamão	Fo, Fr, Fl	C, L	Estômago, tosse, mal estar	25
Caryophyllaceae	*Dianthus caryophyllus* L.	Cravo branco	Fo	C	Tontura	100
Celastraceae	*Maytenus rigida* Mart.	Bom-nome	C	C, I, L	Rins, estômago, inflamação	46
Combretaceae	*Terminalia catappa* Linn	Castanhola	Fo	C	Rins, hemorragia	50
Convolvulaceae	*Operculina hamiltonii* (G. Don) D.F. Austin	Batata de purge	R, Fr, C	M,C, L, I	Coceira, verme, ferimento,	38
Crassulaceae	*Kalanchoe brasiliensis* Cambess.	Saião	Fo, C	S, I	Gastrite, estômago, inflamação	33
Cucurbitaceae	*Citrullus vulgaris* Schrad.	Melancia	S	C	Febre	100
	Luffa operculata (L.) Cogn.	Cabacinha	Fr	Cc	Sinusite	100
Euphorbiaceae	*Cnidoscolus quercifolius* Pohl.	Favela	C, EC, Fo	Cc	Ferimento, diabetes	83
	Macrosyphonia velame (St. Hil.) Muell.Arg.	Velame branco	Fo	C	Ferimento	100
	Croton rhamnifolioides Pax & K. Hoffm.	Caatinga branca	C	Ch	Dor de barriga	100
	Jatropha gossypiifolia L.	Pião roxo	L	Cc	Ferimento	100
	Phyllanthus niruvi L.	Quebra pedra	Fo, R	C, I	Rins, ureta	80

*Tabla **1a**. Especies de plantas medicinales utilizadas en el município de São João do Tigre – PB.*
Leyenda: PU= Parte utilizada. C– corteza; EC- entre corteza; Fr- fruto; Fl- flor; Fo- hoja; Rj- rama joven; M- Medula; V- vaina; L- latex; S- semilla; R- raiz. FU= Forma de uso. L- jarabe; C- chá; I- infusión; Cc- aplicar encima; B- baño; M- maceración; S- zumo; Ch- succionar. FL= nível de fidelidad.

Família	Espécie	Nome Vulgar	PU	FU	Indicação	FL(%)
Fabaceae	*Anadenanthera peregrina* (L.) Speg.	Angico	Fl, Fo, C, R	L, C, I	Dor de cabeça, inflamação, cicatrizante	43
	Anadenanthera colubrina var. *cebil* (Griseb.) Altschul	Angico-de-caroço	C, S, EC, Fo	L	Catarro, tosse	50
	Amburana cearensis (Allemão) A. C. Sm.					
	Bauhinia cheilantha (Bong.) Steud.	Cumarú	C, S, EC	C, L, I	Dor no corpo, tosse, inflamação,	44
	Caesalpinia ferrea Mart.	Mororó	C, EC, Fo	C, L, I	Tosse, colesterol, bronquite, diabetes	34
	Erythrina velutina Willd.	Jucá	Fo, C, V, S,Fl	L, I, C	Tosse, inflamação	67
	Hymenaea courbaril L.	Mulungu	FL, C, Fo	L	Nervos	100
	Machaerium hirtum (Vell.) Stellfeld	Jatobá	EC	L, C	Anemia, tosse, inflamação, gripe, fraqueza	27
	Mimosa tenuiflora (Willd.) Poir.	Chifre de bode	Fr	C, L	Câncer, inflamação, dor na coluna, próstata	40
	Poincianella pyramidalis (Tul.) L. P. Queiroz	Jurema preta	C	C	Infecção	100
		Catingueira	F, Fl, C	C, L, Chu	Tosse, febre, gripe, inflamação	36
Lamiaceae	*Hyptis suaveolens* Poit.	Alfazema brava	Fo	C, I	Inflamação, ferimento	67
	Mentha pulegium L.	Poejo	Fo	C	Tosse	100
	Lamium álbum L.	Urtiga branca	R	I,C	Ureta, afinar o sangue, rins	60
	Ocimum basilicum L.	Erva de vaqueiro	R, Fo	C, I	Dor na coluna, gripe	50
	Ocimum campechianum Mill.	Manjericão	Fo	C, B, Cc	Dor de ouvido, dor no corpo, olhado	57
	Mentha x piperita L.	Hortelã	Fo	L, C, S	Gripe, tosse, AVC, enxaqueca, hipertensão	29
	Rosmarinus officinalis L.	Alecrim	Fo	C	Dor de dente, dor de cabeça, tontura, AVC	34
Lauraceae	*Cinnamomum zeylanicum* Breyn.	Canela	C	C	Dor de barriga, fraqueza, mal estar	25
	Ocotea gomerata (Ness.) Mez.	Louro	Fo	C	Estômago, dor de barriga, calmante	33
Liliaceae	*Allium sativum* L.	Alho	Fr	C	Pressão alta	100
	Allium cepa L.	Cebola branca	Fr	L	Gripe, tosse	50
	Aloe vera (L.) Burm. f.	Babosa	Fo, C	C, L, I, Cc	Verme, tosse, gastrite, ferimento, queda de cabelo	25
Malvaceae	*Urena lobata* L.	Malva rosa	Fo	C	Febre	100
	Pseudobombax marginatum Mart.	Embiratanha	C, EC	C, L, I	Dor na coluna, rins, próstata, tosse	57
	Sida galheirensis Ulbr.	Malva	Fo	C, L	Gripe	100
Meliaceae	*Cedrela odorata* L.	Cedro	EC	C	Verme	100
Monimiaceae	*Peumus boldus* Mol.	Boldo	Fo	C, L	Dor de barriga, estômago, cólica, fígado	68
Moracaceae	*Brosimum acutifolium* (Huber) Ducke	Mercúrio	Fo	C	Ferimento	100
Musaceae	*Musa paradisiaca* L.	Banana	Fr	L	Gastrite	100

Tabla **1b**. *Especies de plantas medicinales utilizadas en el município de São João do Tigre – PB.*
Leyenda: PU= Parte utilizada. C– corteza; EC- entre corteza; Fr- fruto; Fl- flor; Fo- hoja; Rj- rama joven; M- Medula; V- vaina; L- latex; S- semilla; R- raiz. FU= Forma de uso. L- jarabe; C- chá; I- infusión; Cc- aplicar encima; B- baño; M- maceración; S- zumo; Ch- succionar. FL= nível de fidelidad.

Família	Espécie	Nome Vulgar	PU	FU	Indicação	FL(%)
Myrtaceae	*Eucalipto globulus* Labil.	Eucalipto	Fo, S	C	Febre, gripe, sinusite, depressão	61
	Psidium guajava L.	Goiaba	Fo, C, Fl, Rj	C	Colesterol, dor de barriga	75
	Syzygium aromaticum (L.) Merril. & Perry	Cravo	S	C	Tontura, dor de cabeça	100
Nyctaginaceae	*Boerthavia paniculata* Rich	Pega pinto	R, Fo	C	Ureta, rins	66
Olacaceae	*Ximenia americana* L.	Ameixa	C	C, I, Cc	Queimadura, inflamação, cicatrização	50
Poaceae	*Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf	Capim santo	Fo	C	Calmante, febre, hipertensão,	36
	Digitaria bicornis (Lam.) Roem. & Schult.	Mão de sapo	Fo	C	Ureta, tosse	67
	Saccharum officinarum L.	Cana-de-açúcar	Fo	C	Hipertensão, calmante, mal estar	100
Polygonaceae	*Coccoloba cordifolia* Meissn.	Cauaçu	C	L, I, C	Inflamação, rins, próstata	33
	Punica granatum L.	Romã	C, Fr, S, EC	C, M, I, L	Garganta, hemorragia, tosse	62
Rhamnaceae	*Ziziphus joazeiro* Mart.	Juazeiro	C, Fo	C, L	Tosse, gripe, asma, ossos	42
Rubiaceae	*Genipa americana* L.	Jenipapo	C	I	Dor no corpo	100
Rutaceae	*Citrus sp.*	Laranja	Fo, C	C	Calmante, circulação	75
	Citrus limonum Risso	Limão	Fr, C	I, L, C	Tosse, garganta	67
	Ruta graveolens L.	Arruda	Fo	C, I, Cc	Dor no ouvido, dor de cabeça	30
Sapotaceae	*Sideroxylon obtusifolium* (Roem. & Schult.) T.D. Penn. subsp. *obtusifolium*	Quixabeira	C, EC	I, L, C	Inflamação, cicatrizante	70
Solanaceae	*Solanum agrarium* Sendth.	Gogóia	R	C	Ureta, anemia	71
	Solanum rhytidoandrum Sendtn.	Jurubeba	Fo	C	Mal estar	100
Velloziaceae	*Vellozia squamata* Pohl	Canela de ema	Fo	C	Mordida de animal	100
Verbanaceae	*Lippia alba* (Mill.) N.E.Br.	Erva cireira	Fo, C	C	Dor de barriga, febre, estômago	40
Vitaceae	*Cissus* sp.	Insulina	Fo	C	Diabetes	100
Zingiberaceae	*Alpinia speciosa* Shum.	Colônia	Fl, C, Fo	C, L, I	Coração, tosse, câncer, dor de barriga, gripe	30
	Zingiber officinalis Rosc.	Gengibre	R	M	Garganta, dor no corpo	100

Tabla ***1c****.* Especies de plantas medicinales utilizadas en el município de São João do Tigre – PB.
Leyenda: PU= Parte utilizada. C– corteza; EC- entre corteza; Fr- fruto; Fl- flor; Fo- hoja; Rj- rama joven; M- Medula; V- vaina; L- latex; S- semilla; R- raiz. FU= Forma de uso. L- jarabe; C- chá; I- infusión; Cc- aplicar encima; B- baño; M- maceración . FL= nível de fidelidad.

Categorias	Nº de espécies de plantas	Nº de usos reportados	FCI	Doença mais citada na categoria
Doenças do sistema nervoso	18	122	0,85	Dor de cabeça
Doenças da pele e tecidos sub-cutâneo	22	120	0,82	Inflamação
Doenças do aparelho respiratório	37	202	0,82	Tosse
Doenças do aparelho digestivo	26	127	0,80	Dor de barriga
Doenças endócrinas, nutricionais e metabólicas	18	72	0,76	Diabete
Doenças do ouvido e da apófise mastóide	3	9	0,75	Dor de ouvido
Doenças infecciosas e parasitárias	26	77	0,67	Verme
Doenças do aparelho circulatório	21	60	0,66	Pressão alta
Doenças do sistema Orteomuscular e do tecido conjuntivo	22	53	0,59	Dor no corpo
Doenças do aparelho genitourinário	17	41	O,6	Rins
Lesões envenenamentosas e outras consequências de causa externa	13	30	0,58	Ferimento
Transtornos mentais e comportamentais	6	12	0,5	Depressão
Doenças Culturais	1	1	0	Olhado
Doenças do sangue e dos órgãos homeopáticos	3	3	0	Anemia
Neoplasias	4	4	0	Câncer

Tabla 2. Censo de informantes en São João del Tigre-PB, para el uso de las plantas medicinales. FCI = Factor de consenso de informante.

Las enfermedades asociadas con trastornos del sistema nervioso son las más comunes entre los encuestados, destacando el uso como analgésico en el dolor de cabeza que fue el más citado en la categoría. También se mencionaron con énfasis enfermedades de la piel y los tejidos subcutáneos del sistema respiratorio y las enfermedades relacionadas con el aparato digestivo como el dolor de estómago (Tabla 2).

La comunidad de Sao Joao do Tigre utiliza diversas partes de la planta en la preparación de drogas y teniendo en cuenta la relación de los equipos usados/planta, se obtuvieron los siguientes resultados: hojas (con 531 indicaciones-56,91%), corteza (270-28,94%), flores (34-3,64%) , raíz (30-3,22%), fruta (23-2,47%) , semillas (19-2,04%), entre corteza (13-1,39%) y otras partes (13 a 1,39 %) como granos, vaina, tallo, la leche y la rama juvenil (Figura 2). El mismo resultado se obtuvo en estudios similares llevados a cabo en el área de Caatinga por Albuquerque y Andrade (2002), Franco & Barros (2006) y Teixeira y Melo (2006). Esto demuestra que las hojas y la corteza de la planta son las partes más utilizadas tradicionalmente con fines medicinales por las comunidades locales.

DISCUSIÓN

Al comparar los datos obtenidos con los recogidos en otras investigaciones realizadas en la Caatinga, encontramos que el número de plantas medicinales por kilómetro es cercano a los valores que han obtenido en otros estudios con áreas de extensión similar (Soledade en Paraiba, o Caruaru en Pernambuco). No obstante, parece que la extensión del territorio estudiado no influye tanto en los resultados etnobotánicos como se ha observado en otros estudios realizados (Akerreta, 2009), posiblemente porque las características de la flora no varía de forma representativa en toda la Caatinga como para causar una variación en cuanto a flora utilizada. Así mismo, parece que el hecho de abarcar o no una zona urbana tampoco influye en estos parámetros, ya que los resultados en cuanto a número de plantas medicinales recopiladas es similar. Esto nos hace pensar que el uso de plantas medicinales es parecido en toda la Caatinga, aunque nos encontremos en zonas más urbanas, probablemente porque los habitantes de estas zonas urbanas todavía hacen uso de las plantas que hay en zonas próximas.

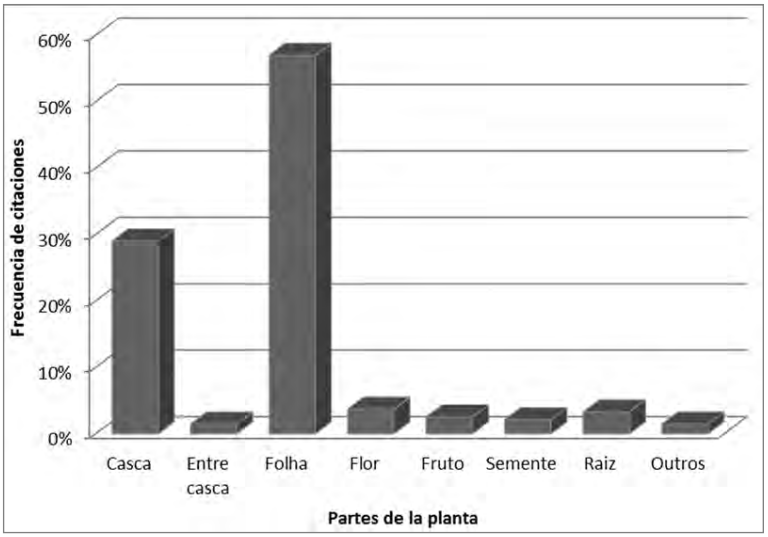


Fig. 2. Parte de las plantas utilizadas en las preparaciones de las especies medicinales en São João del Tigre - PB.

El valor del índice ICF a nivel general es 0,9, un valor muy alto que indica que hay uniformidad en el uso de las plantas para el tratamiento de las afecciones de la población estudiada. Al hacer el mismo cálculo para cada categoría terapéutica por separado, observamos que las categorías con índice más alto son la referente a la piel (0,81), al sistema nervioso (0,80), sistema respiratorio (0,80), y trastornos mentales y comportamentales (0,85). Esto indica que los informantes hacen un uso bastante uniforme de las plantas para tratar las afecciones referentes a estas categorías. Sin embargo, las categorías que hacen referencia a usos sociales y culturales, trastornos de la sangre e inmunitarios o neoplasias, presentan variabilidad en el uso de las plantas. Esto puede deberse a que pertenecen a categorías con muy pocas plantas reportadas y usos adjudicados.

En la tabla 2 se han seleccionado las categorías terapéuticas con ICF igual o superior a 0,65. Para cada una de ellas se han seleccionado las especies más representativas y se han calculado para estas especies el Nivel de fidelidad para dichas categorías terapéuticas. El objeto de este cálculo es observar el grado de importancia que tiene el uso específico de una especie con respecto a los usos totales de la misma y así tener una visión más específica de las plantas que muestran mayor interés para su posterior estudio fitoquímico y farmacológico.

CONCLUSIONES

Es posible observar diferencias en el dominio cognitivo con respecto a las plantas dentro de un sexo relacionada con la edad de la comunidad, como diferentes investigadores han informado (Phillips y Gentry, 1993a, 1993b; Amorozo, 1996).

Numerosas especies tienen valores de NF (Nivel de fidelidad), cercanos o superiores al 50%. Dos especies muestran un valor de NF igual a 100, son *Psidium guajava* y *Matricaria chamomilla,* sin embargo el número de informantes que las citan es bastante bajo. Si valoramos que las especies hayan sido citadas por un número elevado de informantes, destacan, las que muestran un importante NF son: *Sideroxylon obtusifolia, Peumus boldus, Ximena americana, Myracroduon urundeuva* y *Anacardium occidentale*. La especie *Bahuinia cheilanta,* muestra un número alto de informantes que la citan, a la vez que un NF representativo en dos categorías terapéuticas distintas

con elevado ICF (Consenso de informantes): dolencias del aparato circulatorio y dolencias endocrinas, nutricionales y metabólicas, esto la convierte en una especie con alto interés fitoquímico y farmacológico.

Así mismo, *Lippia alba, Hymenaea courbaril, Ociumum campechianum, Mentha x piperita, Chenopodium ambrosioides* y *Cymbopogon citratus* destacan en sus categorías respectivas por un destacable NF.

En cuanto a la conservación y gestión del recurso, las especies más utilizadas que son Sideroxylon obtusifolium (en revisión en la Lista Roja Brasileña) (Martinelli, 2013), Peumus boldus, Ximenia americana, Myracrodruon urundeuva (en revisión en la Lista Roja Brasileña) (martinelli, 2013), Anacardium occidentale y Bahuinia cheilanta, son utilizadas principalmente las hojas (tabla 1), por lo que su utilización no afecta a la conservación del individuo. Ninguna de las especies citadas se encuentran en la lista Roja de UICN, pero dos de ellas, Sideroxylon obtusifolium y Myracrodruon urundeuva se encuentran en revisión en la Lista roja de Brasil, porque a pesar de ser una especie abundante se encuentraen un estado de excesiva explotación, por lo que hay que considerarlas preventivamente a la hora de adoptar medidas de preservación y protección para estas especies y las formaciones vegetales donde se distribuyen.

Referencias bibliográficas

Akerreta, S. (2009): "Etnobotánica farmacéutica en Navarra: del uso tradicional de las plantas medicinales a su evidencia científica". Tesis Doctoral. Universidad de Navarra, Pamplona.

Albuquerque, U. P. (2005): *Introdução à Etnobotânica.* 2.ed. Recife: Interciência, 80p.

Albuquerque, U. P., Lucena, R. F. P., Alencar, N. L. (2004): Métodos e Técnicas para coleta de dados etnobotânicos In: Albunquerque, U. P., Lucena, R. F. P. *Métodos e Técnicas na Pesquisa Etnobotânica*. Recife: NUPEEA, p.41- 72.

Albuquerque, U.P. (1997): Etnobotânica: Uma aproximação teórica e epistemológica. *Revista Brasileira de Farmácia* – vol.78, p. 60-64, 1997.

Albuquerque, U.P.; Andrade, L.H.C. (2002): *Uso de recursos vegetais da caatinga: o caso do agreste do estado de Pernambuco (Nordeste do Brasil).* Interciência, v.27, n.7, p.336-346,

Albuquerque, U.P.; Andrade, L.H.C. (2005): Conhecimento botânico tradicional e conservação em uma área de caatinga no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, vol.16, n.3, p. 273-285

Albuquerque, U.P.; Andrade, L.H.C. (2005): Conhecimento botânico tradicional e conservação em uma área de caatinga no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, vol.16, n.3, p. 273-285.

Albuquerque, U.P; Andrade, L.H.C. (1998): Etnobotânica del gênero Ocimum L. (Lamiaceae) em las comunidades afrobrasileñas. *Anales del Jardin Botánico de Madrid*, vol. 56, p. 107 – 118, 1998.

Amorozo, M.C.M. (1996): "A abordagem etnobotânica na pesquisa de plantas medicinais". In: Di Stasi LC. (Ed.) *Plantas medicinais: arte e ciência.* UNESP. São Paulo. p. 47-58.

Brunelli, G. (1987): Des esprits aux microbes – santé et societé en transformation chez les Zoró de l'Amazonie brésilienne. Tese de Mestrado, Département d'Anthropologie, Faculté des Arts et des Sciences, Université de Montréal, 471 p.

Castelletti, C. H. M.; Silva, J. M. C.; Tabarelli, M.; Santos, A. M. M. (2004): "Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar". In J. M. C. Silva, M. Tabarelli, M. Fonseca e L. Lins, editores. *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília,. p. 91–100.

Cotton, C.M (1996): *Ethnobotany: principles and applications*. British Library. 424p.

Dorigone, P.A.; Ghedini, P.C.; Fróes, L.F.; Baptista, K.C.; Ethur, A.B.M.; Baldisserotto, B.; Burguer, M.E.; Almeida, C.E.; Lopes, A.M.V. & Záchia, R.A. (2001): Levantamento de dados sobre plantas medicinais de uso popular no município de São João do Polêsine, RS - Relação entre enfermidades e espécies utilizadas. *Revista Brasileira de Plantas Medicinais.* vol. 4, n 1. p. 69-80.

Franco, E.A.P.; Barros, R.F.M. (2006): Uso e diversidade de plantas medicinais no Quilombo Olho D'água dos Pires, Esperantina, Piauí. *Revista Brasileira de Plantas Medicinais,* v.8, n.3, p.78-88.

Friedman, J., Yaniv, Z., Dafni, A. & Palewitch, D. (1986): A preliminar classification of the healing potencial of medicinal plants, based on a racional analysis of an ethnopharmacological field survey among bedouins in the Negev Desert, Israel. *Journal of Ethnopharmacology* 16: 275-287.

Johns, T., Kokwaro, J.O. & Kimanani, E.K. (1990): Herbal remedies of the Luo of Siaya district, Kenya: establishing quantitative criteria for consensus. *Economic Botany* 44 (3): 369-381.

Maia, G.N. (2004): *Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades.* São Paulo, D & Z Computação Gráfica e Editora, 2004. 415 p.

Martinelli, G. y Avila, M. (2013): Libro vermelho da flora do Brasil. Centro Nacional de Conservaçao da flora. Jarim Botanico do Rio de Janeiro. 1100 pp

Phillips, O., Gentry, A.H. (1993a): The useful plants of Tambopata, Peru: I Statistical hypotheses tests with a new quantitative technique. Economic Botany. vol. 47. p. 15 – 32

Phillips, O., Gentry, A.H., (1993b): The useful plants of Tambopata, Peru: II Additional hypotheses testing in quantitative ethnobotany. Economic Botany. vol. 47. p. 33 – 43.

Phillips, O., Gentry, A.H., Reynel, C., Wilkin, P. & Gálvez-Durand, C. (1994): Quantitative ethnobotany and Amazonian conservation. *Conservation Biology* 8: 225-248.

Roque, A.A. (2009): Potencial de uso dos recursos vegetais em uma comunidade rural do semi-árido do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil., 79 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal.

Teixeira, S.T.; Melo, J.I.M. (2006): *Plantas medicinais utilizadas no município de Jupi, Pernambuco*, Brasil. Iheringia, ser. Bot, v.61, n.1-2, p. 5 – 11.

Trotter, R. & Logan, M. (1986): "Informant consensus: a new approach for identifying potentially effective medicinal plants". In: Etkin, N.L. (ed.), *Plantas in indigenous medicina and diet: biobehavioural approaches*. Redgrave Publishers. New York

Williams, V.L., Witkowski, E.T.F. & Balkwill, K. (2005): Application of diversity indices to appraise plant availability in the traditional medicinal markets of Johannesburg, South Africa. *Biodiversity and Conservation* 14: 2971-3001.

Capítulo III

Posters:

Biogeografía Litoral e Iberoamérica

LA REPRESENTACIÓN DEL PAISAJE VEGETAL DEL TRAMO FLUVIAL DEL DELTA DEL RÍO TORDERA (SISTEMA COSTERO CATALÁN)

Panareda, J.M.(1), Boccio, M. (2)

(1) Institut d'Estudis Catalans jmpanareda@gmail.com
(2) Dumalis dumalis2012@gmail.com

Resumen: El Tordera es un típico río mediterráneo situado en la parte septentrional del Sistema Costero Catalán con un curso principal de 62 km de longitud. El tramo final es constituido por un delta transformado en espacio agrícola de regadío, en la actualidad parcialmente urbanizado. El paisaje actual es sintetizado mediante perfiles. Las alisedas son inexistentes, aunque se localizan alisos aislados (*Alnus glutinosa*). En su lugar predomina en ambas riberas un cañaveral denso y continuo, plantado y potenciado históricamente para la obtención de rodrigones y para protección de los márgenes durante las crecidas del río. Entre las cañas y especialmente en los márgenes del cañaveral se localizan pies aislados de *Fraxinus angustifolia, Populus alba*, *Ulmus minor*, *Robinia pseudoacacia* y *Populus* x *canadensis*. La vegetación helofítica (*Phragmites australis*) es escasa, localizada en la lagunita permanente del tramo final del río. El lecho arenoso es colonizado por plantas nitrohalófilas.

Palabras clave: cañaveral, fresneda, paisaje lineal, planta nitrófila, vegetación de ribera.

Abstract (Riparian vegetation landscape representation in the fluvial reach of the Tordera River delta (Catalan Coastal System)). The Tordera River is a typical Mediterranean river located in the northernmost part of the Catalan Coastal Range, with a length of 62 km. In the final section we find a human-transformed delta into irrigated agriculture and partially urbanized. Landscape is described by doing several river cross sections. Alder formations do not exist, although some isolated alders can be found (*Alnus glutinosa*). In its place, a dense and continuous reed formation is found in both riparian edges. These cane formations were planted and favored in order to protect the river edges and avoid flooding. On the edges of these cane formations, isolated plants of *Fraxinus angustifolia, Populus alba*, *Ulmus minor*, *Robinia pseudoacacia* y *Populus* x *canadensis* are found. Heliophític vegetation (*Phragmites australis*) is scarce and it is found on the permanent lagoon formed on the river outlet. The sandy river bed is colonized by nitrohalophitic plants.

Key words: ash grove, linear lanscape, nitrophilous plant, reedbed, riparian vegetation.

INTRODUCCIÓN

El paisaje vegetal litoral en las desembocaduras de los ríos tiene unas características propias en relación con la topografia y las particularidades del curso fluvial. Igualmente puede afirmarse que el tramo final de los ríos está fuertemente influenciado por la proximidad del mar. Se presentan las variaciones de la vegetación de la llanura deltaica y de la desembocadura del río Tordera, en el límite entre las provincias de Barcelona y Girona (Panareda, 2008, 2009; Panareda et al. 2013).

El Tordera es un típico río mediterráneo situado en la parte septentrional del Sistema Costero Catalán. Nace en el macizo del Montseny (1700 m), la cima de la Cordillera Prelitoral, atraviesa la Depresión Prelitoral y la Cordillera Litoral y desemboca entre las poblaciones de Blanes y Malgrat de Mar. El curso principal tiene una longitud de 62 km. La litología de su cuenca es predominantemente silícea (granodioritas, leucogranitos, esquistos, limos y arcillas); las áreas calcáreas son escasas. El régimen es totalmente pluvial, lo que determina una gran irregularidad estacional y anual. El caudal natural sería permanente aunque con un marcado estiaje en verano; sólo en fases de extrema sequía desaparecería temporalmente la circulación superficial. A lo largo del siglo XX el período de estiaje ha ido aumentando a causa de la proliferación de las extracciones hídricas mediante minas, pozos y derivaciones, hasta el punto de establecerse una fase permanente más o menos larga con el lecho seco (Panareda y Boccio, 2007, 2007-2008, 2009; Panareda et al., 2001).

La aliseda sería la vegetación potencial en la primera franja forestal de la ribera en todo el recorrido excepto en el primer tramo del curso alto. Alcanzaría hasta la desembocadura y en muchos sectores del delta, pero su extensión ha sido muy reducida directamente o debido a la disminución del freático.

El proyecto de estudio tiene dos vertientes que convergen en su objetivo final, la estrictamente investigadora y la divulgadora. La investigación general se basa en tres grandes ejes: en la visión global del paisaje de ribera, en las características sectoriales de cada uno de los elementos naturales y en las consecuencias de la intervención secular por parte de las sociedades humanas que han vivido en sus proximidades. La divulgación de los resultados exige una gran clarividencia en la investigación, ya que una comunicación eficiente depende en gran medida de la precisión en las conclusiones y cómo estas son manifestadas.

La presente comunicación se concreta en qué aspectos de un paisaje de ribera interesa comunicar y se comenta el uso de paisajes lineales, como una de las síntesis. Un paisaje lineal es la representación de un territorio a lo largo de un recorrido, en el cual se ponen de manifiesto las variaciones espaciales, que son expresadas mediante símbolos asociativos. Las características principales son la concepción global de los paisajes representados, la simplificación y la generalización en relación con las escalas espacial, temporal y temática, el uso de símbolos asociativos y la diferenciación de la escala de detalle de cada elemento respecto a la escala de comunicación e interpretación del conjunto (Panareda y Boccio, 2012 y 2013).

En el presente texto se incluyen las ideas fundamentales de la aportación. En el póster que se presentará durante el congreso se insertarán los perfiles lineales resultantes.

METODOLOGÍA

La metodología general del proyecto ya ha sido expuesta en publicaciones previas. La metodología específica para la elaboración de los datos comentados se basa en la obtención de una síntesis de las unidades de paisajes y cuáles son los componentes determinantes a la escala correspondiente. Dicha compresión se obtiene a partir de la bibliografía y especialmente con trabajo de campo. Por otra parte es fundamental la comunicación con la persona que efectúa la representación gráfica.

Se trata que, por una parte, a partir de una interpretación geográfica se elabore una representación precisa de la realidad a una escala determinada y, por otra, se confeccione un perfil lineal técnica y artísticamente que permita una comunicación eficiente. Ello exige una total libertad por ambas partes y, a su vez una convergencia interpretativa desde las propias perspectivas (Panareda y Boccio, 2012 y 2013).

RESULTADOS

Tal como se ha indicado en la introducción, el paisaje vegetal potencial de la ribera del Tordera es una aliseda hasta la misma desembocadura. En la actualidad la aliseda se mantiene en relativamente buen estado en los sectores de montaña. En las llanuras y valles más o menos anchos ha sido destruida para su transformación en cultivos y hace unas pocas décadas para la plantación de chopos, plátanos y falsas acacias. En el tramo final del río y en todo el sector deltaico no existe ninguna aliseda, sólo algunos pies aislados de aliso.

Esta ausencia de alisedas en el delta es reciente. El propio P. Montserrat (1955-1964), que efectuó el trabajo sistemático de campo en la década de 1940 escribe que por el Tordera el aliso llegaba hasta el nivel del mar y ocupaba las charcas que se formaban en el delta. El mismo autor inserta una fotografía cuyo pie es sobradamente explícito: "Una especie de manglar mediterráneo formado por alisos en las marismas costeras del Tordera. Bajo los alisos de la charca se observan hierbas duras umbrófilas en verano y a pleno sol en invierno". Nada de este paisaje ha llegado hasta nosotros.

En su lugar la vegetación de ribera es un continuo cañaveral, que ha sido instalado por el hombre con objetivos múltiples: protección de las riberas frente a las crecidas fluviales y aprovechamientos diversos de las cañas (cestería, rodrigones, techos, etc.).

El resto del paisaje es un espacio agrícola de regadío, en clara regresión a causa del aumento de la superficie construida, a partir de los núcleos situados en sus extremos: Blanes, Malgrat de Mar, Palafolls y Tordera. A parte hay que considerar los campings, que ocupan en especial la franja costera próxima al río.

No existen lagunas o charcas en el delta. Han sido totalmente rellenadas con materiales diversos. Incluso algunos hoyos de dimensiones considerables excavados hace unas décadas para la extracción de áridos han tenido el mismo final.

La vegetación costera, constituida hasta hace unas pocas décadas por comunidades psamófilas relativamente bien estructuradas, ha desaparecido en su totalidad. La causa principal es, por una parte, la construcción de edificios o la instalación de campings. Por otra, están el uso sistemático de las playas por parte de bañistas y el conjunto de intervenciones para acondicionarlas para dicho fin. También hay que tener presente la dinámica de las corrientes marinas y del oleaje, en especial durante los temporales, que han hecho retroceder la línea de costa en buena parte del delta. La reposición de la arena ha disminuido a causa de la disminución de los aportes de sedimentos por parte del río Tordera y a diversas actuaciones en la costa, como el puerto de Blanes, construcciones diversas e instalaciones de muros protectores.

A parte hay que considerar la extensa duna que a lo largo del siglo XIX alcanzó dimensiones notables. Para contener el avance e impedir que invadiera los cultivos se repobló la zona dunar con pinos. Este pinar se ha convertido en las últimas décadas en un lugar preferido para la instalación de campings, lo que ha conllevado a la desaparición casi total de la vegetación característica.

Finalmente hay que contemplar la vegetación del lecho del río, que tiene una anchura entre los 100 y 150 metros en un trazado casi rectilíneo en los últimos kilómetros. Se trata de una realidad de origen antrópico para disponer de una mayor superficie agrícola de regadío y para facilitar la escorrentía, en especial durante las temibles crecidas.

En la actualidad el lecho del río es casi llano y constituido por una base de materiales arenosos, sobre los cuales el agua forma una corriente anastosomada con canales entrelazados separados por barras de arena de escasa altura. Pero la corriente superficial continua se interrumpe en verano, en años secos también en otros meses, a causa de la gran extracción de agua de su acuífero. El lecho seco se cubre en verano de una gran cantidad de hierbas,

mayoritariamente anuales y exóticas, a causa de la humedad edáfica y de la elevada cantidad de nutrientes (figura 1).

Los paisajes lineales se han establecido en una triple dirección. Por una parte se han elaborado a partir de itinerarios transversales al curso del río. En el tramo estudiado se han obtenido dos tipos de combinación de paisajes.

1) Cerca de la desembocadura las unidades establecidas son las siguientes, de oeste a este: área de campings, pista y terraplén aluvial artificial de protección, margen del cauce casi vertical con una plantación densa de cañas y pies aislados de fresnos, margen inferior del cauce entre el terraplén y una barra de arena que da lugar a una zona húmeda con carrizos, cauce fluvial temporalmente inundado y con una cobertura herbácea estival, extremo del cauce también con una franja con agua encharcada y con una población de carrizos, terraplén aluvial plantado con cañas, pista de paso y zona de regadío (figura 2).

Fig. 1: El curso del río Tordera formando una red anastosomada típica de los lechos anchos y planos. El cauce es limitado artificialmente por un terraplén elevado unos 2 metros y totalmente colonizado por una plantación de cañas (Fotografía de J.M. Panareda, 8 de marzo de 2014).

Fig. 2: Pequeña laguna en el tramo final del río Tordera cerrada al mar por una barra de arena, sólo abierta durante las crecidas. La laguna es rodeada por una franja de carrizo (Fotografía de J.M. Panareda, 8 de marzo de 2014).

2) A partir de medio kilómetro aguas arriba de la desembocadura dominan totalmente los cultivos de regadío y entre el cauce y el cultivo sólo está el terraplén aluvial colonizado por una masa alargada y densa de cañas con pies dispersos de fresnos en sus márgenes.

Estos perfiles son los presentados en el póster.

Otros perfiles han seguido la dirección perpendicular a la costa. Se han elaborado tres básicos,

1) En los sectores próximos a la desembocadura, con las unidades siguientes: superficie marina, playa, camping y cultivo de regadío.

2) En los sectores con construcciones junto a la costa: superficie marina, playa, construcciones de núcleos históricos y construcciones en el ensanche.

3) En el sector dunar: superficie marina, playa, duna repoblada con pinos y transformada en camping y cultivos de regadío.

La tercera dirección es aplicada a los sectores de contacto entre la llanura deltaica y las vertientes de los cerros próximos. Da lugar a series variadas, que a grandes rasgos se componen de tres unidades: cultivos de regadío, cultivos de secano al inicio de las vertientes y a menudo abandonados y vertientes colonizadas por una vegetación forestal diversa y que corresponde a diversas fases de regeneración a partir del abandono agrícola más o menos lejano.

CONCLUSIONES

Las alisedas son inexistentes, aunque se localizan alisos aislados. En su lugar predomina en ambas riberas un cañaveral denso y continuo, plantado y potenciado históricamente para la obtención de rodrigones y para protección de los márgenes durante las crecidas del río. Entre las cañas y especialmente en los márgenes del cañaveral se localizan pies aislados de fresno, que sólo muy puntualmente constituyen pequeñas fresnedas. Algunos fresnos actuales son el resultado de repoblaciones con fines conservacionistas, lo cual no es necesario ya que de manera espontánea germinan fácilmente en los sectores abiertos. También se localizan algunos pies de álamos blancos, con una población destacada en el margen derecho cerca de la desembocadura. Otros árboles presentes son el olmo, la falsa acacia, el plátano y los chopos.

La vegetación helofítica es escasa, localizada en la lagunita permanente del tramo final del río, separada del mar por una barra de arena.

En el lecho arenoso es colonizado por plantas nitrohalófilas y nitrófilas oportunistas a causa del largo período sin corriente superficial.

El resto de la llanura deltaica está constituido por cultivos de regadío o por áreas construidas, con una vegetación ruderal y arvense.

En el litoral ha desaparecido la totalidad de la vegetación espontánea específica y en su lugar domina la nitrohalófila.

Agradecimientos: Las ideas y los datos del artículo forman parte de los resultados del trabajo de investigación realizado en el marco del programa *Evolución de los paisajes mediterráneos de ribera,* PT2012-S05-PANAREDA, del *Institut d'Estudis Catalans*.

Referencias bibliográficas

Montserrat, P. (1955-64): "Flora de la Cordillera Litoral Catalana (porción comprendida entre los ríos Besós y Tordera)", *Collectanea Botanica*, 4(3): 351-398; 5(1): 1-86; 5(2): 297-351; 5(3): 613-657; 6(1-2): 1-48; 6(3): 387-453. [Edición en un único volumen el 1968, Caja de Ahorros de Mataró, Mataró, 425 p.].

Panareda, J. M. (2008): *L'evolució del paisatge mediterrani de ribera*, Institut d'Estudis Catalans, Barcelona, 58 p.

Panareda, J. M. (2009): "Evolución en la percepción del paisaje de ribera", *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 51: 305-324.

Panareda, J. M., Boccio, M. (2007). "Flora i paisatge vegetal de la costa del Maresme", *Atzavara*, 15: 165-174.

Panareda, J.M., Boccio, M. (2007-2008): "Efectos de la dinámica litoral inducidos por la actividad humana en áreas urbanizadas. El caso del Maresme (Barcelona)", *Territoris,* 7: 55-68.

Panareda, J. M., Boccio, M. (2009): "Regeneración de los espacios fluviales a consecuencia de su marginación. El caso del curso medio del río Tordera (Barcelona)", en A. R. Real, R. y A.L. Márquez, *Biogeografía Scientia biodiversitatis,* Universidad de Málaga, Málaga, pp. 275-283.

Panareda, J. M., Boccio, M. (2012): "La expresión gráfica del territorio mediante paisajes lineales", *Cuadernos Geográficos,* 51 (2): 78-95.

Panareda, J.M., Boccio, M. (2013): "Paisatges lineals del Congost", *Ponències. Revista del Centre d'Estudis de Granollers*, 18: 75-107.

Panareda, J.M., Farguell, J., Úbeda, X., Boccio, M. (2013): "La cua del pantà del Foix: transició entre el riu i l'embassament", en *III Monografies del Foix,* pp. 111-122. Barcelona, Diputació de Barcelona.

Panareda, J. M., Pintó, J., Romo, A. (2001): "Factors en la distribució de les plantes vasculars en el llit de la Tordera", en *Monografies*, 32, pp. 111-118.

EL PAISAJE VEGETAL ENTRE LA PLAYA DEL INGLÉS Y LA VEGA DE ARURE (LA GOMERA. ISLAS CANARIAS).

Arozena, M.E. (1), Panareda, J.M. (2),

(1) Departamento de Geografía e Historia. Universidad de La Laguna. maearozena@gmail.com
(2) Institut d´Estudis Catalans. jmpanareda@gmail.com

Resumen: El interfluvio que delimita Valle Gran Rey por el oeste, desde la Playa del Inglés hasta la Vega de Arure, es un magnífico ejemplo de la catena entre la vegetación litoral y la laurisilva del área central y más alta de La Gomera. Mientras los acantilados constituyen un paisaje definidor que prácticamente rodea todo el litoral de la isla, los arenales y las zonas húmedas son extremadamente escasos y La Playa del Inglés es uno de los pocos espacios litorales gomeros con notable diversidad del paisaje vegetal. El efecto del gradiente climático ha sido simplificado por el de la gestión tradicional de este territorio y hoy existe una dinámica espontánea de readaptación que hace más compleja la interpretación de la geografía de las comunidades vegetales.

Palabras clave: vegetación psamófila, vegetación halófila, vegetación xerófila, laurisilva, La Gomera.

Abstract (The plant landscape between Playa del Inglés and Vega de Arure (La Gomera. Canary Islands): The interfluve that delimits Valle Gran Rey in the west, from Playa del Inglés to Vega de Arure, is a splendid example of the catena of between coastal vegetation and laurel forest of the central and highest area of La Gomera. While the cliffs are a characteristic landscape that surrounds almost the entire island coastline, the sandy grounds and wetlands are extremely rare and Playa del Inglés is one of the few coastal sites of La Gomera with remarkable diversity of plant landscape. The effect of climate gradient has been simplified by the traditional management of this territory and today there is a spontaneous readaptation dynamics which complicates the interpretation of the plant communities geography.

Key words: psammophyte vegetation, halophytic vegetation, xerophytic vegetation, laurel forest, La Gomera.

INTRODUCCIÓN

El objetivo de esta comunicación es definir las comunidades vegetales existentes desde la costa hasta los 1.000 m de altitud, estudiar las variaciones espaciales en relación con los factores condicionantes y representarlas mediante perfiles. La metodología se basa en el trabajo de campo, el tratamiento de los datos de campo y la redacción y cartografiado de los resultados.

Los resultados se concretan en el establecimiento de las unidades de paisaje vegetal, en la definición de las comunidades vegetales presentes en cada una de estas unidades en el análisis de los factores condicionantes y en la tabla sintética.

UNIDADES DE PAISAJE VEGETAL

En una primera aproximación se diferencian cinco grandes unidades: la plataforma de abrasión marina, el acantilado fósil, la ladera occidental de Valle Gran Rey, la lomada de La Mérica y la Vega de Arure-Las Hayas (Arozena, 1991) (Figura 1).

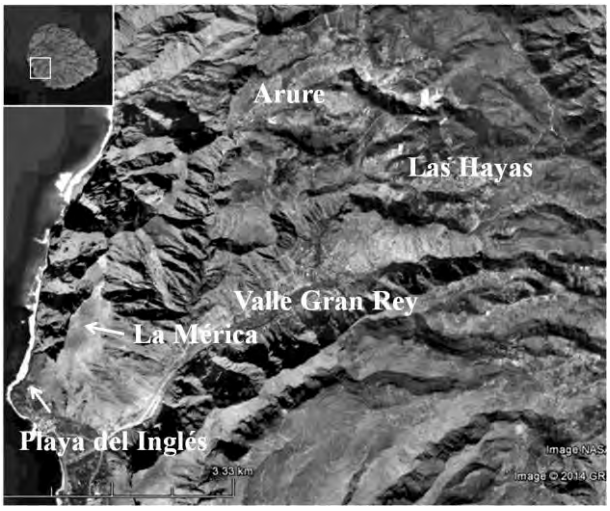


Figura 1. Localización del área de estudio.

Plataforma de abrasión marina de Playa del Inglés

Este espacio presenta un interesante mosaico de ambientes litorales diferenciados por el tipo de sustrato y por la topografía local. Aunque con valores naturales destacados, sufre la presión de la expansión urbanística de Valle Gran Rey y de la concentración de visitantes en la Playa del Inglés y alrededores inmediatos.

Acumulaciones rocosas

Estas formas corresponden a las digitaciones frontales del talud de derrubios de la base del acantilado antiguo, están integradas por grandes bloques y son las formas que alcanzan mayor altitud en el litoral, aunque no superan los 25 m. En ellas se desarrollan dos comunidades halófilas diferenciadas. En las crestas, más expuestas,

se encuentran las especies más tolerantes a la maresía; así, entre los fragmentos rocosos domina *Astydamia latifolia*, que convive con algún ejemplar de *Schizogyne sericea*, de *Kickxia scoparia* y de *Argyranthemum frutescens*. En las laderas se mantienen algunos salados (*Schizogyne sericea*) y entra *Lycium intricatum*, aunque la especie dominante es *Salsola divaricata*, que llega a formar un matorral muy cerrado, y en algunos lugares convive con *Tamarix canariensis*.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Mesembryanthemum crystallinum	2														
Salsola divaricata	2														
Tamarix canariensis	2														
Traganum moquinii	1														
Zygophyllum fontanesii	1														
Astydamia latifolia	2	1	1												
Fagonia cretica	2	1	1												
Schizogyne sericea	2	1	1	1											
Aizoon canariense	2	1	1	1	1										
Lycium intricatum	1	1	1	1	1	1									
Periploca laevigata	1	1	1	1	1	1									
Plocama pendula	1	2	2	2	2	1	1								
Ceballosia fruticosa	1	1	1	1	1	1	1	1							
Launaea arborescens	1	2	2	2	2	2	2	1							
Kleinia neriifolia	1	2	1	1	1	1	1	1	1						
Aeonium decorum	1	1	1	1	1	1	1	1	1						
Lavandula multifida	1	1	2	2	2	2	2	1	1						
Rumex lunaria	1	2	1	1	1	1	1	1	1						
Euphorbia berthelotii	1	2	2	2	3	3	2	1	1	1					
Opuntia ficus-indica	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1					
Agave americana	1	2	2	2	1	1	1	2	2	1	1				
Artemisia canariensis	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1				
Euphorbia balsamifera		1	1	1	1	1	1								
Euphorbia canariensis		1	1	1	1										
Euphorbia obtusifolia			1	1	1	1	1	1	2	1					
Neochamaelea pulverulenta				1	1	2	2	1							
Juniperus turbinata							1	1	1						
Cynara cardunculus							1	1	1	1	1				
Cistus monspeliensis								1	2	2	2	1	1		
Adenocarpus foliosus								1	1	2	2	1	1	1	
Chamaecytisus proliferus									1	2	3	3	2	1	
Erica arborea								1	1	2	3	3	3	3	3
Myrica faya									1	1	3	3	3	3	3
Laurus novocanariensis									1	1	3	3	3	3	3
Ilex canariensis										1	3	3	3	2	2
Persea indica											1	1	1	1	1

Tabla 1. Distribución altitudinal de plantas representativas del sector WSW de la Gomera (Valle Gran Rey). 1: planta localizada; 2: planta frecuente; 3: planta abundante. La fila superior corresponde al intervalo altitudinal cada 100 metros: 0 (0-100 m), 1 (100-200 m).

Arenales

Una de las mayores depresiones topográficas que quedan entre los lomos rocosos está abierta al NNW, donde se sitúa la estrecha formación arenosa de origen detrítico de la Playa del Inglés. En esa hondonada se acumula la arena transportada por el viento y se reconoce una catena de especies psamófilas que resulta de las diferencias en el grado de estabilidad de la arena y que, a su vez, se debe a la topografía local. Así, en los lugares más bajos existe un pasillo de entrada y removilización de la arena, en cuyos márgenes vive *Mesembryanthemun crystallinum,* con escaso recubrimiento vegetal. En el fondo del pasillo, donde la dinámica de acumulación es más activa, hay una secuencia de especies organizada según su tolerancia a la inestabilidad: *Traganum moquinii*, en primera línea, seguida de una banda estrecha de *Zygophyllum fontanesii*, desde la que se pasa al matorral de halófilo de *Salsola divaricata* propio de los lomos rocosos. En el resto de los bordes del pasillo domina *Salsola divaricata*, con *Zygophyllum fontanesii* disperso en los lugares más bajos y llanos.

Charco del Cieno

Entre el cordón de cantos de playa del frente de la plataforma de abrasión y las acumulaciones de bloques procedentes del talud se localiza un charco de aguas someras, que se llena por infiltración, con la fluctuación de la marea. Algunos de sus márgenes presenta un contacto brusco con el matorral de *Salsola divaricata* y *Tamarix canariensis*, pero en los de menor pendiente se produce una transición mediante una acumulación de cieno, en la que hay algunos ejemplares de *Zygophyllum fontanesii*, un matorral de esta especie, desde el que se pasa al matorral cerrado de *Salsola divaricata* o al cordón de cantos de playa.

Este espacio ha sido declarado *Sitio de Interés Científico* por ser uno de los pocos humedales de la isla, con buena representación de plantas halófilas y de aves limícolas.

Acantilado fósil

Esta unidad se divide en dos ambientes diferenciados por la pendiente, el sustrato y la vegetación: el escarpe y el talud de derrubios. El primero, muy pobre en especies, es una pared vertical de casi 500 m de desnivel, que corta los basaltos horizontales, la formación litológica gomera más reciente y más resistente a la erosión.

Apoyado en su base, y prolongado localmente por la plataforma de abrasión marina, existe un potente talud de derrubios formado en su mayor parte por bloques de gran tamaño. Aquí se desarrolla un abierto matorral xerófilo con marcada tendencia halófila, de manera que en sus sectores más estables domina *Schizogyne sericea*, mientras que en los más pendientes y dinámicos sólo entra *Plocama pendula*.

La ladera occidental de Valle Gran Rey

Formando ángulo con el acantilado, la ladera occidental de Valle Gran Rey tiene una pendiente de 30º en su base, que se incrementa con la altitud y en su mitad superior supera los 45º. Por esta ladera pasa el camino que comunicaba dos espacios agrícolas complementarios, el de regadío del fondo del valle y el de secano de la lomada de La Mérica. Es un espacio muy antropizado, con bancales de cultivo abandonados en la parte baja y pastoreado hasta épocas recientes en el resto.

El tipo de uso y el momento de su abandono son los principales factores determinantes de la geografía interna del matorral xerófilo, que sigue una pauta marcada por la adaptación del aprovechamiento a la pendiente local, a la existencia de depósito sedimentario y al grado de continuidad del suelo. Así, las especies halófilas menos competitivas, como *Euphorbia balsamifera* y *Neochamaelea pulverulenta* debieron quedar relegadas a las áreas menos accesibles y hoy aparecen por encima de 150 m y dan fisonomía al paisaje cerca de los 300 y por encima de los 500 m respectivamente (Tabla 1). Estas especies están cada vez mejor representadas y avanzan hacia abajo, integrándose en un matorral secundario en el que domina el endemismo gomero *Euphorbia berthelotii,* con *Schizogyne sericea, Kleinia neriifolia, Plocama pendula, Periploca laevigata, Lavandula multifida*, etc., cuya importancia relativa varía con la continuidad y la potencia de la formación superficial. Algo parecido ha pasado con el cardón (*Euphorbia canariensis*), con una población muy escasa y relegado a los escarpes existentes en la ladera, o con *Juniperus turbinata*, que se mantiene sólo por encima de 600 m y también en paredes más o menos inaccesibles (Tabla 1).

La Lomada de La Mérica

La gran resistencia que ofrecen a la erosión los basaltos subrecientes de carácter horizontal es la causa de que la ladera occidental de Valle Gran Rey no haya retrocedido mucho y de que el interfluvio culmine en forma de amplia rampa (Arozena, 1991).

Esta topografía ha sido decisiva para el paisaje vegetal actual, pues toda lomada fue cultivada hasta hace 35-40 años y hoy sigue siendo localmente aprovechada para el ganado. Los antiguos campos están colonizados por un matorral muy abierto de *Euphorbia berthelotti, Launaea arborea* y, localmente, *Echium aculeatum*. En los lugares más pastoreados desaparece la primera y sólo hay *Launaea arborescens, Cynara cardunculus* y herbáceas, con concentraciones locales de *Asphodelus aestivus* y *Convolvulus althaeoides*.

La Vega de Arure - Las Hayas

La gran potencia de los basaltos subrecientes de carácter horizontal en el área central de la isla ha dificultado que la erosión remontante de Valle Gran Rey remodele las formas torrenciales aguas arriba de los 800-900 m de altitud. Así, los afluentes que parten de la divisoria de la isla y drenan este valle han quedado colgados por encima de esa cota y presentan un relieve poco accidentado, con una pendiente media inferior a 25º y un desnivel entre los cauces e interfluvios que no supera los 150 m. Corresponde al sector SW de la llamada "meseta central" de la isla, que permite la influencia del mar de nubes del alisio en la vertiente de sotavento, por lo que es área potencial del monteverde (Arozena, 1991). Se trata de un espacio muy fértil, muy explotado desde hace siglos para la agricultura, la ganadería y la obtención de recursos forestales y cuyo sector más alto forma parte del Parque Nacional de Garajonay, declarado en 1981. En 2012 gran parte de la Vega de Arure-Las Hayas fue afectada por un incendio forestal.

El paisaje actual está definido por un mosaico de poblamiento concentrado y campos cultivados, en las hondonadas de Arure y Las Hayas, campos abandonados recientemente, diversos tipos de matorrales secundarios y laurisilva.

Este mosaico está absolutamente ligado a la historia de los aprovechamientos de este espacio (Fernández, 2009) y ésta ha estado muy guiada por la topografía local.

El matorral de *Cistus monspeliensis*, con *Artemisia canariensis* y *Euphorbia obtusifolia*, domina en los interfluvios quemados recientemente del área más baja y menos afectada por el mar de nubes. El matorral de *Adenocarpus viscosus*, con *Erica arborea, Cistus monspeliensis* y *Chamaecytisus proliferus* se desarrolla en las laderas y en algunos fondos por encima de los 900 m; la plantación local de la última especie por su función de forrajera es la razón de que exista una variante de este matorral dominada por ella. Por encima existe un matorral de porte variado -entre 1,5 y 3-4 m- de *Erica arborea* y *Myrica faya*, en el que localmente se añaden *Laurus novocanariensis* e *Ilex canariensis*. En el sector más alto, ya dentro del Parque Nacional de Garajonay, se desarrollan distintas expresiones de bosque secundario de laurisilva, en los que ya se integran otras especies como *Persea indica,* y la proporción de planifolios es ya muy superior a la población de *Erica arborea*.

CONCLUSIONES

El paisaje vegetal de este sector de la isla está determinado por la estrecha relación que existe entre las estructuras geológicas, la topografía y la variedad de ambientes climáticos. El papel de la topografía es decisivo a varias escalas, pues la altitud establece una gradiente bioclimático, pero éste presenta imbricaciones constantes relacionadas con la topografía local.

El paisaje definido por los factores naturales ha experimentado una gran transformación histórica, a su vez guiada por la topografía, y hoy se asiste a otra fase de cambio, en este caso espontáneo, por el abandono de diferentes tipos de usos. El resultado de estos dos procesos contrarios se evidencia en el dominio de los matorrales en el área de influencia del mar de nubes, donde naturalmente éstos tendrían que estar refugiados en riscos. La localización de especies concretas también refleja el cambio experimentado. *Juniperus turbinata* aparece sólo en situaciones refugio en paredes verticales y poco accesibles, constituyendo puntos de referencia antiguos y actuales. *Euphorbia balsamifera* también quedó acantonada en los sectores más elevados de su área potencial, desde donde ahora se expande. Lo contrario ha ocurrido con *Launaea arborescens* y *Euphorbia berthelotii*, que, por su carácter colonizador, han sido favorecidas por el abandono de los cultivos de medianías, han subido mucho en altitud y caracterizan hoy espacios que corresponden al dominio potencial de otras especies. Sin embargo, *Erica arborea* está ausente incluso en sectores refugio en franjas altitudinales más bajas de las que aparece hoy. *Salsola divaricata* y *Tamarix canariensis* se han visto favorecidas por el abandono de los usos tradicionales del litoral, pero las comunidades psamófilas y halófilas están hoy controladas por un proceso bipolar: la construcción y la protección ambiental.

Referencias bibliográficas

Arozena, M.E. (1991): *Los paisajes naturales de La Gomera*, Excmo. Cabildo Insular de La Gomera. S/C de Tenerife, 346 p.

Fernández, A.B. (2009): "Los usos tradicionales en el monte gomero y su incidencia en el ecosistema", en A.B. Fernández (coord.): *Parque Nacional de Garajonay. Patrimonio Mundial*. OAPN, Madrid, pp.: 599-621.

EL PAISAJE VEGETAL DE UN LITORAL MEDITERRÁNEO INTENSAMENTE URBANIZADO. EL CASO DEL MARESME NORTE (BARCELONA)

Sánchez-Camacho, O. (1), Panareda, J.M. (2)

(1) Parc del Montnegre i el Corredor. Diputació de Barcelona. olisanca@hotmail.com
(2) Institut d'Estudis Catalans. jmpanareda@gmail.com

Resumen: Se estudian los cambios en el paisaje vegetal de la franja litoral del sector septentrional del Maresme (NE de Barcelona) mediante la interpretación de los datos obtenidos en la consulta documental y el trabajo de campo. Se diferencian cuatro grandes ambientes. Los cerros constituidos por rocas intrusivas y materiales paleozoicos con usos agrícolas hasta mediados del siglo XX, momento en que fueron abandonados. La franja costera era rica en plantas psamófilas hasta la década de 1940, pero predominan las poblaciones de plantas nitrófilas y ruderales exóticas. La franja intermedia era tierra de cultivo la primera mitad del XX, que ha sido urbanizada en las últimas décadas. En la llanura deltaica el espacio urbanizado se localiza especialmente en las proximidades de la costa; en el resto predomina la horticultura intensiva de regadío. En la ribera del río Tordera existe un cañaveral denso y continuo.

Palabras clave: degradación del litoral, paisaje litoral, uso del suelo, vegetación litoral, vegetación ruderal.

Abstract (The landscape vegetation of a Mediterranean coast intensely urbanized. The case of North Maresme (Barcelona): The vegetation of the coastal fringes notable wins over the last decades transformations, especially the abandonment of traditional activities and increased urban space. The Maresme, north of the city of Barcelona, between the rivers Besos and Tordera is a prototype coastal areas historically transformed. The vegetation of the northern sector of the Maresme presents communication. Is selected strip 1.500 meters wide between courses Tordera and the stream of Pineda de Mar, they are approximately 9 kilometers in their mouths. It describes how the vegetation has been during the nineteenth and early twentieth century, and how it has changed because of land-use changes and urban expansion in the second half of the twentieth century.

Key words: coastal degradation, coastal landscape, land use, coastal vegetation, ruderal vegetation.

INTRODUCCIÓN

El paisaje vegetal de las franjas litorales ha sufrido transformaciones notables a lo largo de las últimas décadas. Por una parte, el abandono de las actividades tradicionales ha conllevado la regeneración vegetal. Por otra, la expansión urbanística ha tapizado el territorio de una capa continua de cemento y asfalto, reduciendo la vegetación a una cobertura discontinua con el predominio de plantas exóticas y oportunistas de carácter ruderal. En el litoral de la región mediterránea existen largas franjas con un espacio construido continuo a causa de las condiciones climáticas que favorecen los usos de ocio.

La comarca del Maresme, situada al norte de la ciudad de Barcelona, entre los ríos Tordera y Besós, es un prototipo de espacio litoral históricamente muy transformado por diversas actividades humanas y que a lo largo de las últimas décadas ha sufrido grandes modificaciones en su paisaje a causa de los cambios socioeconómicos y técnicos (Panareda y Boccio, 2007 y 2007-2008).

Fig. 1: Localización del ámbito de estudio. Elaboración propia. Fuente: ICC.

En la comunicación se presenta el paisaje vegetal del sector septentrional del Maresme. Se ha seleccionado la franja de 1.500 metros de ancho entre los cursos del río Tordera y la riera de Pineda de Mar, que distan unos 9 kilómetros en

sus respectivas desembocaduras. Se expone cómo ha sido, dicho paisaje, durante el siglo XIX y primera mitad del XX, y cómo se ha transformado a causa de los cambios de uso y la extensión urbanística en la segunda mitad del siglo XX. Interesa también plantear cómo se prevé la dinámica y evolución en un futuro próximo, como base para la gestión territorial.

METODOLOGÍA

La metodología se basa en cuatro fases principales. Una vez planteado el estudio se realiza la recogida de datos: localización y análisis de documentos que nos muestran información acerca de los usos, coberturas, comunidades vegetales y flora a lo largo de los dos últimos siglos (catastros, escrituras, mapas, fotografías, libros, artículos) y trabajo de campo para identificar la localización de datos bibliográficos, cartografiar el paisaje vegetal actual e inventariar comunidades y poblaciones. Entre los estudios florísticos destaca la aportación del botánico P. Montserrat, natural de Mataró, capital del Maresme, y que efectuó un intenso trabajo de campo por dicha comarca a lo largo de la década de 1940; sus aportaciones constituyen una base de referencia de primer orden para el presente trabajo (Montserrat, 1944-1964). En segundo lugar se ordena la información y se almacena en diversas bases de datos. En tercer lugar se interpreta el conjunto de los datos y se confeccionan tablas, diagramas y mapas. Finalmente se elaboran y se redactan los resultados.

RESULTADOS

Los resultados se sintetizan en mapas y esquemas, los cuales representan la distribución de los paisajes vegetales más significativos en momentos históricos concretos. Se exponen en cuatro grandes grupos según el ambiente: los cerros litorales, la franja costera, la franja entre los cerros y la costa y la llanura deltaica del río Tordera.

Los **cerros** están constituidos por rocas intrusivas y materiales metamórficos paleozoicos (calizas, pizarras) que dan lugar a suelos muy diversos y a su vez una vegetación muy variada. La topografía con cerros abruptos condicionados por la presencia de materiales más resistentes a la erosión ha influido en los usos y paisajes claramente diferenciados.

Hasta mediados del siglo XX predominaban los usos agrícolas de secano con olivos, algarrobos, almendros y viña. Los espacios forestales ocupaban una superficie escasa. Las masas arbóreas eran intensamente pastoreadas.

Ya a finales del siglo XIX se abandonaron algunas tierras a causa de la plaga de la filoxera y del inicio del proceso de industrialización y urbanización de Barcelona y Mataró. Pero fue a partir de la década de 1950 cuando la actividad agrícola disminuyó drásticamente a causa de los cambios socioeconómicos y técnicos. A su vez, a partir de esta misma década se iniciaron las primeras actuaciones urbanísticas más allá del espacio de los núcleos de población preexistentes.

Fig. 2: Evolución del paisaje del área de estudio. Ortofoto 1956 – 2014. Elaboración propia Fuente: ICC.

El mosaico actual está en estrecha relación tanto con las condiciones naturales como con el tipo de cultivo previo y la época de abandono. Existe un total dominio de las masas forestales, sólo interrumpidas por las urbanizaciones. La encina, el alcornoque y los pinos (pino piñonero y pino carrasco) son las especies imperantes. La dinámica natural favorece la expansión de la encina frente a los demás árboles tradicionalmente plantados o favorecidos. Los robles son escasos, aunque su presencia es creciente. La vegetación potencial de la mayor parte de las vertientes de los cerros es un encinar con robles. En las crestas y afloramientos rocosos el encinar progresa con dificultad, lo que puede indicar que la vegetación potencial estaría constituida por una máquia de *Quercus ilex, Phillyrea latifolia, Rhamnus alaternus Juniperus oxycedrus* y *Pistacia lentiscus.*

En la **franja costera** P. Montserrat da testimonio de la presencia de diversas plantas psamófilas, algunas como abundantes a lo largo de las playas del Maresme, de las cuales muchas están actualmente extinguidas, o sólo se localizan en sectores muy concretos y con poblaciones muy empobrecidas. Son ejemplo de ello *Elymus farctus, Euphorbia paralias, Glaucium flavum, Medicago marina, Polygonum maritimum, Silene niceensis* y *Sporobolus pungens*. Sólo destaca la abundancia de *Cakile maritima* y *Salsola kali,* de características nitrohalófilas. Actualmente dominan las plantas ruderales y banales, muchas de ellas alóctonas. La causa de estas modificaciones es el cambio de uso con un predominio de las actividades de ocio.

En las desembocaduras de las rieras había pequeñas manchas residuales de humedales, totalmente desaparecidas en la actualidad. Ahora sólo se localizan poblaciones de plantas nitrófilas y ruderales exóticas, las cuales alcanzan un gran desarrollo en primavera y verano a causa de la abundancia de nutrientes.

En la **franja intermedia,** entre los cerros y la costa, dominaban las tierras de cultivo durante el siglo XIX y primera mitad del XX. La vegetación era predominantemente ruderal y arvense a excepción de los márgenes de las rieras con manchones residuales de vegetación de los lechos secos, con la presencia destacada de árboles plantados (almez, plátanos y diversos frutales) y grupos de cañas y sauces.

En la actualidad la mayor parte del suelo agrícola se ha transformado en suelo urbanizado y las rieras han sido canalizadas con la desaparición casi total de la vegetación espontánea. A medida que el curso se aproxima a los cerros la intervención ha sido menor y todavía se localizan franjas de vegetación de ribera más o menos degradadas.

Si el contacto entre la llanura y los cerros es suave el paisaje está constituido por un mosaico de espacio edificado y agrícola, y pasa progresivamente al dominio de los bosques y matorrales. Pero si el contacto es brusco la construcción, o en su caso el campo, contacta súbitamente con el bosque. Cuando la pendiente aumenta la cobertura actual es forestal. En esta franja el paisaje forestal es más heterogéneo a causa del abandono más reciente. Dominan las maquias o un bosque bajo de encinas con un estrato alto de pinos.

En la **llanura deltaica** el espacio urbanizado se localiza especialmente en las proximidades de la costa. En el resto predomina la horticultura intensiva de regadío. La vegetación es totalmente ruderal y arvense con la presencia muy escasa de poblaciones de plantas higrófilas junto a los pozos y antiguas acequias. En la ribera del río Tordera hay un cañaveral denso y continuo a ambos lados con la presencia en sus bordes de algunos pies de fresno, álamo blanco, olmo y sauces.

CONCLUSIONES

El paisaje vegetal del Maresme Norte ha sufrido grandes transformaciones a lo largo de los dos últimos siglos a causa de los cambios en los usos y aprovechamientos. De un espacio dominantemente agrícola se ha pasado a una bipolarización con coberturas urbanas y forestales, quedando muy relegadas las actividades agrícolas.

El conjunto de la vegetación se ha regenerado de manera relativamente rápida a causa de los suelos derivados de la alteración de los granitos y del clima mediterráneo subhúmedo marítimo. Apenas existen aprovechamientos forestales, a excepción de las intervenciones preventivas frente a los incendios. La tendencia es el establecimiento espontáneo de un encinar con robles, a excepción de las crestas y afloramientos rocosos, especialmente en calizas y leucogranitos, en donde la sequía estival se hace más evidente. En estos sectores la vegetación potencial es una maquia y en situaciones extremas una comunidad rupícola.

En las partes inferiores de los cerros y en las llanuras litorales domina el espacio construido, que progresivamente va colonizando los restos de las parcelas cultivadas; sólo en el área deltaica del río Tordera el área cultivada es todavía considerable. Por todo ello la vegetación es claramente ruderal y arvense.

La vegetación de las playas albergaba elementos psamófilos destacados hasta la década de 1950. A partir de esta fecha la urbanización hasta el mismo límite del agua marina y los usos turísticos han hecho desaparecer toda vegetación específica, y se han extendido las plantas ruderales y nitrófilas.

El presente trabajo continuará, por una parte, con el análisis e interpretación de nuevos documentos que permitan profundizar la evolución del paisaje vegetal. Por otra, se efectuará un seguimiento de la sucesión de las comunidades vegetales hacia la formación de bosques maduros. En este sentido se tendrá especial atención a los sectores donde las condiciones topográficas, edáficas e hídricas no permiten el establecimiento de un bosque, sino una maquia, una garriga o sólo una comunidad rupícola abierta.

Referencias bibliográficas

Massons, J.M.: *Història de la vila de Santa Susanna*, Ajuntament de Santa Susanna, 536 p.

Montasell, J.M. y Salamaña, I. (2006): “L’agricultura a Malgrat”. Recull d’articles. Ajuntament de Malgrat de Mar.

Montserrat, P. (1955-64): "Flora de la Cordillera Litoral Catalana (porción comprendida entre los ríos Besós y Tordera), *Collectanea Botanica*, 4(3): 351-398; 5(1): 1-86; 5(2): 297-351; 5(3): 613-657; 6(1-2): 1-48; 6(3): 387-453. [Edición en un único volumen: (1968), Caja de Ahorros de Mataró, Mataró,425 p.].

Mora, M.T. (1996): *Malgrat al vuit-cents. Estudi socioeconòmic*, 2a beca de investigación Vila de Malgrat de Mar, Ajuntament de Malgrat de Mar, 236 p.

Panareda, J. M. y Boccio, M. (2007). "Flora i paisatge vegetal de la costa del Maresme", *Atzavara*, 15: 165-174.

Panareda, J.M. y Boccio, M. (2007-2008): "Efectos de la dinámica litoral inducidos por la actividad humana en áreas urbanizadas. El caso del Maresme (Barcelona)", *Territoris,* 7: 55-68.

Valbonesi, F. (2005): Malgrat de Mar (1975-2002). Creixement urbà dins la Regió Metropolitana de Barcelona, Ajuntament de Malgrat de Mar, Malgrat de Mar, 258 p.

LAS COMUNIDADES VEGETALES TERRESTRES DEL SALADAR DE BRISTOL (CORRALEJO, FUERTEVENTURA, ISLAS CANARIAS)

Beato, S., Poblete, M. A., Ruiz-Fernández, J., Marino, J. L., García, C., Gallinar, D.

Departamento de Geografía. Universidad de Oviedo. Campus del Milán. Avda. Tte. Alfonso Martínez, s/n. 33011 Oviedo (Asturias), España. uo187213@uniovi.

Resumen: El Saladar o Charco de Bristol está situado al Norte de la isla de Fuerteventura, cerca de la localidad de Corralejo**.** Se trata de un pequeño enclave de apenas 0,2 km^2 muy antropizado y degradado, que sin embargo aloja una gran biodiversidad. Se analizan y cartografían en esta comunicación las comunidades vegetales terrestres de este hábitat: saladar cespitoso encharcado, saladar genuino y de mato moro, matorral halófilo costero de roca y matorral nitrófilo árido. A pesar de su valor ecológico y de albergar especies catalogadas como protegidas, por su interés especial para los ecosistemas canarios, este reducido espacio natural no goza de ninguna figura de protección.

Palabras clave: Saladar; *Sarcocornia perennis*; Vegetación halófila costera; Corralejo; Islas Canarias.

Abstract (The land plant communities of the Bristol salt marsh (Corralejo, Fuerteventura, Canary islands): Near the town of Corralejo in the north of the island of Fuerteventura is the Saladar or Charco de Bristol. It is a small place (barely 0,2 km2) very anthropic and degraded, but at the same time has a high degree of biodiversity. The land plant communities of this habitat are analyzed and mapped in this communication: salt marsh vegetation, coastal halophile shrubs communities and xeric nitrophile shrubs communities. Despite its ecological value and it is harboring plant species listed as protected because of its special interest to the canaries ecosystems, this small natural area doesn't enjoy any form of protection.

Key words: Salt marsh; *Sarcocornia perennis*; Coastal halophile vegetation; Corralejo; Canary Island.

INTRODUCCIÓN

Los estudios sobre la vegetación de Fuerteventura (isla declarada Reserva de la Biosfera) son abundantes pero se centran fundamentalmente en los espacios naturales protegidos. Cabe destacar entre otras las aportaciones que describen las asociaciones de plantas vasculares (Rodríguez et al., 2000) de este territorio de paisajes vegetales fuertemente transformados (Criado, 1990). Sin embargo, hasta la fecha no existen trabajos específicos sobre el Saladar de Bristol aunque sí figura en trabajos generales sobre vegetación o en investigaciones botánicas sobre especies concretas (Fernández y Santos, 1983).

El Saladar o Charco de Bristol se encuentra al Norte de la isla de Fuerteventura junto a la localidad de Corralejo, dentro del municipio de La Oliva. Se trata de una pequeña depresión litoral inundada parcialmente por un brazo de mar durante las pleamares, lo que condiciona a las formaciones vegetales debido a los continuos aportes de sedimentos marinos y de sales minerales. Si a esto unimos unas condiciones climáticas áridas y un sustrato rocoso variado formado tanto por materiales volcánicos como por sedimentos marinos y eólicos, el resultado es un aumento de la riqueza natural que se plasma en la presencia de diversos biotopos en un espacio muy reducido.

Fig.1: Localización del área de estudio.

Los objetivos de la investigación son: el estudio y cartografía de las comunidades vegetales terrestres del Saladar de Bristol y el análisis del estado de conservación y los riesgos que amenazan este hábitat.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se halla en el borde más septentrional de la denominada Hoya del Caballo, zona deprimida por debajo de los 30 m de altitud en el extremo NE de la isla, donde las lavas emitidas por el complejo volcánico pleistoceno de Bayuyo (270 m) pierden volumen hacia su contacto con el mar (Fig. 1). En esa progresión descendente los malpaíses van quedando cubiertos por arenas de origen marino hasta llegar al frente costero donde,

sobre una pequeña plataforma de abrasión litoral, está depositada una banda de cantos rodados y aplanados por la acción del oleaje (*callao*). Cabe subrayar, que hoy en día, debido a la expansión de la ciudad de Corralejo, gran parte de la Hoya y de la línea de costa está completamente urbanizada, salvo el Saladar de Bristol.

Este sector de la isla de Fuerteventura presenta unos rasgos climáticos caracterizados por unas precipitaciones muy bajas, entre 50 y 100 mm. de media anual, distribuidas de manera irregular y que aparecen en gran medida de manera torrencial como es propio en estas islas. Por otro lado, las temperaturas son suaves con medias anuales entre 15 y 25 ºC, la humedad relativa media es del 70% por la influencia oceánica y la insolación muy alta por la inexistencia de un relieve capaz de influir en la formación o retención de la nubosidad. Los fuertes vientos que azotan la isla todo el año son otro importante factor a tener en cuenta para el desarrollo de la vegetación, predominando los de dirección N con velocidades medias de entre 7 y 10 m/s (MMA, 2006).

METODOLOGÍA

La elaboración de este estudio se ha llevado a cabo inventariando las plantas vasculares presentes en el Saladar de Bristol y su entorno, realizando transectos en los que se ha recogido información sobre las condiciones del sustrato y de las asociaciones vegetales. Junto con el trabajo de campo se ha procedido a la fotointerpretación de imágenes aéreas y del ortofotomapa del PNOA. Los datos se han incluido en un SIG con el que se ha elaborado un mapa de vegetación actualizado.

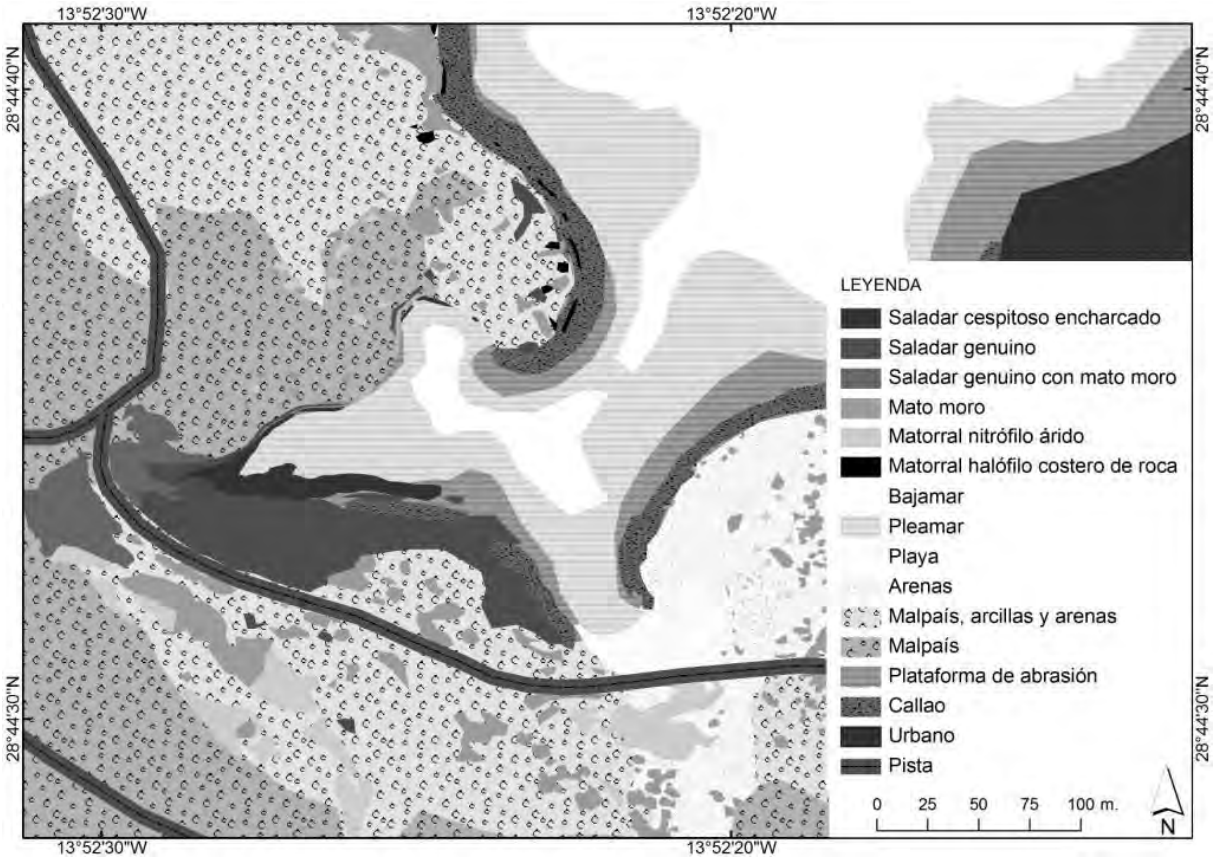


Fig. 2: Mapa de distribución de formaciones vegetales del saladar de Bristol.

DISCUSIÓN Y RESULTADOS

El Saladar de Bristol apenas alcanza medio km², gran parte ocupado por un canal natural de más de 100 m de largo por el que el mar rompe la línea de costa, introduciéndose con dirección N - S en la superficie isleña. Esta entrada de agua marina se abre hacia poniente inundando una pequeña depresión litoral, donde una menor influencia del oleaje posibilita la deposición de lodos en el espacio intramareal y la existencia de *Sarcocornia perennis* (Fig. 2). En la terminación meridional del canal la mayor energía de las aguas atraviesa los callaos que lo bordean generando una superficie tendida de arena que conecta con el espacio dunar oriental, reducido a unos escasos metros cuadrados por la expansión urbana de Corralejo. Hacia el Sur y el Oeste, se desarrollan comunidades propias de saladar sobre materiales arenoso-arcilloso que recubren esta área deprimida del malpaís situada por debajo de los 5 m de altitud. Se trata de las asociaciones *Zygophyllo fontanesii – Arthrocnemetum macrostachyi* (Fernández y Santos,

1983) y *Suadetum verae* (O. Bolos & Molinier, 1958) que constituyen las manchas más importantes de vegetación.

Por otro lado, en la parte superior de los callaos y en su borde posterior aparece *Frankenio capitatae – Zygophylletum fontanesii* (Rivas-Martínez et al, 1993).

Saladar cespitoso encharcado o de marisma

La asociación *Sarcocornietum perennis* (F. Galván & Santos, 1984) se desarrolla sobre suelos limosos con arenas o arcillas que reciben importantes aportes salinos por lo que aparece en el horizonte inferior de saladares (zonas inundadas diariamente por el mar con la subida de las mareas pudiendo quedar sumergida parcial o totalmente), marismas o marjales salinos. El Charco de Bristol es el único espacio en la isla de Fuerteventura donde podemos encontrar comunidades de *Sarcocornia perennis* (salado de marisma). Se presenta en manchas continuas y densas con una altura no superior a los 20 cm. Esta especie sólo se halla en cuatro enclaves en las islas Canarias orientales, por lo que está incluida en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias como planta de interés especial. En la última evaluación encargada por el Gobierno de Canarias (2009) alcanzaba una extensión estimada en cuatro cuadrículas UTM de 500 m de lado (2 km²) y de 4.000 m² en la memoria de seguimiento de especies amenazadas (2002). Sin embargo, en la actualidad su extensión es de apenas 1.247 m² a tenor de los cálculos que hemos efectuado mediante SIG. Su hábitat es muy vulnerable pues se sitúa en la transición del infraestero al supraestero del saladar, recibiendo todo tipo de desechos urbanos arrojados por el mar que quedan enredados entre las plantas de la comunidad. Otros vertidos marinos de origen antrópico, el pisoteo debido a su condición de tránsito de personas y mascotas y el abandono de basuras en el lugar aumentan aún más la fragilidad de esta especie en el Saladar de Bristol.

Saladar genuino

En algunos puntos del supraestero y por encima de éste encontramos la comunidad *Zygophyllo fontanesii – Arthrocnemetum macrostachyi*. Está caracterizada por dos especies: *Arthrocnemum macrostachyum*, también conocida como sapillo, aparece ya en el límite superior del infraestero acompañando en algunas ocasiones a *Sarcocornia perennis*. Se extiende en forma de matas dispersas de hasta 1,50 m de altura hacia el interior donde tiene que resistir largos períodos de sequía y la intromisión de *Suaeda vera* ya en zonas arenosas y arcillo-arenosas (siempre salinas) alejadas de las mareas diarias. Con esta especie abarca una relativa gran superficie, muy densa y continua en el Oeste del área de estudio (solo rota por la existencia de un camino de tierra), en la que no existe un claro dominio de una especie sobre otra, por lo que las hemos cartografiado en un polígono diferente y mixto.

Arthrocnemum macrostachyum se encuentra dentro del Catálogo Canario de Especies Protegidas del año 2010 como especie de interés especial para los ecosistemas canarios y se considera en regresión. En el Saladar de Bristol se encuentra amenazada por las mismas alteraciones de su hábitat que sufre *Sarcocornia perennis*, además de por el tránsito de vehículos a motor y el vertido de escombros.

Zygophyllum fontanesii (uva de mar) acompaña a la anterior en el saladar genuino. Se trata igualmente de una especie halófila aunque en este caso se encuentra ampliamente distribuida en todo el litoral de Fuerteventura. Se sitúa dentro del área de influencia de las salpicaduras y el spray marino, de forma muy dispersa pero constante, individualmente y con escaso porte a medida que se aleja de la influencia marina.

En los claros de esta asociación se dispersa *Frankenia laevis* var. *capitata*. Esta planta de pequeño porte (no más de 30 cm) conocida como matilla parda, se desarrolla en una gran superficie aunque de forma muy aclarada. También tiene presencia la ya mencionada *Suaeda vera* con matas que cubren hasta 2 m² de superficie.

Saladar de mato moro

Suaeda vera o mato moro se extiende por todo el saladar de Bristol, formando comunidades prácticamente monoespecíficas y participando en asociaciones como *Frankenio capitatae – Suaedetum vera.* Está bien distribuido en todas las depresiones costeras de Fuerteventura ascendiendo por los barrancos donde transcurre agua salobre y alcanzando importantes coberturas, por lo que no está incluido en ningún catálogo para su protección.

Puede soportar inundaciones esporádicas pero se mantiene en la orla de vegetación posterior a las comunidades de saladar de marisma y de saladar genuino en las depresiones de Bristol, así como en las de matorral halófilo costero de roca tras los callaos, siempre en suelos salinos. Se presenta en matas densas que llegan a alcanzar un recubrimiento importante y que apenas dejan espacio para la existencia

de otras especies, salvo cuando se presenta junto a *Arthrocnemum macrostachyum* en el saladar o junto a *Launaea arborescens* y *Salsola vermiculata* en sus márgenes.

Matorral halófilo costero de roca árido

Se trata de una asociación haloanemógena rupestre litoral bien distribuida por la costa majorera, que se asienta sobre los acantilados y playas rocosos. En Bristol, la comunidad *Frankenio capitatae – Zygophyllum fontanesii* se presenta en los callaos depositados sobre la plataforma de abrasión marina justo en el frente costero, recibiendo los aportes de salinidad que necesita directamente del mar pero sin ser inundada. En el callao oriental del Saladar de Bristol, interponiéndose entre el mar y el espacio dunar, se localizan las especies características de esta asociación (*Zygophyllum fontanesii* y *Frankenia laevis* var. *capitata*) de forma escasa y dispersas con la intromisión de algunas matas de *Suaeda vera* que alcanzan mayor superficie.

Es en la zona septentrional donde se sitúa también *Limonium papillatum*, la siempreviva zigzag, enriqueciendo la comunidad. Se trata de un endemismo canario incluido en el Catálogo Canario de Especies Protegidas como "sensible a la alteración de su hábitat".

Matorrales de sustitución

Fijando las pequeñas dunas orientales y en la orla exterior del saladar se desarrollan especies de sustitución del matorral nitrófilo árido, que se extienden prácticamente por toda la isla por la intensa intervención humana. Esta asociación *Chenoleoideo tomentosae – Suadetum mollis* (Reyes – Betancort et al, 2001) se compone básicamente de *Salsola vermiculata*, *Chenoleoides tormentosa* y *Lycium intricatum* que conviven con plantas halófilas como *Suaeda vera* (su gran amplitud ecológica le garantiza una extensión importante en casi todas las comunidades vegetales presentes en el Saladar de Bristol y su entorno) y *Zygophyllum fontanesii* o *Frankenia laevis* var. *capitata* (ambas no muy lejos de la influencia aerohalina). En el exterior del saladar y hacia el interior insular gana importancia la aulaga (*Launaea arborescens*) y aparecen otras especies propias de ambientes urbanos.

CONCLUSIONES

El Saladar de Bristol es un pequeño enclave con unos valores naturales y paisajísticos dignos de proteger. Posee interés geomorfológico (malpaís, callaos, dunas fijas, plataformas de abrasión marina, playa y depresión litoral en medio km²) y una vegetación con comunidades vegetales únicas en Fuerteventura (*Sarcocornietum perennis*) y tres especies incluidas dentro del Catálogo Canario de Especies Protegidas (*Sarcocornia perennis, Arthrocnemum macrostachyum* y *Limonium papillatum*). Sin embargo, el Saladar de Bristol no tiene ningún grado de protección regional y sí muchas amenazas.

Referencias bibliográficas

Fernández, M. y Santos, A. (1983): "La vegetación del litoral de Canarias, 1. Arthrocnemetea". *Lazaroa*,5: 143-155.

Rodríguez, O., García, A. y Reyes, J. A. (2000): "Estudio fitosociológico de la vegetación actual de Fuerteventura (Islas Canarias)", en *Vieraea: Folia scientarum biologicarum canariensium*, 28: 61-98.

Criado, C. (1990): "La evolución del paisaje de Fuerteventura a partir de fuentes escritas (siglos XV-XIX)". *Tebeto. Anuario del archivo histórico insular de Fuerteventura (Islas Canarias)*, 3. Excmo. Cabildo Insular de Fuerteventura, Comisión de Cultura, pp. 247-259.

Gobierno de Canarias (2009): *Evaluación de especies amenazadas de Canarias*. Consejería de Medio Ambiente. Dirección General del Medio Ambiente. Servicio de Biodiversidad.

Ministerio de Medio Ambiente (2006): Estudio Ecocartográfico del litoral de las islas de Fuerteventura y Lobos.

Santana, I. y Naranjo, M. (2002). "*Sarcocornia perennis* (Miller) A. J. Scott. Fuerteventura". *Seguimiento de Poblaciones de Especies Amenazadas 2002*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial. 17 pp.

PATRONES ESPACIALES DE DAÑO EN COPA EN EL SABINAR DE LA RESERVA BIOLÓGICA DE DOÑANA A CONSECUENCIA DE UN EVENTO EXTREMO DE SEQUÍA

Díaz-Delgado, R.(1, 2), Afán I. (1), Silva, R.(1).

(1) Laboratorio de SIG y Teledetección (LAST). Estación Biológica de Doñana. CSIC. Avda. Américo Vespucio s/n. Sevilla 41092. rdiaz@ebd.csic.es
(2) Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales. Estación Biológica de Doñana. CSIC. Avda. Américo Vespucio s/n. Sevilla 41092.

Resumen: En el litoral del Parque Nacional de Doñana se ubican las formaciones de sabina mora (*Juniperus phoenicia ssp turbinata*) asentadas sobre las dunas estabilizadas. El Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la Estación Biológica de Doñana lleva a cabo un seguimiento ecológico a largo plazo con una aproximación multiescala en el sabinar de la Reserva Biológica de Doñana (RBD) desde el año 2003. Diferentes eventos climáticos extremos durante el año 2005 (heladas y sequía) causaron daños en copa y mortalidad de todas las especies de vegetación terrestre, incluyendo las sabinas. Este trabajo evalúa los efectos de estos eventos sobre las formaciones de sabinar mediante análisis espacial del daño en copa. Los resultados revelan un 20% de los individuos con más de un 50% de daño en copa, casi un 12% de individuos con más de un 80% de daño en copa y un 8% totalmente defoliados. Además se observó un mayor porcentaje de individuos juveniles afectados, una relación negativa del daño con la altura de los individuos y diferencias importantes entre parcelas.

Palabras clave: eventos extremos, patrones espaciales, Reserva Biológica de Doñana, daño en copa, sabinar.

Abstract (Spatial patterns of canopy damage in a juniper woodland of the Doñana biological reserve as a consequence of an extreme drought event): Juniper woodlands (*Juniperus phoenicia ssp turbinata*) inhabit the stabilized sand dunes of Doñana National Park. The Monitoring Team of Doñana Biological Station conducts a long-term ecological monitoring since 2003 of terrestrial plant communities following a multi-scale approach in the Doñana Biological Reserve (RBD). Several extreme weather events (frost and drought) throughout the year 2005 caused a severe canopy damage and mortality to the terrestrial plant communities including Junipers. This paper assesses the effects of such events on Juniper populations using spatial analysis of canopy damage. Results show that 20% of individuals had more than 50% canopy damage, almost 12 % of individuals had more than 80% and 8% of them were fully defoliated. In addition, there was a higher percentage of juveniles affected, a negative relationship was found between canopy damage and tree height and significant differences were observed between plots.

Keywords: extreme events; spatial patterns, Doñana Biological Reserve; canopy damage, Juniper woodlands.

INTRODUCCIÓN

Las formaciones de sabina mora (*Juniperus phoenicia ssp turbinata*) asentadas sobre las dunas estabilizadas poseen un alto valor ecológico dada su capacidad de inmovilizar las arenas y por la flora y fauna asociada a ellas. Además, presentan una elevada vulnerabilidad debido a su posición ecológica extrema, frente a los efectos del viento, la sequía, el spray salino, la erosión y el pH (Gehu, 1993). A estos factores naturales debe sumársele la presión antrópica representada por la deforestación, la puesta en cultivo, las repoblaciones con pino piñonero (*Pinus pinea*) y la urbanización (Granados y Ojeda, 1994). Los sabinares presentan un buen estado de conservación si bien en algunas localidades aparecen en el sotobosque de pinares como en el caso de Marismillas. Estas formaciones aparecen en el Parque Nacional de Doñana en poblaciones con distintas densidades de individuos.

El Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la Estación Biológica de Doñana lleva a cabo un seguimiento ecológico a largo plazo desde 2003 siguiendo una aproximación multi-escala (Díaz-Delgado et al., 2010). Esta aproximación se enmarca en un seguimiento a escala de paisaje con técnicas de teledetección *s.l.* y parcelas de verdad-terreno (Díaz-Delgado et al., 2010). En la Reserva Biológica de Doñana (RBD) se establecieron 3 parcelas a meso-escala de 1 ha. En estas parcelas se encuentran identificados todos los pies de adultos y juveniles (0.5-1 m altura) de sabina (más de 2500 individuos) mediante una etiqueta y perfectamente georreferenciados, revisitándose anualmente (Fig. 1). Los objetivos fundamentales del seguimiento son valorar la dinámica poblacional y la fenología de estas formaciones así como contribuir a la validación de cartografías de formaciones vegetales en términos de estructura forestal.

Durante los meses de enero y febrero de 2005 tuvieron lugar una serie de heladas que causaron una inmediata defoliación de todas las especies de vegetación terrestre de la RBD, no ocurriendo en ese momento en las sabinas. Además, el ciclo hidrológico 2004-2005 fue uno de los más secos de la serie histórica (150 mm) y en concreto tuvo lugar el invierno más seco del registro. A principios de septiembre de 2005 comenzaron a aparecer pies de sabina mora y de pino piñonero secos en su totalidad o con un porcentaje importante de la copa seca (Fig. 2).

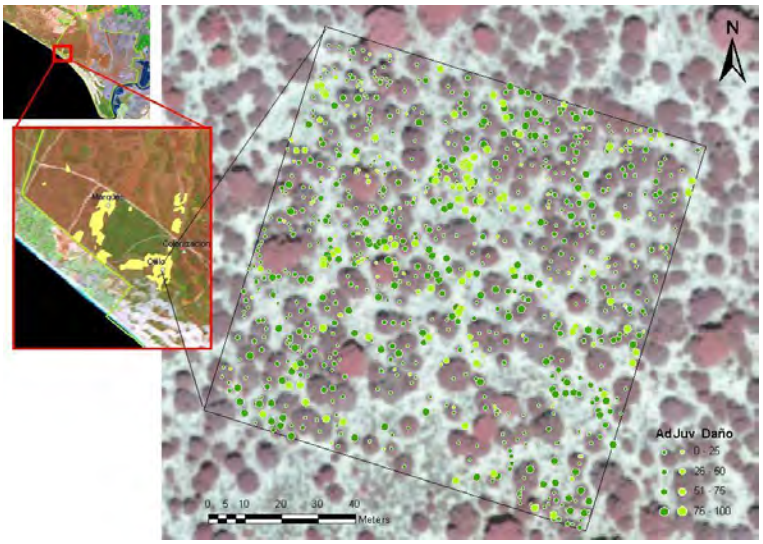


Fig. 1: Localización del área de estudio en la RBD. Se muestra la ubicación de las 3 parcelas de seguimiento con respecto a la distribución del sabinar y una ampliación de la parcela del Ojillo con los individuos tanto adultos como juveniles y el porcentaje de daño en copa registrado en 2006.

Este trabajo analiza los patrones espaciales de distribución de las sabinas por clases de edad y del daño en copa observado después del evento extremo. El análisis de patrones de puntos permite inferir tanto la naturaleza del proceso biológico subyacente como su escala de actuación. En este sentido, la distribución espacial de un proceso de daño o mortalidad debe estudiarse en relación a la distribución inicial de los individuos de la población. La hipótesis de partida es que los daños graves provocados por este evento extremo se distribuyen al azar entre los individuos. Pueden esperarse patrones agregados por competencia intra-específica en la disponibilidad hídrica.

ZONA DE ESTUDIO

El área de este estudio se localiza en las dunas estabilizadas del manto eólico de la RBD (Fig. 1). En concreto las parcelas de meso-escala del Ojillo y del Marqués se ubican en la parte alta de las naves, término local para definir las dunas estabilizadas ya deformadas. Estos sabinares de alta densidad (800-1000 ind/ha) son pues muy xéricos dada la baja disponibilidad de agua en estas arenas. Las especies leñosas acompañantes pertenecen al denominado monte blanco dominado por *Halimium halimifolium*, *Rosmarinus officinalis* y *Cistus libanotis*. La parcela de Colonización se encuentra en el manto arrasado, zona de transición entre las naves y la marisma que mantiene un reclutamiento activo de individuos de sabina aunque con densidades bajas (200-300 ind/ha). Este hábitat, un tanto más higrófilo por la proximidad al freático está dominado por un monte intermedio en el que aparecen especies más exigentes como *Erica scoparia* y *Ulex europaeus*.

Fig. 2: Fotografía aérea de los sabinares de la RBD después del evento extremo mostrando los individuos con daño en copa y la matriz de matorral totalmente seca. (Foto: cortesía de Héctor Garrido-ESPN).

METODOLOGÍA

Los individuos presentes en cada una de las parcelas fueron etiquetados (adultos > 1m; juveniles 0.5-1m) y georreferenciados en campo con respecto a una Ortofotografía Infrarrojo Color 1:5000 (Fuente LAST-EBD). La posición se asignó a la cepa de cada sabina. Cada uno de los individuos etiquetados fue revisado durante el verano de 2006. El porcentaje de daño en copa se estimó visualmente a partir de la copa seca (hojas del año secas) en tramos del 5% con respecto a la copa verde. Se descartaron ramas secas en esta estima por pertenecer a daños ocurridos en años anteriores.

Para cuantificar los patrones espaciales de los individuos utilizamos la función de correlación de par denotada como g(r) (*pair correlation function*) propuesta por Stoyan y Stoyan (1994). Mediante este análisis univariado se

describieron los patrones por parcela y edad de los individuos. La relación entre los procesos de daño grave (>75%) y la distribución del resto de individuos se analizó con un análisis bivariado asumiendo como hipótesis nula la distribución al azar del proceso (*random labelling*), siguiendo la metodología de Aakala et al., (2012). Se generaron intervalos de confianza al 95% a partir de 199 simulaciones de los procesos analizados. Los procesos observados por encima de las envolturas simuladas indican agregación, mientras que la repulsión se interpreta con valores por debajo de las envolturas (Wiegand & Moloney 2004).

RESULTADOS

La Tabla 1 muestra las densidades de cada una de las parcelas por clase de edad y el porcentaje de individuos registrado con más de un 80% de daño en copa por clase de edad y totales. Las parcelas de Ojillo y Colonización presentaron un porcentaje de daño mayor que la del Marqués. El mayor porcentaje de jóvenes afectados contribuye netamente a esta mayor afección total de parcela.

	Marqués	Ojillo	Colonización
Nº Ind. Adultos	875	686	126
Nº Ind. Juveniles (0.5-1 m)	175	194	77
Dist.media entre indivs. (m)	1.91	2.03	3.57
% ind.>80% daño en copa	1.62	23.18	20.20
% Ad.>80% daño en copa	1.16	18.66	13.49
% Juv.>80% daño en copa	4.00	39.18	31.17
Índice de Moran	0.03	0.04	0.05

Tabla 1: Densidad y distribución de los individuos de las parcelas de seguimiento de 1 ha en el sabinar de la RBD. Se muestra también el daño en copa cuantificado en función de la clase de edad.

El análisis de los patrones espaciales muestra que las parcelas más densas de Marqués y Ojillo presentan una estructura espacial similar, con una distribución regular de los individuos adultos a distancias cortas (1 m) y una agregación entre los 2 y los 10 m de distancia (Fig. 3a, Parcela Ojillo). Los juveniles se distribuyen de manera mucho más agregada a distancias cortas (<5 m) en todas las parcelas (Figs. 3b y 3c). El daño grave en copa sólo presentó un patrón al azar en la parcela del Marqués. Los patrones de daño por edad fueron analizados sólo en la parcela del Ojillo, observándose patrones siempre agregados, y hasta 5 veces mayores en el caso de los jóvenes respecto a los adultos. Sin embargo, los procesos de daño grave analizados con los patrones bivariados mostraron agregaciones leves entre los 2-4 m, tanto para adultos como para individuos juveniles (Fig. 3d).

CONCLUSIONES

El programa de seguimiento ha permitido valorar los efectos de un evento de sequía extrema en el sabinar de la RBD. El total de individuos afectados en más del 50% en las tres parcelas superó el 20%. El análisis espacial reflejó una disposición mayoritariamente regular para las parcelas más densas y estables (Ojillo y Marqués) y más agregada para la parcela de Colonización. No obstante, la distribución de los individuos juveniles muestra mayor agregación para todas las parcelas. La mayor ocurrencia de daño en estos no evita, de acuerdo con el análisis bivariado, evidenciar una agregación entorno a los 2-4 m de distancia entre individuos del daño, lo que podría confirmar la hipótesis de competencia intraespecífica por el agua.

Se pone pues de manifiesto la necesidad de mantener este programa de seguimiento, incorporar la información proporcionada por las diferentes fuentes de teledetección y determinar las limitaciones ecofisiológicas de esta formación vegetal tan representativa del manto eólico en el Espacio Natural de Doñana.

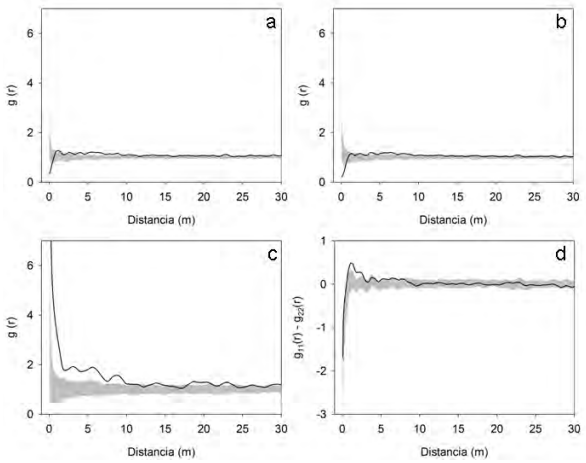


Fig. 3: Funciones de correlación de pares en la parcela del Ojillo para a) todos los individuos, b) adultos y c) juveniles. La gráfica d) muestra el modelo bivariado entre daño y clase de edad.

Agradecimientos

Los autores agradecen la ayuda prestada por todos los voluntarios que participaron en el establecimiento y seguimiento del sabinar de la RBD. El seguimiento en el Espacio Natural de Doñana no habría sido posible sin la financiación del OAPN, de la CHG y desde 2007 de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Referencias bibliográficas

Aakala T, Fraver S, Palik BJ, D'Amato AW (2012): "Spatially random mortality in old-growth red pine forests of northern Minnesota". Canadian Journal of Forest Research 42:899-907

Díaz-Delgado, R (2010) "An Integrated Monitoring Programme for Doñana Natural Space: The Set-Up and Implementation" en: Hurford, C., M. Schneider, y Cowx, I. (Coords.) *Conservation Monitoring in Freshwater Habitats: A Practical Guide and Case Studies,* Springer, Dordrecht, pp. 375-386.

Gehu, J.M. (1993): "The coastal woodlands of Europe. en R. Tekke, y Salman, A. (coords.), *Coastal Dune Woodlands along the Atlantic and North Sea Shores*. EUCC Internal Report Series 4, Leiden, pp. 6–16.

Granados, M., Ojeda, J.F. (1994) *Intervenciones públicas en el Litoral Atlántico Andaluz. Efectos territoriales.* Agencia de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 69 p.

Stoyan, D., and Stoyan, H. (1994) "Fractals, Random Shapes, and Point Fields: Methods of Geometrical Statistics". Wiley Chichester.

Wiegand T., Moloney K.A. (2004) "Rings, circles, and null models for point pattern analysis in ecology". Oikos 104:209-229.

FITODIVERSIDAD DEL SABINAR DE *Juniperus turbinata* Guss. DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA

Bejarano, R. (1), Romo, A. (2), Salvá, M. (3)

(1) Dpto. de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional. Universidad de Sevilla
(2) Instituto Botánico de Barcelona, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, IBB-CSIC-ICUB, Passeig del Migdia s/n., 08038 Barcelona
(3) Dpto. de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional. Universidad de Barcelona

Resumen: Se realiza una primera aproximación a la fitodiversidad de los sabinares del Parque Nacional de Doñana. La metodología utilizada se fundamenta en la de Braun Blanquet. Los resultados se reflejan en una tabla fitosociológica. En ella se plasman los datos obtenidos referidos a riqueza florística de los tres fragmentos existentes: el Sabinar del Ojillo, el Sabinar del Marqués y el del Charco del Toro. El número total de taxones identificados es de 97, de los que un 73,1% son plantas herbáceas y el resto leñosas. La variabilidad de la riqueza es muy escasa entre los fragmentos. La biodiversidad encontrada es similar a la de los sabinares mediterráneos costeros de *Juniperus turbinata* de islas continentales, pero inferior al detectado en los sabinares del mismo taxon en islas oceánicas.

Palabras clave: Sabinares, Parque Nacional de Doñana, riqueza, fragmentos, mosaic-complex.

Abstract Phytodiversity of *Juniperus turbinata* Guss. woodland at Doñana National Park: A first approach to the phytodiversity of *Juniperus* woodland at Doñana National Park has been drawn up. The methodology used is based on the Braun Blanquet method. The results are reflected in a phytosociological table in which are captured the obtained data referred to the floristic richness of the three existing fragments: Sabinar del Ojillo, Sabinar del Marqués and Sabinar del Charco del Toro. The total number of identified taxa is 97, from which 73.1% of them are herbaceous plants, and the rest woody plants. There is a low richness variability among these fragments. The biodiversity found is similar to that of the Mediterranean littoral *Juniperus turbinata* woodlands of continental islands, but lower than the juniper woodlands of the oceanic islands.

Keywords: *Juniperus* woodland, Doñana National Park, richness, fragments, mosaic-complex.

INTRODUCCIÓN

Juniperus turbinata es un árbol que se encuentra en las regiones florísticas Mediterránea y Macaronésica (Adams, 2011), tal como fueron definidas por Tahtajan (1986).

En el sur de la Península Ibérica vive desde el nivel del mar hasta los 800 m. en formaciones arbóreas bajas sobre dunas y en calizas y margas yesíferas del interior (Cabezudo, 2009).

Es una de las especies características de las dunas interiores lusitano-andaluzas (Rivas-Martínez at al., 2011), llegando a ser dominante en los sabinares litorales (Asensi y Díaz Garretas, 1987; Cabezudo, 2009).

En el P. N. de Doñana se conservan una de las mayores extensiones de este tipo de sabinar litoral.

Desde el punto de vista fitosociológico, estos sabinares se incluyen en el *Osyro quadripartitae-Juniperetum turbinatae* Rivas-Mart. Ex Rivas-Mart et al., 1990 (= *Rhamno oleoidis-Juniperetum lyciae* Rivas-Mart. in Anal Inst. Bot. Cav. 31(2): 215. Tb 4, inv. 7) que se corresponde con la vegetación potencial de las dunas fósiles (Costa et al., 1977; Bejarano, 1997).

La definición más acertada de estas formaciones es la de Rivas-Martínez et al. (2011), quien se refiere a ellas como microbosque. Además de su poca altura, otra característica de estos microbosques es su estructura en mosaico, formada por unas áreas cubiertas por las copas de los árboles y otras zonas abiertas situadas entre las copas. Esta es una característica presente en diferentes tipos de sabinar (Breshears, 2008).

METODOLOGÍA

Se han realizado 23 inventarios según Braun Blanquet (1979), matizando algunos aspectos. El objetivo de este trabajo es realizar una primera valoración de la riqueza del sabinar costero del P. N. de Doñana en el contexto de una temática más amplia, en la que pretendemos realizar una comparativa con el macaronésico y profundizar en el análisis estructural de estos microbosques y sus factores.

El tamaño de las parcelas considerado es de 200 m^2 y para su ubicación se ha tenido en cuenta la existencia de una morfo-topografía en la que se pueden diferenciar las posiciones de umbral, dorso, depresión, cubeta, duna parabólica arrasada y periferia de laguna, insertas en el Alto Manto Eólico Seco, ecosección establecida en el Mapa Ecológico de Doñana (Montes del Olmo, C. et al., 1997).

En cuanto a la nomenclatura de los taxones, se ha utilizado la correspondiente al último catálogo de la flora del área de Doñana (Valdés et al., 2007).

DATOS

Los inventarios se han realizado en los tres fragmentos de sabinar existentes en el P. N. de Doñana: el Sabinar del Ojillo, el Sabinar del Marqués y el Sabinar del Charco del Toro (DA_SOJ, DA_SMQ y DA_SCH).

1. **Riqueza relativa por fragmentos y morfo-topografía**

Se han identificado un total de 97 taxones. De ellos, el 25,8% corresponden a los biotipos caméfitos y fanerófitos, las herbáceas suponen un porcentaje del 73,1 y los líquenes un 1% del total.

El número de especies presentes por inventario y área de muestreo puede verse en la Tabla 1, en la que se especifica la posición morfo-topográfica de cada parcela muestreada.

N.º inventario	DA_SOJ	N.º inventario	DA_SMQ	N.º inventario	DA_SCH
1	38 (Dp)	10	22 (Do)	14	19 (Cb)
2	25 (Um)	11	29 (Dp)	15	31 (Da)
3	22 (Do)	12	26 (Cb)	16	19 (Dp)
4	23 (Do)	13	33 (Um)	17	23 (Do)
5	26 (Da)	19	25 (Dp)	18	23 (Do)
6	25 (Do)	20	30 (Cb)		
7	23 (Do)	21	29 (Do)		
8	23 (Dp)	22	26 (Do)		
9	26 (Do)	23	29 (Do)		
Promedio	26		27,6		23

Tabla 1. Riqueza por inventarios y área de muestreo: Sabinar del Ojillo (DA_SOJ), Sabinar del Marqués (DA_SMQ), Sabinar del Charco del Toro (DA_SCH). Entre paréntesis, las posiciones de umbral (Um), dorso (Do), depresión (Dp), cubeta (Cb), duna parabólica arrasada (Da) y periferia de laguna (Pf).

2. **Datos florísticos, fitosociológicos y estructurales**

La Tabla 2 muestra el listado de especies presentes en cada inventario y los datos de abundancia-dominancia, sociabilidad y clases de constancia de cada una de ellas (clase V: especies de presencia comprendida entre el 80,1 y 100% de los inventarios; IV: 60,1-80%; III: 40,1-60%: II: 20,1-40%; I: 0-20%).

Los inventarios se han agrupado, por un lado, en función de las áreas de muestreo a las que corresponden, según la numeración y acrónimos utilizados en la Tabla 1; por otra parte, las especies se han ordenado según su abundancia-dominancia y clase de presencia.

Una gran mayoría de los inventarios han sido realizados en la que podemos denominar formación «típica arborescente» de sabinar. Las cubetas, duna parabólica arrasada y periferia de laguna presentan características estructurales distintas.

En las cubetas, el predominio de determinadas especies (*Halimium calycinum, H. halimifolium, Cistus libanotis, Lavandula stoechas sbsp. pedunculata, Erica scoparia, Thymus mastichina*) y la presencia testimonial de *Juniperus turbinata* da lugar a una formación arbustiva de porte medio (entre 0,5 y 1,8 m de altura máxima).

Por su parte, en las posiciones de duna parabólica arrasada se dan formaciones mixtas de sabinar-pinar y pinar-sabinar, localizadas concretamente en el área DA_SCH.

CONCLUSIONES

1. La riqueza florística del sabinar en el P. N. de Doñana viene dada por el alto porcentaje de taxones herbáceos (73,1%), algo ya detectado en estudios previos (Costa et al. 1977). El número total de especies identificadas (97) es inferior al encontrado en los sabinares de la isla oceánica de El Hierro (Romo & Salvà-Catarineu 2013).
2. Las especies herbáceas tienen mayores grados de presencia y cobertura en el Sabinar del Ojillo, muy próximos en el Sabinar del Marqués y claramente más bajos en el Sabinar del Charco del Toro.
3. Se han encontrado entre las especies estudiadas nueve referidas en Valdés et al. (2010) como de interés para Doñana.
4. En cuanto a la riqueza global por fragmentos, puede constatarse que el promedio difiere poco de unos a otros, si bien es algo más bajo en el Sabinar del Charco del Toro.
5. El número de especies por inventario también varía poco respecto al promedio de su área respectiva, con las excepciones de los inventarios N.º 1 y 15, cuyos valores son superiores a la media de su sector y el primero de ellos máximo de la serie.
6. Respecto a la posible relación riqueza-posición topográfica, los valores no muestran una tendencia clara, pues los máximos (≥ 30 especies) corresponden a distintas posiciones. Con todo, es posible visualizar que los dorsos se concentran en el intervalo de 25> 30 de riqueza. Los valores <25 corresponden a posiciones indistintas.

	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]	[7]	[8]	[9]	[10]	[11]	[12]	[13]	[19]	[20]	[21]	[22]	[23]	[14]	[15]	[16]	[17]	[18]	[Syn]
Juniperus turbinata	3.4	4.4	+	+	4.4	3.3	+	4.4	4.3	4.3	3.4	+	4.3	5.5	r	1.1	3.2	3.2	r	3.3	4.5	4.5	2.3	V
Cladonia mediterranea	2.2	2.3	4.4	3.3	2.2	3.4	2.2	1.1	2.2	2.2	2.3	2.2	2.2	3.3	1.2	+	2.3	2.3	r	+	+			V
Halimium calycinum	1.1	1.1	2.2	2.2		+	2.2	+	+			2.2	+	r	3.3	1.1	+	+	2.2	+	+			IV
Pinus pinea				+															r	2.2	3.3	2.2	4.5	II
Halimium halimifolium	+		2.2	1.1		+	3.3	r	r	r		3.4	+		+	+	r	+	2.2	+	+		+	IV
Cistus libanotis	+	1.1	2.2	2.2	+	1.1	1.1	+	1.1	1.1	1.1	2.2	+	+	+	1.1	+	1.1						IV
Lavandula stoechas subsp. pedunculata	+		2.2	2.2		1.1	2.2		r			1.1			1.1	1.1			+	1.1	+		+	III
Rumex bucephalophorus subsp. hispanicus	4.4				1.1						r								1.1					I
Rosmarinus officinalis	+	+	1.1	1.1	+	1.1	2.2		+	1.1	1.1	+	1.1	r	1.1	1.1	+	1.1		r			r	V
Leontodon saxatilis subsp. saxatilis	1.1		r	+	+	1.1		+	+	r	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	2.3		V
Plantago afra	2.2	1.1	r	+	1.1	+	r	+	+	+	+	+	+		+		1.1	+						IV
Erica scoparia									r			1.1		r	3.4	1.1			+					II
Erodium cicutarium	1.1	1.1	+	+	1.1	1.1	+	+	+	+	+	+	+	r	+	+	+	+						IV
Malcolmia lacera	1.1	1.1	+	1.1	+	+	+	+	+	r	r	+	+		+	+	+	+	r	r	r			V
Tuberaria guttata	2.2	+	+		+		+	+	+			+	+	r	+	+	+	+						IV
Thymus mastichina		+	+	+		r	r		r	r		2.2			1.1		+	1.1		+			+	III
Vulpia membranacea	2.3	1.1			+		r	+				+				+				+	r			II
Senecio gallicus	+	+			+	r	+	+	+		r		+	+		+	+	+	+	+		+	+	IV
Briza maxima	1.1	1.1		+				+			+		+	+								+	1.1	II
Geranium purpureum	1.1				+	1.1		1.1		+	+		+	r								+	+	III
Stauracanthus genistoides		+	r	1.1		+	1.1			r		+								1.1	+	+	+	III
Anthoxanthum ovatum	1.1	1.1	r	+		r		+	r		+		r	+	r		r			r			1.1	IV
Leucojum trichophyllum	1.1	+	+	+	+	+	+	+	+									+				r		III
Corema album						1.1			+	+		+	1.1				r	+		+	r		r	III
Andryala arenaria		r		+	r		r		r			+			r	r						2.2		II
Xolantha plantaginea		1.1				r			+	+	+		+		+	+			+		r			III
Phillyrea angustifolia	+									+	+		+	+	1.1			+						II
Brassica barrelieri subsp. oxyrrhina	1.1				+					r	+		+					+				+		II
Galium minutulum	+	+			r	+			+	r	+		r	+						r	r		+	III
Helichrysum serotinum subsp. picardii				+			+			r		+	+		+	+		+						II
Linaria spartea			r		+	r	r	+		r	+	+	+	r		r	r	r	r	+	r			IV
Cistus salvifolius	+									+			+	1.1				r	r		r	r		II
Osyris lanceolata			r								+		+	+				r		1.1				II
Erophaca baetica									+							+	+						1.2	I
Pistacia lentiscus	1.1										1.2													I
Crepis capillaris				+		r			+		r	+		+								+		II
Cytisus grandiflorus			r				+								1.1	+		r	r					II
Urginea maritima								1.2														+	+	I
Asterolinon linum-stellatum	+				r					r	+			+	r	+	r	r						II
Stellaria pallida						r		1.2			+									r			r	II
Crassula tillaea		r			r						r		+	r	r	r	r		+	r	+			III
Aetheorhiza bulbosa								+	r		+			+						r				II
Carduus meonanthus								+			+						r					+		I
Airopsis tenella									+				r		+		+							I
Centaurea melitensis												+					+						+	I
Scirpus holoschoenus																			1.1					I
Arabidopsis thaliana	+												+											I
Cerastium glomeratum	+		r																			+		I
Euphorbia boetica	+																	+						I
Evax pygmaea	+														+					r	r			I
Fritillaria lusitanica	r			+		r	r	r				+	r	r		r	r	r						III
Olea europaea	+										+											r		I
Senecio sylvaticus	+																			+				I
Armeria velutina		r	r	r			r		+							+		r						II
Loeflingia hispanica		+											+											I
Tolpis umbellata		r											+			r	+							I
Polycarpon alsinifolium					+															+				I
Senecio lividus								+												+				I
Rhamnus lycioides subsp. oleoides										r	+									+			r	I
Lomelosia simplex												r	+		+	r								I
Logfia gallica																				+		+		I
Filago minima															+	+								I
Ulex minor															+	+								I
Hedypnois arenaria																	+	+						I
Arenaria emarginata	+															r								I
Euphorbia exigua	+																							I
Spergularia rubra	+																							I
Rumex acetosa	+																							I
Astragalus pelecinus	+				r																			I
Myosotis ramosissima	+				r									r										I
Thapsia villosa			r	r			r					+												I
Aphanes maroccana					+																			I
Chaetonychia cymosa					+																			I
Reseda media					+																			I
Ononis broteriana						+	r																	I
Silene colorata						r	r												+					I
Anthriscus caucalis											+													I
Cardamine hirsuta													+											I
Galium spurium													+	r										I
Corrigiola litoralis																			+					I
Paronychia echinulata															r			+	r					I
Daphne gnidium																				r	r		+	I
Sonchus bulbosus																					+			I
Chamaerops humilis																						+		I
Eruca vesicaria																						+		I
Stachys arvensis																						+		I
Aira cupaniana															r		+							I
Illecebrum verticillatum															+									I
Helianthemum hirtum																		+						I
Asparagus aphyllus		r										r										r	r	I
Dianthus broteri		r																						I
Dactylis glomerata																				r				I
Rubia peregrina																				r			r	I
Umbilicus rupestris																				r				I
Bryonia cretica subsp. dioica																						r	r	I
Gnaphalium luteo-album																						r		I
Lagurus ovatus																							r	I

Tabla 2. Tabla de inventarios: DA_SOJ (N.º 1-9); DA_SMQ (N.º 10-13,19 y 20-23; DA_SCH (N.º 14-18)

7. La Tabla 2 pone de manifiesto que *Juniperus turbinata* presenta valor de abundancia-dominancia superior a 4 en el 42,8% de los inventarios. Sin embargo, existen situaciones intermedias y otras en las que su cobertura es mínima (+) o irrelevante (r). Ello es concordante con la caracterización de los sabinares como mosaicos en los que se presentan áreas de mayor densidad del estrato superior y sectores más abiertos (Breshears, 2008). En las áreas más cubiertas por las copas, las especies arbustivas acompañantes (*Halimium calycinum, H. halimifolium, Cistus libanotis, Lavandula stoechas subsp. pedunculata, Thymus mastichina, Rosmarinus officinalis*) tienen muy baja cobertura, mientras en las superficies más abiertas (umbrales, cubetas) su porcentaje de recubrimiento es claramente superior.

Esta complejidad estructural de la comunidad del sabinar parece responder a una combinación de hábitats diversos a esta escala de trabajo, cuyo resultado es un mosaic-complex en el sentido de Mueller-Dombois y Ellenberg (2014).

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias al proyecto CSO2011-24425 de la Secretaría de Estado de Investigación, Desarrollo e Innovación (Ministerio de Economía y Competitividad).

Referencias bibliográficas

Adams, R.P. (2011): *Junipers of the World*. Trafford Publishing Co., Bloomington.

Asensi, A. y Díaz Garretas, B. (1987): "Andalucía Occidental", en M. Peinado y S. Rivas-Martínez (ed.): *Vegetación de España*: Universidad de Alcalá de Henares, pp. 197-230.

Bejarano, R. (1997): *Vegetación y paisaje en la costa atlántica de Andalucía*. Universidad de Sevilla, 418 p.

Braun Blanquet, J (1979): *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid. Blume. 820 p.

Breshears, D. (2008): "Structure and function of woodlands mosaics", en Van Auken, O.W. (ed.), Western North America Juniperus Communities. A Dynamic Vegetation Type. *Ecological Studies,* 196: 58-89, Springer.

Cabezudo, B. (2009): "Cupressaceae", en G. Blanca. *Flora Vascular de Andalucía Oriental*, Vol. 1: 82-87. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Costa, M., Castroviejo, S, Rivas-Martínez, S. y Valdés Bermejo, E. (1977): Sobre la vegetación de terófitos efímeros de las dunas fósiles de Doñana. *Colloques Phytosociologiques* 6: 101-108.

Montes del Olmo, C., Borja, F. Bravo, J.M. y Moreira, J.M. (1997): *Reconocimiento Biofísico de Espacios Naturales Protegidos de Doñana: una aproximación ecosistémica*. Junta de Andalucía.

Mueller-Dumbois, D. y Ellenberg, H. (2014): *Aims and Methods of Vegetation Ecology*.

Rivas-Martínez, S. et al. (2011): Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España. *Itinera Geobotanica* 18(1): 5-424.

Romo, A. & Salvà-Catarineu, M. (2013): "Phytodiversity of the remnants of Canarian endemic juniper woodlands on el Hierro, Canary Islands". *Ecología Mediterránea* 39: 191-199.

Tahtajan, A. (1986). *Floristic Regions of the World*. University of California Press, Berkeley, 522 p.

Valdés, B., Girón, V, Sánchez Gullón E. y Carmona, I. (2007): "Catálogo florístico del espacio natural de Doñana (SO de España). Plantas vasculares". *Lagascalia* 27: 73-362.

Valdés, B., Girón, V, Sánchez Gullón E. y Carmona, I. (2010): *Guía de las especies de interés de la flora de Doñana y su Comarca*. Junta de Andalucía.

Van Auken, O.W y McKinley, D.C. (2008): "Structure and composition of Juniperus communities", en Van Auken, O. W. (ed.), Western North America Juniperus Communities. A Dynamic Vegetation Type. *Ecological Studies,* 196: 19-43, Springer.

DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LOS SABINARES EN UNA ISLA OCEÁNICA: EL HIERRO, ISLAS CANARIAS

Romo, A.(1), (4), Boratyński, A. (2), Salvà-Catarineu, M. (3), (4).

(1). Instituto Botánico de Barcelona, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, IBB-CSIC-ICUB, Passeig del Migdia s/n., 08038 Barcelona, Spain. E-mail : a.romo@ibb.csic.es
(2). Polish Academy of Sciences, Institute of Dendrology, 5 Parkowa st., 62-035 Kórnik, Poland. E-mail : borata@man.poznan.pl
(3). Departament de Geografia Física i Anàlisi Geogràfica Regional, Universitat de Barcelona, Montalegre 6, 08001 Barcelona, Spain. E-mail : salva@ub.edu
(4). Grup de Recerca Paisatge i Paleoambients a la muntanya mediterrània.

Resumen: Se ha estudiado la riqueza florística y las características corológicas, formas vitales, status florístico y algunos síndromes fenotípicos de los taxones que se encuentran en los fragmentos de sabinar. Aunque los bosques dominado por sabina canaria (*Juniperus turbinata* subsp. *canariensis*) cubren menos de una décima parte de la vegetación natural de la Isla, en ellos está presente casi una quinta parte del total de la flora vascular de El Hierro. Una tercera parte de los taxones encontrados es endémica y dos tercios lo forman las plantas anuales. Se comenta la importancia que tiene el síndrome de planta herbácea con fruto seco, presente casi en 2/3 de los taxones encontrados. Es en estos ambientes secos de bosques muy fragmentados donde parece ser que ha tenido lugar procesos rápidos en la Biologia evolutiva de algunas plantas endémicas.

Palabras clave: bosque seco, conservación del sabinar, gestión del sabinar, pastoreo, sequía extrema.

Abstract (Functional diversity of *Juniperus* woodlands on an Oceanic Island: El Hierro, Canary Isles.): The floristic richness and chorological type, the life forms, floristic status and some phenotypic syndromes of the taxa found in the fragments of juniper woodlands have been studied. Although forests dominated by Canarian juniper (*Juniperus turbinata* subsp. *canariensis*) cover less than one tenth of the natural vegetation of the island, almost a fifth of the total vascular flora of El Hierro is present in them. A third of the taxa found is endemic and two thirds is formed by annual plants. The importance of the syndrome of herbaceous plants with dry fruit, present in almost two thirds of the taxa found, is discussed. It is in these dry environments of very fragmented forests where there appear to have been rather fast processes in the evolutionary biology of some endemic plants.

Key words: dry woodland, grazing, hot-spot, juniper conservation, juniper management, severe drougt.

INTRODUCCIÓN

Las comunidades de sabina canaria *Juniperus turbinata* subsp. *canariensis* están presentes en las Islas Canarias más occidentales y es en la isla de El Hierro donde se encuentra, en la actualidad, la mayor extensión de este tipo de bosque seco en las Islas Canarias.

El sabinar herreño es un bosque seco muy fragmentado, donde los árboles presentan un recubrimiento bajo y entre ellos existen numerosos claros cubiertos por plantas herbáceas y arbustivas.

METODOLOGÍA

Para abordar la estructura y composición del sabinar Herreño se han estudiado, durante los años 2012 y 2013, 17 parcelas de 200 m2. En ellas se han identificado todas las plantas vasculares presentes, se ha estudiado su cobertura y sociabilidad. A cada taxón, se le reconoció su tipo biológico, corología (von Gaisberg 2005; Stierstorfer & von Gaisberg 2006; Otto et al. 2012 y datos propios inéditos), forma de crecimiento (Stierstorfer & von Gaisberg, 2006), síndromes fenotípicos (Garcia-Verdugo et al. 2013 y datos propios inéditos) y tiempo de inmigración a la Isla (Stierstorfer & Gaisberg, 2006).

RESULTADOS

Aunque los bosques dominado por sabina canaria (*Juniperus turbinata* subsp. *canariensis*) cubren menos de una décima parte de la vegetación natural de la Isla, en ellos está presente casi una quinta parte del total de la flora vascular de El Hierro. En estudios anteriores Romo y Catarineu (2013) encontraron un total de 131 especies en 24 parcelas estudiadas de 200 m2. Posteriormente han sido localizados durante los años 2012 a 2013 un total de 109 taxones, de los cuales 39 no habían sido encontrados antes. Sumando todas las exploraciones realizadas en total se han encontrado 170 taxones de los sabinares de El Hierro.

Esta cantidad es superior a los 132 taxones localizados por Gaisberg (2005) en estudios previos en los bosques de sabinas herreños.

Teniendo en cuenta que se han detectado un total de 552 taxones en la flora vascular de El Hierro (Stierstorfer y Gaisberg 2006; Romo y Catarineu 2008). Es decir un 30,5 % del total de la flora de la Isla está presente en este tipo de bosques, lo que supone alrededor de un tercio del total de la flora de El Hierro.

Lo mismo que el elevado número de especies, un total de 170, que se encuentran en los bosques de sabinas, y más aun teniendo en cuenta que ocupan 69 km2 de un total de 268 km2 que tiene la Isla.

En el sabinar destaca el elevado número de plantas endémicas (tabla 1): 32 especies. De ellas 20 especies son endemismos canarios, 8 endemismos macaronésicos y 4 especies endémicas herreñas. Es decir un tercio de la flora vascular diagnosticada en los sabinares es endémico. Otro tercio lo constituyen las especies de distribución plurirregional y el tercio restante lo forman las especies de distribución Mediterránea y Mediterráneo-Macaronésica.

Si a estos datos los comparamos con obtenidos en los bosques termófilos de sabinas de El Hierro por Steinbauer et al. (2012) están presentes un 6,8 % de plantas endémicas de una única isla (SIE). Es sorprendente el alto porcentaje de especies endémicas de una única isla en el bosque termófilo (Steinbauer et al. 2012). También lo es la proporción de especies endémicas multi isla (MIE: 28,6 %).

En cuanto al grado de naturalidad de la flora (el tiempo de inmigración, tabla 1) destaca el elevado número de taxones neófitos: 16 especies, al lado de 48 especies nativas y otro gran bloque lo constituye (45 especies) el de aquellas plantas de no fácil asignación a su carácter de autóctonas o alóctonas. Este grupo lo constituyen las plantas anuales, donde separar los taxones nativos de los arqueófitos que requieren ulteriores estudios.

En relación con los tipos biológicos (tabla 1) destaca el elevado número de terófitos: 71, de los cuales 2 son terófitos lianoides y 2 terófitos suculentos; siguen en número los caméfitos: 9, uno de ellos suculento y después sigue en número los nanofanerófitos: 8, dos de ellos suculentos; continúan los hemicriptófitos: 5 y por último están presentes 2 especies de geófitos y 2 de fanerófitos.

En relación a los síndromes fenológicos (tabla 1) hay 9 plantas herbáceas con esporas, 143 herbáceas con frutos secos, 17 plantas leñosas con frutos secos y 5 plantas leñosas con frutos carnosos.

CONCLUSIONES

Las condiciones ecológicas, como una elevada diversidad de hábitats y la ausencia de competidores, se han propuesto como factores determinantes de procesos de especiación en las floras de las islas oceánicas (Whittaker y Fernández-Palacios, 2007). Sin embargo, la relación entre las características de las plantas y su representación en los bosques secos presentes en las islas oceánicas no ha sido muy abordada hasta el presente.

En los resultados obtenidos destaca el gran predominio de plantas herbáceas con el fruto seco. Si a esto unimos que los datos disponibles sugieren que el síndrome fenotípico de ' planta herbácea con fruto seco ' fue predominante entre los antepasados de los linajes que en la actualidad son ricos en especies en los archipiélagos oceánicos (García-Verdugo et al. 2013). Entonces podemos afirmar que estos bosques termófilos han sido escenario de procesos de especiación.

Efectivamente la presencia de frutos secos, aunque representativo de diversos modos de dispersión, están generalmente asociados con una baja incidencia de colonización entre las islas. Los análisis de los datos genéticos confirman una fuerte diferenciación genética entre las islas con las especies que presentan linajes de frutos secos.

En esta línea García-Verdugo et al. (2013) sugieren que los tipos de frutos asociados con evidencia limitada de dispersión promueven la especiación recurrente dentro de los linajes que los poseen.

Por el contrario, las especies de frutos carnosos están representadas por linajes mayoritariamente monotípicos y muestran distribuciones generalizadas en las islas oceánicas. En ellas existe un vasto flujo de genes entre las islas, lo que probablemente impide procesos de especiación.

Por otro lado la forma de crecimiento, a diferencia de tipo de fruto, se muestra que es un carácter fuertemente lábil y que se ha seleccionado favoreciendo a las plantas de hábitos leñosos. Todo indica que las condiciones ambientales insulares seleccionaron el paso de planta herbácea a planta de hábito leñoso en la mayoría de los linajes.

La idea de que los rasgos funcionales de plantas asociadas con colonización de las islas oceánicas y la persistencia de los mismos en diferentes poblaciones son, además de las condiciones ecológicas, factores importantes en la comprensión de los patrones de diversificación de la flora en este tipo de islas.

Por el contrario otros síndromes fenotípicos, caso del tipo de fruto (es decir, fruto seco o fruto carnoso) parece estar genéticamente condicionado, y puede haber promovido la especiación en los linajes de frutos secos, debido a la capacidad de dispersión generalmente limitada en comparación con los linajes de frutos carnosos.

En este escenario, además de la configuración del hábitat, los factores ambientales que causan estrés y la destrucción de biomasa son los factores que determinan la estructura y la riqueza de especies del sabinar. Además gran parte de los cambios recientes en las poblaciones de sabina canaria herreña parecen estar acusados por el pastoreo con ungulados domésticos y también probablemente por los episodios de sequía severa. Los ungulados domésticos han reducido la frecuencia de fuegos por eliminación de la biomasa mediante ramoneo, siendo éste uno de los mayores factores en la modificación de la distribución y estructura de estas comunidades de sabina canaria. En contrapartida estos mismos ungulados pueden eliminar por ramoneo las plántulas jóvenes. Por todo ello la

gestión con los ungulados domésticos debe realizarse estudiando la peculiar idiosincrasia de las diferentes estaciones del sabinar presentes en la isla de El Hierro.

Especies	Corología	Forma vital	Estatus florístico	Síndromes fenotípicos
Aeonium canariense var. palmense	CE	Ch succ	I	H-DF
Aeonium hierrense	CE	NP succ	I	H-DF
Allium subvillosum	NE	G	?	H-DF
Anagallis arvensis	NE	Th	?	H-DF
Andryala pinnatifida	CE	Ch	I	H-DF
Anthoxanthum aristatum	NE	Th	?	H-DF
Arenaria leptoclados	NE	Th	?	H-DF
Argyranthemum hierrense	SIE	NP	I	H-DF
Artemisa thuscula	CE	NP	I	W-DF
Asphodelus ramosus	NE	G	?	H-DF
Asterolinon linum-stellatum	NE	Th	?	H-DF
Astragalus pelecinus	NE	Th	?	H-DF
Bartsia trixago	NE	Th	?	H-DF
Brachypodium distachyon	NE	Th	?	H-DF
Briza maxima	NE	Th	?	H-DF
Bromus diandrus	NE	Th	?	H-DF
Carduus baeocephalus ssp. microstigma	CE	Th	I	H-DF
Centaurium tenuifolium	NE	Th	?	H-DF
Cerastium glomeratum	NE	Th	?	H-DF
Cheilanthes vellea	NEN	Hm	I	H-SP
Chenopodium album	NE	Th	Ni	H-DF
Cistus monspeliensis	NEN	NP	I	W-DF
Cuscuta planifolia	NE	Th	?	H-DF
Cynosurus echinatus	NE	Th	?	H-DF
Crassula tillaea	NE	Th succ	?	H-DF
Davallia canariensis	NEN	Hm	I	H-SP
Daucus carota	NE	Th	(Ni)	H-DF
Drusa glandulosa	me	Th liana	Ni	H-DF
Echium hierrense	SIE	NP	I	W-DF
Echium plantagineum	NE	Th	Ni	H-DF
Erica arborea	NEN	P	I	H-DF
Erodium botrys	NE	Th	Ni	H-DF
Erodium chium	NE	Th	?	H-DF
Erodium cicutarium	NE	Th	(Ni)	H-DF
Eruca vesicaria	NE	Th	Ni	H-DF
Erysimum bicolor	ME	Ch	I	H-DF
Euphorbia lamarckii ssp. wildpretii	CE	NP succ	I	W-DF
Filago gallica	NE	Th	?	H-DF
Forsskaolea angustifolia	CE	Ch	I	W-DF
Galactites tomentosa	NE	Th	?	H-DF
Galium parisiense	NE	Th	??	H-DF
Gamochaeta pensylvanica	NE	Th	Ni	H-DF
Geranium molle	NE	Th	?	H-DF
Geranium rotundifolium	NE	Th	?	H-DF
Hedypnois cretica	NE	Th	(Ni)	H-DF
Hypochoeris glabra	NE	Th	(Ni)	H-DF
Hirschfeldia incana	Ni	Th	Ni	H-DF
Hyparrhenia sinaica	NEN	Hm	I	H-DF
Hypericum canariense	ME	NP	I	W-DF
Juniperus turbinata ssp. canariensis	CE	Ph	I	W-FF
Kleinia neriifolia	CE	NP	I	H-DF
Lathyrus tingitanus	NE	Th liana	Ni	H-DF
Leontodon saxatilis	NE	Th	?	H-DF
Lobularia canariensis	CE	Ch	I	H-DF
Lobularia lybica	NEN	Th	I	H-DF
Lolium canariense	ME	Th	I	H-DF
Lotus sessilifolius	CE	Ch	I	H-DF
Mathiola incana	Culta	Ch	Culta	H-DF
Mesembryanthemum nodiflorum	NE	Th succ	(Ni)	H-DF
Micromeria hyssopifolia	CE	Ch	I	H-DF
Misopates orontium	NE	Th	?	H-DF
Myrica faya	NEN	Ph	I	W-FF

Ononis dentata	NE	Th	?	H-DF
Oxalis corniculata	NE	Th	Ni	H-DF
Parietaria debilis	NE	Th	?	H-DF
Paronychia canariensis	CE	Ch	I	H-DF
Patellifolia patellaris	NEN	Th	I	H-DF
Pericallis murrayi	SIE	Hm	I	H-DF
Periploca laevigata	NEN	NP	I	W-DF
Petrorhagia nanteuili	NE	Th	?	H-DF
Phagnalon umbelliforme	CE	Ch	I	H-DF
Phyllis nobla	ME	P	I	W-DF
Pinus canariensis	CE	P	I	W-FF
Plantago afra	NE	Th	?	H-DF
Plantago lagopus	NE	Th	?	H-DF
Polycarpea divaricada	CE	Ch	I	H-DF
Polycarpon tetraphyllum	NE	Th	?	H-DF
Polypogon monspeliensis	NE	Th	Ni	H-DF
Psoralea bituminosa	NE	NP	?	H-DF
Romulaea columnae	NEN	G	I	H-DF
Rubia fruticosa	ME	NP	I	W-FF
Rumex bucephalophorus ssp. canariensis	ME	Th	I	H-DF
Rumex lunaria	CE	NP	I	W-DF
Sagina apetala	NE	Th	?	H-DF
Schyzogyne sericea	ME	NP	I	H-DF
Senecio incrassatus	ME	Th	I	H-DF
Senecio teneriffae	CE	Th	I	H-DF
Scrophularia smithii ssp. hierrensis	SIE	Hm	I	H-DF
Silene gallica	NE	Th	?	H-DF
Sonchus asper	NE	Th	(Ni)	W-DF
Sonchus hierrense	CE	NP	I	H-DF
Sonchus oleraceus	NE	Th	?	H-DF
Spergula arvensis	(Ni)	Th		H-DF
Stachys arvensis	NE	Th	?	H-DF
Stipa capensis	NE	Th	?	H-DF
Sysimbrium erysimoides	Ni	Th		H-DF
Tolpis umbellata	NE	Th	?	H-DF
Trifolium angustifolium	NE	Th	?	H-DF
Trifolium arvense	NE	Th	?	H-DF
Trifolium campestre	NE	Th	?	H-DF
Trifolium scabrum	NE	Th	?	H-DF
Tuberaria guttata	NE	Th	?	H-DF
Urtica membranacea	NE	Th	Ni	H-DF
Urtica urens	NE	Th	Ni	H-DF
Vicia cirrhosa	CE	Th	I	H-DF
Vicia lutea	NE	Th	?	H-DF
Vulpia myuros	NE	Th	¿	H-DF
Wahlenbergia lobelioides	ME	Th	I	H-DF

Tabla I. Plantas asociadas con Juniperus turbinata con sus características y atributos funcionales estudiados.

Significados de los acrónimos:
Corología: CE endemismo canario /ME endemismo macaronésico / NE no endémico pero no seguramente nativo /NEN No endémico pero nativo / SIE endemismo de una única isla.
Forma vital: P fanerótito / NP nanofanerófito.
Estatus florístico: I autóctono / N neófito / ? Probablemente autóctono, sin indicación clara sobre su estatus (probablemente arqueófito) / Ni planta introducida asilvestrada / (Ni) presuntamente planta silvestre introducida.
Síndromes fenotípicos: W leñoso / H herbáceo / FF fruto carnoso / DF fruto seco.

Agradecimientos
Este trabajo se ha realizado gracias al proyecto CSO2011-24425 de la Secretaría de Estado de Investigación, Desarrollo e Innovación (Ministerio de Economía y Competitividad).

Referencias bibliográficas

Breshears, D. (2008): "Structure and function of woodlands mosaics", en Van Auken, OW. (ed.), *Western North America Juniperus Communities. A Dynamic Vegetation Type.* Ecological Studies 196: 58-89, Springer, New York.

Gaisberg, M. Von (2005): *Die Vegetation der Fußstufe von El Hierro (Kanarische Inseln)*. Dissertationes Botanicae, Band 395, J. Cramer, Berlin, Stuttgart.

García-Verdugo, C., Bruce G., Baldwin, B.C., Fay M.F. y J. Caujapé-Castells, J. (2014): Life history traits and patterns of diversification in oceanic archipelagos: a meta-analysis. *Botanical Journal of the Linnean Society* 174: 334-348.

Grime, J.P., Hodgson, J.G. y Hunt, R. (2007). *Comparative Plant Ecology*. Castelpoint Press, Colvend. 748p.

Otto, R., Barone, R., Domingo Delgado, J., Arévalo, J.R., Garzón-Machado, V., Cabrera-Rodríguez, F. y Fernández-Palacios, J.M. (2012): Diversity and distribution of the last remnants of endemic juniper woodlands on Tenerife, Canary Islands. *Biodiversity Conservation* 21: 1811-1834.

Romo, A. y Salvà-Catarineu, M. (2013): Phytodiversity of the remnants of Canarian endemic juniper woodlands on el Hierro, Canay Islands. *Ecologia Mediterranea* 39: 191-199

Steibauer, M.J., Otto, R., Naranjo-Cigala, A., Beierkuhnlein, C. y Fernández-Palacios, J.M. (2012): Increase of island endemism with altitude – speciation processes on oceanic islands. *Ecography* 35: 23-32.

Stierstorfer, C. y von Gaisberg, M. 2006. Annotated check-list and distribution of vascular plants of El Hierro, Canary Islands, Spain. *Englera* 27: 1-221

Van Auken, O.W. y McKinley, D.C. (2008): "Structure and composition of Juniperus communities", en Van Auken, OW. (ed.), *Western North America Juniperus Communities. A Dynamic Vegetation Type*. Ecological Studies 196: 19-43, Springer, New York

Whittaker, R.J. y Fernández-Palacios, J.M. (2007): *Island Biogeography*, Second Edition, Oxford University Press, 402 p.

CARTOGRAFÍA DE LAS FORMACIONES VEGETALES Y UNIDADES AMBIENTALES DE LOS MANTOS EÓLICOS DEL PARQUE NACIONAL DOÑANA Y LA RESERVA BIOLÓGICA DE DOÑANA

Cámara, R. (1), Gómez, C. (1), Díaz del Olmo, F. (1), Borja, C. (1)

(1) Dpto. Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla, rcamara@us.es, cintagomez88@hotmail.com, delolmo@us.es, cesarborja@us.es.

Resumen: se realiza una cartografía de las formaciones vegetales del Parque Nacional de Doñana en base al levantamiento de parcelas de vegetación con el método MIFC. Se analiza y caracteriza las formaciones vegetales leñosas características de esta área protegida, las formaciones de matorral de monte blanco y monte negro y las formaciones arbóreas de pinar y sabinar.

Palabras clave: Parque Nacional de Doñana, método MIFC, España, formaciones vegetales

Abstract: A mapping of vegetation Doñana National Park based on the survey of vegetation plots with MIFC method is performed. We analyze and characterize the woody vegetation features of this protected area, monte negro and monte blanco bush formations and tree pine and juniper formations.

Keywords*:* Doñana National Park, MIC method, Spain, vegetation formations.

INTRODUCCIÓN

El Parque Nacional de Doñana y su Reserva Biológica han sido cartografiadas sus formaciones vegetales de forma integral en 1974 en el mapa ecológico de la Reserva Biológica de Doñana publicado por la Estación Biológica de Doñana a escala 1:10.000 y dirigido por C. Allier, F. González Bernáldez y L. Ramirez; y en1998 en el Reconocimiento Biofísico de Espacios Naturales Protegidos. Doñana, a escala 1:40.000 que presentó como documento anexo un mapa ecológico de Doñana, en el que las formaciones vegetales quedan en la metodología presentada dentro de la escala de jerarquía de ecotopos, publicado por la Junta de Andalucía y dirigido por M.A. Bravo, F. Borja, C. Montes y F. Díaz del Olmo.

Se realiza una nueva cartografía en base a la clasificación de imágen de satélite de alta definición KOMPOSAT-2 (definición 4 m. en multiespectral y 1 m en pancromática) y la utilización de un Sistema de Información Geográfico para el levantamiento cartográfico, estableciendo una leyenda en la que las formaciones vegetales se relacionan con las unidades geomorfológicas del Parque Nacional, a escala 1:5.000

OBJETIVOS

Realizar una cartografía bio-geomorfológica del Parque Nacional en base a la clasificación de imágenes de satélite de alta definición y el levantamiento de campo mediante transectos de vegetación para la identificación de los trainning sites,

- Utilización del SIG para determinar las superficies de cada formación vegetal para calcular el índice gamma del Parque Nacional.
- Caracterizar las formaciones vegetales a partir del metodo MIFC que considera solo a las especies arbustivas y arbóreas.

METODOLOGÍA

Se han utilizado para la clasificación de la vegetación tres imágenes Komposat-2 para construir un mosaico que cubriera la superficie de tierra firme del Parque Nacional de Doñana, excluyendo las marismas. Esta imagen tiene las siguientes características radiométricas: 4 bandas multiespectrales de 4 metros de definición, con el espectro del azul (0,45 - 0,52 m), verde (0,52 - 0,60 m), rojo (0,63 - 0,69 m) e infrarrojo cercano (0,76 – 0,90 m), y 1 banda pancromática (0,50 - 0,90 m) de 1m de definición.

La imagen que cubre el Este es de mayo de 2008, la central de julio de 2007, y la central de julio de 2007. No ha sido posible disponer de imágenes de alta definición sin cobertura de nubes para un mismo año, pero si se ha procurado que estén dentro de la estación sin lluvias (verano) para que las características de humedad del suelo y la vegetación, aunque en años diferentes, sean similares.

La clasificación realizada ha sido con el clasificador supervisado maxlike con la misma probabilidad para todos los training site. La imagen se ha clasificado en dos conjuntos, separando el manto éolico seco por la confusión en la señal de sabinos (*Juniperus phoenicea*) y pinos (*Pinus pinea*). Posteriormente, y para salvar el efecto “sal y pimienta” se ha aplicado un filtro de mediana.

Para el levantamiento de las unidades de vegetación se han realizado 75 parcelas de 100 m2 en monte blanco (9), monte negro (10), sabinar (25), pinar (7), sabinar pinar,(11) y cubetas lagunares (13) según el método MIFC (Cámara, 2013), inventariando una superficie de 0,75 Has en el conjunto del Parque Nacional.

RESULTADOS

Se ha realizado una cartografía (Figura 1) en base a imágenes de satélite de alta definición y en un soporte SIG, identificando 17 elementos de leyenda de unidades ambientales, distribuidos en 7 unidades geomorfológicas (Figura 2).

	agua	playa	duna activa	duna semiestable	BME	AMEh	AMEs	cubeta baja	cubeta media	vera	cyp corrales	helecho	alameda	brezal higrofilo	brezal xerico	veget psamm	monteblanco	monte blanco papil	sabinar	pinar	eucalipatar	Total	ErrorC	Exac usuario
agua	**1264**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1264.00	0.00	100.00
playa	0	**2607**	36	299	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	2956.00	11.81	88.19
duna activa	0	10	**918**	31	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0	0	991.00	7.37	92.63
duna semiestable	0	219	64	**6265**	2	50	20	0	0	0	0	0	0	0	0	1147	0	0	0	7	0	7774.00	19.41	80.59
BME	0	0	7	24	**1607**	72	41	0	0	0	12	0	0	0	1	418	0	0	0	3	0	2185.00	26.45	73.55
AMEh	0	0	131	167	28	**1710**	15	0	0	0	106	0	0	0	14	2169	112	0	0	35	0	4487.00	61.89	38.11
AMEs	0	0	0	6	24	1	**727**	0	0	8	0	0	2	0	1	1	2	11	10	5	0	798.00	8.90	91.10
cubeta baja	0	0	0	86	0	0	0	**689**	124	5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	241	1148.00	39.98	60.02
cubeta media	0	0	0	28	3	0	1	73	**1041**	34	2	0	0	0	0	6	2	128	2	6	93	1419.00	26.64	73.36
vera	0	0	0	2	60	0	0	0	9	**1330**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1401.00	5.07	94.93
cyp corrales	0	0	339	1	0	0	4	0	0	0	**313**	0	0	0	14	386	618	0	0	37	0	1712.00	81.72	18.28
helecho	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	11	**180**	20	0	0	0	0	0	0	0	4	226.00	20.35	79.65
alameda	0	0	5	0	0	0	1	3	0	49	4	0	**109**	0	0	0	0	0	0	5	146	322.00	66.15	33.85
brezal higrofilo	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	**460**	5	0	0	0	160	71	0	700.00	34.29	65.71
brezal xerico	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	**2588**	0	453	14	102	3	0	3169.00	18.33	81.67
veget psamm	0	0	74	0	44	58	0	0	4	2	101	0	1	0	2	**4842**	304	0	3	21	0	5456.00	11.25	88.75
monteblanco	0	0	2	0	0	0	83	0	112	0	0	0	0	0	213	0	**6190**	383	82	11	0	7076.00	12.52	87.48
monte blanco papil	0	0	0	0	2	0	68	0	0	0	0	0	0	2	35	0	56	**2114**	73	0	0	2350.00	10.04	89.96
sabinar	0	0	0	0	8	0	5	1	7	0	0	0	0	0	95	0	0	1979	**1019**	25	0	3139.00	67.54	32.46
pinar	0	0	13	0	3	4	2	27	5	0	17	0	0	3	27	6	109	0	18	**6350**	2	6586.00	3.58	96.42
eucalipatar	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5	0	0	32	0	0	0	0	0	0	2	**2141**	2181.00	1.83	98.17
Total	1264.00	2836.00	1600.00	6909.00	1781.00	1897.00	977.00	794.00	1306.00	1433.00	566.00	180.00	165.00	465.00	2995.00	9018.00	7846.00	4629.00	1469.00	6583.00	2627.00	**57340.00**		
ErrorO	0.00	8.07	42.63	9.32	9.77	9.86	25.59	13.22	20.29	7.19	44.70	0.00	33.94	1.08	13.59	46.31	21.11	54.33	30.63	3.54	18.50			
Exac prod	**100.00**	**91.93**	**57.38**	**90.68**	**90.23**	**90.14**	**74.41**	**86.78**	**79.71**	**92.81**	**55.30**	**100.00**	**66.06**	**98.92**	**86.41**	**53.69**	**78.89**	**45.67**	**69.37**	**96.46**	**81.50**			

Tabla 1: matriz de confusión de la imagen clasificada del manto eólico del Parque Nacional Doñana

Se ha determinado el error de la clasificación de la imagen con los módulos SAMPLE y ERRMAT del software Idrisi. En la matriz de confusión (tabla 1) se han utilizado con 50 puntos de muestreo aleatorio estratificado en función de las clases identificadas y su peso en la superficie total clasificada y en base a la fotointerpretación de fotografías aéreas (Junta de Andalucia, Escala 1:20000).

En la matriz de confusión las columnas corresponden a los datos de referencia, mientras que las filas corresponden a las asignaciones del clasificador. Los elementos de la diagonal indican los pixeles que fueron correctamente clasificados. Todos los elementos fuera de la diagonal indican errores de omisión o de comisión. Los errores de omisión corresponden a los elementos no diagonales de las columnas que debieran haber sido clasificados como una clase se asignaron a varias otras clases (fila Error O en tabla 2). Los errores de comisión corresponden a los elementos no diagonales de las filas que se incluyeron erróneamente en otra clase (columna Error C en tabla 2). A partir de los datos de la matriz se calculan los siguientes índices:

-Exactitud global (overall accuracy): número total de pixeles correctamente clasificados por el número total de pixeles de referencia y expresándolo como porcentaje. En nuestro caso 77.54%

-Exactitud del usuario (*user's accuracy*): número de pixeles correctamente clasificados en cada categoría por el número total de pixeles que fueron clasificados en dicha categoría (total de la fila) (columna Exac usuario en tabla 1). Expresa el porcentaje de cada clase que ha sido correctamente clasificado.

-Exactitud de productor (*producer's accuracy*): se divide el número de pixeles correctamente clasificados en cada categoría por el número de pixeles de referencia utilizados para dicha categoría

		training sites	pixels training sites	pixels totales	% de superficie
BOSQUES					
	pinar (*Pinus pinea*)	135	28520	2062979	18.04
	sabinar (*Juniperus phoenicea turbinata*)	53	2176	398699	3.49
	alameda (*Populus alba*)	14	1566	90035	0.79
	eucaliptar (*Eucalyptus globulus*)	8	1441	69633	0.61
MATORRAL					
	matorral mediterraneo (*Phyllirea angustifolia, Myrtus comunis, Pistacia lentiscus, Quercus suber*)	69	649	347729	3.04
	Monte blanco (*Halimiun halimifolium*)	39	2579	1570464	13.74
	Monte blanco con papilonaceas	18	1811	583691	5.11
	Monte negro higrófilo (*Erica scoparia*)	38	4334	293430	2.57
	Monte negro xérico (*Erica scoparia*)	32	4553	673935	5.89
HERBAZAL					
	herbazal psammófilo	7	1107	508455	4.45
	cubeta media	51	3615	700757	6.13
	cubeta baja	47	7448	229472	2.01
	helechar (Pteridium aquilinium)	6	824	60136	0.53
	ciperáceas	21	1576	122985	1.08
LAMINA DE AGUA					
		7	7718	21217	0.19
UNIDADES GEOMORFOLOGICAS					
	playas	7	8403	247976	2.17
	dunas activas	7	36221	724996	6.34
	MEL semiestable	9	11409	909692	7.96
	MEL seco	5	3383	253234	2.21
	MEL humedo	10	3100	1271089	11.12
	BME	17	2187	292271	2.56
	TOTALES	**600**	**134620**	**11432875**	

Tabla 2: Training sites por unidad ambiental identificada

(total de la columna) (fila Exac pro en tabla 1). Muestra el porcentaje de los pixeles de referencia que han sido clasificados bien.

El coeficiente Kappa es un estadístico que mide la diferencia entre la exactitud lograda en la clasificación con un clasificador automático y la posibilidad de lograr una clasificación correcta con un clasificador aleatorio y se mide en tanto por uno. En nuestro caso la exactitud es de 0.76.

Los training sites se han identificado en base a los transectos realizados según el método MIFC, pudiendo establecer para las principales formaciones vegetales del parque sus índice de diversidad alfa y el índice de diversidad gamma para el Parque Nacional. El índice de Shannon más alto es obtenido por el monte negro (2.7) seguido del sabinar (2.49). En todas las formaciones destacan una alta dominancia con valores en torno a 0.8. (tabla en la Figura 1)

El Indice de Valor de Importancia (IVI) para cada una de las formaciones (Tabla 3) ha sido destacado en rojo cuando el valor sobre pasa 1 hasta 10, y a partir de 10 en verde, dejando constancia de las especies más importantes por presencia, abundancia y dominancia en cada una de las formaciones vegetales leñosas identificadas en el Parque Nacional y la Reserva Biológica de Doñana.

especies	monte blanco	pinar	pinar-sabinar	sabinar	monte negro
Ammophila arundinacea			1.20		
Armeria gaditana					0.80
Armeria pungens	0.43		0.45		
Armeria velutina					0.30
Armeria velutina				0.56	
Asparagus aphyllus		1.55		0.53	1.79
Calluna vulgaris	0.44				1.36
Chamaerops humilis			0.53		
Cistus crispus		0.65			
Cistus ladanifer				0.21	0.47
Cistus libanotis	1.54	0.74		12.85	3.06
Cistus psilosepalus				0.18	0.82
Cistus salviifolius	1.97		3.99	1.78	7.21
Corema album	0.63	7.33	4.31	3.14	
Cytisus grandiflorus	2.24	1.70	2.44	1.19	0.93
Daphne gnidium	0.43	0.95	1.52	0.20	0.95
Erica scoparia	3.36	0.66	1.96	2.65	29.30
Genista anglica	1.59	2.32	1.01	0.80	1.41
Halimium commutatum	17.75	8.57	5.22	6.67	3.41
Halimium halimifolium	19.82	11.84	6.11	6.25	8.15
Helichrysum picardii	2.13	1.77	0.45	1.36	0.33
Imperata cilindrica					0.67
Juncus conglomeratus	0.44			0.86	
Juniperus phoenicia	2.75	2.83	27.41	32.68	2.54
Lavandula stoechas pedunculata	10.69	8.23	6.53	4.62	3.28
Myrtus communis					2.50
Olea europaea				0.58	
Osyris lanceolata	0.87		1.93	1.99	0.46
Phillyrea angustifolia	1.11		0.51	1.76	7.74
Pinus pinea	3.50	26.86	19.05	0.79	4.66
Pistacia lentiscus			0.96	0.61	0.70
Quercus suber					0.39
Rhamnus oleoides			0.45	0.18	
Rosmarinus officinalis	7.18	8.91	4.37	10.88	2.95
Rubia peregrina				0.29	1.04
Rubus ulmifolius					2.00
Scirpus holoschoenus	4.94	2.28	0.93	0.17	1.56
Smilax aspera					0.30
Stauracanthus genistoides	6.57	5.65	5.24	1.87	1.56
Thymus mastichina	5.70	4.09	3.45	2.98	0.96
Ulex australis	3.93	1.80		0.82	5.73
Ulex minor		1.27			0.30

Tabla 3: Indice de Valor de Importancia de las 4 formaciones leñosas identificadas: monte blanco, pinar, sabinar y monte negro.

	monte negro	sabinar	pinar-sabinar	monte blanco	pinar
Taxa_S	34	31	23	23	20
Individuals	1281	1944	558	1205	602
Dominance_D	0.10	0.14	0.11	0.14	0.11
Simpson_1-D	0.90	0.86	0.89	0.86	0.89
Shannon_H	2.70	2.31	2.49	2.30	2.46
Margalef	4.61	3.96	3.48	3.10	2.97
Equitability_J	0.77	0.67	0.80	0.73	0.82
Berger-Parker	0.20	0.25	0.24	0.25	0.15

Tabla 4: Indices de diversidad alfa de las formaciones leñosas del Parque Nacional Doñana.

Referencias bibliográficas

Allier, C., González Bernáldez, F., y Ramirez, L. (1974) Mapa ecológico de la Reserva Biológica de Doñana. Estación Biológica de Doñana. CSIC. Sevilla. 10 pp. Mapa escala 1:10.000.

Bravo, M.A., Borja, F., Montes, C., Díaz del Olmo, F. (1988) Mapa ecológico del Parque Naciona de Doñana. En: C. Montes et al. (ed.) Reconocimiento Biofísico de espacios naturales protegidos. Doñana: una aproximación ecosistémica. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla 311 pp. mapa escala 1:40.000 .

Cámara Artigas, R.; Díaz del Olmo, F. (2013) Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (I): fundamentos metodológicos. Rev. Estudios Geográficos. Vol 74, No 274, 67-88 .

Cámara Artigas, R.; Díaz del Olmo, F., Borja Barrera, C. (2013) Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (MIFC) (II): estudio de los sabinares de la Reserva Biológica de Doñana (RBD) (España) Rev. Estudios Geográficos. Vol 74, No 274, 89-114

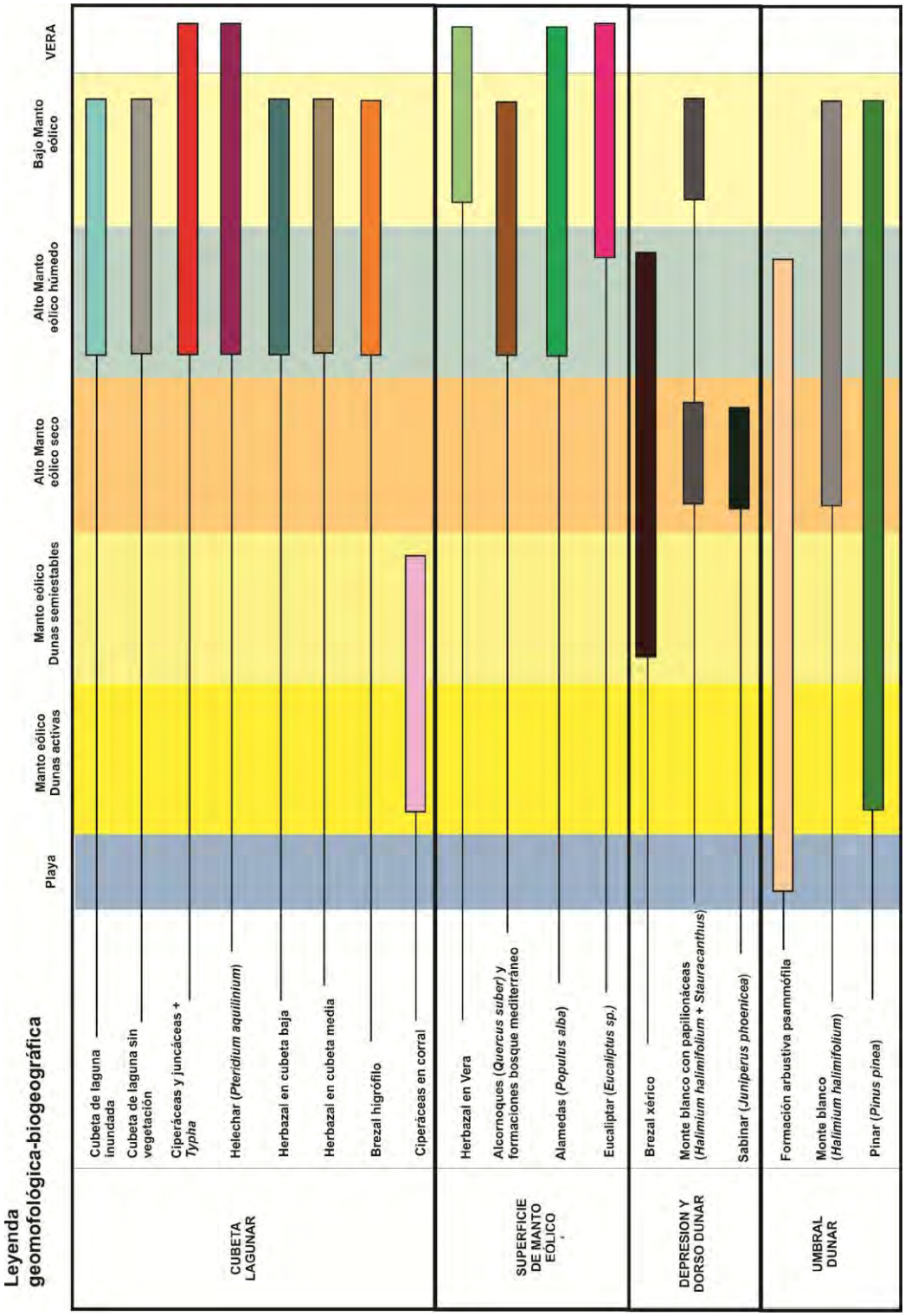


Fig. 1: Leyenda de la Imagen clasificada del manto eólico del Parque Nacional de Doñana.

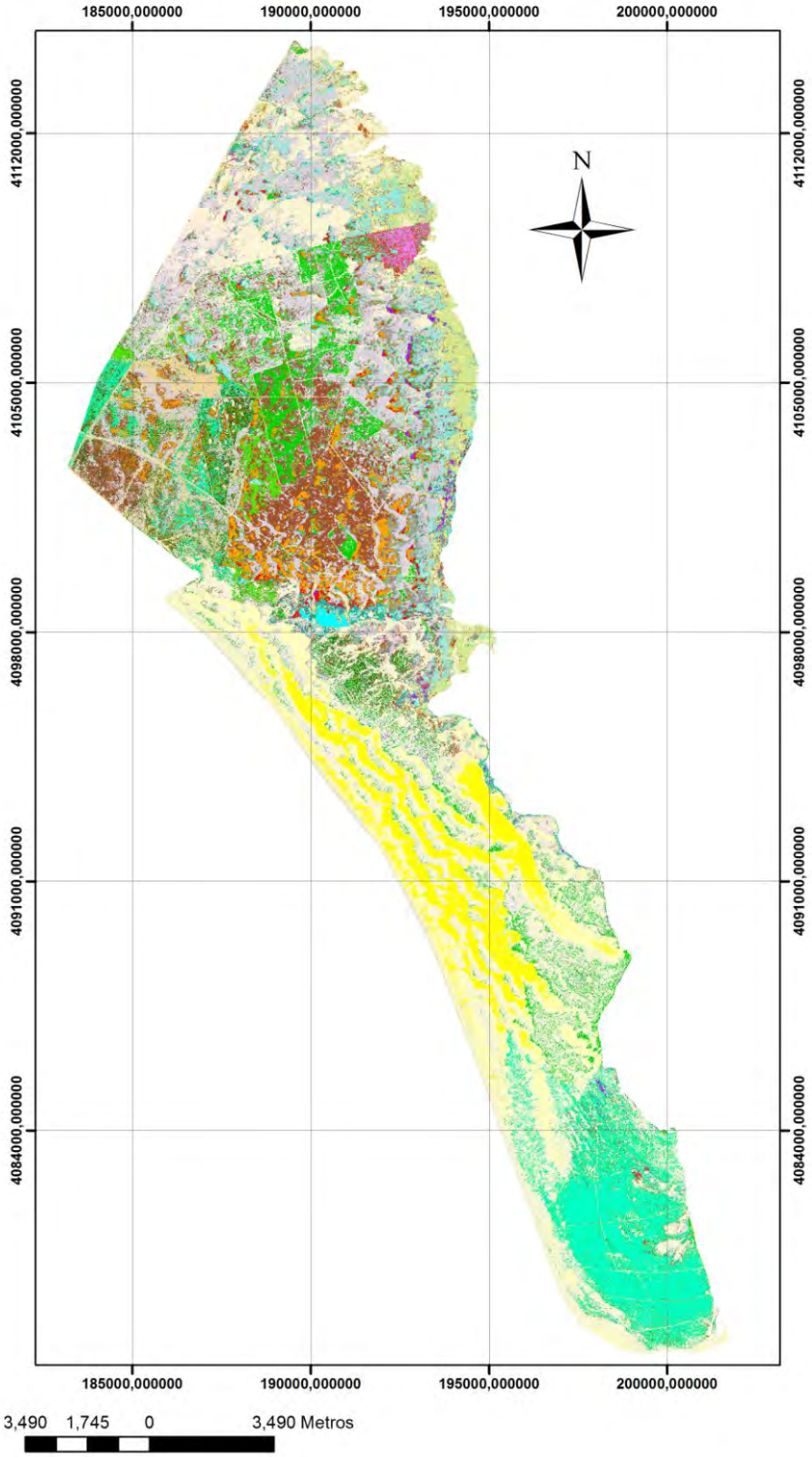


Fig.2: Imagen clasificada del manto eólico del Parque Nacional de Doñana

DISTRIBUTION PATTERN OF SUGAR LOAF NATURAL MONUMENT FLORA AND ITS RELATIONSHIP WITH BRAZILIAN ROCKY OUTCROPS

Macedo, L.F.B. (1), Louro, R.P. (2), Andrade, I.F. (3), Santiago, L.J.M. (4).

(1) Dpto. Botânica, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro. luizbondi@gmail.com
(2) Dpto. Botânica, Universidade Federal do Rio de Janeiro. louro@biologia.ufrj.br
(3) Dpto. Botânica, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro. izabellafontenelle@gmail.com
(4) Dpto. Botânica, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro. ljmsantiago.unirio@gmail.com

Padrão de Distribuição da Flora do Monumento Natural do Pão de Açúcar e Urca e Sua Relação com Outros Afloramentos Rochosos Brasileiros: O Monumento Natural do Pão de açúcar e da Urca é formado por inselbergs costeiros, localizados no perímetro urbano da cidade do Rio de Janeiro. Este trabalho tem como objetivo contribuir para a conservação da flora destes inselbergs fornecendo informações sobre o seu padrão de distribuição e relação com outros afloramentos rochosos brasileiros empregando-se os métodos de UPGMA e CCA. A análise de grupamentos hierárquicos demonstrou que a flora do Pão de Açúcar é fortemente relacionada com a Serra da Tiririca e fracamente associada a oito outros afloramentos rochosos brasileiros. De acordo com análise canônica a media de chuva anual, a temperatura máxima do trimestre mais quente, a altitude e a distância do mar contribuíram igualmente para a distribuição heterogênea das espécies.

Palavras-chaves: Afloramentos rochosos, vegetação costeira, padrão de distribuição, relação florística, conservação.

Distribution Pattern of Sugar Loaf Flora and Its Relationship with others Brazilian Rocky Outcrops: Sugar Loaf and Urca Natural Monument is formed by coastal inselbergs localized in the urban perimeter of Rio de Janeiro city. This work aim to contribute to these inselbergs flora conservation, furnishing informations about their distribution pattern and relationship with other Brazilian rocky outcrops, using UPGMA and CCA methods. Hierarchical clustering analysis demontrated that Sugar Loaf flora is strongly related with Tiririca mountain range and weakly associated to the eight others Brazilian rocky outcrops vegetation. According canonical analysis mean annual rainfall, maximum temperature of warmest quarter, altitude and distance from the sea contributed equally to the heterogeneous species distribution.

Key word: Rocky outcrops, coastal vegetation, distribution pattern, floristic relationship, conservation

INTRODUCTION

Sugar Loaf and Urca mountains are pre-Cambrian gneissic granitic rocky outcrops complex localized within the coastal and urban area of Rio de Janeiro city. The influence of Atlantic Forest and the sea, as well as exposed rocky surface created environmental conditions for the establishment of specific mesophyte and xerophyte vegetation. This make Sugar Loaf and Urca inselbergs ecosystem different from the surrounding landscape, being considered a singular wildlife refuge. Besides its ecological importance, the uncommon characteristics with scenic value such as the localization next to or emerging from the sea, led governmental agencies to propose the creation of Natural Monument of Sugar Loaf and Urca to these rocky outcrops. However, this conservation unit has been severely affected by human influence. The demographic expansion in Brazilian southeast coast led to Atlantic Forest fragmentation and introduction of exotic species, contributing to the biodiversity loss. Also pollution and radical sports had altered the Rio de Janeiro mountains vegetation. Mountains conservation has been proposed by the Convention of Biological Diversity (CBD) because its role as wildlife refuge and water protection. Studies about rocky outcrops ecosystems are important to furnish essential informations to be employed in monitoring and management programs. However, the connectivity between Sugar Loaf and Urca inselbergs and others Brazilian rocky outcrops is not understood. Thus, the aim of this research is to understand the distribution patterns of Sugar Loaf inselbergs flora and establish its relationship with others Brazilian rock outcrops.

METHODS

Sugar Loaf and Urca Natural Monument is localized in Guanabara Bay (22º56’54,96”S and 43º9’25,92”W). The floristic inventory was performed with samples collected monthly, which were deposited in HUNI herbarium and data from Rio de Janeiro herbaria. Additional informations were obtained from Brazilian and international databases and literature. To floristic relationship studies, Sugar Loaf and Urca Natural Monument (SLO) flora was compared with nine others Brazilian outcrops rocks localized in different Brazilian regions: Alto Misterioso Inselbergs (AMI), Tiririca Mountain Range (TMR), Forno Hill (FOH), Cipó Mountain Range (CMR) in southeast region, Almas Peak (ALP) and Diamantina Plateau Outcrops (DPO) in northeast region, State Park Pirineus

Outcrops (PIO) and Corumbá Outcrops (COO) in Central West and Campo Mourão Outcrop (CMO) in south region (Fig.1). Hierarchical clustering analyses was obtained using Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Average (UPGMA) and Jaccard distance, which were selected by furnishing dendrogram with highest cophenetic correlation and smallest Gower distance value.

Spatial autocorrelation between sites were performed employing Mantel test. Four variables among twenty three previously tested, showed significative influence on species distribution, being applied to the analyses. Among them, mean annual rainfall, maximum temperature of warmest quarter and altitude were obtained from Worldclim (Hijmnas et al., 2005) with 30 arc-seconds (~1km), using DIVA-GIS software version 7.5 (http://www.diva-gis.org/.) and distance from the sea was obtained by Google Earth software. The correlation between clustering and abiotic variables was performed by Canonical Correspondence Analyses (CCA). The statistical analyses were carried out with Vegan package (Oksanen et al., 2012) from R statistic software (R Core Team, 2013).

RESULTS

It was registered 143 native species distributed in 47 families and 108 genera. Most of the species were registered to Northeast region with 108 species, followed by South region with 74 species, 57 taxa to Central West and 41 species to North region (Fig.1). Among them 26 species are endemic to southeast region and 11 taxa are restrict to Rio de Janeiro state. Such results demonstrated that Sugar Loaf species are concentrated along the northeast-south coastal corridor, which is under sea influence. According hierarchical clustering analyses Sugar Loaf (SLO) form cluster I with TMR and this cluster is near to cluster II formed by CMO and COO (Fig.2). The cluster III aggregate AMI, CMR, DPO and ALP, and this nucleous is related to the IV group formed by FOH and PIO. Spatial autocorrelation between the localities was indicated by Mantel Test (R=0,56; P=0,001). The CCA eigenvalues of the two first axes explained 0,81 and 0,59 of total variation in the data. ANOVA permutation test confirmed the statistical significance of the ordination (P=0,004). In the axes CCA1 the variable maximum temperature of warmest quarter was strongly correlated with mean annual rainfall, both with >0 values in the CCA2 axes and <0 values in CCA1 axes. Otherwise, the maximum temperature of warmest quarter and altitude presented a strong negative relation (Fig.3). The group I was negatively related with altitude and distance from the sea. Despite the localization far from the coast, the group II is near to the cluster I since the localities of both clusters are influenced by the maximum temperature of warmest quarter. Both sites of cluster II are positively related to mean annual rainfall. Curiously, the AMI inselberg, which is localized innermost of Espírito Santo state did not showed floristic affinities with SLO cluster, despite the high frequency of SLO plant species along this state. This suggests that the major of these species are distributed in other vegetation units of Espírito Santo and the high elevation might be a selective barrier to many of these species. Otherwise, AMI belongs to cluster III with CMR, ALP, DPO, which belongs to Espinhaço Mountain Range defined by the high correlation with altitude and low influence of maximum temperature of warmest quarter. As cluster III, the group IV composed by FOH and PIO, was negatively influenced by maximum temperature of warmest quarter but differed from the other group due the positive relation with sea distance.

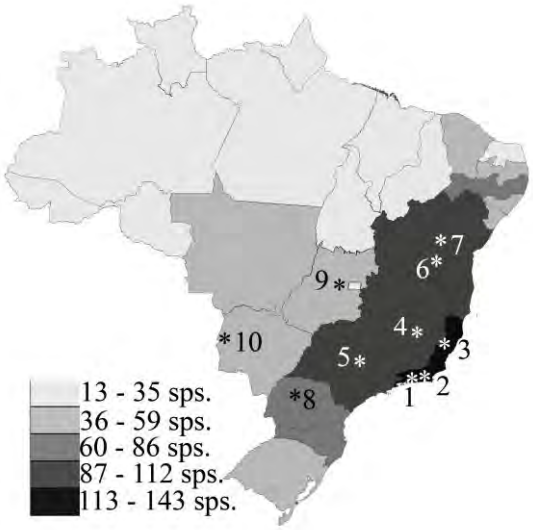


*Fig1: Map of Brazil showing the Brazilian distribution of Sugar Loaf and Urca species.*Localization of Brazilian rocky outcrops: 1- Sugar Loaf and Urca Inselbergs; 2- Tiririca Mountain Range; 3- Alto Misterioso Inselbergs;4- Cipó Mountain Range; 5- Forno Hill; 6- Almas Peak; 7- Diamantina Plateau Outcrops; 8- Campo Mourão Outcrop;9- State Park Pirineus Outcrops; 10- Corumbá Outcrops*

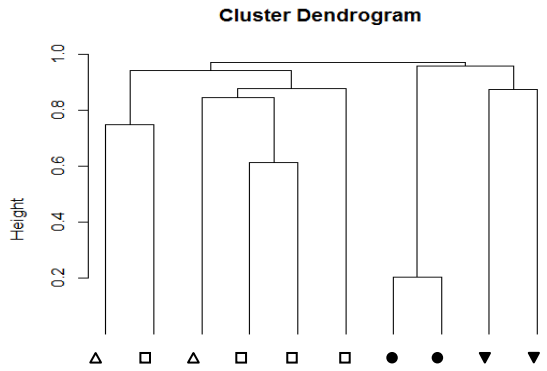


Fig.2: Hierachical clustering analysis relating Natural Monument Sugar Loaf and Urca flora with 9 Brazilian rocky outcrops. ● *Group I;* ▼ *Group II;* □ *Group III;* △ *Group IV.*

CONCLUSIONS

The results led to conclusion that most of the eight brazilian outcrop rocks showed a weak flora relationship with Sugar Loaf and Urca inselbergs. The distribution pattern associated to floristic relationship studies suggested the existence of limiting factors to rocky outcrops flora expansion and connectivity. Moreover, CCA analyses evidenced that climatic, altitudinal and geographic variables contributed equally to this heterogeneous distribution.

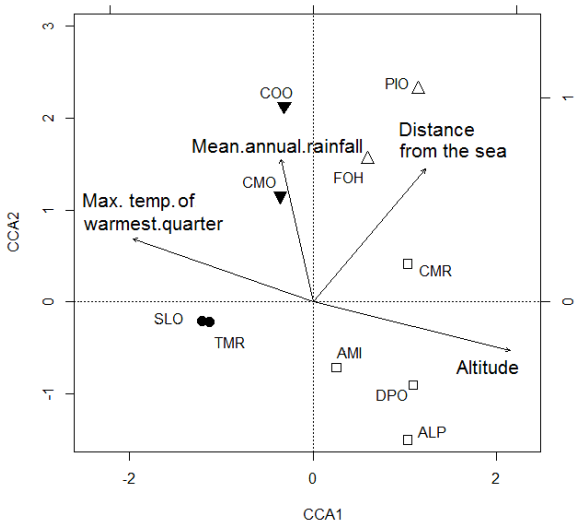


Fig.3: Biplot of canonical correspondence analysis based on 10 rocky outcrops and four abiotic variables. ● *Group I*; ▼ *Group II;* □ *Group III;* △ *Group IV.*

References

Barthlott, W., Porembski, S., Szarzynski, J., Mund, J. P. (1993): "Phytogeography and Vegetation of Tropical Inselbergs", *Actes du Colloque International de Phytogéographie Tropicale*: 15-24.

Carauta, J. P. P, Oliveira, R. R. (1984): "Plantas vasculares do Moro da Urca, Pão de Açúcar e Cara de Cão", *Rodriguésia*, 36/59: 12-24.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., Jarvis, A. (2005): "Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas", *Int. J. Clim.*, 25: 1965-1978.

Meirelles, S. T., Pivello, V. R., Joly, C. A. (1999): "The vegetation of granite rock outcrops in Rio de Janeiro, Brasil, and the need for its protection", *Envir. Cons.*, 26/1: 10-20.

Oksanen, J., Blanchet, R. K., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Wagner, H. (2012): *Package vegan. Community ecology package*.

Porembski, S., Barthlott, W. (ed.). (2000): *Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions*, Springer, Berlin. 524p.

R Core Team (2013): *R: A language and environment for statistical computing*. R *Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.*

Capítulo IV
Biogeografía Aplicada

BIODIVERSIDAD VEGETAL Y ESTATUS SOCIO-ECONÓMICO EN JARDINES DOMÉSTICOS DE LA COSTA BRAVA. IMPLICACIONES SOBRE EL RIESGO DE INVASIÓN BIOLÓGICA

Padullés, J. (1), Vila, J. (1), Barriocanal, C. (2)

(1) Dpto. Geografía, Universidad de Girona. josep.padulles@udg.edu; josep.vila@udg.edu.
(2) Dpto. Geografía Física y Análisis Geográfica Regional, Universidad de Barcelona. carles.barriocanal@udg.edu.

Resumen: Los jardines domésticos albergan sorprendentes niveles de biodiversidad a la vez que actúan como fuente de dispersión de especies exóticas, algunas de ellas invasoras con consecuencias negativas sobre las especies autóctonas y el funcionamiento de los sistemas naturales. En este estudio se analizó la flora de 258 jardines domésticos urbanos de la Costa Brava (Cataluña). En total se identificaron 635 taxones de los cuales 432 (68%) fueron exóticos. De entre estos, un total 39 taxones (6,2% del total) son considerados invasores y en concreto 25 se han identificado dentro de los límites del Parque Natural de los Aiguamolls del Empordà, espacio natural adyacente a las áreas urbanas estudiadas. El análisis basado en el Escalamiento No Métrico Multidimensional (NMDS) demostró que los patrones de distribución de la flora de los jardines urbanos analizados responden a distintos gradientes socio-económicos ligados especialmente a altas tasas de ocupación de la vivienda, rentas elevadas y residentes con origen extranjero.

Palabras clave: jardines domésticos, biodiversidad vegetal, plantas exóticas, especies invasoras, Costa Brava.

Abstract: Plant biodiversity and socio-economic status in domestic gardens in the Costa Brava. Implications on the risk of biological invasions. Domestic gardens have surprising levels of plant biodiversity, but they also act as a source of exotic species. Some of this plants may spread out of the gardens and become invasive causing negative impacts on natural biodiversity and ecosystem functioning. In this study we analyzed the flora in 258 domestic gardens of the Costa Brava (Catalonia). In total, 635 species were identified of which 432 (68%) were exotic. Out of the 39 species (6,2% of all plants) considered as invasive, 25 were present in the Aiguamolls de l'Empordà Natural Park adjacent to the urban areas. A Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) showed plant distribution patterns being correlated to different socio-economic gradients with significant emphasis on high occupancy rates of the house, high incomes and foreign residents.

Key words: domestic gardens, plant biodiversity, alien plants, invasive species, Costa Brava.

INTRODUCCIÓN[1]

En las últimas décadas, muchas zonas urbanas del litoral Mediterráneo han experimentado una expansión en forma de proceso de dispersión (Durà-Guimerà, 2003; Muñoz, 2003). Esta explosión urbanística laxa, ha conllevado un aumento considerable del número de jardines domésticos.

Los jardines domésticos albergan altos niveles de biodiversidad vegetal a menudo con proporciones elevadas de taxones exóticos (Smith et al., 2006). Varios estudios han analizado estos porcentajes: por ejemplo, 88% en la región de Lauris (Francia) (Marco *et al*., 2008), 85% en Bujumbura (Burundi) (Bigirimana et al., 2012), o 75% en Trabzon (Turquía) (Acar et al., 2007).

Una parte significante de estas especies exóticas es capaz de escapar y prevalecer de forma autónoma en el medio natural (Reichard y White, 2001; Sanz-Elorza et al., 2009; Dehnen-Schmutz et al., 2007). En España, Sanz-Elorza et al., (2004) calculan que aproximadamente un 12% de la flora del país es exótica, y un 48% ha tenido la horticultura y la jardinería como causa principal de introducción. Además, una fracción puede convertirse en invasora causando impactos negativos sobre la flora y la fauna autóctona (Vitousek et al., 1996; Williams, 1997; Ewel et al., 2000).

Las problemáticas asociadas a invasiones biológicas se prevé que se agudicen en los próximos años debido al aumento de la actividad humana a escala planetaria (Myers et al., 2000). En este sentido, la identificación precoz de las especies potencialmente invasoras puede ayudar a proteger los espacios naturales y ahorrar costes en las prácticas de erradicación (Moles et al., 2008).

[1]Proyecto financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (Referencias: CSO2010-17488; BES-2011-046475)

En España, el Real Decreto 630/2013 regula el catálogo español de especies exóticas invasoras (España, 2013). Este listado recoge 66 plantas con probado carácter invasor y la ley regula su uso y gestión. No obstante, muchas otras plantas ornamentales con marcado potencial invasor carecen de ningún tipo de regulación. De acuerdo con esto, se requieren nuevas investigaciones que ayuden a identificar estos taxones y justifiquen su inclusión en los catálogos.

Para contribuir a este objetivo es necesario estudiar los factores que determinan los patrones de biodiversidad vegetal en áreas urbanas a través de un enfoque multidisciplinar (McIntyre et al., 2000; Marco et al., 2010). La influencia de las variables sociales, económicas, históricas y culturales deben ser consideradas además de los factores tradicionalmente reconocidos por la ecología (Lubbe et al., 2010).

Cómo aportación al proyecto anterior, este estudio pretende (1) analizar la flora presente en jardines domésticos adyacentes al Parque Natural de los Aiguamolls del Empordà en la Costa Brava (Cataluña), (2) establecer los gradientes socio-económicos ligados a los patrones de biodiversidad vegetal y (3) señalar taxones potencialmente invasores en el área de estudio y su estatus en la legislación ambiental vigente.

SITUACIÓN

La zona litoral de la comarca del Alt Empordà forma parte de la Costa Brava y se encuentra en el noreste de Cataluña (42º14'53'' N, 3º6'47'' E; Figura 1). Las áreas residenciales incluidas en el estudio se localizan en cinco municipios que ocupan un área total de 128 km^2. Además, todas son adyacentes al Parque Natural dels Aiguamolls del Empordà (PNAE; 47,31 km^2), una zona de marisma litoral con un elevado valor ecológico. Los ecosistemas del parque son especialmente vulnerables a las invasiones biológicas (Vilà et al., 2007). Aproximadamente un 7,5% de su flora ha sido introducida y su control genera elevados costes de gestión (Gesti, 2000).

El paisaje de mosaico agrícola tradicional ha cambiado en los últimos 60 años como consecuencia del proceso de expansión urbana y la llegada de las actividades turísticas. En los últimos 30 años el número de viviendas se ha duplicado y un 68% son segundas residencias. Además, el número de residentes se ha triplicado y un 38% proviene de otras regiones de Europa, especialmente de Francia y Alemania (IDESCAT, 2013).

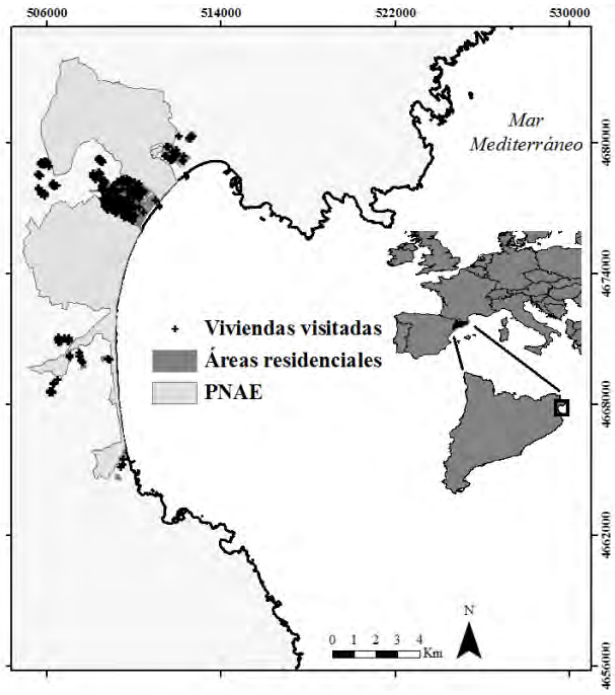


Fig. 1: Localización de las viviendas visitadas y el PNAE (Parque Natural dels Aigaumolls del Empordà) en el área de estudio.

El clima del área de estudio es típicamente mediterráneo con temperaturas y pluviometrías medias anuales de 15ºC y 623 mm respectivamente (estación meteorológica de Sant Pere Pescador; SMC, 2013). Toda el área se encuentra situada a una altitud media de 9,2 m sobre el nivel del mar.

METODOLOGÍA

Selección de la muestra

Todas las áreas residenciales situadas a menos de un quilómetro del PNAE fueron incluidas en el estudio. Utilizando la información contenida en el catastro (Portal de la Dirección General del Catastro), se extrajo una capa con todas las viviendas unifamiliares, semiapareadas y apareadas. Posteriormente se seleccionó una muestra representativa de 258 viviendas de un total de 6.587 parcelas. Cuando la visita a uno de los domicilios seleccionados no fue posible, se recurría a la vivienda situada a su derecha y en la misma calle. Las visitas se llevaron a cabo durante los meses de Mayo y Julio de 2013 para favorecer la inclusión de segundas residencias y facilitar la identificación de los taxones.

Recopilación de datos

Para este estudio, jardín se define como la área de terreno cerrado dentro de los límites de una vivienda, en propiedad o alquilada, y donde se cultivan plantas y otros materiales que se organizan espacialmente (Bhatti y Church, 2000). Se inventariaron todas las plantas presentes en los 258 jardines privados, incluidas aquella situadas en macetas. Su identificación se realizó a partir de literatura especializada (e. g. Bellido, 1998; Bolòs y Vigo, 1984; Sánchez et al., 2000-2010) y la nomenclatura sigue el "The International Plant Name Index" (IPNI, 2014). Las plantas que no pudieron ser identificadas a nivel de especie fueron clasificadas según su género. A cada especie se la asignó una forma vital de acuerdo con el sistema de Raunkiær (1934). Los taxones fueron clasificados según nativos o exóticos siguiendo Bolòs y Vigo (1984) y Gesti (2000).

Simultáneamente al inventario florístico, se realizó una encuesta para medir distintos parámetros socio-económicos en cada una de las 258 viviendas visitadas (Tabla 1). Cuando era posible se entrevistó al miembro del hogar responsable de la gestión del jardín. El cuestionario contenía solo preguntas cerradas.

Variables	Abreviatura	Transformación/Categoría de referencia
Número de residentes	NumR	ln(x)
Porcentaje de miembros desocupados	%Des	x^2
Lugar de nacimiento		Cataluña
Resto de España	NacE	
Resto del mundo	NacM	
Nivel de renta (m€/año)		Media (entre 18 y 42)
Baja (menos de 18)	RentaB	
Alta (más de 42)	RentaA	
Tasa de ocupación de la vivienda (meses al año)		Media (de 4 a 8)
Baja (menos de 4)	OcupB	
Alta (más de 8)	OcupA	
Nivel educativo		Secundario (secundaria y/o escuela técnica)
Primario (estudios primarios, o menos)	EduP	
Superior (título universitario, o superior)	EduSu	

Tabla 1: Variables incluidas en el estudio para medir la relación entre los gradientes socio-económicos y los patrones de biodiversidad vegetal.

Análisis de datos

El coeficiente de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957) se utilizó para calcular las disimilitudes composicionales entre parejas de jardines. La matriz resultante fue comparada utilizando un Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) (Kruskal, 1964) con el paquete estadístico Vegan del software R versión 2.15.2 (R Team, 2012). Esta técnica multivariante trata de representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones las proximidades existentes entre un conjunto de objetos (en este caso, jardines y especies) para analizar su posición relativa (Kruskal, 1964). Los gradientes socio-económicos, demográficos y culturales se ajustaron en la ordenación como vectores. Las variables categóricas fueron codificadas como variables ficticias.

DATOS

Un total de 635 taxones fueron descritos en el total de 258 jardines visitados. Del total, 432 (68%) de los taxones tenía un origen exótico. Los taxones más abundantes fueron *Rosa sp.* (identificada en 151 de los jardines analizados), *Olea europaea* (118), *Euonymus japonicus* (114), *Citrus limon* (112) y *Phoenix canariensis* (108). Del total de 133 familias encontradas, aquellas con mayor número de taxones fueron Asteraceae (8,18%), Poaceae (4,56%), Rosaceae (4,25%), Cactaceae (3,93%) y Lamiaceae (3,93%).

Más de la mitad de las especies eran árboles o arbustos (fanerófitos 40,72%; caméfitos 21,70%). Los hemicriptófitos constituían el 14,31% de todas las especies, los terófitos el 14,15%, los geófitos el 8,18% y los epífitos el 0,94%. Alrededor de un 82% de la flora era ornamental, un 15% eran espontáneas, un 11% eran cultivadas como alimento y sólo un 1% crecía por otros motivos.

La Tabla 2 muestra el listado de 39 plantas consideradas invasoras (Sanz-Elorza et al., 2004; Andreu et al., 2012) presentes en los jardines inventariados. Tan solo 7 de estos taxones (*Acacia dealbata*, *Agave americana*, *Carpobrotus edulis*, *Carpobrotus acinaciformis*, *Cortaderia selloana*, *Opuntia ficus-indica*, *Senecio inaequidens* y *Tradescantia fluminensis*) se encuentran incluidos en el anexo del Real Decreto 630/2013 para el territorio peninsular. De acuerdo con Gesti (2000), tan solo 14 de estas especies no se encuentran presentes dentro de los límites del PNAE. Sus frecuencias dentro de jardines son muy variables, des del 0,39 al 19,31%.

Los resultados del NMDS (Figura 2) muestran que las disimilitudes taxonómicas se encuentran fuertemente asociadas a tasas altas de ocupación (R^2=0,22), la presencia de residentes extranjeros (R^2=0,18), las rentas elevadas (R^2=0,16) y la presencia de residentes españoles no catalanes (R^2=0,15). En menor medida, también se relacionaron con el porcentaje de miembros desocupados, las tasas bajas de ocupación, el número de residentes y finalmente los niveles de educación primaria y superior. No se encontró asociación entre los patrones florísticos y las viviendas con rentas bajas.

Taxones	Frecuencia (%)	Usos	PNAE
Conyza sp.	19,31	ES	X
Lantana camara L.	18,92	OR	-
Gazania sp.	15,83	OR	X
Agave americana L.	10,42	OR	X
Mirabilis jalapa L.	9,65	OR	X
Carpobrotus sp.	9,27	OR	X
Opuntia ficus-indica (L.) Mill.	8,49	OR	X
Lonicera japonica Thunb.	7,34	OR	X
*Passiflora caerulea*L.	7,34	OR	-
Ipomoea indica (Burm.) Merr.	6,95	OR	X
Austrocylindropuntia sp.	6,56	OR	-
Tradescantia fluminensis Vell.	6,18	OR	X
Tropaeolum majus L.	6,18	OR	-
Cortaderia selloana Asch. & Graebn.	5,41	OR	X
Crepis sancta (L.) Babc.	5,41	ES	X
Paspalum sp.	5,41	ES	X
Acacia dealbata Link	5,02	OR	X
Stenotaphrum secundatum (Walter) Kunzte	4,63	OR	-
Cereus peruvianus (L.) Mill.	4,25	OR	-
Amaranthus sp.	3,09	ES	X
Ligustrum lucidum Aiton f.	2,32	OR	-
Schinus molle L.	2,32	OR	-
Chamaesyce prostrata (Aiton) Small	1,54	ES	X
Parthenocissus quinquefolia(L.) Planch.	1,54	OR	X
Acer negundo L.	1,16	OR	X
Eucalyptus globulus Labill.	1,16	OR	-
Robinia pseudoacacia L.	1,16	OR	X
*Arundo donax*L.	0,77	OR	X
Eleusine tristachya (Lam.) Lam.	0,77	ES	X
Helianthus tuberosus L.	0,77	OR	X
Lippia nodiflora (L.) Rich. In Michx.	0,77	OR	X
Opuntia monacantha Haw.	0,77	OR	-
Ricinus communis L.	0,77	OR	-
Senecio mikanoides Walp.	0,77	OR	-

Sporobolus indicus (L.) R.Br.	0,77	ES	X
Cyperus eragrostis Vahl	0,39	ES	X
Elaeagnus angustifolia L.	0,39	OR	-
Eschscholzia californica Cham.	0,39	OR	-
Senecio inaequidens DC.	0,39	ES	X

Tabla 2: Listado de las 39 especies consideradas invasoras, con sus frecuencia relativas, usos (OR= ornamental; ES=espontánea) y presencia confirmada dentro de los límites del PNAE [X=presente;-=no presente; (Gesti, 2000)] en los 258 jardines de la Costa Brava.

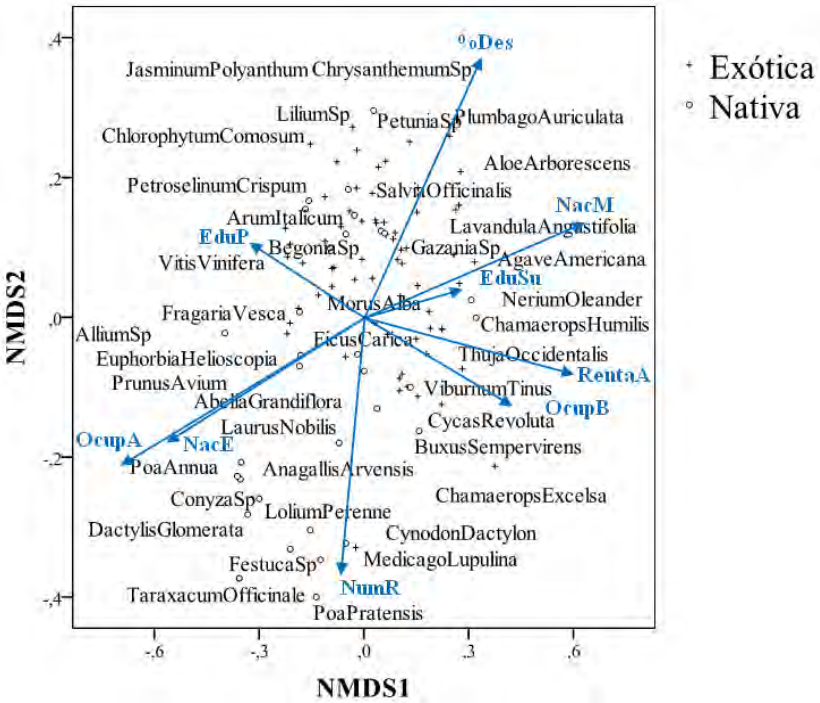


Fig. 2: Resultado del análisis de Escalamiento No Métrico Multidimensional (NMDS; stress=0,19). La figura muestra las dos primeras dimensiones de la ordenación. Los taxones son clasificados según exóticos o nativos. Los gradientes socio-económicos significativos (P<0,05) son representados como vectores indicando la dirección y potencia del gradiente. Se incluyen los taxones presentes en más del 10 por ciento de casos. Donde pudiera haber superposición, prevalecen las etiquetas de las especies más abundantes.

INTERPRETACIÓN

El estudio confirma que los jardines domésticos de la Costa Brava contienen una elevada biodiversidad vegetal dominada principalmente por especies exóticas. Este hecho concuerda con otros estudios sobre biodiversidad vegetal en este tipo de ecosistemas (Marco et al., 2008; Bernholt et al., 2009; Bigirimana et al., 2012). Del total de 635 taxones inventariados, 39 son considerados invasores en Cataluña o el resto del Estado (Sanz-Elorza et al., 2004; Andreu et al., 2012). No obstante, cabe señalar que 9 de estos taxones corresponden a especies que se encuentran de forma espontáneas en jardines como son las especies del género *Conyza* sp., *Paspalum* sp. o *Amaranthus* sp. En este sentido, se reduce a 30 la lista de especies de origen ornamental con capacidad para naturalizarse y expandirse en el medio natural. Las frecuencias relativas de estos taxones, aunque fueron relativamente bajas, indican que existe una presión de propágulos constante sobre el medio natural.

Más de una tercera parte de la flora inventariada como invasora no se encuentra naturalizada ni de forma subespontánea dentro de los límites del PNAE. Por este motivo es imprescindible establecer medidas de gestión dirigidas a prevenir la introducción de plantas como *Lantana camara*, *Passiflora caerulea* o *Stenotaphrum secundatum*, no reguladas por ley pero muy presentes en los jardines y con reconocida capacidad de expansión en otros ámbitos mediterráneos. Por otra parte, debería diagnosticarse el impacto en el medio y el grado de introducción de otras plantas inventariadas y potencialmente invasoras como *Imperata cylindrica*, *Pyracantha* sp. o *Aptenia cordifolia*, no incluidas en el Real Decreto 630/2013. Del mismo modo, otras especies no inventariadas

en este estudio pero con probado potencial invasor y muy usadas en jardinería, como el quicuyo (*Pennisetum clandestinum*), deberían también ser evaluadas para disuadir de su uso.

La probabilidad de colonización desde un jardín al hábitat natural vecino puede ser más fuerte en zonas residenciales suburbanas en contacto con un medio rural o agrario. Los hábitats antrópicos alterados y cultivos abandonados constituyen ambientes vulnerables a procesos de invasión (Vilà et al., 2007). En este sentido, la monitorización en el área de estudio de las zonas de interfase entre las viviendas y el entorno puede ayudar a entender los procesos de invasión.

Por otro lado, los resultados de este trabajo indican que existe una asociación significativa entre los gradientes socio-económicos y los patrones de distribución de la flora en los jardines de la Costa Brava. En concordancia con los estudios de Lubbe et al. (2010) y Bigirimana et al. (2012), las plantas en viviendas con rentas más altas, tienen una función eminentemente ornamental. Algunos ejemplos de los taxones más representativos son *Thuja occidentalis*, *Viburnum tinus* o *Cycas revoluta*. Estos hogares, además, se asocian a bajas tasas de ocupación anual (segundas residencias) y en gran medida son ocupadas por residentes extranjeros con un nivel educativo superior. Además, estos grupos sociales prefieren jardines con abundantes especies exóticas.

Otro resultado significativo de este análisis es que la dirección del gradiente referente al porcentaje de miembros desocupados se halló contrapuesta al gradiente del número de residentes del hogar. El primero parece vincularse principalmente con especies ornamentales de flores vistosas como son *Petunia* sp., *Chrysanthemum* sp. o *Plumbago auriculata*. El segundo, en cambio, se vincula a especies presentes en céspedes ornamentales como son *Festuca* sp., *Lolium* sp. o *Poa pratensis*. Esto parece sugerir que las familias con hijos/as en el hogar podrían optar por un jardín donde desarrollar actividades de ocio ligadas a espacios cespitosos.

En este sentido, es importante destacar que próximas investigaciones en este campo deberían analizar también la influencia de las características socioeconómicas de los propietarios anteriores sobre la composición vegetal de los jardines.

CONCLUSIONES

Los estudios de diagnosis del riesgo de invasión biológica constituyen un elemento indispensable para la conservación de los ecosistemas y sus valores naturales. Los jardines domésticos actúan como fuente de dispersión de este tipo de especies y por lo tanto conocer los mecanismos que determinan su composición es esencial para gestionar el potencial conflicto. En el presente estudio, menos de la mitad de los taxones inventariados y considerados invasores se encuentran presentes de forma extendida dentro de los límites del PNAE. Por este motivo, se recomienda implementar medidas de gestión encarriladas a prevenir la expansión de estas plantas y la entrada de nuevas con potencial invasor.

El análisis de los factores que determinan el tipo de vegetación en los jardines domésticos puede ayudar a conocer mejor los patrones de biodiversidad en cada contexto particular. Aunque las autoridades públicas tienen gran dificultad para influir en la gestión de los jardines privados, deberían favorecer la presencia de especies nativas en los espacios verdes urbanos públicos. Por otro lado, las campañas de sensibilización y la regulación de la oferta de plantas ornamentales en centros de jardinería pueden ayudar a reducir los flujos de entrada de este tipo de plantas. En este sentido, el marco legal de cada región administrativa debe favorecer la adaptación y, sobretodo, la actualización de las leyes en materia de invasiones biológicas.

Referencias bibliográficas

Acar, C., Acar, H., Eroglu, E. (2007): "Evaluation of ornamental plant resources to urban biodiversity and cultural changing: a case study of residential landscapes in Trabzon City (Turkey)". *Building and Environment*, 42: 218–229.

Andreu J., Pino, J., Basnou, C., Guardiola M., Ordónez, J.L. (CREAF) (2012): *Les espècies exòtiques de Catalunya. Resum del projecte EXOCAT.* Generalitat de Catalunya, Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural.

Bellido, X. (1998). *Flora ornamental mediterránea: plantas cubridoras y alfombrantes*. Ed. Rueda, Alcorcón, Madrid.

Bernholt, H., Kehlenbeck, K., Gebauer, J., Buerkert, A. (2009): "Plant species richness and diversity in urban and peri-urban gardens of Niamey, Niger".*Agroforestry Systems*, 77: 159-179.

Bhatti, M., Church. A. (2000): "I never promised you a rose garden: gender, leisure and home-making". *Leisure Studies,* 19:183-197.

Bigirimana, J., Bogaert, J., De Cannière, C., Bigendako, M-J., Parmentier, I. (2012): "Domestic garden plant diversity in Bujumbura, Burundi: Role of the socio-economical status of the neighborhood and alien species invasion risk". *Landscape and Urban Planning,* 107: 118-126.

Bolòs, O. Vigo J., Masalles R.M., Ninot J.M. (2005): *Flora manual dels Països Catalans*. 3ª edición, Ed. Pòrtic, Barcelona.

Bray, J. R., Curtis, J. T. (1957): "An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin". *Ecological Monographs*, 27: 325-349.

Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C., Williamson, M. (2007): "The Horticultural Trade and Ornamental Plant Invasions in Britain". *Conservation Biology*, 21: 224-231.

Durà-Guimerà, A. (2003): "Population deconcentration and social restructuring in Barcelona, a European Mediterranean city". *Cities*, 20: 387–394.

España. Real Decreto-ley 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. *Boletín Oficial del Estado,* 3 de agosto de 2013, núm. 185, pp. 56764-56786.

ESRI (2013). ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Ewel, J.J., O'Dowd, D.J., Bergelson, J., Daehler, C.C., D'Antonio, C.M., Gomez, L.D., Gordon, D.R., Hobbs, R.J., Holt, A., Hopper, K.R., Hughes, C.E., Lahart, M., Leakey, R.R.B., Lee, W.G., Loope, L.L., Lorence, D.H., Louda, S.M., Lugo, A.E., MCevoy, P.B., Richardson, D.M., Vitousek, P.M. (2000): "Deliberate introductions of species: research needs". *BioScience,* 49:619-630.

Gesti, J. (2000): *El poblament vegetal dels Aiguamolls de l'Alt Empordà. Efectes de la creació del Parc Natural sobre la vegetació i propostes per a una gestió dels hábitats*, PhD thesis, Institute of Aquatic Ecology. University of Girona, Girona, Spain.

IDESCAT – Institut d'Estudis Catalans (2013): Generalitat de Catalunya. Recuperado en 23 de Noviembre 2013. <http://www.idescat.cat/>

Instituto Cartográfico de Cataluña (ICC) (2013): Insitut Cartogràfic de Catalunya, Generalitat de Catalunya. 22 de enero 2013. <http://www.icc.es/>.

IPNI - The International Plant Names Index. (2012): Published on the Internet. Septiembre 2013 <http://www.ipni.org>.

Kruskal, J. B. (1964):"Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method". *Psychometrika*, 29: 115–129.

Lubbe, C.S. (2011): *Comparison of the urban domestic garden flora along a socio-economic gradient in the Tlokwe City Municipality*, PhD thesis, South Africa. North-West University.

Marco, A., Barthelemy, C., Dutoit, T., Bertaudiere-Montes, V. (2010): "Bridging human and natural sciences for a better understanding of urban floral patterns: the role of planting practices in Mediterranean gardens". *Ecology and Society*, 15(2): Disponible en <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss2/art2/>.

Marco, A., Dutoit, T., Deschamps-Cottin, M., Mauffrey, J., Vennetier, M., Bertaudiere-Montes, V. (2008): "Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density". *Comptes Rendus Biologies*, 331: 452–465.

McIntyre, N.E., Knowles-Yanez, C., Hope, D. (2000). "Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of "urban" between the social and natural sciences". *Urban Ecosystems,* 4:5-24.

Moles, A.T., Gruber, M.A.M., Bonser, S.P. (2008): "A new framework for predicting invasive plant species". *Journal of Ecology*, 96: 13–17.

Muñoz, F. (2003): "Lock living: Urban sprawl in Mediterranean cities". *Cities*, 20: 381- 385.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B., Kent, J. (2000): "Biodiversity hotspots for conservation priorities". *Nature*, 403: 853–858.

Portal de la Dirección General del Catastro (SEC) (2012): Ministerio de Hacienda y Administración Pública, Gobierno de España. Recuperado en 19 de Mayo 2013. <http://www1.sedecatastro.gob.es/ovcInicio.aspx>.

R Team, D.C. (2012):*R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing*. Recuperado 13 de Agosto 2013. <http://www.R-project.org>.

Raunkiær, C. (1934): *The life forms of plants and statistical plant geography: Being the collected papers of C. Raunkiaer*. Clarendon Press, Oxford.

Reichard, S.H., White, P. (2001): "Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States". *BioScience*, 51: 103–113.

Sánchez De Lorenzo-Cáceres, J. M. (coord.). (2000-2010): *Flora ornamental española: las plantas cultivadas en la España peninsular e insular*. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca, Sevilla.

Sanz-Elorza, M., Dana E. D., Sobrino E., eds. (2004): *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid, 384 pp.

Sanz-Elorza, M., Mateo R.G., González Bernardo, F. (2009): "The historical role of agriculture and gardening in the introduction of alien plants in the western Mediterranean". *Plant Ecology*, 202: 247-256.

SMC – Servei Meteorològic de Catalunya. (2013): Generalitat de Catalunya. 14 de Octubre 2013 <http://www.meteo.cat/xema/AppJava/FitxaEstacio.do>.

Smith, R.M., Thompson, K., Hodgson, J.G., Warren, P.H., Gaston, K.J. (2006): "Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity". *Biological Conservation,* 129: 312–322.

Vilà, M., Pino, J., Font, X. (2007): "Regional assessment of plant invasions across different habitat types". *Journal of Vegetation Science*, 18: 35-42.

Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Westbrooks, R. (1996): "Biological invasions as global environmental change". *American Scientist,* 84: 468-478.

Williams, P.A. (1997): "Ecology and management of invasive weeds". *Conservation Sciences Publication*, 7: 1–67.

EVALUACIÓN DEL EFECTO BARRERA DE LAS VÍAS DE TRANSPORTE ANDALUZAS AL DESPLAZAMIENTO DE LA FAUNA COMO RESPUESTA AL CAMBIO CLIMÁTICO

Real R. (1) y Márquez A. L. (1)

(1) Universidad de Málaga, Grupo de Biogeografía, Diversidad y Conservación, Dpto. Biología Animal, Fac. Ciencias, Campus de Teatinos s/n, 29071 Malaga. rrgimenez@uma.es.

Resumen: Se evaluó el posible efecto barrera de las infraestructuras viarias de Andalucía al desplazamiento de las distribuciones futuras que previsiblemente tendrán que efectuar 20 especies amenazadas de tetrápodos no voladores para responder al cambio climático. Para elaborar los modelos ambientales se usó la función de favorabilidad y se consideraron dos modelos de circulación (CGCM2 y ECHAM4) y dos escenarios de emisiones (A2 y B2). Solo se ha predicho un desplazamiento de las áreas favorables en el futuro para *Salamandra salamandra*. La favorabilidad ambiental de *S. salamandra* se verá reducida en la mitad occidental, mientras que en el cuadrante nororiental se incrementará. El posible efecto barrera de las infraestructuras viarias para esta especie se evaluó teniendo en cuenta el posible flujo entre áreas separadas por ellas. *Salamandra salamandra morenica* tendrá que superar las barreras de la línea férrea Córdoba–Almorchón y del Ave Sevilla-Córdoba-Madrid para alcanzar las zonas más favorables situadas en el cuadrante nororiental.

Palabras clave: Biogeografía predictiva, conectividad, función de favorabilidad, modelación espacial, salamandra

Abstract (Assessment of the barrier effect of Andalusian transport infrastructures to movement of wildlife in response to climate change): We evaluated the transport infrastructures' potential barrier effect in Andalucía to future distribution shifts of 20 threatened flightless tetrapod species in response to climate change. To develop environmental models for each species we used the favorability function and we considered two circulation models (CGCM2 and ECHAM4) and two emission scenarios (A2 and B2). We only detected a shift in favorable areas in the future for *Salamandra salamandra*. The environmental favorability of *S. salamandra* was predicted to be reduced in the western half of Andalusia, while in the northeast quadrant it will be increased. The possible barrier effect of transport infrastructures for this species was evaluated considering the flow between areas separated by them. *Salamandra salamandra morenica* will have to overcome the barriers of the railroad Cordoba–Almorchón and Ave Sevilla-Córdoba-Madrid to reach the most favorable areas in the northeast quadrant.

Key words: Connectivity, favourability function, predictive biogeography, salamander, spatial modeling

INTRODUCCIÓN

Andalucía participa de una de las regiones de más alta biodiversidad de la Tierra (Myers and Giller, 1988). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza mantiene que los ecosistemas andaluces suelen ser pobres en nutrientes y sometidos a estrés estacional, pero ricos en especies. La mayoría de los taxones presentan altos niveles de diversidad, tanto a nivel de especie como de subespecie.

Andalucía, como la mayoría de las regiones europeas, presenta un elevado desarrollo económico, de forma que, en general, los ecosistemas naturales han sido alterados o destruidos por los usos del suelo dominantes, como son los relacionados con la agricultura o el desarrollo urbano. Por esta causa, uno de los grandes desafíos del siglo XXI se refiere al esfuerzo concertado para desarrollar y aplicar estrategias diseñadas para evitar la pérdida de biodiversidad. Esta tarea se hace cada vez más crucial debido al crecimiento de la población humana, los elevados niveles de uso de energía y las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas, que pueden afectar al clima general de la Tierra. A esto hay que añadir que el aumento de la demanda de suelo por parte del ser humano y la construcción de estructuras viarias se traduce en altas tasas de pérdida y fragmentación de hábitat para otras especies. La asociación entre cambio climático y fragmentación de hábitat de origen humano amenaza, por tanto, a un buen número de poblaciones (Gaston, 2000).

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático de las Naciones Unidas (IPCC), en su informe del año 2007, ha puesto de manifiesto el consenso científico básico sobre la realidad de este cambio, aunque no faltan disidentes, así como la necesidad de implementar medidas mitigadoras de sus efectos. Como consecuencia, la comunidad científica y las administraciones con competencia en conservación muestran un interés creciente en predecir la respuesta espacial de las especies a los cambios previsibles en el clima, para anticipar la necesaria adaptación de las medidas de conservación a tomar (Araújo et al., 2004, Real et al., 2010). Evaluar las posibilidades de cambio de las distribuciones de las especies en función de los diferentes escenarios de cambio climático se hace, por tanto, necesario para, por ejemplo, conocer cómo cambiarán las áreas climáticamente favorables para las

especies en el futuro y cómo se pueden ver afectadas las posibles respuestas a tales cambios por el efecto barrera de las infraestructuras públicas.

Numerosas especies ibéricas de vertebrados se encuentran claramente amenazadas. Por ello, es previsible que las áreas favorables para estas especies se vean modificadas si el clima cambia como prevé el IPCC, por lo que las especies deberán distribuirse por áreas diferentes a las actuales para adaptarse a esas modificaciones.

Los estudios de modelación biogeográfica se están convirtiendo, cada vez más, en herramientas fundamentales para la gestión racional de la fauna y para la conservación del medio ambiente en este contexto de un mundo en permanente cambio. Los modelos espaciales permiten hacer inferencias sobre la distribución de las especies en función de las características ambientales, bióticas, espaciales y humanas del territorio estudiado, aún cuando no exista un conocimiento exhaustivo de la distribución de las especies.

Este tipo de modelos han sido utilizados en este estudio para pronosticar la evolución de las condiciones favorables para las especies de tetrápodos no voladores amenazados en distintos escenarios de cambio climático en Andalucía hasta el año 2040. Igualmente se ha analizado el posible efecto de barrera que las grandes infraestructuras viarias de Andalucía pueden ejercer sobre los desplazamientos de estas especies para responder a estos cambios climáticos en la región.

METODOLOGÍA

Se elaboraron modelos de favorabilidad ambiental para 20 especies de tetrápodos no voladores con algún grado de amenaza en Andalucía (Franco y Rodríguez, 2001, Ley8/2003 de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestre, BOJA 128: 23790-23810) con las variables climáticas de los modelos de circulación CGCM2 y ECHAM4, y los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero A2 y B2, usando la regresión logística por pasos hacia delante y la función de favorabilidad (Real et al., 2006).

Anfibios	***Reptiles***	***Mamíferos***
Salamandra salamandra (VU)	*Emys orbicularis (VU)*	*Atelerix algirus (EN)*
Alytes dickhilleni (VU)	*Testudo graeca (EN)*	*Neomys anomalus (EN)*
Triturus pygmaeus (*)	*Lacerta schreiberi (CR)*	*Talpa occidentalis (VU)*
	Algyroides marchi (VU)	*Canis lupus (CR)*
	Coronella austriaca (EN)	*Lutra lutra (VU)*
	Vipera latasti (VU)	*Lynx pardinus (EN)*
		Capreolus capreolus (VU)
		Sciurus vulgaris (VU)
		Arvicola sapidus (VU)
		Chionomys nivalis (EN)
		Microtus cabrerae (CR)

Tabla1. Especies con algún grado de amenaza en Andalucía. (CR): en peligro crítico, (EN): en peligro, (VU): vulnerable, (*): con interés de conservación.

Se evaluaron tres aproximaciones para elaborar los modelos. En primer lugar se usaron los modelos de las especies obtenidos para toda España proyectados solo en Andalucía (NAC). La segunda aproximación fue actualizar los modelos nacionales usando las mismas variables y recalibrándolos con los datos de las variables para Andalucía (ACT). La tercera opción fue elaborar un modelo para cada especie exclusivamente con los datos de Andalucía (REG).

Los criterios para evaluar los modelos resultantes de las diferentes aproximaciones han sido: Cohen's kappa con un umbral de favorabilidad de 0.5, AUC (Area Under the Curve) y AIC (Akaike Information Criterion) (Real et al., 2010, Márquez et al., 2011) para determinar su capacidad de clasificación, de discriminación y la parsimonia de los mismos, respectivamente. La calibración de los modelos se estimó usando RSME (Root Mean Square Error) de las presencias predichas y observadas en diez intervalos de igual rango de probabilidad. Se consideró como bien calibrados aquellos modelos con el menor RSME de las tres aproximaciones que cumplieran la condición de que en los 10 intervalos de igual rango de probabilidad considerados haya más de 15 cuadrículas y su probabilidad media * nº cuad ≥ 5.

Para los modelos bien calibrados se calculó la diferencia entre la favorabilidad futura y la presente. Las infraestructuras viarias que dificulten el desplazamiento de las distribuciones de las especies desde las zonas con perdida futura de favorabilidad a las zonas donde se pronostica un incremento de la misma serán las que podrían ejercer un efecto barrera.

Para la evaluación del efecto barrera se estimó el posible flujo entre áreas separadas por una infraestructura viaria. En cada área se promedió la diferencia de favorabilidad futura y presente. Se considera que el flujo va a ir desde zonas con mayor pérdida de favorabilidad (valores negativos, que indican que esa zona será más desfavorable en el futuro de lo que es en el presente) hacia zonas con menor pérdida o con aumento de favorabilidad (valores positivos, que indican que esa zona será más favorable en el futuro de lo que es en el presente). La intensidad del flujo se establece como la diferencia entre los promedios de cambio de favorabilidad de cada zona separada por una infraestructura viaria.

RESULTADOS

Para los tres modelos de circulación, el mayor número de modelos de favorabilidad ambiental con la mejor evaluación se dio en aproximación del modelo actualizado (ACT). La aproximación regional (REG) también es aceptable para algunas especies. En ningún caso la aproximación nacional (NAC) fue la mejor. Solo algunos modelos actualizados cumplían los estrictos criterios de calibración. *S. salamandra* y *Lutra lutra* son las únicas especies con modelos de favorabilidad ambiental bien calibrados para todos los modelos de circulación y escenarios.

Los modelos obtenidos para todas las especies se proyectaron al año 2040 y para la mayoría de las especies se predijo que las áreas favorables experimentarán una contracción, por lo que no se prevén grandes desplazamientos de las áreas favorables. Solo se ha predicho un desplazamiento de las áreas favorables en el futuro para *S. salamandra*.

Los valores para los criterios de evaluación y calibración para todos los modelos de favorabilidad ambiental de *S. salamandra* para las tres aproximaciones se muestran en la Tabla 2. En ella se destaca que los modelos actualizados presentan la mejor evaluación con los valores más bajos de AIC y RMSE y más altos de AUC y kappa.

De los modelos actualizados para salamandra el mejor calibrado resultó ser el realizado con las variables climáticas del modelo de circulación *ECHAM4-A2/B2* (Fig.1).

Solamente se evaluó para el futuro el modelo de la salamandra mejor calibrado (ECHAM4) en cada uno de los escenarios A2 y B2 (Fig. 2 y 3).

		Modelo-escenario		
		CGCM2-A2	***CGCM2-B2***	***ECHAM4-A2/B2***
NAT	*AIC*	*903.15*	*896.59*	*847.75*
	AUC	*0.833*	*0.835*	*0.849*
	kappa	*0.46*	*0.461*	*0.498*
	RMSE	*0.0902*	*0.0904*	*0.0755*
REG	*AIC*	*710.63*	*724.92*	*719.4*
	AUC	*0.906*	*0.9*	*0.899*
	kappa	*0.658*	*0.652*	*0.658*
	RMSE	*0.1266*		*0.0881*
ACT	*AIC*	*605.7*	*587.4*	*648.3*
	AUC	*0.932*	*0.936*	*0.924*
	kappa	*0.702*	*0.714*	*0.662*
	RMSE	*0.083*	*0.0665*	*0.0626*

Tabla2. Criterios de evaluación y calibración de los modelos ambientales de S. salamandra para cada modelo de circulación–escenario y cada aproximación. En gris se ha destacado la aproximación mejor valorada.

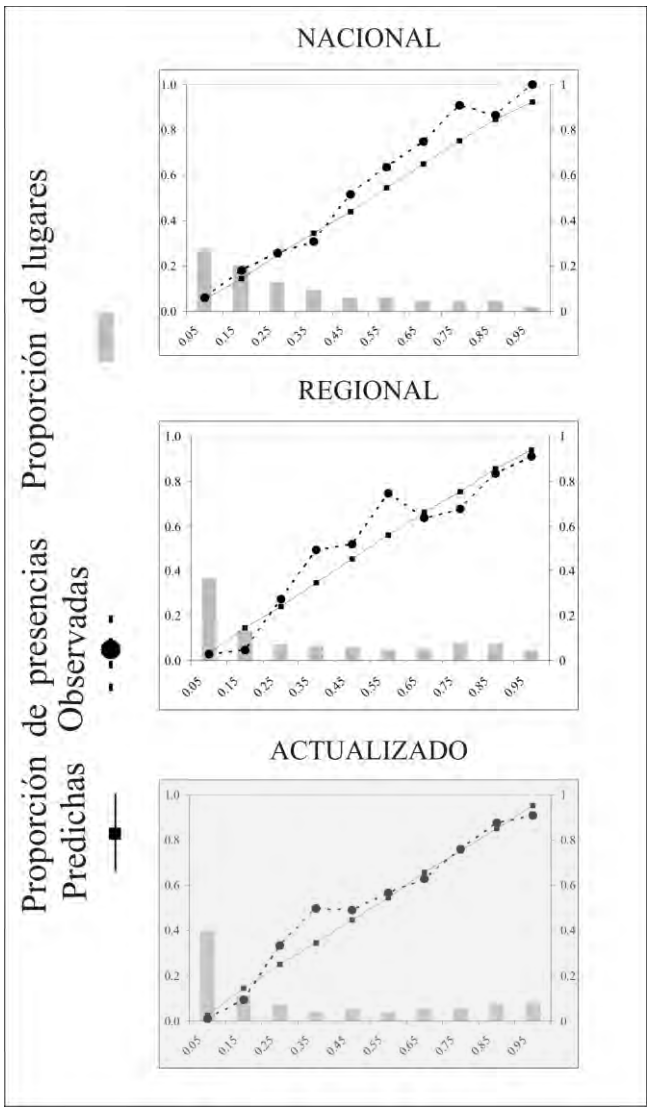


*Fig. 1 Gráficas de calibración de los modelos para S. Salamandra en el escenario ECHAM4-A2/B2 para las tres aproximaciones. Se ha resaltado en gris el modelo mejor calibrado y que cumple estrictamente los criterios de calibración (todos los intervalos de probabilidad tienen más de 15 cuadrículas y nº cuad*Probabliidad media ≥ 5).*

En el escenario ECHAM4-A2 es donde se produce las mayores diferencias entre pérdidas y ganancias en el futuro (Tabla 3, Fig. 4). La favorabilidad ambiental de *S. salamandra*, de acuerdo con las predicciones climáticas del modelo de circulación ECHAM4-A2, se verá reducida en la mitad occidental, mientras que en el cuadrante nororiental se incrementará su favorabilidad ambiental (Fig. 4).

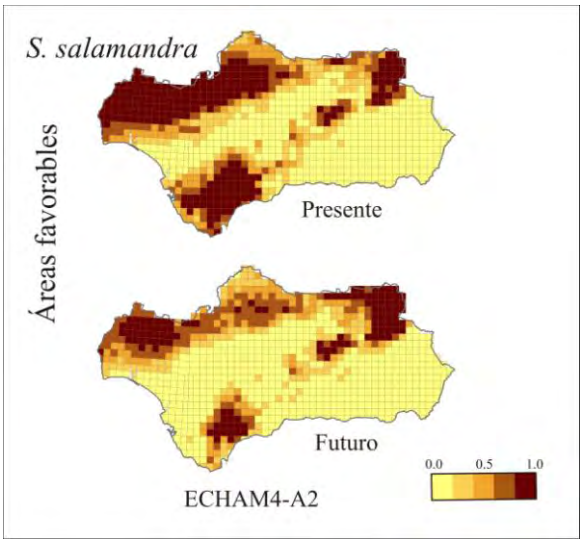


Fig. 2 Mapas de favorabilidad ambiental para S. salamandra en el escenario ECHAM4-A2.

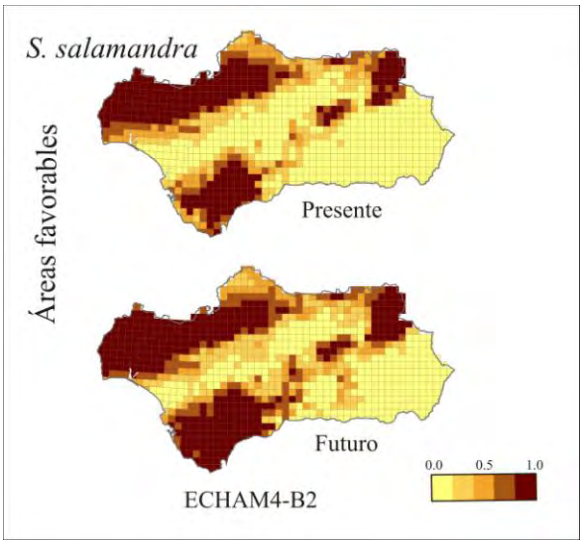


Fig.3: Mapas de favorabilidad ambiental de S. salamandra para el escenario ECHAM4-B2.

Diferencias favorabilidad futuro-presente		
Escenarios	**Mínimo**	**Máximo**
ECHAM4-A2	-0.7181	0.4765
ECHAM4-B2	-0.1993	0.6566

Tabla3. Diferencias mínimas y máximas entre las favorabilidades ambientales futuras (2040) y presentes de S. salamandra. Se destaca el caso con mayor diferencia entre pérdidas y ganancias futuras.

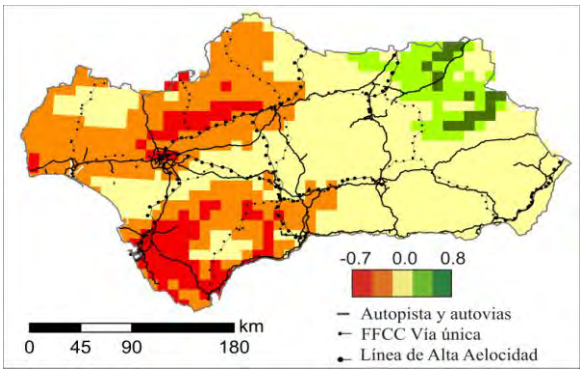


Fig.4. Diferencias de favorabilidad ambiental entre el futuro (2040) y el presente para S. salamandra en el escenario ECHAM4-A2. Las zonas en tonos rojizos tendrán pérdidas de favorabilidad ambiental y las zonas en tonos verdes incrementarán la favorabilidad ambiental con respecto a la situación actual.

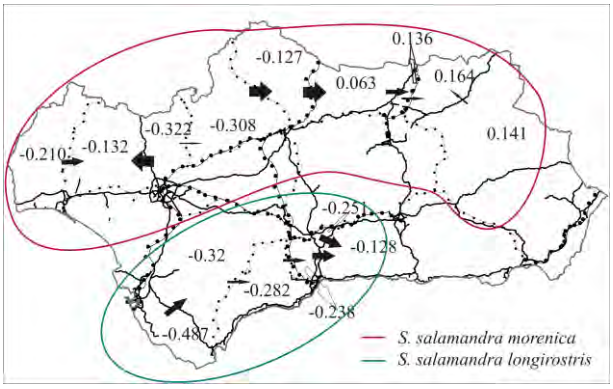


Fig. 5 Posible flujo de desplazamiento de los individuos en el 2040 desde zonas desfavorables a zonas más favorables para las dos subespecies de salamandra (S. salamandra longirostris y S. salamandra morenica). El grosor de las flechas es proporcional a la magnitud del efecto barrea de la infraestructura sobre la que se sitúa.

El efecto barrera de las infraestructuras viarias para esta especie se evaluó teniendo en cuenta el posible flujo entre áreas separadas por las mismas. En cada área se promedió la diferencia entre la favorabilidad futura y la presente. Se consideró que el flujo va desde zonas con mayor pérdida de favorabilidad hacia zonas con menor pérdida o con aumento de favorabilidad.

La intensidad del flujo se establece como la diferencia entre los promedios de cambio de favorabilidad de cada zona separada por una infraestructura viaria. La subespecie *Salamandra salamandra morenica*, que ocupa áreas montañosas al norte del río Guadalquivir en Sierra Morena y Sierras de Cazorla, Segura y Alcaraz, tendrá que superar las barreras de la línea férrea Córdoba-Almorchón y la línea del Ave Sevilla-Córdoba-Madrid para alcanzar las zonas más favorables situadas en el cuadrante nororiental.

CONCLUSIONES

Solo para la salamandra en el escenario ECHAM4-A2 se detectó un desplazamiento patente de la distribución de las áreas climáticamente favorables en el futuro con respecto a las áreas favorables del presente. Según este modelo, la favorabilidad ambiental para la salamandra en Andalucía se verá reducida en la mitad occidental y, por el contrario, se incrementará en el cuadrante nororiental.

La reducción de las áreas favorables va a afectar más a *S. salamandra longirostris* que a *S. salamandra morenica*, porque esta última podrá encontrar zonas favorables en el cuadrante nororiental. Sin embargo, *S. s. morenica* tendrá que superar la barreras de la línea férrea Córdoba–Almorchón y la línea férrea de alta velocidad Sevilla-Córdoba-Madrid en los tramos que van desde Córdoba capital hasta el límite septentrional de Andalucía.

Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación de los fondos FEDER y de la Agencia de Obra Pública-Consejería de Obras Públicas y Vivienda, Junta de Andalucía (proyecto G-GI3000/IDIG).

Referencias bibliográficas

Araújo, M.B., Cabezas, M., Thuiller, W. et al. (2004): "Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods". *Glob. Change Biol.*, 10, pp. 1618-1626.

Gaston, K.J. (2000): "Global patterns in biodiversity". *Nature*, 40, pp. 220-227.

Franco A. y Rodríguez M (2001): *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Márquez A.L., Real, R., Olivero, J., Estrada, A. (2011) Combining climate with other influential factors for modelling climate change impact on species distribution. *Climate Change*, 108, pp 135-157.

Myers, A., Giller, P. S. (Eds.). (1988). *Analytical biogeography: An integrated approach to the study of animal and plant distributions*. London: Chapman and Hall.

Real, R., Barbosa, A.M., Vargas, J.M. (2006): "Obtaining environmental favourability functions from logistic regression". *Environ. Ecol. Stat.*, 13, pp. 237-245.

Real, R., Márquez A.L., Olivero, J., Estrada, A. (2010): "Species distribution models in climate change scenarios are still not useful for informing policy planning: an uncertainty assessment using fuzzy logic". *Ecography*, 33, pp. 304-314.

EFECTO DEL INCENDIO DE 2012 EN EL PAISAJE DEL PARQUE NACIONAL DE GARAJONAY (LA GOMERA).

Arozena, M.E. (1), Panareda, J.M. (2), Figueiredo, A. (3).

(1) Departamento de Geografía e Historia. Universidad de La Laguna. maearozena@gmail.com
(2) Institut d´Estudis Catalans. jmpanareda@gmail.com
(3) Departamento de Geografía. Universidad de Coimbra. geofiguc@gmail.com

Resumen: El incendio de 2012 en Garajonay presentó muchos de los rasgos propios de lo que se suele considerar una catástrofe natural que afectó una laurisilva protegida desde hace más de 30 años, con expresiones forestales aparentemente muy maduras. Voces autorizadas por la experiencia científica y por la responsabilidad de la gestión expresaron su preocupación por la pérdida de un patrimonio biológico secular. Con esta comunicación pretendemos dar una visión basada en el estudio geográfico de la dinámica del paisaje forestal. Se puede afirmar que la mayor parte del espacio quemado estaba ocupado por matorrales de diversos grados de evolución y, localmente, por un bosque secundario. Además, seis meses después del incendio la dinámica espontánea ya evidenciaba una regeneración satisfactoria mediante autosucesión, coincidiendo en una primera etapa con un gran protagonismo de plantas oportunistas.

Palabras clave: Incendio, dinámica forestal, paisaje forestal, laurisilva, Garajonay.

Abstract (Effects of 2012 wildfire in the landscape of Garajonay National Park): The fire of 2012 in Garajonay had many of the characteristics which are usually considered a natural disaster that affected a protected laurel forest for over 30 years, with apparently very mature forest expressions. Voices authorized by scientific experience and the responsibility for the management expressed concern over the loss of a secular biological heritage. With this paper we intend to give a solution based on the geographical study of the dynamics of forest landscape perspective. It can be said that most of the burned area was occupied by scrubs of varying degrees of evolution and, locally, by a secondary forest. Besides, six months after wildfire the spontaneous dynamics evidenced a satisfactory regeneration by autosuccession, in a first stage coinciding with a major role of opportunist plants.

Key words: wildfire, forest dynamics, forest landscape, laurel forest, Garajonay.

OBJETIVOS Y METODOLOGÍA

Es conveniente que la valoración de las consecuencias de los incendios forestales en el medio natural tenga en cuenta las diferentes perspectivas que contribuyen a un conocimiento global de su significado. El objetivo de este trabajo es situar los incendios forestales en el contexto de la construcción, la estructura, el funcionamiento y la dinámica del paisaje. El incendio ocurrido en 2012 en el Parque Nacional de Garajonay (La Gomera) ha dado la oportunidad de profundizar en el estudio del efecto del fuego en la laurisilva canaria, que se inició tras el incendio de 2007 en Tenerife (Arozena et al., 2014; Panareda y Arola, 1999).

La laurisilva es un bosque niebla subtropical, relacionado con el mar de nubes del alisio, cuyo rasgo más llamativo es su dosel pluriespecífico, integrado por hasta 20 especies arbóreas de carácter perennifolio. Ha sido un bosque históricamente muy explotado, para lo que entre otras técnicas se utilizó el fuego, siendo sustituido por campos de cultivo, pastoreado y aprovechado para la obtención de madera, leña, carbón, frutos y hojarasca (Díaz Padilla, G. y Rodríguez Yanes, J.M., 2009; Fernández, A.B., 2009; Rivero, B. et al., 2010). De este modo, durante la primera mitad del siglo XX los restos de lo que fue el bosque se caracterizaban por ocupar una superficie menor de lo que le correspondería por las condiciones naturales y por tener una estructura horizontal discontinua y una estructura vertical simplificada. Estas características empiezan a modificarse desde que el bosque deja de ser un recurso económico y pasa de ser objeto de explotación a formar parte de un espacio protegido. Así, durante la segunda mitad del siglo XX el bosque tiende a recuperarse, aumenta su superficie, su continuidad y su densidad, al mismo tiempo que el sistema forestal gana en complejidad (Arozena y Panareda, 2013).

Hoy existen numerosos trabajos de referencia que permiten conocer los rasgos fundamentales de los efectos de los incendios en la vegetación y de las características de los procesos de regeneración posterior. Véase como muestra algunos estudios sobre esta dinámica aplicados a la vegetación mediterránea (Attiwill, 1994; Hanes, 1971; Kolzlowski y Ahlgren, 1974; Lavorel, 1999; Le Houérou, 1987; Moreno y Oechel, 1994; Trabaud, 1987; Whelan, 1995).

El incendio de Garajonay presentó muchos de los rasgos propios de lo que se suele considerar una catástrofe natural: duró muchos días, se extendió por una gran superficie, en muchos lugares fue un fuego de suelo y afectó una laurisilva protegida desde hace más de 30 años, con expresiones forestales aparentemente muy maduras. Voces

autorizadas por la experiencia científica y por la responsabilidad de la gestión expresaron su preocupación por la pérdida de un patrimonio biológico secular. Con este trabajo se pretende valorar desde una perspectiva más global lo que ha supuesto el incendio y lo que significará para el futuro de la laurisilva de Garajonay.
Para ello se han seleccionado cuatro parcelas de estudio representativas de situaciones dinámicas diferentes, relacionadas con condicionantes históricos también distintos, cuyo fundamento es la topografía y su integración en el parque nacional. En ellas se han llevado a cabo recuentos e inventarios florísticos, con especial atención a los tipos de regeneración post-incendio y se ha medido la longitud de los rebrotes y de las plántulas en sucesivos momentos a lo largo de 13 meses.

RESULTADOS

1. Las Tabladas del Cementerio (Arure)

Se trata de un área llana, de escasa pendiente, a 920 m de altitud, que, por su topografía, por su cercanía a núcleos rurales y por estar fuera del parque nacional, ha experimentado un intenso aprovechamiento agrícola hasta época reciente.

Figura 1. Matorral de Las Tabladas del Cementerio.

Como resultado del abandono hoy se encuentra un matorral bajo y denso, integrado por arbustos heliófilos (*Artemisia canariensis, Euphorbia obtusifolia, Cistus monspeliensis, Adenocarpus foliolosus, Chamaecytisus proliferus*), cuyas poblaciones aumentaron considerablemente tras el fuego a partir de la germinación de semillas. El fuego actuó de modo irregular y rápido. Donde lo hizo más intensamente se regeneran *Artemisia canariensis* y *Euphorbia obtusifolia*, que ya estaban desde el abandono de los cultivos. Buena parte de los ejemplares de *Adenocarpus viscosus* y de *Chamaecytisus proliferus* son producto de incendios anteriores, además de que este último haya sido muy favorecido por su función de forrajera y ambos siempre se regeneran sexualmente. Cuando los incendios son más o menos regulares en el tiempo favorecen estas dos especies, que se potencian porque hay muchas semillas disponibles. Si pasan muchos años y la vegetación ha evolucionado lo suficiente para que esas especies sean escasas, la reproducción es sobre todo vegetativa, lo que dificulta la presencia de plántulas de germinación sexual.

2. Ladera de barranco de Las Lagunetas (Las Hayas)

Este sector también se encuentra fuera del parque nacional y corresponde a una ladera de inclinación variable, pero que no supera los 30º, situada entre 1.060 y 1.040 m de altitud y que estuvo cultivada, siendo abandonada antes que Las Tabladas del Cementerio. El abandono más antiguo es la razón de que el matorral afectado por el fuego fuera más alto -3 m- y a su composición florística han contribuido de manera importante las condiciones de mayor humedad derivadas de la altitud a la que se encuentra, pues las especies dominantes son *Erica arborea* y *Myrica faya*, especies integrantes del monteverde. No obstante, el espacio estudiado presenta algunas variaciones relacionadas con la pendiente, de manera que el sector más bajo y más inclinado estaba ocupado por un matorral abierto de 4 m de altura, en el que a los brezos y las fayas se añade la forrajera *Chamaecytisus proliferus*.

Figura 2. Rebrotes de brezo y plántulas de codeso en Barranco de Las Lagunetas 1(mayo 2013).

En el primer caso (Figura 2), se quemó un matorral muy cerrado, por lo que la combustión se mantuvo más en el suelo y también se quemaron las semillas. La reacción post-incendio es de una importante regeneración vegetativa, y una reproducción sexual caracterizada inicialmente por escaso recubrimiento y gran diversidad específica (*Cistus monspeliensis, Adenocarpus foliolosus, Chamaecytisus proliferus, Calendula arvensis, Galactites tomentosa, Senecio vulgaris, Anagallis arvensis, Hirschfeldia incana, Solanum nigrum, Sonchus tenerrimus, Conyza sumatrensis, Geranium purpureum, Wahlenbergia lobelioides,* etc.). En trece meses desapareció la mayor parte de las herbáceas y se consolidaron la jara (*Cistus monspeliensis*) y el codeso (*Adenocarpus floliolosus*) (Tabla 1).
En el segundo caso el matorral anterior al incendio era más abierto y el fuego fue más rápido y de efecto más irregular. El marcado dominio del escobón (*Chamaecytisus proliferus*), especie que no se reproduce

vegetativamente, ha dado un gran protagonismo a la germinación y en mayo de 2013 ya había un tapiz muy continuo de escobón, con alguna jara (Tabla 2 y Figura 3).

Reproducción vegetativa				Reproducción sexual			
	Feb. 2013	Mayo 2013	Marzo 2014		Feb. 2013	Mayo 2013	Marzo 2014
Erica arborea	20	35	110	*Adenocarpus foliolosus*	-	50	90
Myrica faya	30	70	150	*Cistus monspeliensis*	12	35	70
Bystropogon canariense	40	65	90				

Tabla 1. Desarrollo longitudinal de especies leñosas en Barranco de Las Lagunetas 1 (cm).

Reproducción sexual			
	Feb. 2013	Mayo 2013	Marzo 2014
C. proliferus	-	70	180
C. monspeliensis	-	30	70

Tabla 2. Desarrollo longitudinal de especies leñosas en Barranco de Las Lagunetas 2 (cm).

Figura 3. Tapiz continuo de plántulas de escobón en Barranco de Las Lagunetas 2 (mayo de 2013).

Además de la regularidad en la presencia de la jara, parece claro que no sólo la reproducción vegetativa ha estado condicionada por las especies afectadas por el fuego. Si en el matorral que se quema abundaba el escobón, es esta especie la que se reproduce sexualmente, pero si había más brezo que escobón sale más codeso, especie que coloniza estos espacios antes que el brezo.

3. Cañada de Lifante (P.N. de Garajonay)

Situado a 1.150 m, este sector tiene una pendiente similar al anterior y es más umbrío que los anteriores, al estar más afectada por el desbordamiento del mar de nubes. En el momento del incendio había un bosque de 6-7 m de altura, constituido por *Erica arborea, Myrica faya, Ilex canariensis* y *Laurus novocanariensis*. Esta expresión de la laurisilva es característica de un área aprovechada para la obtención relativamente reciente de madera, leña y carbón -quizá para agricultura con anterioridad- y cuya explotación fue abandonada hace más tiempo que en los espacios ya tratados; de hecho, al estar incluido en Garajonay, tuvo que ser abandonado, como muy tarde, en 1981, año de la declaración del parque nacional.

Reproducción vegetativa				Reproducción sexual			
	Feb. 2013	Mayo 2013	Marzo 2014		Feb. 2013	Mayo 2013	Marzo 2014
Erica arborea	12	72	120	*Adenocarpus foliolosus*	-	24	90
Myrica faya	40	110	240	*Cistus monspeliensis*	7	26	150
Ilex canariensis	30	100	180				
L. novocanariensis	53	174	320				

Tabla 3. Desarrollo longitudinal de especies leñosas en Cañada de Lifante (cm.).

El efecto del fuego fue aquí más intenso. Al haber árboles de más edad, ser una formación más cerrada y haber un horizonte edáfico continuo de materia orgánica, había más combustible y el fuego de suelo duró más y pudo alcanzar más altas temperaturas. Como consecuencia, a los seis meses del incendio ya había una significativa regeneración vegetativa de las especies arbóreas y la germinación era muy escasa y pobre en especies (*Cistus monspeliensis, Pteridium aquilinum* y *Rubus ulmifolius*) (Tabla 3 y Figura 4), en marcado contraste con un tapiz muy continuo de briófitos. Tres meses más tarde se mantenía el tapiz de briófitos y se habían incorporado más especies, casi todas ellas heliófilas y oportunistas (*Adenocarpus foliolosus, Erica arborea, Cedronella canariensis, Brachypodium sylvaticum, Geranium purpureum, Parietaria debilis, Mercurialis annua, Stellaria media, Moehringia pentandra, Viola arvensis, Silene gallica* y *Galium aparine*). El recubrimiento de este sotobosque no superaba el 5% y gran parte de las plantas se concentraban en las cárcavas abiertas en las cenizas o en la acumulación de finos de las trampas construidas para evitar la erosión en los cauces de la cañada (Figura 5), donde destacaban por su mayor número *Cedronella canariensis, Cistus monspeliensis* y *Pteridium aquilinum*. En marzo

de 2014 la germinación seguía teniendo un efecto muy local, aunque había aumentado ligeramente en recubrimiento y en número de especies, con un marcado protagonismo de estas tres últimas.

Figura 4. Reproducción vegetativa de brezo y faya en Cañada de Lifante (marzo de 2014).

Figura 5. Germinación de Cedronella canariensis *en Cañada de Lifante (mayo de 2013).*

La escasa importancia de la regeneración sexual, a diferencia de Las Tabladas del Cementerio de Arure y del Barranco de Las Lagunetas, se debe a la ausencia de semillas de estas oportunistas, que han de venir de fuera. Ahora bien, si se produjera otro incendio en pocos años, la jara y el codeso estarían favorecidos, ya que contarían con semillas in situ.

4. Cabecera del Barranco de Los Gallos (Vallehermoso)

La cuarta parcela de estudio es la única situada en la vertiente norte de la isla y la que está localizada a mayor altitud (1.030-1.140 m). Se trata de un interfluvio secundario que parte de la divisoria principal de la isla, con dirección NE y una pendiente media de 45º. En relación con los otros sectores trabajados, su localización en el parque nacional, el ambiente más húmedo y fresco y la mayor pendiente son determinantes para encontrar la situación dinámica más avanzada de todas las estudiadas, con el bosque mejor estructurado por llevar mucho tiempo evolucionando de una manera espontánea.

La vegetación afectada por el fuego es un bosque de altura variable entre 20 y 30 m, más bajo, más denso y con una mayor proporción de *Erica arborea* en el área superior y más accesible. A medida que se pierde altitud, esta especie disminuye y aumentan *Ilex canariensis, Laurus novocanariensis* y *Picconia excelsa*, el bosque gana en altura y en distancia entre los pies. La arquitectura de muchos árboles evidencia un aprovechamiento antiguo para la obtención de madera, leña, carbón, incluso pastoreo. La existencia de una fuente (El Agua de la Golladita) tallada en la roca junto al camino también es un elemento indicativo del antiguo uso de este espacio forestal y del carácter secundario del bosque, a pesar de la antigüedad de algunos árboles.

Cedronella canariensis	3	*Ageratina adenophora*	1	*Oxalis corniculata*	1
Mercurialis annua	3	*Andryala pinnatifida*	1	*Pericallis cruentus*	1
Moehringia pentandra	3	*Asplenium onopteris*	1	*Pericallis steetzii*	1
Cryptotaenia elegans	2	*Aichryson laxum*	1	*Rubus ulmifolius*	1
Chamaecytisus proliferus	2	*Aichryson pachycaulon*	1	*Scrophularia smithii*	1
Galium scabrum	2	*Bidens pilosa*	1	*Senecio vulgaris*	1
Geranium canariense	2	*Brachypodium sylvaticum*	1	*Ranunculus cortusifolius*	1
Geranium purpureum	2	*Bystropogon canariense*	1	*Solanum nigrum*	1
Hypericum grandifolium	2	*Carex* sp.	1	*Sonchus acaulis*	1
Parietaria debilis	2	*Conyza sumatrensis*	1	*Sonchus tenerrimus*	1
Pteridium aquilinum	2	*Dryopteris oligodonta*	1	*Stellaria media*	1
Sonchus tenerrimus	2	*Galium aparine*	1	*Urtica* sp.	1
Viola riviniana	2	*Geranium rotundifolium*	1		
Adenocarpus foliolosus	1	*Myosotis latifolia*	1		

Tabla 4. Importancia relativa de las especies de reproducción sexual en el bosque de Los Gallos. (Marzo 2014). 3: abundante; 2: frecuente; 1: localizada.

El fuego fue de suelo, se mantuvo mucho tiempo y quemó las bases de los árboles y los tocones antiguos, mientras que las copas de los árboles sólo sufrieron el efecto del calor, por lo que seis meses después del incendio mostraban las hojas secas. Los tocones que sufrieron un mayor perjuicio fueron los de los árboles más viejos, con más volumen y, en parte, algo secos (Figura 6).

En febrero de 2013 había algo de germinación (*Cedronella canariensis, Mercurialis annua, Pteridium aquilinum, Parietaria debilis*) y también regeneración vegetativa, lo que nos indica la vitalidad de la mayor parte de los pies, sobre todo de los más jóvenes.

Figura 6.Árbol caído por tocón quemado en Los Gallos.

La recuperación es mucho más evidente dos meses más tarde. Lo más significativo es el aumento progresivo de las herbáceas oportunistas, que, aunque tardaron en entrar, en mayo de 2013 habían aumentado considerablemente su diversidad (*Ranunculus cortusifolius, Galium aparine, Aichryson laxum, Cryptotaenia elegans, Viola riviniana, Hypericum grandifolium, Asplenium onopteris, Sonchus tenerrimus, Geranium purpureum, Vicia maxima, Myosotis latifolia, Solanum nigrum, Moehringia pentandra, Geranium canariense, Ageratina adenophora, Scrophularia smithii, Conyza sumatrensis, Geranium rotundifolium, Oxalis corniculata, Bituminaria bituminosa, Andryala pinnatífida, Galactites tomentosa*) y en marzo de 2014 ya alcanzaban un recubrimiento de 70-80% en superficies subhorizontales y una proporción variable entre ellas (Tabla 4). El seguimiento de las plantas heliófilas a lo largo del tiempo y la observación de su importancia tras otro tipo de perturbaciones (Arozena et al., 2008; Arozena y Panareda, 2010) han permitido hacer una valoración del grado de oportunismo de las especies más frecuentes (Tabla 5), entendiendo como especies de oportunismo máximo las que entran rápido y duran poco, como oportunistas medias las que entran más despacio y desaparecen cuando el bosque se va cerrando -5 ó 6 años- y como oportunistas mínimas las especies de semisombra, que permanecen más años y son consideradas como parte de la laurisilva. Un año y medio después del incendio todavía hay una presencia significativa de las especies de máximo grado de oportunismo.

Especies de oportunismo máximo	**Especies de oportunismo medio**	**Especies de oportunismo mínimo**
Bidens pilosa	*Adenocarpus foliolosus*	*Bystropogon canariense*
Cedronella canariensis	*Ageratina adenophora*	*Galium scabrum*
Conyza sumatrensis	*Andryala pinnatífida*	*Geranium canariense*
Mercurialis annua	*Aichryson pachycaulon*	*Hypericum grandifolium*
Oxalis corniculata	*Cryptotaenia elegans*	*Ranunculus cortusifolius*
Parietaria debilis	*Chamaecytisus proliferus*	*Rubus ulmifolius*
Senecio vulgaris	*Galium aparine*	*Scrophularia smithii*
Solanum nigrum	*Geranium purpureum*	*Viola riviniana*
Sonchus tenerrimus	*Geranium rotundifolium*	
	Myosotis latifolia	
	Pericallis cruentus	
	Pericallis steetzii	
	Urtica sp.	

Tabla 5. Grado de oportunismo de las especies más características de la regeneración sexual.

El 70% de los árboles ya rebrotaban en mayo de 2013, los brezos con mayor dificultad, y en marzo de 2014 los rebrotes de brezo vivos son escasos por la progresiva disminución de luz; sin embargo, los de *Laurus novocanariensis* superaban los 2 m (Tabla 6 y Figura 7).

CONCLUSIONES

Una de las principales ideas que hay que extraer del estudio del efecto del incendio en Garajonay es que, pese a la consideración inicial de la pérdida de patrimonio natural secular, lo que se ha quemado es un paisaje antropizado, con diferentes grados y antigüedades, pero corresponde a un bosque explotado. Además, precisamente donde el

fuego de suelo duró más y afectó a una manifestación forestal más madura (Los Gallos) es donde un año y medio después del incendio el impacto visual del fuego es menor, a pesar de la caída de algunos árboles. Por lo tanto, la pérdida natural no es tan excepcional.

Reproducción vegetativa			
	Feb. 2013	Mayo 2013	Marzo 2014
Erica arborea	-	28	-
Myrica faya	15	48	155
Ilex canariensis	9	80	150
Laurus novocanariensis	18	110	210
Viburnum rigidum	-	75	115

Tabla 6. Desarrollo longitudinal de los rebrotes de especies arbóreas en Los Gallos (cm).

Figura 7. Rebrotes de Laurus novocanariensis *en Los Gallos (mayo 2013).*

En segundo lugar, la reacción del bosque indica que el incendio aceleró la regeneración forestal al estimular la competencia entre las especies. La pérdida de diversidad de plantas superiores se recupera en un período corto de tiempo y, en la mayoría de los casos, en los primeros momentos se produce un aumento de dicha diversidad, tanto en cantidad como en calidad, pues algunas de las plantas pioneras poseen un notable valor biogeográfico, como integrantes de la laurisilva.

En tercer lugar, el incendio diversifica el paisaje forestal, crea un mosaico de situaciones dinámicas diferentes que contribuye a la riqueza florística y faunística y que es de gran importancia para la gestión.

Por lo tanto, lo que se produce es una pérdida temporal del paisaje, del mismo modo que ocurre con otros tipos de perturbaciones, como los desprendimientos o los temporales de viento. Diferentes son las consideraciones relacionadas con los impactos sobre las actividades y el patrimonio humano o los riesgos que van asociados a los incendios forestales.

Referencias bibliográficas

Arozena, M.E., Dorta, P., Panareda, J.M. y Beltrán, E. (2008): "El efecto de los temporales de viento en la laurisilva de Anaga (Tenerife, Islas Canarias). La tormenta *Delta* de noviembre de 2005", *Scripta Nova* 12/267: 43-64.

Arozena, M. E. y Panareda, J. M. (2010): "Fenómenos meteorológicos y geomorfológicos extraordinarios como factores de dinámica de la laurisilva de Anaga (Tenerife. Islas Canarias)", en P. Giménez Font, J. A. Marco Molina, E. Matarredona Coll, A. Padilla Blanco y Á. Sánchez Pardo (coords.): *Biogeografía, una Ciencia para la Conservación del Medio*, Compobell, S.L., Murcia, pp. 325-334.

Arozena, M.E. y Panareda, J.M. (2013): "Forest transition and biogeographic meaning of the current laurel forest landscape in Canary Islands, Spain", *Physical Geography* 34/3: 211-235.

Arozena, M.E., Panareda, J.M. y Correa, J.M. (2014): "Estado actual de la vegetación del área potencial de laurisilva de la divisoria Monte del Agua-Erjos (Tenerife) tras el incendio de 2007", *Flamma* 5/1: 14-17.

Attiwill, P.M. (1994): 2The disturbance of forest ecosystems. The ecological basis for conservative management", *Forest Ecology and Management*, 63: 247-300.

Díaz Padilla, G. y Rodríguez Yanes, J.M. (2009): “Garajonay en la historia”, en A.B. Fernández (coord..): *Parque Nacional de Garajonay. Patrimonio Mundial*. OAPN, Madrid, pp.: 563-597.

Fernández, A.B. (2009): “Los usos tradicionales en el monte gomero y su incidencia en el ecosistema”, en A.B. Fernández (coord..): *Parque Nacional de Garajonay. Patrimonio Mundial*. OAPN, Madrid, pp.: 599-621.

Hanes, T.L. (1971): "Succession after fire in the chaparral of southern California", *Ecological Monographs*, 41: 27-52.

Kolzlowski, T.T. y Ahlgren, C.E. eds. (1974): *Fire and ecosystems*, Academic Press, New York. 542 p.

Lavorel, S. (1999): "Ecological diversity and resilience of mediterranean vegetation to disturbance", *Diversity and Distributions*, 5: 3-13.

Le Houérou, H.N. (1987): "Vegetation wildfires in the Mediterranean bassin: evolution and trends", *Ecologia Mediterranea*, 13: 13-24.

Moreno, J.M. y Oechel, W.C. (1994): *The role of fire in Mediterranean-Type ecosystems,* Springer-Verlag, Berlin. 187 p.

Panareda, J.M. y Arola, J. (1999): *Els incendis forestals*, Eumo, Barcelona, 136 p.

Rivero, B., Arozena, M.E., Panareda, J.M. y Afonso, J.A. (2010): "Los fundamentos históricos de la dinámica del paisaje forestal del Parque Rural de Anaga (Tenerife. I. Canarias)", en P. Giménez Font, J. A. Marco Molina, E. Matarredona Coll, A. Padilla Blanco y Á. Sánchez Pardo (coords.): *Biogeografía, una Ciencia para la Conservación del Medio*, Compobell, S.L., Murcia, pp. 413-422.

Trabaud, L. (1987): *The role of fire in ecological system*s, SPB Academic Publishers, The Hague. 157 p.

Whelan, R.J. (1995): *The ecology of fire*, Cambridge University Press, Cambridge. 346 p.

EFECTIVIDAD COMPARADA DE LAS REDES VALENCIANAS DE MRF Y ENP EN LA PROTECCIÓN PASIVA DE PLANTAS SINGULARES.

Laguna, E. (1,2), Fos, S. (2,3), Jiménez, J. (2)

(1) Generalitat Valenciana. Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Centro para la Investigación y Experimentación Forestal (CIEF) – Servicio de Vida Silvestre. laguna_emi@gva.es.
(2) Generalitat Valenciana. Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Servicio de Vida Silvestre. jimenez_juaper@gva.es.
(3) Generalitat Valenciana. Vaersa. flora_catalogada@gva.es

Resumen: Se comparan la riqueza florística y de diversos grupos de flora silvestre de interés para la conservación -plantas raras, endémicas o amenazadas- entre la red de Microrreservas de Flora (MRF) y de Espacios Naturales Protegidos (ENP) en la Comunidad Valenciana. A pesar de su reducida dimensión -menos del 0,1% de la superficie regional, y el 1,39% de la superficie total de los ENP- la red de MRF alberga poblaciones de más del 57% de las especies vegetales valencianas, alcanzando el 60% para las especies nativas. La red de MRF supera a la de ENP en la riqueza en especies endémicas y amenazadas, mientras que la de ENP lo hace para las especies raras. Los resultados sugieren que el incremento de parcelas de la red de MRF abarque preferentemente especies amenazadas y las consideradas raras

Palabras clave: Microrreservas vegetales, Flora amenazada, Endemismos, Diversidad vegetal, Comunidad Valenciana.

Abstract: Comparative effectiveness of passive protection for singular plants in the Valencian networks of Plant Micro-reserves and Natural Protected Areas. The floristic richness, as well as the contents for several groups of wild plants with conservationist interest -rare, endemic or threatened plants-, is compared between the networks of Plant Micro-reserves (MRF) and Natural Protected Areas (ENP) of the Valencian Community (Spain). Although its small size –less than 0,1% of the regional surface, and 1,39% of the ENP's surface- the network of MRFs holds populations for more than 57% of the Valencian plant species, reaching up to the 60% for the native species. The network of MRFs overpasses the one of ENPs in relation to the richness in endemic and threatened species, while the ENPs does it for rare species. The results suggest that the future increase of plots in the MRF network encloses preferably both threatened and rare species.

Keywords: Plant Micro-reserves, Threatened plants, Endemism, Plant diversity, Valencian Community.

INTRODUCCIÓN

La figura de conservación 'Microrreserva de Flora' -en adelante MRF- se propuso con carácter pionero en la Comunidad Valenciana al inicio de la pasada década (Laguna, 1991, 1994, 1995), como fórmula para la protección de pequeños enclaves naturales muy ricos en flora rara, endémica o amenazada. La concentración de especies singulares en sitios de pequeña extensión, usualmente caracterizados por su azonalidad -los denominados 'microhábitats'-, había sido ya indicada por Gómez-Campo (1981), quien proponía su protección a través de 'minirreservas', poniendo como ejemplo el enclave albaceteño de 'La Encantada'. El estudio de las preferencias de hábitat de las plantas endémicas ibéricas presentes en el territorio valenciano demostró la afinidad de tales táxones por los microhábitats (Laguna, 1994, 1996). El patrón de concentración en pequeños enclaves es igualmente extensible al caso de las plantas raras pero no endémicas, como ocurre con las especies relícticas de óptimo eurosiberiano que a menudo han quedado confinadas en las umbrías de montañas elevadas en el Levante ibérico (Laguna, 2001; Laguna et al., 2004; Serra et al., 2004).

La obtención de apoyo financiero de la Comisión Europea a través del programa LIFE, permitió iniciar los trabajos orientados a crear la red valenciana de MRF (Laguna, 1995; Laguna et al., 2010), que tuvo su punto de partida en la aprobación de la norma reguladora, el Decreto 218/1994, de 17 de octubre[1], del Consell de la Generalitat Valenciana (Laguna, 1995). La declaración de las primeras MRF se realizó a finales del año 1998. En una primera etapa, entre período 1998 y 2009, el objetivo estuvo centrado en la creación de una red representativa de la riqueza en flora endémica, ya que su conservación in situ solo puede garantizarse en el propio territorio del que son originarias (Gómez-Campo, 1981; Cowling y McDonald, 1998; Laguna, 2001). Sin embargo, la renovación de la

[1] Decreto 218/1994, de 17 de octubre, del Gobierno Valenciano, por el que se crea la figura de protección de especies silvestres denominada microrreserva vegetal (DOGV núm. 2.379, de 03.11.1994).

normativa y de las listas de protección de la flora valenciana, a través del Decreto 70/2009, de 22 de mayo[2], demostraba que la mayoría de especies a proteger no eran estrictamente endémicas, lo que aconsejaba un cambio en las directrices para las nuevas declaraciones de MRF. De este modo, desde 2009, tanto la elección de nuevas áreas como los trabajos de gestión de la red se enfocan a la conservación de las especies más amenazadas, sean o no endémicas (Kadis et al., 2013).

La distribución de la flora singular ha planteado dudas respecto al modelo más tradicional de Espacios Naturales Protegidos -en adelante ENP- (Parques Nacionales, Parques Naturales, etc.), ya que tales figuras suelen declararse para grandes superficies territoriales. Castro et al. (1996) demostraron que este modelo de grandes áreas es insuficiente para dotar de adecuada protección a la flora con mayores necesidades de conservación en áreas de alta diversidad vegetal como la Península Ibérica. Aunque en décadas anteriores se abrió un extenso debate entre los defensores de la protección mediante pocos espacios de gran extensión y los que preferían las redes de numerosos microespacios protegidos (Jarvinen, 1982; Reznicek, 1987; Lessica & Allendorf, 1992), la conocida dicotomía SLOSS -por sus siglas en inglés, "Single Large or Several Small"-, resulta cada vez más evidente la conveniencia de considerar ambos modelos como recursos paralelos y complementarios (Cabeza y Molainen, 2001; Laguna, 2001; Kati et al., 2004). En este ámbito teórico, la red valenciana de MRF puede proponerse como un ejemplo demostrativo de esa posible complementariedad, pero hasta ahora no se han realizado análisis específicos para determinar si dichas zonas son realmente tan eficaces en la dotación de cobertura de protección pasiva respecto a la que proveen los ENP. En el caso de la normativa autonómica valenciana, ambos tipos de terrenos protegidos aseguran esa protección preventiva, ya que prohíben genéricamente la recolección de plantas silvestres dentro de su perímetro.

SITUACIÓN

El presente estudio se ha aplicado al territorio de la Comunidad Valenciana. Los datos básicos sobre el medio natural, contenido botánico y sus singularidades de flora vascular pueden consultarse en Laguna (1998, 2001, 2008), Mateo y Crespo (2009) y Mateo et al. (2011-2013).

METODOLOGÍA

A fin de comparar el grado de eficacia en la dotación de protección pasiva que las redes de MRF y ENP proveen a la flora singular, se ha utilizado como variable la riqueza florística (número de taxones). Se ha partido de dos tipos de información:

-Para las MRF, se han usado las listas de especies de cada uno de estos sitios protegidos, mantenidas y actualizadas regularmente en la base de datos de flora vascular del Servicio de Vida Silvestre de la Generalitat Valenciana; dicha base de datos es gestionada por los propios autores de este trabajo, y es de acceso público a petición de cualquier persona física o jurídica. La información georreferenciada de esa base de datos es progresivamente incorporada al Banco de Datos de Biodiversidad de la Generalitat Valenciana -en adelante BDBCV-, mantenido por el Servicio de Vida Silvestre y con acceso público a través de la página web http://www.citma.gva.es.

-Para los ENP, que por su mayor extensión carecen normalmente de listados exhaustivos de plantas vasculares en la Comunidad Valenciana, se ha utilizado como valor comparativo la presencia de los taxones en las cuadrículas UTM de 1 x 1 km -Datum ED 50- ocupadas parcial o totalmente por el espacio protegido. Las listas de especies se han obtenido mediante consultas para cada cuadrícula en el BDBCV.

Las variables que han sido objeto de comparación son:

-Flora vascular total -riqueza florística, expresada en número de especies-, considerando el dato global y sus fracciones de flora nativa y alóctona.

-Especies endémicas ibéricas e ibero-baleáricas conforme a la lista actualizada mantenida por el Servicio de Vida Silvestre (SVS, 2013). Esta lista diferencia los 3 grupos de endemismos considerados por Laguna (1994, 1998): A: Endemismos exclusivos del territorio de la Comunidad Valenciana; B: Endemismos casi exclusivos, o bien de distribución muy restringida, contenidos por la Comunidad Valenciana y una o más comunidades autónomas vecinas. C: Endemismos de amplia distribución ibérica o ibero-baleárica, excluidos los ibero-magrebíes o bético-rifeños.

-Especies raras, entendiendo como tales las indicadas por Mateo y Crespo (2009) con las notaciones RR -muy raras- y R -raras, pero no en exceso. Por el contrario, las especies no raras corresponden a la suma de las que dichos autores incluyen en su texto con las notaciones M –moderadamente abundantes-, C -comunes- y CC -muy comunes.

-Especies amenazadas, considerando como tales a las protegidas por la Generalitat Valenciana a través de las categorías del Decreto 70/2009 de 22 de mayo, en su lista actualizada de la Orden 6/2013[3], divididas en 3 grupos, de

[2] Decreto 70/2009, de 22 de mayo, del Consell, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas y se regulan medidas adicionales de conservación (DOCV núm. 6.021, de 26.05.2009).

[3] Orden 6/2013, de 25 de marzo, de la Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente, por la que se modifican los listados valencianos de especies protegidas de flora y fauna (DOCV núm. 6.996, de 04.04.2013).

mayor a menor riesgo de desaparición: Plantas catalogadas, adscritas al Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas -en adelante CVEFA-, subdivididas a su vez en especies En Peligro de Extinción y Vulnerables; Protegidas No Catalogadas y Vigiladas. Para las especies catalogadas en que apenas se produjeron modificaciones entre las listas del Decreto y Orden citados, puede consultarse la información detallada de cada taxón en el trabajo de Aguilella *et al.* (2010).

Dada la diferencia de fechas entre la publicación de la obra de Mateo y Crespo (2009) y la información permanentemente actualizada del BDB, se han excluido de los cálculos las especies no presentes en el trabajo de los dos autores citados. En el caso de las especies amenazadas, se han excluido de los cálculos para las MRF dos grupos de taxones presentes en la lista de plantas protegidas de la Comunidad Valenciana: las especies marinas -caso de Posidonia oceánica- y las plantas que se consideran actualmente extinguidas pero que se protegen para facilitar su futura reintroducción.

No se indica la autoría de cada taxón tras el nombre científico, dado que éstos corresponden a los indicados en el manual de Mateo y Crespo (2009) y a su actualización por Mateo *et al.* (2011-2013), en su mayoría coincidentes con los de Flora ibérica (Castroviejo, 1986-2014).

Para los ENP se han considerado los datos de la red de Parques Naturales de la Comunidad Valenciana, excluyéndose otras figuras menores como las de Paraje Natural Municipal o Paisaje Protegido.

DATOS

La red de MRF de la Comunidad Valenciana se compone en 2014 de 299 zonas protegidas. La de ENP está formada por 22 zonas con la calificación de Parque Natural. La localización de ambos tipos de zonas protegidas se ha indicado en la fig. 1. Los datos de superficie de ambas redes se indican en la tabla 1. Como orden de magnitudes comparativas, puede indicarse que la red de ENP es 71,92 veces mayor que la de MRF, o en sentido inverso, la de MRF ocupa una superficie equivalente al 1,39% de la de los ENP.

	CV	MRF	ENP
Número de zonas		299	22
Superficie (ha)	2.330.500	2.288 (0,09%)	164.571 (7,06%)
Nº total especies	3.198	1.830 (57,22%)	2.413 (75,45%)
Nº especies nativas	2.894	1.741 (60,16%)	2.029 (70,11%)
Nº especies nativas/total	90,49%	95,14%	84,09%

Tabla 1. Superficie y riqueza florística -número de taxones de flora vascular- de la red de microrreservas (MRF) y de espacios naturales protegidos (ENP) respecto del total de la Comunidad Valenciana (CV). Entre paréntesis, porcentajes respecto al total autonómico.

Tipos de endemismo	CV	MRF	ENP
Tipo A	70	65 (92,85%)	53 (75,71%)
Tipo B	93	82 (88,17%)	69 (74,19%)
Tipo C	236	159 (67,37%)	159 (67,37%)
Nº taxones endémicos	399	306 (76,69%)	281 (70,43%)

Tabla 2. Presencia de flora endémica en la Comunidad Valenciana (CV) y las redes de MRF y ENP, en nº de especies y sus correspondientes porcentajes. Para los tipos de endemismos, ver texto.

1. Comparación florística

La red de ENP abarca representación de poblaciones del 75,45% de los taxones de flora vascular presentes en la Comunidad Valenciana, mientras la de MRF, a pesar de ser casi 72 veces inferior en tamaño y abarcar menos del 1% de la superficie regional, contiene poblaciones del 57,22% de las especies (Tabla 1). Si se expresara la riqueza mediante el número de especies por hectárea, los valores obtenidos serían de 0,7998 para la red de MRF, 0,0147 para la de ENP, y de 0,0014 para la Comunidad Valenciana. Las MRF destacan además por su mejor proporción de flora nativa, superando en casi un 5% el porcentaje global de la flora valenciana. Por el contrario, la red de parques naturales posee incluso menor proporción de flora nativa que el promedio.

2. Flora endémica

Las MRF superan a la red de ENP en 25 especies (6,26% del total). En este sentido, debe señalarse que las diferencias se hacen más agudas cuanto más importante es el grado de endemicidad, Así en el tipo A -endemismos valencianos exclusivos, sobre el que la administración regional tiene la máxima responsabilidad de conservación al no existir poblaciones nativas fuera de la Comunidad Valenciana-, la red de MRF alberga representación del 92,85% de los taxones posibles, superando en un 17,14% a los ENP (Tabla 2). En los endemismos del grupo B, que incluye taxones de especial relevancia nacional en el ámbito conservacionista como Cistus heterophyllus o Silene hifacensis, se observa un patrón similar, con valores superiores de las MRF frente a los ENP en un 13,98%.

3. Flora rara

En el caso de la flora rara, los ENP poseen mayor grado de representatividad, tanto en las especies raras como en las abundantes, superando a las MRF en un 9,56%, y en el 10,54%, respectivamente (Tabla 3).

4. Flora amenazada

Para el conjunto de flora más relevante cara a la política de conservación, el de las especies amenazadas, los

resultados confirman que las MRF poseen una mayor representatividad en todas las categorías de protección (Tabla 4). Considerando la totalidad de especies, las MRF superan en representatividad a los ENP en un 19,90%.

Tipo de rareza	CV	MRF	ENP
RR	793	310 (39,09%)	344 (43,37%)
R	953	560 (58,76%)	693 (72,72%)
Total especies raras	1.746	870 (49,83%)	1.037 (59,39%)
M	714	531 (74,37%)	653 (91,46%)
C	305	267 (87,54%)	266 (87,21%)
CC	129	73 (56,59%)	73 (56,59%)
Total especies abundantes	1.148	871 (75,87%)	992 (86,41%)
Total taxones	2.894	1.741 (60,16%)	2.029 (70,11%)

Tabla 3. Presencia de taxones autóctonos por el tipo de rareza de Mateo y Crespo (2009) en las redes de MRF y ENP en la Comunidad Valenciana (CV). Notación de la escala de rareza: RR: Muy raras; R: Raras; M: Moderadamente abundantes; C: Corrientes; CC: Muy corrientes.

Grado de protección	CV	MRF	ENP
En Peligro de Extinción	40	24 (60,00%)	20 (50,00%)
Vulnerable	79	52 (65,82%)	35 (44,30%)
Total CVEFA	119	76 (63,86%)	55 (46,22%)
Protegidas No Catalogadas	109	44 (40,37%)	31 (28,44%)
Vigiladas	164	105 (64,02%)	91 (55,49%)
Total especies protegidas	392	225 (65,05%)	177 (45,15%)

Tabla. 4. Presencia de taxones amenazados, diferenciando los niveles de protección en la Comunidad Valenciana (CV), presentes en las redes de MRF y ENP. CVEFA: Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas.

INTERPRETACIÓN

El análisis realizado demuestra que a pesar de su escasa superficie, apenas un 0,1% del territorio autonómico y casi 72 veces inferior a la red de ENP, las MRF albergan una mejor representación de la flora endémica y de la amenazada, justamente aquellas a los que se ha venido dando mayor prioridad desde el punto de vista normativo y su correspondiente traslación práctica. A pesar de estos resultados y de la acogida positiva que las MRF valencianas han tenido en los ámbitos técnicos-científicos (v. Padilla y Ramón, 1997; Domínguez y Sainz, 2000; Estrelles et al., 2004; Heywood y Dulloo, 2005; Hamilton y Hamilton, 2006), conservacionistas (Akeroyd, 1998; Raeymaekers, 2000) y normativos (IUCN, 2000; Smart *et al*., 2002) debe hacerse notar que todavía quedan metas significativas por cubrir; así, casi 1/5 del total de endemismos no están aún representados en la red y lo que es más importante, en torno a 1/3 de las especies amenazadas aún no están incluidas en ella. El caso de la flora amenazada es especialmente relevante si se tiene en cuenta que una de las funciones que pueden desarrollar las MRF es la de servir de laboratorios naturales o parcelas permanentes para el seguimiento de las acciones experimentales de conservación (Laguna, 2001). Estas actividades no van a requerir una especial atención para la flora endémica no amenazada, pero sí para la que se encuentra en peligro, sea o no endémica.

En lo referente a los datos de contenido en flora nativa (Tabla 1), el menor valor obtenido por los ENP es probablemente un efecto colateral de la propia política de protección, ya que la red de Parques Naturales valencianos ha procurado incluir, por su mayor fragilidad, a los ecosistemas costeros y a los humedales. Estos hábitats, junto con la vegetación nitrófila, se consideran tradicionalmente como los principales focos de concentración de la flora exótica en el territorio valenciano (Sanz et al, 2011). Por el contrario, la red de MRF ha incluido selectivamente las parcelas de mayor calidad posible para éstos u otros ecosistemas (Laguna, 2001; Kadis et al., 2013), evitando los terrenos más nitrificados o invadidos por especies exóticas invasoras.

En cuanto a las especies raras (Tabla 3), se da la particularidad de que son los ENP los que poseen mejor representación que las MRF. A tal efecto, debe señalarse que una parte sustancial de la dificultad de la red de MRF para obtener una representación óptima de estos taxones radica en su propia normativa reguladora, ya que a diferencia de los parques naturales, las microrreservas no se pueden declarar contra la voluntad de sus propietarios (Laguna, 2001). Esta circunstancia excluye una fracción sustancial de los terrenos forestales, particularmente en la provincia de Castellón (v. Alcanda *et al*., 1993), donde se da mayor proporción de terrenos privados, y donde a su vez se concentran determinadas áreas de especial interés florístico ricos en especies raras, contenidas en enclaves relícticos de vegetación eurosiberiana. La construcción de la red de MRF se basa en la suma de terrenos públicos gestionados por la Generalitat Valenciana y de aquellos otros, privados o municipales cuyos dueños o entidades gestoras deseen aportarlos para garantizar su conservación a largo plazo (Laguna *et al*., 2010). Cuando se planificó la creación de la red, no se consideró la necesidad de incluir terrenos privados (Laguna, 1995, 2001), porque la gran mayoría de endemismos se encontraban por igual en los sitios públicos y en el resto; en algunos casos, estaban representados total o mayoritariamente en manos terrenos del Estado o de la Generalitat Valenciana, con gestión de la flora ejecutada por ésta última -p.ej. numerosas especies del género Limonium propias del Límite Marítimo-Terrestre-. Considerando las cifras de Alcanda *et al.* (1993), sólo el 36% de la superficie de hábitats naturales

valencianos son gestionados por la administración autonómica -con capacidad intrínseca de declarar MRF en esos terrenos- mientras el 64% estaría íntegramente en manos privadas. La proporción aproximada 6:4 de terrenos privados respecto a los públicos, incrementa su importancia cuando hablamos de plantas con escasas poblaciones y, en el caso extremo de que posean una sola población, siempre será más probable que se encuentre en manos privadas. Este aspecto se refleja en casos como los de la única población mundial genéticamente pura de Cistus hetero-phyllus subsp. carthaginensis, que posee un único ejemplar, en la localidad de Pobla de Vallbona (Aguilella *et al*., 2010).

Lo indicado en los párrafos anteriores no justifica que pueda o deba obviarse la relevancia de la flora rara no endémica. Hay que tener en cuenta que la rareza de una planta implica su propensión a la consideración de especie amenazada y que ambas variables suelen considerarse correlacionadas (Domínguez *et al*., 2003). De hecho la rareza se considera a menudo como un factor relevante para establecer prioridades de conservación (v. Gauthier *et al.*, 2010). Todas las especies consideradas amenazadas en la Comunidad Valenciana y particularmente las catalogadas por el CVEFA, son genéricamente raras o muy raras si cotejamos los datos que aportan Aguilella et al. (2010) con las calificaciones indicadas por Mateo y Crespo (2009). Según la información aportada para cada taxón por Aguilella et al. (2010), las plantas raras no endémicas constituían el grupo que aportaba mayor peso al CVEFA en su versión del año 2009, cuando contenía 125 especies. Este patrón se repite en la revisión publicada en la Orden 3/2013, con 85 especies. De las 35 actualmente catalogadas En Peligro de Extinción sólo 7, el 20% del total, son endémicas: Berberis hispanica subsp. hispanica, Cistus heterophyllus subsp. carthaginensis, Limonium dufourii, Limonium perplexum, Narcissus perezlarae, Silene cambessedesii y Silene hifacensis; de ellos, sólo 2 son endemismos exclusivos valencianos: L. dufourii y L. perplexum. Para las 50 especies catalogadas en la categoría Vulnerable, 18 son endémicas: Acis valentina, Antirrhinum valentinum, Armeria fontqueri, Asplenium celtibericum, Centaurea resupinata subsp. resupinata, Diplotaxis ibicensis, Euphorbia nevadensis subsp. nevadensis, Genista umbellata, Kernera saxatilis subsp. boissieri, Limonium mansanetianum, Lupinus mariae-josephae, Medicago citrina, Odontites kaliformis, Teucrium lepicephalum, Thalictrum maritimum, Thymus richardii susbp. vigoi, Thymus webbianus y Vitaliana primuliflora subsp. assoana. Esto implica que para la suma del Catálogo, sólo 25 especies (29,41%) son endemismos, en tanto el resto corresponden a plantas muy raras que a menudo poseen distribución relíctica o áreas disyuntas notables.

CONCLUSIONES

El estudio abordado permite afirmar que la red de MRF, con una superficie notablemente inferior a la de Parques Naturales de la Comunidad Valenciana, alcanza valores superiores para la representatividad y protección pasiva de las plantas endémicas y las amenazadas. Este resultado demostraría una mayor efectividad de la red de MRF para la protección pasiva de tales especies. Por el contrario, la red de ENP supera a la de MRF en la riqueza de especies -aunque incluyendo también mayores valores para la fracción de origen exótico, además de la nativa- y, particularmente, en la cantidad de especies raras. El modelo actual permite complementar entre ambas redes el valor global en flora singular (especies raras, endémicas o amenazadas) incluida en áreas protegidas. Además, los resultados confirman que la futura ampliación de la red de MRF debe orientarse hacia la inclusión de poblaciones de especies amenazadas y raras.

Referencias bibliográficas

Aguilella, A., Laguna, E., Fos, S. (2010): Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas, Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge – Generalitat Valenciana, Valencia, 358 p.

Akeroyd., J. (1998): "Microreserves 'capture' Valencia's special flora". Plant Talk 14: 20-24.

Alcanda, P., Bartolomé, J.C., Cocero, A., Copano, C., Montero de Burgos, J.L., Montiel, C., Rubio, J.L. (1995): Libro blanco de la política forestal de la Comunidad Valenciana. 144 pp. Conselleria de Medi Ambient - Generalitat Valenciana, Valencia, 144 p.

Cabeza, M. y Moilanen, A. (2001): "Design of reserve networks and the persistence of biodiversity", Trends in Ecology and Evolution, 16: 242-248.

Castro, I., Moreno, J.C., Humphries, C.J., Williams, P.H. (1996): "Streghtening the natural and national park system of Iberia to conserve vascular plants", Botanical Journal of the Linnean Society, 121: 189-206.

Castroviejo, S, (coord. edit.) (1986-2014): Flora ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. CSIC-Real Jardín Botánico, Madrid, 19 vols.

Cowling, R.M. y McDonald, D.J. (1998): "Local endemism and plant conservation in the Cape Floristic Region", en Rundel, P.W., Montenegro, G. y Jaksic, F.M. (eds.): Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems, Ecological Studies nº 136, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 171-188

Domínguez, F. y Sáinz, H. (2000): "Flora española amenazada: Iniciativas para la conservación de un patrimonio único", Biológica, 9: 67-70

Domínguez, F., Moreno, J.C., Sáinz, H. (2003): "Rarity and threat relationships in the conservation planning of Iberian flora", Biodiversity and Conservation, 12: 1861-1882.

Estrelles, E., Fuentes, N., Prieto, J., Boscaiu, M., Ballesteros, D., Ibars, A.M. (2004): "Threatened Valencian Flora: Initiatives for its conservation". In Smith, R.D., Dickie, J.B., Linington, S.H., Pritchard, H.W. y Probert, R.J. (eds.): Seed Conservation: Turning science into practice, Royal Botanic Gardens Kew, Londres, pp. 857-868.

Gómez-Campo, C. (1981): "Conservación de recursos genéticos", en Ramos, J.L. (ed.): Tratado del Medio Natural, vol. II, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, pp. 97-124.

Hamilton, A.Ch. y Hamilton, P. (2006): Plant Conservation: An ecosystem approach, Earthscan, Londres, 351 p.

Heywood, V.H. y Dulloo, M.E. (2005): In situ conservation of wild plant species. A critical global review of good practices, IPGRI Technical Bulletin nº 11, International Plant Genetic Resources Institute, Roma, 188 p.

IUCN (2000): "Resolution 2.68. Conservation of plants in Europe", en IUCN: Resolutions of the World Congress of Conservation IUCN, Ammann, accedido en internet en febrero de 2014 en: http://www.iucn.org/amman/content/resolutions/res68.pdf

Gauthier, P., Debussche, M. y Thompson, J.D. (2010): "Regional priority settings for rare species based on a method combining three criteria", Biological Conservation, 143: 1501-1509.

Kadis, C., Thanos, C.A. y Laguna, E. (eds.): Plant micro-reserves: From theory to practice. Experiences gained from EU LIFE and other related projects, PlantNet-CY Project Beneficiaries, Utopia Publishing, Atenas, 182 p.

Kati, V., Devillers, P., Dufrêne, M., Legakis, A., Vokou, D., Lebrun, Ph. (2004): "Hotspots, complementarity or representativeness? designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation", Biological Conservation, 120: 471-480.

Järvinen, O. (1982): "Conservation of endangered plant populations: single large reserves or several small reserves?", Oikos, 38: 301-307.

Laguna, E. (1991): "Los recursos de flora y fauna silvestres", en Honrubia, J. (coord.): La Comunidad Valenciana en la Europa Unida. Vol. I: Nivel de vida, Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Presidencia de la Generalitat Valenciana, Valencia, pp. 237-248.

Laguna, E. (coord.). (1994): Libro de la flora vascular rara, endémica o amenazada de la Comunidad Valenciana, Consellería de Medio Ambiente - Generalitat Valenciana, Valencia, 274 pp.

Laguna, E. (1995): "Microrreservas de flora: un nuevo modelo de conservación en la Comunidad Valenciana", Quercus, 118: 22-26.

Laguna, E. (1996): "Algunos aspectos sobre el elemento endémico en la Flora abreviada de la Comunidad Valenciana", Flora Montiberica, 4: 90-95.

Laguna, E. (coord.). (1998): Flora rara, endémica o amenazada de la Comunidad Valenciana, Consellería de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana, Valencia, 445 pp.

Laguna, E. (2001): The microreserves as a tool for conservation of threatened plants in Europe, Nature and Environment series nº 121, Council of Europe, Estrasburgo, 119 pp.

Laguna, E. (2008): "La conservación de la Biodiversidad aplicada a pequeña escala: La red valenciana de microrreservas de flora", en Grisolía, S. (coord.): Biodiversidad, Presidència de la Generalitat Valenciana – Fundación Premios Jaime I, Valencia, pp. 249-263

Laguna, E., Ballester, G., Escribá, M.C., Arregui, J.M., Juárez, J., Navarro, L. (1998): "Reintroducciones y reforzamientos poblacionales de especies amenazadas en la Comunidad Valenciana", Conservación Vegetal, 3: 4-5.

Laguna, E., Deltoro, V.I., Pérez-Botella, J., Pérez-Rovira, P., Serra, L., Olivares, A., Fabregat, C. (2004): "The role of small reserves in plant conservation in a region of high diversity in Eastern Spain", Biological Conservation, 119: 421-426

Laguna, E., Ballester, G., Deltoro, V.I., Fabregat, C., Fos, S., Olivares, A., Oltra, J.E., Pérez-Botella, J., Pérez-Rovira, P., Serra, L. (2010): "La red valenciana de microrreservas de flora: Síntesis de 20 años de experiencia", en Giménez, P., Marco, J.A., Matarredona, E., Padilla, A. y Sánchez, A. (eds.): Biogeografía. Una ciencia para la conservación del medio, Universidad de Alicante, Alicante, pp. 265-272.

Lessica, P. y Allendorf, F.W. (1992): "Are small populations of plants worth preserving?", Conservation Biology, 6: 135-139.

Mateo, G. y Crespo, M.B. (2009). Manual para la determinación de la flora valenciana, 4ª ed., Libreria Compas, Alicante, 508 pp.

Mateo, G., Crespo, M.B. y Laguna, E. (2011-2013): Flora Valentina, Fundación para el Medio Ambiente de la Comunidad Valenciana, Valencia, 2 vols.

Padilla, A. y Ramón, A. (1997): "Planeamiento ambiental a escala de detalle: Microreservas de flora en la Comunidad Valenciana", Investigaciones Geográficas, 17: 117-128.

Raeymaekers, G. (2000): "Plant conservation. In the beginning of a new era?" Natura 2000, 12: 8-10.

Reznicek, A.A. (1987): "Are small reserves worth-wile for plants?, Endangered Species Update, 5: 1-3.

Serra, L., Pérez Rovira, P., Deltoro, V.I., Fabregat, C., Laguna E., J. Pérez-Botella, J. (2004). "Distribution, status and conservation of rare relict plant species in the Valencian Community", Bocconea 16(2): 857-863

Sanz, M., Guillot, D., Deltoro, V.I. (2011): "La flora alóctona de la Comunidad Valenciana", Botanica Complutensis, 35: 97-130.

Smart, J., Imboden, Ch., Harper , M. & Radford, L. (eds.). (2002): Saving the Plants of Europe. European Plant Conservation Strategy, Planta Europa, Council of Europe y Plantlife International, Londres, 40 pp.

SVS (2013): Valoración de la figura de Microrreserva de Flora, Informe Técnico 08/2013, Servicio de Vida Silvestre (SVS), Generalitat Valenciana, Valencia, 38 pp. Accedido en internet en marzo de 2014 en el sitio http://www.cma.gva.es/webdoc/documento.ashx?id=170910

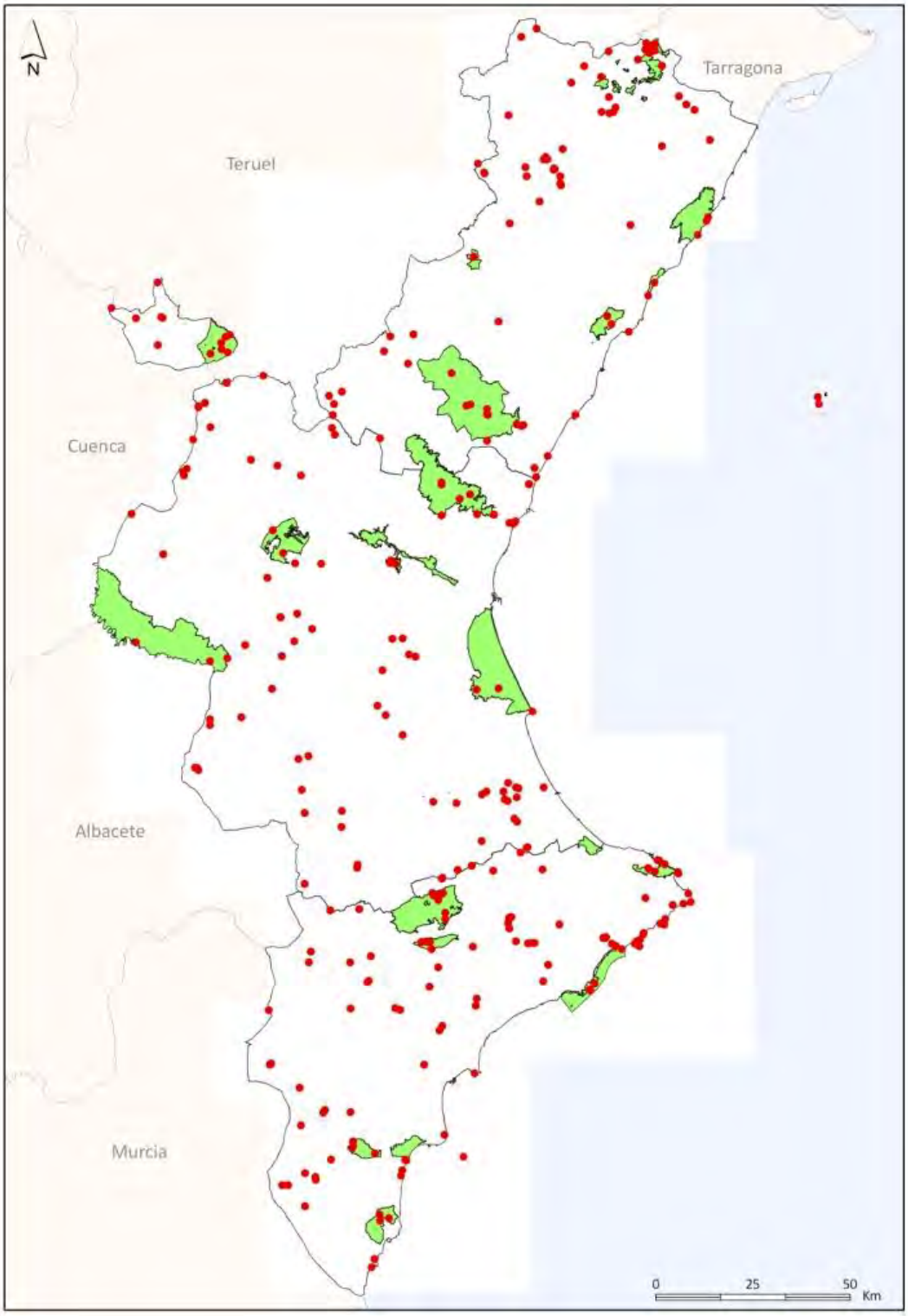


Fig. 1. Representación de la red de MRF (puntos rojos) y de ENP (en color verde) de la Comunidad Valenciana.

BIODIVERSIDAD URBANA: INDICADORES DE CALIDAD Y MODELO PARA SU CÁLCULO EN CIUDADES MEDITERRÁNEAS

Boada, M. (1, 2), Sànchez-Mateo, S. (1), Marlés, J. (1), Barriocanal, C. (1, 3).

(1) ICTA (Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals) Universitat Autònoma de Barcelona. marti.boada@uab.cat
(2) Dpto. Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona.
(3)Dpto. Geografía, Universitat de Girona.

Resumen: El progresivo aumento de la población urbana a nivel mundial tiene consecuencias directas sobre el consumo de suelo y esto se traduce en una pérdida de hábitats naturales y, en consecuencia, de biodiversidad. Los espacios verdes que se encuentran en las ciudades, bien gestionados, conectados y entendidos como un sistema, tienen la capacidad de convertirse en refugios de biodiversidad. Existen una serie de estrategias para fomentar la biodiversidad urbana: naturalización y naturación, un nuevo marco conceptual que se presenta. Asimismo, para la evaluación de la biodiversidad de un sistema urbano se utiliza el Índice de Singapur de la Diversidad Biológica Urbana que ya se está ensayando en ciudades piloto pero no contempla las peculiaridades de las ciudades del ámbito Mediterráneo. En la comunicación se propone un nuevo sistema de indicadores (de calidad y modelo) que complementan algunos de los propuestos en el Índice de Singapur.

Palabras clave: biodiversidad, Índice de Singapur, ciudades mediterráneas, sistema urbano, indicadores

Abstract (Urban biodiversity: quality and model indicators for Mediterranean cities calculation): The progressive increase of the urban population worldwide has direct consequences on the consumption of soil and this is translated in a loss of natural habitats and, in consequence, of biodiversity. The green spaces located in the cities, well managed, connected and understood as a system, have the aptitude to turn into refuges of biodiversity. A series of strategies exist to foment the urban biodiversity: *naturalization* and naturation, a new conceptual frame that we present. Moreover, for the evaluation of the biodiversity of an urban system there is in use the Index of Singapore of the Biological Urban Diversity that is being testing in some cities. This does not contemplate the peculiarities of the cities of the area mediterranean.In the communication a new system of indicators (of quality and model) that complement the Index of Singapore are proposed.

Key words: biodiversity, Singapore Index, mediterranean cities, urban system, indicators

INTRODUCCIÓN

Hay una acepción generalizada que la crisis ambiental es una crisis civilizatoria, superable tan solo aplicando criterios de sustentabilidad, aun reconociendo la complejidad de dicha formulación. En este contexto se reconoce a la biodiversidad como una de las expresiones más finas del grado de sustentabilidad de un sistema (Boada y Zahonero, 1999). El progresivo aumento de la población urbana a nivel mundial tiene consecuencias directas sobre el consumo de suelo (edificios e infraestructuras); esto se traduce en una pérdida de hábitats naturales y, en consecuencia, de biodiversidad. El sistema urbano se expresa en forma de huella ecológica, que va mucho más allá de sus límites territoriales clásicos. En la nueva cultura *sostenibilista*, no se trata de querer alcanzar aquello que es imposible, la autosuficiencia de la ciudad, sino reducir su huella ecológica manteniendo la calidad de vida de sus ciudadanos. Si la ciudad quiere avanzar en el compromiso hacia un futuro sustentable, debe avanzar en su naturalización, fomentando estrategias y acciones destinadas a promover la naturaleza en la cotidianidad ciudadana, favoreciendo la entrada de flujos de biodiversidad a la ciudad. Abriendo paralelamente la naturación de la ciudad, es decir, el aumento de verde urbano en sus diferentes variables, creando condiciones de recepción y fluidez metabólica del proceso de entrada. En este punto debe jugar un papel clave el estudio y la difusión del conocimiento de la biodiversidad urbana.

Diversos estudios han sugerido que el valor de la biodiversidad urbana es un indicador de calidad de vida del sistema urbano, y en consecuencia puede aumentar el bienestar de sus habitantes (Kamp et al., 2003; Pacione, 2003). Los espacios verdes que se encuentran en las ciudades, bien gestionados, conectados y entendidos como un sistema, tienen la capacidad de convertirse en refugios de biodiversidad.

CLASIFICACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD URBANA

Antes de proponer una serie de estrategias para la conservación y mejora de la biodiversidad urbana, se debe realizar una clasificación de los organismos vivos que forman parte del sistema urbano. En este sentido, Boada y Capdevila (2001) proponen la siguiente interpretación:

1. Biodiversidad cautiva: está estructuralmente formada por el conjunto de especies de fauna y flora espontánea o subespontánea, actualmente ubicadas en biomas existentes anteriores a la formación de la ciudad, que la historia evolutiva de esta ha absorbido y integrado en su sistema; a menudo sus poblaciones están conectadas con el exterior, no urbano, a través del verde urbano.
2. Biodiversidad inducida, se trata de taxones escapados de algunas variables de cautiverio: colecciones zoológicas, fauna doméstica, jardines botánicos, jardinería privada, que fuera de su confinamiento inicial, provocan procesos de bioinvasión en intensidades diversas.
3. Biodiversidad atraída, representada por taxones de requerimientos antropófilos vinculadas de forma comensal a la actividad humana, que encuentran en el sistema urbano una mayor favorabilidad trófica y genotópica que en los sistemas silvestres.

Una vez categorizada la biodiversidad del sistema urbano se proponen una serie de estrategias y acciones para el fomento de ésta que se engloba en un nuevo marco conceptual.

LOS BIOTOPOS PRESENTES EN LAS CIUDADES: LOS TRES MUNDOS

Se ha realizado una clasificación sintética de los biotopos presentes en un sistema urbano. Tal y como indican diversos autores (Boada y Capdevila, 2001; Boada y Sànchez, 2011) en una ciudad se encuentran tres mundos: el mundo gris, el mundo verde y el mundo azul; a su vez, cada uno de estos mundos engloba diversos biotopos. En el caso del mundo gris se incorporan los siguientes biotopos: edificios, paredes y muros, infraestructuras viarias, sistemas subterráneos, calles y plazas. En el mundo verde destacan: el medio rupícola, los baldíos y solares, arbolados, parques y jardines (aquí se incluyen parques y jardines urbanos y el verde reducido) y el medio forestal. Finalmente, el mundo azul contempla, en el ámbito del agua dulce: estanques, fuentes y lagos artificiales; mientras que en el medio marino: playas, puertos y rompeolas.

Esta metodología de análisis permite ser extrapolable a diferentes sistemas urbanos por medio de la caracterización de los biotopos y adaptándolos a su contexto correspondiente.

UN NUEVO MARCO CONCEPTUAL

Dos de los conceptos que se incorporan en esta comunicación son los de naturalización y naturación. En un sentido amplio la naturalización tendría como objeto la entrada de biodiversidad faunística que se lleva a cabo sobre la base de la naturación; en este sentido, la naturación la podríamos definir como un conjunto de actuaciones realizadas sobre el ecosistema urbano para aumentar los espacios verdes. El concepto de naturación se basa en la implantación de estrategias y acciones sobre el verde urbano con la finalidad de conseguir una naturalización del sistema ciudad, es decir, conseguir la atracción de fauna autóctona y que no resulte perniciosa desde un punto de vista *sostenibilista*.

Las funciones de la naturación pasan por crear espacios de cría (genotopo) y de alimentación (trofotopo), dando a los espacios verdes un rango de nódulos de recarga y que, a su vez, otorguen permeabilidad a la ciudad actuando como conectores entre el sistema urbano y el sistema forestal adyacente en un proceso de desfronterización. En este sentido, las estrategias de verde urbano actúan como elementos de atracción de organismos procedentes de los nódulos de recarga (Figura 1). A título de ejemplo, en la ciudad de Barcelona se han censado aproximadamente unas 150 especies de vertebrados espontáneos, mientras que en un parque natural próximo al sistema litoral esta cifra es ligeramente inferior (Boada y Gómez, 2008). Por lo tanto, un sistema urbano bien naturado puede pasar a ser un reservorio de biodiversidad, al menos para algunas especies.

INDICADORES DE BIODIVERSIDAD URBANA

La COP9 (Mayo de 2008, Bonn) reconoció que el papel de las ciudades y autoridades locales, así como la implementación de estrategias nacionales sobre biodiversidad y planes de acción, requieren una estrecha colaboración con niveles subnacionales de gobierno. En este contexto, el Ministro para el Desarrollo Nacional de Singapur propuso el establecimiento de un índice para medir la biodiversidad en las ciudades. Con este propósito, un primer grupo de trabajo de expertos se reunió en febrero de 2009 para desarrollar un índice de biodiversidad urbana. Un segundo grupo se reunió posteriormente en julio de 2010 para revisar las pruebas piloto e incorporar factores de corrección en el índice. De esta iniciativa nació el índice de Singapur, que incorpora un total de 23 indicadores y está conformado por 3 componentes: biodiversidad autóctona en el sistema urbano, servicios ecosistémicos proporcionados por la diversidad urbana y gobernanza y gestión de la biodiversidad urbana. El índice de Singapur, aunque extrapolable, es difícil de aplicar en todos los casos, especialmente en las ciudades de climas templados como el caso de Barcelona; es por esto que se ha elaborado una propuesta de indicadores para ciudades litorales mediterráneas, en la que se definen indicadores de calidad y de modelo.

LOS INDICADORES DE CALIDAD (MONITOREO)

Los indicadores de calidad son aquellos que informan sobre el estado del medio y su evolución a lo largo del tiempo a través del monitoreo. Estos nos proporcionan datos de la evolución de las actuaciones que los sistemas de gobernanza aplican en las ciudades con la finalidad de incrementar la biodiversidad urbana. En este sentido, se propone que los indicadores de calidad sean los siguientes:

1. Índices de diversidad: Shannon / IQA / Riqueza
2. Valoración de la diversidad atraída por estrategias de naturación: diversidad positiva *vs*. diversidad perniciosa
3. Especies alóctonas de carácter invasor
4. Seguimiento del cambio fenológico
5. Uso de especies indicadoras de calidad del medio

Cabe indicar que los índices propuestos son complementarios y cada uno aporta una precisa información del estado del medio.

LOS INDICADORES DE MODELO

Los indicadores de modelo son aquellos que describen procesos que determinan el funcionamiento del sistema. Permiten una evaluación a partir del análisis de las principales características que definen la estructura urbana. En este apartado se propone que se utilicen los siguientes indicadores:

1. Superficie de zonas verdes por habitante
2. % de suelo destinado a zonas verdes respecto el suelo urbanizado
3. Análisis de especies utilizadas en jardinería
4. Número de árboles por habitante

Los indicadores de modelo 1, 2 y 4 son relativamente fáciles de calcular y la gestión por parte de la administración (compleja en los sistemas urbanos donde la ausencia de suelo edificable es notoria y la creación de nuevas zonas verdes es ideológica) del verde urbano se refleja fácilmente en estos.

Uno de los indicadores de modelo que requiere más profundidad es el de las especies usadas en jardinería. Dado que este es seguramente un factor clave, se propone un índice específico para este aspecto en las ciudades mediterráneas: índice de idoneidad de las especies utilizadas en jardinería. Este índice contempla tres aspectos fundamentales:

1. Producción de frutos: trofotopo
   - Prolongación del fruto en la planta
   - Número de frutos por pie (individuo)
   - Aportación calórica / nutritiva por fruto
   - Potencialidad de atracción (especies atraídas)
   - Producción de flores (alimentación en libanizadores –mariposas-)
2. Capacidad de dar refugio: genotopo
   - Porte de la planta
   - Densidad de dosel
   - Capacidad de formar cavidades como madrigueras o nidos potenciales.
3. Adaptación al clima mediterráneo
   - Origen (autoctonía a la región mediterránea)
   - Requerimientos hídricos
   - Grado de demanda de mantenimiento
   - Susceptibilidad a sufrir enfermedades

Se han utilizado una serie de criterios para determinar las especies aptas para trofotopo o genotopo: prolongación del periodo de fructificación, producción de frutos (sería conveniente que fuera elevada), baja o nula toxicidad, etc. Asimismo, se ha valorado la producción de frutos que permita escoger las especies a utilizar para seleccionar las más adecuadas (incrementar la diversidad de frutos disponibles a lo largo del año).

El análisis de este índice para la ciudad de Barcelona ha generado una base de datos de todas aquellas especies idóneas para su empleo en jardinería (Tablas 1 y 2); en total se han contemplado las 47 especies arbóreas más adecuadas como productoras de recursos tróficos (trofotopos) y las 19 especies arbóreas más adecuadas para proporcionar áreas de refugio y de cría (genotopos).

CONCLUSIONES

Uno de los indicadores más exactos de la calidad de un ecosistema es la biodiversidad. Los ecosistemas urbanos comprenden una diversa y poco conocida biodiversidad, que constituye un elemento clave en la cultura de la sostenibilidad. Complementariamente, el nivel de proximidad de la población a los servicios urbanos, como la sanidad, la educación, o los parques, incrementa el grado de satisfacción, calidad de vida y bienestar de la población (Pallares-Barbera et al., 2011), mientras que la ausencia de biodiversidad o la inexistencia de servicios puede crear espacios de vacío de bienestar y de conflicto social. Han sido notables los esfuerzos para determinar un

conjunto de indicadores para poder cuantificar y comparar la biodiversidad urbana (Índice de Singapur) pero estos a menudo no contemplan las especifidades de los ámbitos mediterráneos; es por esto que la propuesta presentada (indicadores de calidad y modelo) puede aportar nuevos puntos de vista para la mejora de la gestión del verde urbano con el objetivo de, prácticamente con los mismos recursos económicos utilizados por la administración, convertir las ciudades en espacios funcionales no solamente para sus ciudadanos sino también para la fauna que aloja y convertirse en atractor de nuevas especies y que puedan convertirse en refugios de biodiversidad para algunas especies. A su vez, un monitoreo constante de las ciudades puede permitir la detección de especies alóctonas en una primera fase de bioinvasión y por tanto permitir actuaciones para su control.

Referencias bibliográficas

Boada, M. y Capdevila, L. (2001): *Barcelona, Biodiversitat urbana*. Ajuntament de Barcelona, Sector de Manteniment i Serveis, Direcció de Serveisd'Educació Ambiental i Participació, Barcelona.

Boada, M. y Gómez, J. (2008): *Biodiversidad*. Cuadernos de Medio Ambiente, Editorial Rubes, Barcelona

Boada, M. y Sànchez, S. (2011): "Natura i ciutat, biodiversitat urbana", en M. Gausa (Coord.): *Cap a un habitat(ge) sostenible*, Informes del CADS, 12. ConsellAssessor per alDesenvolupament Sostenible, Generalitat de Catalunya, Barcelona, pp. 107-112.

Boada, M. y Zahonero, A. (1999): *MediAmbient. Una crisicivilitzadora,* Edicions La Magrana, Barcelona.

Kamp, I., Leidelmeijer, K., Marsmanand, G., Hollander, A. (2003): "Urban environment quality and human wellbeing: Towards a conceptual framework and demarcation of concepts; a literature study", *Landscape and Urban Planning*, 65(1–2): 5-18.

Pacione, M. (2003): "Urban environmental quality and human well being – a social geographical perspective*", Landscape and Urban Planning*, 65(1–2): 19–30.

Pallares-Barbera, M., Badia, A., Duch, J. (2011): "Cerdà and Barcelona: The need for a new city and service provision", *Urbaniizziv*, 22 (2): 122-136.

Phytolacca dioica	*Eryobotria japonica*	*Robinia pseudoacacia*	*Ficus carica*
Cupressus sempervirens	*Pyrus* sp.	*Myrtus communis*	*Opuntia* sp.
Pittosporum sp.	*Malus* sp.	*Corylus* sp.	*Punica granatum*
Elaeagnus pungens	*Prunus* sp.	*Sorbus* sp.	*Juglans* sp.
Elaeagnus angustifolia	*Ilex aquifolium*	*Ziziphus jujuba*	*Olea europaea*
Acca sellowiana	*Berberis* sp.	*Viburnum opalus*	*Hippophae rhamnoides*
Phoenix dactylifera	*Mahonia* sp.	*Taxus baccata*	*Cercis siliquatrum*
Phoenix canariensis	*Ligustrum* sp.	*Diospyrus kaki*	*Crataegus azarolus*
Butia capitata	*Ceratonia siliqua*	*Arbutus unedo*	*Asparaguss p.*
Chamaerops humilis	*Quercus* sp.	*Cydonia oblonga*	*Melia azederach*
Pyracantha sp.	*Celtis* sp.	*Cornus mas*	*Crataegus monogyna*
*Cotoneaster*sp.	*Phyllirea* sp.	*Rosa canina*	

Tabla. 1: Especies arbóreas más adecuadas como productoras de recursos tróficos (trofotopos) para ciudades mediterráneas.

Fraxinus sp.	*Tilia sp.*	*Aesculus sp.*	*Zelkova sp.*
Acer negundo	*Olea europaea*	*Melia azederach*	*Gleditsia triacanthos*
Platanus sp.	*Paulownia tomentosa*	*Celtis sp.*	*Eucaliptus sp.*
Ulmus sp.	*Schinus sp.*	*Castanea sp.*	*Tamarix sp.*
Morus sp.	*Robinia pseudoacacia*	*Salix sp.*	

Tabla. 2: Especies arbóreas más adecuadas para proporcionar áreas de refugio y de cría (genotopos) para ciudades mediterráneas.

CARACTERIZACIÓN, INVENTARIACIÓN Y VALORACIÓN BIOGEOGRÁFICA DE PAISAJES VEGETALES DE LA COMARCA DE COLLSACABRA (GIRONA)

Lozano, P. J. (1); Meaza, G. (1); Pintó, J. (2); Martí, C. (2); Panareda, J. Mª (3); La Roca, N. (4); Arozena, M. E. (5); Bejarano, R. (6); Cámara, R. (6); Rodríguez, E.B. (6); Israel de Souza, B. (7) y Boccio, M. (8).

(1) Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. pedrojose.lozano@ehu.es, guillermo.meatza@gmail.com
(2) Universidad de Girona. josep.pinto@udg.edu, carolina.marti@udg.edu
(3) Institut d'Estudis Catalans. jmpanareda@gmail.com
(4) Universidad de Valencia. rocal@uv.es
(5) Universidad de La Laguna. maearozena@gmail.com
(6) Universidad de Sevilla. rosalia@us.es, rcamara@us.es, rodriguezperez.eva@gmail.com
(7) Universidad Federal da Paraíba. bartolomeuisrael@gmail.com
(8) Dumalis. dumalis2012@gmail.com

Resumen: El presente estudio se enmarca en un trabajo de investigación con una trayectoria de más de 20 años y del que, de momento, es su último eslabón. Se trata de un método global de inventariación y valoración paisajística centrado en la vegetación como elemento principal de las distintas unidades susceptibles de ser evaluadas. Hasta la fecha, dicho método se ha plasmado en numerosos trabajos (libros, artículos, capítulos de libro, comunicaciones y ponencias) aplicados a diversos territorios templados y boreales de Europa y América. En esta ocasión se ensaya en la comarca de Collsacabra, con el objetivo de seguir constatando y depurando su eficacia y viabilidad en diferentes ámbitos territoriales. En este caso las máximas puntuaciones son registradas por el hayedo con boj, el pasto mesófilo y el encinar-robledal, mientras que las puntuaciones más bajas fueron registradas por el matorral mesófilo de boj y enebro y el matorral xenófito.

Palabras clave: Paisaje vegetal; Caracterización, Inventariación; Valoración biogeográfica; Collsacabra.

Abstract (Characterization, inventariation and biogeographic assessment of vegetal landscapes within the region of Collsacabra, Girona): The study presented in this paper takes part of a research project carried out for the past 20 years and it is, for now, its last stage. It's a global landscape valuation method focused on vegetation as a main element of different units that can be evaluated. So far, the use of this method has resulted in numerous works: books, articles, book chapters, communications and presentations and it has been applied in the study of different temperate and boreal regions of Europe and America. The method has been applied in the study and assessment of diverse vegetation landscapes of the Collsacabra shire. The objective to verify its effectiveness and viability in other areas to the previously outlined. In this case the high scores are registered on beech grove with box, cloud grass and holm oak-oak, while the lowest scores were registered on mesophilous box and juniper shrub and on xenophytic shrub.

Key words: Vegetal landscape; Caracterization, Inventariation; Biogeographic assessment; Collsacabra.

INTRODUCCIÓN

Una de las principales vertientes de la Biogeografía Aplicada es la valorativa, que trata de constatar el estado actual del paisaje y la vegetación para su evaluación cualitativa. Desde esta perspectiva, es un importante instrumento en la ordenación y gestión territorial, una herramienta fundamental para el conocimiento y la toma de decisiones respecto a los paisajes vegetales considerados como patrimonio natural y cultural (Meaza, 2000). En tal sentido, son reseñables trabajos como el de Constanza *et al*, (1997), donde se realiza una loable aproximación a la valoración de los servicios ambientales que ofrecen distintos ecosistemas; o los de raigambre ecológica centrados en la valoración de los ecosistemas y paisajes a través de estudios cuantitativos relacionados en exclusiva con la biodiversidad (Wittaker, 1972; Benton, 2001), obviando otro tipo de criterios, como los de de naturaleza cultural. La línea de trabajo e investigación aquí presentada ofrece una herramienta de valoración que aúna características ambientales o ecológicas, y culturales del paisaje.

Por otra parte, si muchos de estos estudios se han centrado, frecuentemente, en ejercicios científicos relativamente complejos y difíciles de interpretar y utilizar por el gestor (Debinski, Ray y Saveraid, 2001), aquí se pretende ofrecer una herramienta de fácil utilización, con parámetros y puntuaciones intermedias interesantes para el gestor, y que brinde un último valor, determinado por la prioridad de conservación, que tome en cuenta el peligro que dichos paisajes o formaciones detentan a partir, precisamente, de las presión antrópica.

La presente comunicación se enmarca en un trabajo de investigación con una trayectoria de más de 20 años, que trata de diseñar, ensayar y depurar un método global de inventariación y valoración paisajística centrado en la

vegetación. Hasta la fecha, dicho método se ha plasmado en numerosos trabajos, aplicados a diferentes territorios de Europa (Península Ibérica, Balcanes, Escandinavia…), Centro América (Nicaragua) y Cono Sur Americano (Región Mediterránea Chilena, Patagonia Chilena) (Cadiñanos & Meaza, 1998; Cadiñanos & Meaza, 2000; Cadiñanos, Meaza & Lozano, 2002; Cadiñanos *et al*, 2002; Meaza, Cadiñanos & Lozano, 2006; Lozano *et al*, 2007; Lozano & Cadiñanos, 2009; Cadiñanos, Lozano & Quintanilla, 2011; Lozano *et al*, 2013; Lozano *et al*, en prensa). En esta ocasión se ensaya en la comarca de Collsacabra, con el doble objetivo de constatar, por un lado, la viabilidad del método en ámbitos geográficos ajenos a los hasta el momento trabajados; y de servir, por otro, de herramienta valorativa para el diagnóstico de la calidad de diferentes paisajes vegetales de dicha comarca.

Complementariamente, los resultados de dicha tarea servirán también para la obtención de valoraciones parciales que puedan ser tenidos en cuenta de forma sectorial atendiendo a los atributos o cuestiones que se consideren oportunas a la hora de planificar y gestionar dichos espacios, sus valores naturales, culturales, mesológicos, amenazas, etc.; para la consolidación de un modelo fácil y versátil de inventariación y valoración, cara a la optimización de su eficacia en la más amplia gama de ámbitos territoriales; y para el cuestionamiento y cotejamiento de la metodología, resultados y conclusiones obtenidos a través de la investigación en eventos y reuniones científicas como la presente.

SITUACIÓN

El Collsacabra o Cabrerès es una pequeña subcomarca natural coincidente con un altiplano estructural que, con altitud media en torno a los 1000 m, se alza entre la cuenca de erosión de Vic situada al oeste y el valle del río Brugent al este, en un espacio compartido por las provincias de Barcelona y Girona (Figura 1).

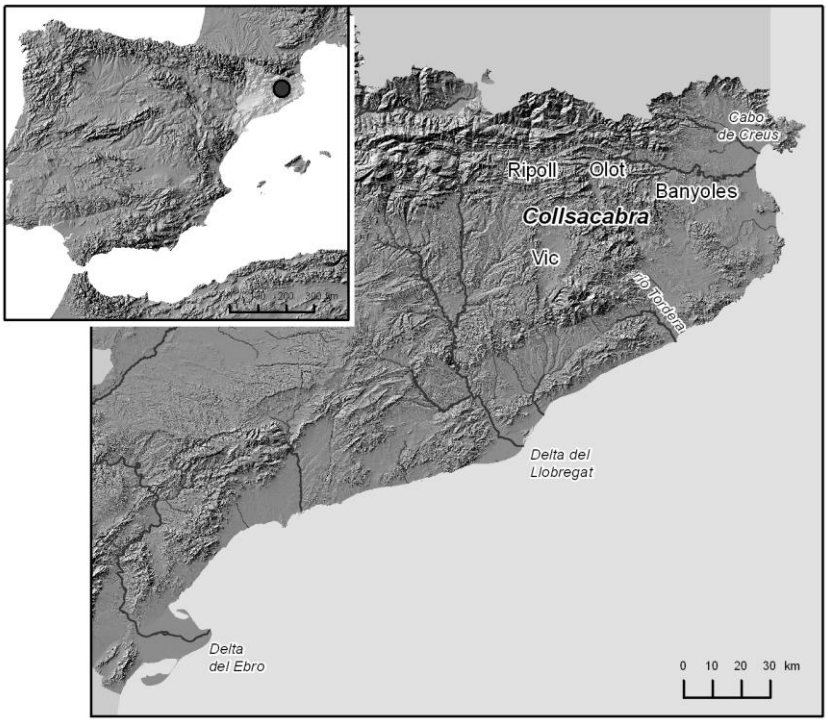


Fig. 1: Localización del ámbito de estudio. Elaboración propia.

La configuración física del territorio del Collsacabra responde a una plataforma estructural divida en su centro por las pequeñas sierras de Cabrera (1312 m) y el Pla d'Aiats (1303 m), coronadas por una superficie tabular. El máximo desnivel se localiza en los flancos este y sur, donde unos extensos cinturones de cantiles se levantan abruptamente sobre los valles de los ríos Brugent y Ter. Hacia el oeste, el relieve desciende gradualmente hasta entrar en contacto con la cuenca de Vic. Por el norte, la plataforma estructural queda enmarcada por la sierra dels Llancers (1281 m) perteneciente a la unidad geológica conocida como "subpirineo del noreste catalán".

El relieve del Collsacabra está modelado sobre materiales sedimentarios paleógenos depositados en el extremo oriental de la gran cuenca terciaria de antepaís abierta al sur de los Pirineos. Los principales materiales que afloran en la superficie del relieve son margas, areniscas, conglomerados y calizas eocenas. Los materiales terciarios descansan de forma discordante directamente sobre las pizarras del zócalo paleozoico, visible en la base de algunos cantiles (Reguant, 1967). El hecho de que los materiales depositados en este sector de la cuenca sedimentaria no fueran afectados por los plegamientos alpinos, sino solamente basculados, ha dado lugar a un típico relieve de estructura o disposición monoclinal.

Debido a su elevada altitud media, el clima del Collsacabra es relativamente frío, con un régimen de temperaturas más parecido al de Europa central que al de las cercanas tierras mediterráneas secas y calurosas. En invierno la media mensual de la temperatura del mes más frío está en torno a los 3ºC, produciéndose nevadas frecuentes y ocasionalmente fuertes heladas. En verano la media de la temperatura del mes más caluroso no se aleja de los 18ºC, y en los días más calurosos de verano el termómetro no suele subir más allá de los 30ºC (Ninyerola, Pons y Roure, 2004)

Sin embargo, un factor que contribuye decisivamente en la configuración del paisaje vegetal del Collsacabra es la elevada pluviosidad, entre 700 y 1000 mm de precipitación media anual según la altitud del lugar, que este territorio recibe en la mayor parte del año. El altiplano del Collsacabra se inscribe en una de las zonas más

húmedas de Cataluña: una dorsal pluviométrica dispuesta en dirección norte-sur que coincide con los relieves del Sistema Transversal y que se extiende hacia el sur hasta los macizos del Montseny y el Montnegre.

La mayor parte del altiplano del Collsacabra pertenece al dominio del robledal de roble pubescente (*Quercus humilis*). Este bosque se extiende por todo el territorio a partir de los 1000 m de altitud, pero principalmente en las solanas ya que las umbrías y hondonadas suelen estar ocupadas por los hayedos de *Fagus sylvatica*.

El hayedo, indicador de unas condiciones aún más húmedas, aparece en las vertientes que limitan la plataforma por el norte y el noreste, y también en las pequeñas elevaciones que emergen del altiplano como la sierra de Cabrera, lugares donde es frecuente la formación de neblinas. En el área se encuentran cuatro tipos de hayedo según la composición y la abundancia relativa de las especies del sotobosque: hayedo con *Scilla lilio-hyacinthus*, hayedo con *Anemone nemorosa* y *Helleborus viridis*, hayedo con *Deschampsia flexuosa* y hayedo con *Buxus sempervirens*.

Las alisedas, indicadoras de suelos muy húmedos, resiguen los cursos de agua que atraviesan el Collsacabra y constituyen el principal bosque de ribera de la zona. Los bosquetes mesófilos de *Corylus avellana* y *Polistichum setiferum* ocupan la base de las umbrías o las hondonadas a un nivel superior al del bosque de ribera.

La vegetación mediterránea queda restringida a las vertientes de solana del flanco meridional. Así, los taludes de las cuestas orientadas al sur están colonizadas por densos encinares de *Quercus ilex ilex*. En los claros y márgenes del bosque o sobre los campos abandonados aparecen las comunidades de degradación del encinar. En el interior del altiplano las especies mediterráneas aparecen sólo de forma aislada en puntos localizados.

Los extensos cinturones de cantiles que bordean el altiplano están colonizados por la vegetación rupícola de tipo calcícola en la que destacan las especies *Ramonda myconii* y *Asplenium fontanum*. En las paredes umbrías y en los bloques de roca caídos en el interior de los bosques se pueden hallar una gran variedad de pequeños helechos, tanto fisurícolas como comófitos, caso de *Asplenium trichomanes*, *Asplenium ruta-muraria* y *Polypodium vulgare*.

El Collsacabra es un territorio con baja densidad demográfica. Las poblaciones más importantes son Santa Maria del Corcó (2193 hab.), Tavertet (137 hab.) y Rupit-Pruit (307 hab.). Existe una gran cantidad de poblamiento disperso en masías y pequeños vecindarios.

La economía de la zona tiene una base esencialmente rural aunque en las últimas décadas el turismo ha adquirido una cierta importancia. Hasta hace unas pocas décadas los cultivos principales eran los cereales como el trigo, la avena y el centeno. Modernamente, las explotaciones agrarias que han permanecido activas se han transformado en base a la integración de la agricultura con las actividades ganaderas. De manera que actualmente los cereales han reducido su extensión en favor de los cultivos forrajeros, incluido en este grupo el maíz y los prados de siega, cuyas cosechas contribuyen a la alimentación del ganado, históricamente el ovino y el vacuno aunque recientemente se han instalado también granjas porcinas y avícolas.

La actividad industrial es casi nula, a excepción de pequeñas industrias textiles y del ramo del metal en Santa María de Corcó. El turismo, dirigido principalmente a Rupit, ha potenciado en esta población una cierta actividad hotelera. También se han instalado algunos Campins en sus proximidades y algunas masías de la zona ofrecen alojamientos para turistas bajo la figura reglada del turismo rural. En Rupit, Tavertet y el núcleo de Cantonigros se han rehabilitado muchas antiguas casas que han sido destinadas a segundas residencias.

METODOLOGÍA

Las distintas unidades de paisaje y la ubicación de las parcelas fueron definidas de antemano atendiendo a criterios biogeográficos derivados de la cartografía de vegetación que la Generalitat de Catalunya tiene para todo su territorio y a una escala 1:25.000. La ubicación exacta de los inventarios a realizar se determinó a partir de un método aleatorio definido por el SIG (Arc-info). Para ello se seleccionaron parcelas de vegetación que podían contar con las características tipo o modelo del paisaje que se trataba de inventariar y valorar. A partir de un trabajo previo de reconocimiento en campo, se determinó la realización de una serie de inventarios que aglutinaran la mayor cantidad posible de unidades y, a su vez, las diferentes facies de éstas. Se diseñó para ello, y de forma grosera o ideal, un transecto que recorriera los principales paisajes vegetales de Collsacabra. Se fueron seleccionando parcelas repartidas por dicho transecto y se escogió un número limitado de ellas atendiendo a la representatividad de las mismas y a lo reducido del tiempo para su inventariación. De esta manera, se caracterizó y evaluó un total de 9 inventarios inéditos. En la tabla 2 se pueden comprobar las características geográficas de las parcelas donde se realizaron los inventarios.

3.1. Inventariación

El modelo de inventario ha sido ensayado, contrastado y corregido en sucesivas ocasiones (Meaza, Cadiñanos & Lozano, 2006). Puesto que su configuración está pensada para recoger todos los datos geográficos y medioambientales necesarios para la posterior valoración biogeográfica, el proceso de inventariación se inicia con la toma de los datos de localización e identificación del lugar (coordenadas UTM, topónimos...), aspectos y rasgos geográficos y medioambientales generales (topográficos, litológicos, geomorfológicos, edáficos, hidrológicos...), fotografías de la parcela, etc.

A continuación se anota cada una de las especies identificadas y clasificadas. Los taxones presentes en los inventarios están recogidos con sus nombres científicos vigentes.

Se indica el índice de cobertura de los taxones de la flora vascular, siguiendo el habitual sistema de notación fitosociológica. Además se detalla, por un lado, su fisionomía biológica básica dividida en tres grupos (árboles y arbustos, matas y trepadoras y herbáceas); y, por otro, su presencia en 4 estratos verticales (superior -por encima de 5 m-; intermedio alto -5 a 1 m-; intermedio bajo -1 a 0,5 m-; e inferior -por debajo de 0,5 m-).

Se indican, asimismo, la presencia y densidad de briófitos, líquenes y hongos según el sustrato de crecimiento, simplificados en epífitos y terrícolas-saxícolas, datos imprescindibles para el cálculo de índices complementarios que matizan la riqueza en hábitats de la formación correspondiente.

Además, se anota una serie de datos imprescindibles para la valoración complementaria de las comunidades forestales: cobertura global y la riqueza por estratos (COBEST y RIQUEST), diversidad de hábitats y sinusias no desglosables a la escala de trabajo (FORHAB), superficie de la mancha homogénea (FORESP), variedad dasonómica tipológica (FORFIS, que siempre es 0 en las comunidades de herbáceas) y valores patrimoniales, culturales y etnográficos añadidos (FORPAT).

Como es fácil advertir, estos inventarios requieren más tiempo que los fitosociológicos o similares; pero la información obtenida es mucho mayor, lo que permite su posterior utilización no sólo para la caracterización geobotánica de la zona en cuestión, sino también para reflejar su disposición estructural y biogeográfica, así como, en última instancia, para la evaluación y gestión de la vegetación, fauna y paisaje.

3.2. Valoración

El método de valoración, que recoge la empiria de los 20 años, conlleva un proceso largo de investigación y aplicación a diferentes espacios y paisajes. Como se ha indicado, pretende ofrecer una metodología versátil y resultados estándares fáciles de aplicar e interpretar de cara a una correcta y jerárquica gestión de los paisajes vegetales de los territorios analizados, diagnosticados y valorados (Figura 2).

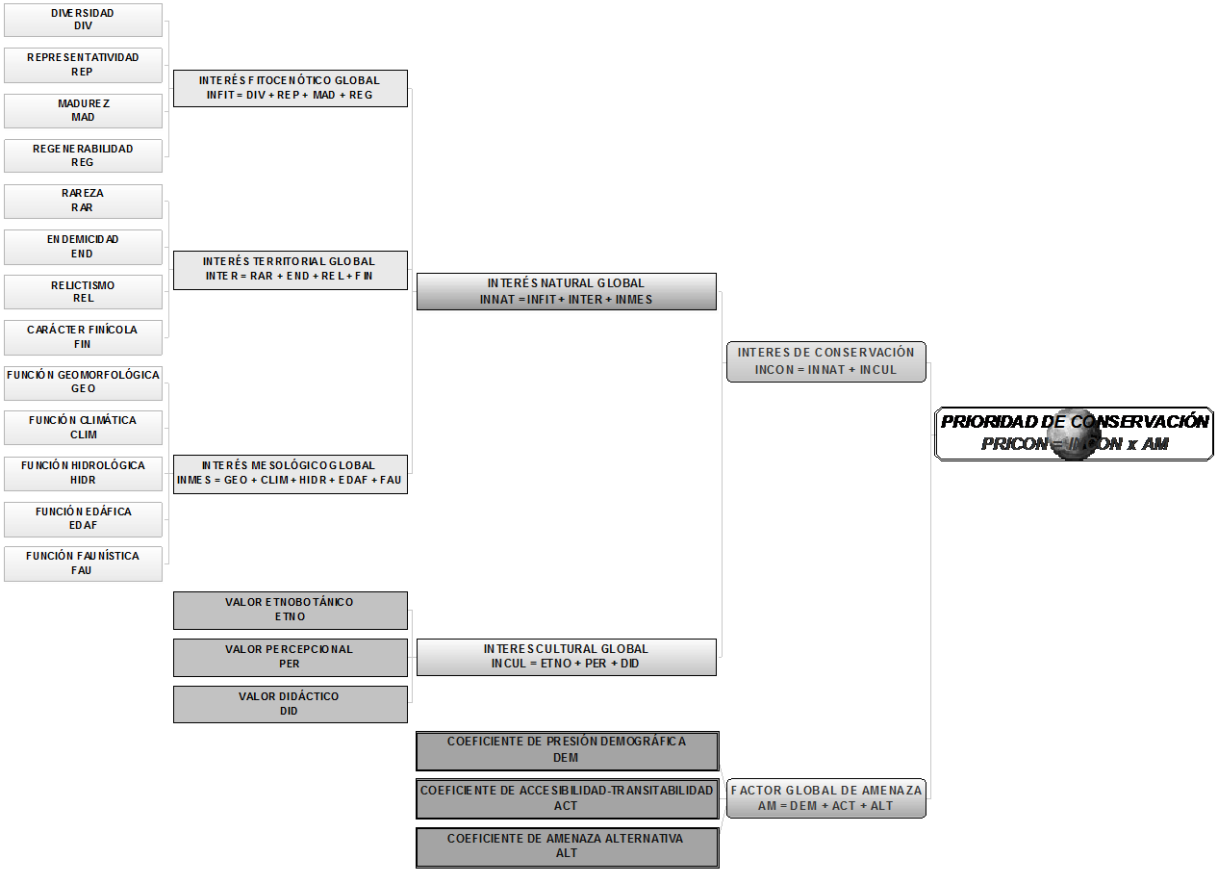


Fig. 2: Esquema del método de valoración biogeográfica (elaboración propia).

Descansa en dos conceptos valorativos: Interés de Conservación (INCON) y Prioridad de Conservación (PRICON) que constituyen eslabones diferenciados pero estrechamente ligados del sistema operativo (Meaza y Cadiñanos, 2000).

El Interés de Conservación (INCON) se calibra en función de criterios de orden natural y cultural. Los de orden natural (INNAT) se fundamentan en parámetros fitocenóticos (INFIT= diversidad, representatividad, madurez y regenerabilidad espontánea), territoriales (INTER= rareza, endemicidad, relictismo, carácter finícola) y mesológicos (INMES= funciones geomorfológica, climática, hídrica, edáfica y faunística) que informan de los atributos intrínsecos de la flora y de la vegetación, de sus pautas corológicas y de su relación con el resto de los

elementos del ecogeosistema; los de carácter cultural (INCUL) tratan de cuantificar el valor etnobotánico (ETNO), percepcional (PER) y didáctico (DID) de la vegetación.

La Prioridad de Conservación (PRICON) constituye un concepto solidario pero sustancialmente diferente al de Interés de Conservación (INCON), ya que está ligado al factor de amenaza (AM), por el que se multiplica. Éste deriva, su vez, de la suma de coeficientes de presión demográfica (DEM), accesibilidad-transitabilidad (ACT) y amenazas alternativas (ALT) sobre la integridad de una determinada agrupación y/o paisaje vegetal. La Prioridad de Conservación está, pues, expresamente ideada para un diagnóstico claro y operativo sobre cuáles son los espacios que deben ser priorizados cara a su protección.

DATOS

Se realizaron un total de 9 inventarios biogeográficos, lo que supone una buena representación y caracterización de la vegetación de la comarca de Collsacabra. Se ha registrado, aproximadamente, el 62% de la flora vascular característica de las comunidades nemorales o frutescentes estudiadas y un 41% del resto; lo que supone una no desdeñable contribución al conocimiento de la flora y vegetación de la comarca de Collsacabra, vegetación cuya estructura y composición no siempre es bien conocida, en especial de aquellas formaciones de características mixtas.

Los datos básicos de cada uno de ellos se recogen en la tabla 1, correspondiéndose a:

- Bosques esclerófilos:
  - Bosque de encina (*Quercus ilex ilex*).
  - Bosque mixto de encina (*Quercus ilex ilex*) y roble pubescente (*Quercus humilis*).
- Bosques mesófilos:
  - Robledal de roble pubescente (*Quercus humilis*).
  - Hayedo con boj (*Fagus sylvatica-Buxus sempervirens*)
  - Bosque mixto con boj (*Buxus sempervirens*)
  - Hayedo-Robledal Pubescente (*Fagus sylvatica-Quercus humilis*)
- Matorrales y orlas de espinosas:
  - Matorral xerófilo.
  - Matorral mesófilo de boj y enebro (*Buxus sempervirens-Juniperus communis*)
- Pastos mesófilos:
  - Pasto mesófilo.
  - Pasto mesófilo con afloramientos rocosos.

Lo reducido del espacio nos ha hecho omitir los resultados de los 9 inventarios.

CÓD. INV.	LUGAR	TIPO DE COMUNIDAD	UTM: VGS84	ALTITUD m	PENDIENTE º
GRE1	Hayedo de la Grebolosa	Hayedo con boj	448341 4661218	1054	15-17
PRU1	Robledal de Prui	Robledal pubescente	455033 4655044	980	20-25
COL1	Col de Malla	Pasto mesófilo	460624 4654139	955	10
COL2	Col de Malla	Pasto mesófilo rocoso	460624 4654139	955	10
COL3	Col de Malla	Matorral xerófilo	460624 4654139	952	2
COL4	Col de Malla	Matorral mesófilo con boj y enebro	460540 4654111	975	55
COL5	Col de Malla	Robledal pubescente-Hayedo con boj	460395 4654149	1020	35-40
COL6	Col de Malla	Bosque mixto con boj	460395 4654149	1035	15-20
COL7	Col de Malla	Hayedo-Robledal pubescente con boj	460395 4654149	1035	15-20
PEN1	Masía Pendís, Municipio de Rupit	Encinar	455542 4650452	744	5
PEN2	Masía Pendís, Municipio de Rupit	Encinar-Robledal pubescente	455241 4650289	733	9

Tabla 1: Caracterización básica de los inventarios de Collsacabra (elaboración propia).

En la tabla 2 se pueden observar las puntuaciones valorativas obtenidas por cada tipo de vegetación (sólo aparecen recogidas las puntuaciones intermedias más relevantes).

COMUNIDADES	CODIGO	Valoración										
		Infit	Inter	Inmes	**INNAT**	Etno	Per	Did	**INCUL**	**INCON**	AM	**PRICON**
Hayedo con Boj	GRE1	30	0	49,5	79,5	4	10	9	23	124	11	1364
Robledal pubescente	PRU1	34	0	7	41	5	5	7	17	128,5	5	642,5
Pasto mesófilo	COL1	21	1	37	59	2	5	7	14	86	13	1118
Pasto mesófilo rocoso	COL2	18	11	37	66	2	5	7	14	85,75	13	1114,75
Matorral xerófilo	COL3	23	3	26	52	3	1	5	9	67,5	8	540
Matorral mesófilo con boj y enebro	COL4	22	15	24	61	3	1	5	9	81	6	486
Robledal pubescente-Hayedo con Boj	COL5	30	15	57	102	4	3	5	12	134	6	804
Bosque mixto con Boj	COL6	25	11	48	84	8	5	3	16	119	8	952
Hayedo-Robledal pubescente con Boj	COL7	28	10	49	87	5	5	5	15	117,5	7	822,5
Encinar	PEN1	28	1	50	79	5	5	5	15	107,5	7	752,5
Encinar-Robledal pubescente	PEN2	31,5	2	58	91,5	5	7	5	17	125,75	8	1006

Tabla 2: Puntuaciones intermedias y finales registradas por los distintos paisajes vegetales (elaboración propia).

INTERPRETACIÓN Y CONCLUSIONES

En lo que respecta a los valores relacionados con el Interés Natural (INNAT), las unidades que mayor puntuación obtienen (bosque mixto de robledal pubescente-hayedo con boj, única que sobrepasa la barrera de los 100 puntos; encinar-robledal pubescente, con 91,5; hayedo-robledal con boj, con 87) son las que presentan características mixtas, ecotónicas, con valores de raigambre natural bastante superiores a las del resto de formaciones forestales y a las de unidades o paisajes con agrupaciones no boscosas. Por su parte, las más pobres (robledal pubescente, matorral xerófilo y pasto mesófilo, con 41, 52 y 59 puntos respectivamente), responden, en el primero de los casos, a una versión pobre en especies y estratos; y a unidades intensamente explotadas por el ganado donde los valores naturales tampoco son abundantes, en los dos restantes**.** Con puntuaciones intermedias aparece el resto de unidades, aunque hay que destacar que tanto el bosque mixto con boj como el encinar y el hayedo con boj muestran puntuaciones muy cercanas a los 80 puntos (84 en el primero de ellos).

En cuanto al Interés Cultural (INCUL), cabe reseñar que el hayedo con boj cuenta con una puntuación claramente descollante (23 puntos). Le siguen, por este orden, el robledal pubescente, el encinar-robledal pubescente (ambos con 17 puntos) y, con 16, el bosque mixto con boj, unidades que, como se ve, muestran valores etnográficos, percepcionales y didácticos muy similares. Por su parte, el matorral xerófilo y el matorral mesófilo con boj y enebro muestran el valor más bajo (9 puntos), seguido por el robledal pubescente-hayedo con boj (12 puntos) y los pastos mesófilos, tanto en su facies con afloramientos rocosos como la que no los muestra (14 puntos).

Como se ha señalado, la suma de valores naturales y culturales conforma el Interés de Conservación (INCON). De ahí que tanto el robledal pubescente-hayedo con boj (134 puntos) como el robledal pubescente y el encinar-robledal pubescente (ambos sobrepasan los 125 puntos) ocupen una posición muy destacada. El primero de ellos basa su elevada puntuación en los valores naturales, puesto que la de los culturales es relativamente baja; los dos restantes en valores naturales y, principalmente, culturales. En el otro extremo, los valores más bajos corresponden a las unidades más simples estructuralmente y que, además, sufren una presión importante por parte del ganado. Es el caso del matorral xerófilo (67,5 puntos), el matorral mesófilo con boj y enebro (81 puntos), y el pasto mesófilo en sus dos facies diferenciadas, que alcanzan puntuaciones inferiores a los 86 puntos.

Por último, en lo que respecta a la Prioridad de Conservación (PRICON), las puntuaciones más abultadas responden a tres formaciones que superan la barrera de los 1000 puntos. Se trata, en primer lugar, del hayedo con boj (1364 puntos), seguido del pasto mesófilo en sus dos versiones o facies diferenciadas -sin y con afloramientos rocosos- (1118 y 1114,75 puntos, respectivamente) y del encinar-robledal pubescente (1006 puntos). Llama la atención el alto factor de amenaza de los pastos mesófilos lo que es, fundamentalmente, debido a la gestión que el ser humano hace de ellos. En efecto, los problemas de sobrepastoreo pueden poner en cuestión la pervivencia de estas unidades que, además, todavía albergan valores naturales y culturales relativamente importantes. Además, los incipientes procesos de erosión que se producen en los suelos que los albergan fundamentan el porqué de su prioridad de conservación y gestión.

En lo que atañe al hayedo con boj, su notable calidad y lo elevado del resto de puntuaciones intermedias inducen a la mejor prioridad de conservación. En el caso del encinar-robledal pubescente, su alto valor de PRICON está ligado a encontrarse sometido a presiones derivadas, fundamentalmente, de las infraestructuras viarias y del excursionismo, lo que puede poner en peligro sus interesantes valores naturales y culturales.

Por último, conviene reseñar que las puntuaciones de PRICON registradas en la Comarca de Collsacabra, aunque sensiblemente más bajas, no difieren en exceso de las obtenidas en paisajes vegetales similares de la Península Ibérica y que se pueden consultar en los trabajos ya citados con anterioridad. Curiosamente, los valores son muy similares a los registrados por unidades parecidas justo en el sector más occidental del Pirineo meridional (Sagastibeltza, Lozano & Herrero, 2014). Lo que, sin duda, se explica por lo bajo de las amenazas alternativas, ya que las densidades poblaciones son muy modestas, las presiones sobre el medio no son excesivas, y las precipitaciones relativamente altas reducen el riesgo de fuego en este tipo de formaciones, en su mayor parte mesófilas. Por otra parte, la mayor parte de las unidades estudiadas se encuentran incluidas en diversas figuras de protección.

Referencias bibliográficas

Benton, M. J. (2001). Biodiversity on land and in the sea. *Geological Journal* 36 (3-4), 211-230.

Cadiñanos, J.A. & Meaza, G. (1998): *Bases para una Biogeografía aplicada. Criterios y sistemas de valoración de la vegetación.* Geoforma ediciones, Logroño.

Cadiñanos, J.A. & Meaza, G. (2000): *Metodología complementaria de evaluación de ecosistemas forestales.* Inédito.

Cadiñanos, J.A., Meaza, G. & Lozano, P. (2002): "Valoración del interés y de la prioridad de conservación de bosques y comunidades preforestales de Larra (Alto Pirineo Navarro)". *La Biogeografía: ciencia geográfica y ciencia biológica. Actas del II Congreso Español de Biogeografía.* La Gomera.

Cadiñanos, J.A. *et al.* (2002): "Aplicación de una metodología de valoración de la vegetación a riberas fluviales: ensayo en el río Butrón (Bizkaia)". *Aportaciones geográficas en memoria del Prof. L. Miguel Yetano Ruiz,* 65-88. Zaragoza.

Cadiñanos, J.A., Lozano, P. & Quintanilla, V. (2011): **"**Propuesta de marco metodológico integrado para la valoración biogeográfica de espacios Red Natura 2000 de la comunidad autónoma del País Vasco. El ejemplo de Gárate-Santa Bárbara (Guipúzcoa)". *Boletín de la AGE,* 57: 33-56.

Constanza, R.; D'arge, R.; De Groot, R.; Farber, S.; De Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neil, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; Van Der Belt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.

Debinski, D. M.; Ray, C.; Saveraid, E. H. (2001): Species diversity and the scale of the landscape mosaic: do scales of movement and patch size affect diversity? *Biological Conservation* 98, 179-190.

Lozano, P. J., Cadiñanos, J.A., Longares, L.A. & Cid, M.A. (2007): "Valoración Biogeográfica de los tipos de bosque en la combe de Huidobro (Parque Natural de las Hoces del Ebro-Burgos)". *Actas del 4º Congreso Español de Biogeografía,* Ávila.

Lozano, P.J. y Cadiñanos, J.A. (2009): "Propuesta de marco metodológico integrado para la valoración de Espacios de la Red Natura 2000 de la Comunidad Autónoma del País Vasco. El ejemplo de Gárate-Santa Bárbara (País Vasco)". *Biogeografía Scientia Biodiversitatis,* 199-206. Málaga.

Lozano P.J. ; Cadiñanos,J. A.; Latasa, I. y Meaza, G. (2013): Caracterización y valoración biogeográfica de los pinares de Pinus uncinata del karst de Larra (Alto Pirineo Navarro) para su ordenación y gestión. *Geographicalia* 63-64: 95-120.

Lozano P.J. ; Cadiñanos, J.A.; Latasa, I.; Quintanilla, V. y Meaza, G. (en prensa): Caracterización, valoración y evaluación de los paisajes vegetales de Chile Mediterráneo. *Boletín de la AGE,* 2015: 21pp.

Meaza, G. (Dir.-Coord.) (2000): *Metodología y Práctica de la Biogeografía*. Ediciones del Serbal. Barcelona.

Meaza, G., Cadiñanos, J.A. & Lozano, P. (2006): "Valoración biogeográfica de los bosques de la reserva de la biosfera de Urdaibai (Vizcaya)". *Actas del III Congreso Español de Biogeografía.* Urdaibai.

Ninyerola, M.; Pons, X. Y Roure, J.M. (2004). *Atlas climático digital de Cataluña*. http://www.opengis.uab.cat/acdc/es_index.htm

Quintanilla, V.; Cadiñanos, J.A.; Latasa, I. & Lozano P.J. (2012): Estudio Biogeográfico de los bosques del área mediterránea de Chile: Inventario y Caracterización. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 60, 91-114.

Reguant, S. (1967): *El Eocèno marino de Vic (Barcelona)*. Mem. Inst. Geol. Min. España.. 68: 1-350

Sagastibeltza, E.; Lozano P.J. y Herrero, X. (2014): Nafarroako Bortzirietako baso-landaredien paisaien inbentariazioa, karakterizazioa eta balorazio biogeografikoa. *Lurralde* 37, 97-123.

Whittaker, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. *Taxón* 21, 213–251.

EL CATÁLOGO DE PAISAJE DE LA LLANADA ALAVESA. EJEMPLO DE DESARROLLO DE UNA FIGURA DE PLANIFICACIÓN PAISAJÍSTICA EN EL CONTEXTO DE UN TERRITORIO RURAL DEL PAÍS VASCO

Latasa, I. (1); Lozano, P.J. (1); Cadiñanos, J.A. (1); Meaza, G. (1), Varela, R. (1) y Gómez, D.C. (2).

(1) Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología. Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. itxaro.latasa@ehu.es; pedrojose.lozano@ehu.es; joseantonio.cadianos@ehu.es; guillermo.meatza@gmail.com; Raquel.varela@hu.es.
(2) Aula Miguel Cala Sánchez (Morón de la Frontera, Sevilla). davidcristel@gmail.com

Resumen: La presente comunicación presenta el esquema metodológico y los resultados de dos proyectos de investigación. El primero -en el marco de un convenio con la Diputación Foral de Álava- explora alternativas metodológicas para la elaboración de los denominados "Catálogos del Paisaje", con la realización del correspondiente a la Llanada Alavesa. El segundo es el denominado "Valoración paisajística, ambiental y socioeconómica de los espacios agrarios de alto valor natural de la Comunidad Autónoma de Euskadi". En ambos, el objetivo es obtener y elaborar información útil para la elaboración de instrumentos para la protección, gestión y ordenación del paisaje y para la política territorial, en especial de aquellos espacios agrarios que están sufriendo una profunda transformación económica, social, ambiental y territorial. Es el caso de La Llanada Alavesa, en cuyo estudio se utiliza una metodología de valoración paisajística integral y consensuada mediante mecanismos de participación ciudadana.

Palabras clave: Convenio Europeo del Paisaje, Catálogos de paisaje, Llanada Alavesa, Participación social, Política territorial.

Abstract (title of contribution): This paper describes the methodological aspects and the results of two research projects. One of them, drawn up with the help of a collaboration agreement with the Diputación Foral of Álava, is intended to explore methodological alternatives for carrying out the landscape catalogues and to make a landscape catalogue of the Llanada Alavesa. The second is called "Landscape, environmental and socio-economic assessment of agricultural areas of high natural value of the autonomous community of Basque country". In both, the objective is to generate useful information in developing tools for the landscape protection, management and planning and for the territorial policy, particularly in agricultural areas experiencing an economic, social, environmental and territorial deep crisis. This is the case of the Llanada Alavesa, whose study uses a methodology of comprehensive and consensual landscape assessment through citizen participation procedures.

Key words: European Convention on Landscape, Landscape Catalogues, Llanada Alavesa, Social Participation, Territorial Policy.

INTRODUCCIÓN

El Convenio Europeo del Paisaje (CEP) fue presentado por el Consejo de Europa en Florencia en el año 2000. A día de hoy, son más de 30 los países que lo han ratificado, entre ellos España, donde entró en vigor el 1 de marzo de 2008. Son las Comunidades Autónomas (CCAA) quienes deben desarrollar los principios y reglamentaciones del CEP, siendo Cataluña la primera y más destacada hasta la fecha; no en vano ha desarrollado una ley ad hoc y un profuso trabajo de generación de catálogos de paisaje (CCPP) (Nogué y Sala, 2008). También Valencia y Galicia disponen de una legislación que ha creado instrumentos específicos para la protección, ordenación y gestión del paisaje. Por otra parte, hay comunidades que han creado una ley, pero sin desarrollo posterior; y otras que, no habiendo generado una ley específica, han desarrollado diversos instrumentos, caso de Madrid, La Rioja, Andalucía, Murcia, Aragón y Canarias. (Sabaté y Vera, 2008).

El País Vasco viene desarrollando desde 2005 los Catálogos de Paisajes Singulares y Sobresalientes que, aunque han venido siendo utilizados como condicionante superpuesto dentro de los procesos y políticas territoriales, no son acordes a uno de los objetivos esenciales del CEP, que aboga por una política de paisaje que incluya todo el territorio y todo tipo de paisajes, no sólo los más notables. Ello trató de ser corregido por el Gobierno Vasco (GV) con la resolución de 28 de marzo de 2011, donde se presentó el anteproyecto de Ley del Paisaje del País Vasco (ALPPV); pero, con el cambio de gobierno, dicho documento no ha pasado aún por la tramitación preceptiva. En paralelo, el GV puso en marcha el proceso de redacción de los tres primeros catálogos de paisaje, para cuya elaboración se eligieron, como unidad territorial de base, las áreas funcionales, a una escala que fluctúa entre el 1:50.000 y 1:25.000, cuestión clave para el desarrollo de los dictámenes de los catálogos dentro de las propias políticas territoriales (Gobierno Vasco, 2011).

Con frecuencia, dichas áreas funcionales no responden a la visión, percepción e identificación de la ciudadanía con respecto a su ámbito vital (Lozano, 2003). Conscientes de ello, el presente equipo de investigación y la Diputación

Foral de Álava apuestan por la realización de un catálogo que vincule el paisaje a la percepción y sentimiento de la población hacia una comarca, como puede ser la Llanada Alavesa. A través del Convenio firmado por la DFA y la UPV se pretende avanzar en el mejor conocimiento científico de los paisajes de Álava y explorar las mejores opciones metodológicas para su adecuada catalogación dentro del marco general propuesto por el CEP y por el ALPPV. Ambos coinciden en la necesidad de mejorar la protección, gestión y ordenación del Paisaje. Su presentación en el presente congreso tiene por objeto someterlo a la crítica de la comunidad científica para avanzar en la mejora de la metodología y de los resultados obtenidos.

Desde tal perspectiva, el catálogo de La Llanada Alavesa pretende cumplir los siguientes objetivos:

a) Compilar y generar toda información general o sectorial que otorgue las necesarias herramientas para el posterior análisis y diagnóstico del paisaje.

b) Determinar las unidades del paisaje de La Llanada Alavesa para su análisis, diagnóstico y elaboración de objetivos de mejora y directrices del paisaje.

c) Analizar el paisaje a partir de sus valores, evolución y dinámica; y de las debilidades, amenazas, fortalezas y oportunidades que presenta. Todo ello como paso previo a la elaboración de un diagnóstico lo más completo posible, a partir del cual se genere y evalúe un sistema compatibilizado de objetivos de mejora.

d) A partir de estos objetivos, generar las Directrices del Paisaje, de manera que se configuren como los criterios y medidas de protección, ordenación y gestión del paisaje en el futuro y para los procesos de planificación y ordenación territorial, sectorial y urbanística.

e) Fomentar y tener en cuenta un completo catálogo de medidas y métodos de participación ciudadana que iluminen la metodología y proceso de elaboración del Catálogo del Paisaje de La Llanada Alavesa.

f) Proporcionar un marco metodológico general que pueda servir, a futuro, para que otros equipos puedan utilizarlo e implementarlo en otras unidades territoriales.

g) Generar un documento que ayude a la toma de decisiones a las autoridades políticas y técnicas con competencias en esta materia.

SITUACIÓN

La Llanada Alavesa se ubica dentro del Área Funcional de Álava Central y aglutina la mayor parte de su territorio, incluyendo la propia capital: Vitoria-Gasteiz (Figura 1).

Constituye un territorio que aúna notables valores naturales y culturales. Entre los primeros, destaca su configuración estructural y litológica, a caballo entre los últimos pisos del Cretácico superior y los primeros del Cenozoico. Estructuralmente, forma parte de la Depresión Pirenaica Intermedia (de este a oeste, Conca de Tremp, Canal de Verdún, Cuenca de Pamplona, Barranca-Burunda y Llanada Alavesa), que se cierra periclinalmente por medio de la Sierra de Badaia. Muestra variada litología, con el común denominador de los sustratos calcáreos, que presentan variaciones en la cantidad de carbonatos: así, las Sierras de Aizkorri (límite norte), de Urbasa-Entzia-Montes de Iturrieta-Montes de Vitoria (límite sur), y de Tuyo y Badaia (límite oeste) cuentan con paquetes calcáreos o dolomíticos, quedando en resalte por su especial dureza; los sustratos de la Llanada central, mucho más ricos en margas, dan lugar a una topografía suave y plana, solo interrumpida por serrezuelas de resistencia, de litología más carbonatada (Aldaia, Narvaja, Atalaya).

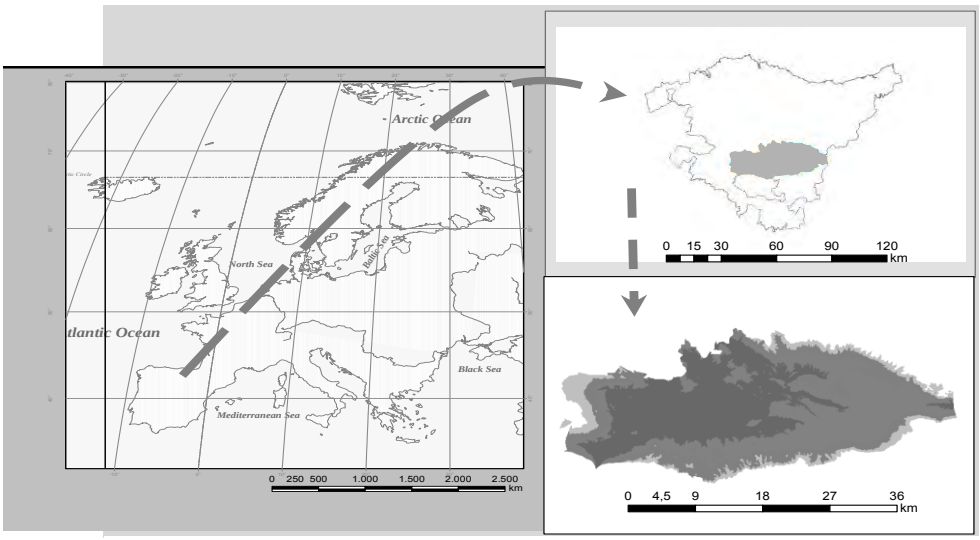


Fig. 1: Localización del área de estudio. Elaboración propia

Las características climáticas del área muestran un carácter transicional (subcantábrico) entre lo oceánico del norte y lo mediterráneo de interior del sur. Así, las temperaturas no son tan suaves como las de la zona atlántica, ni tan extremas como las registradas más al sur. No obstante, su configuración de área cerrada entre montañas le confiere cierta continentalidad, con inviernos relativamente fríos y temperaturas medias (11-12º C en Vitoria) inferiores a las de ubicaciones más meridionales. Con todo, existen diferencias notables entre el fondo de La Llanada y sus

bordes montañosos (las cimas de las sierras pueden registrar temperaturas medias en torno a 7-8ºC). La cuantía de las precipitaciones es, asimismo, intermedia entre la copiosidad oceánica y la merma mediterránea de interior: en el centro de la Llanada varía entre los 750 y los 900 mm, mientras en los bordes serranos puede alcanzar los 1.200 mm, con muchos días de nieve. También el resto de meteoros muestra gran variación dependiendo de la configuración regional y local; así, los ámbitos serranos se encuentran más expuestos a los vientos, lo que fue aprovechado para ubicar sendas estaciones de aerogeneradores (Elgea-Urkilla y Badaia).

Las características biogeográficas responden, potencialmente, a dicha transicionalidad climática. En efecto, la mayor parte del territorio de La Llanada (sector central y más deprimido topográficamente) pertenece a la jurisdicción del quejigo (*Quercus faginea*), que en el sector norte se mezcla e hibrida con el roble (*Quercus robur*) sobre suelos más profundos y húmedos, mientras que en el sur lo hace con la carrasca (*Quercus rotundifolia*). Los espacios serranos muestran la característica disposición en bandas, con dominio progresivo del haya (*Fagus sylvatica*) conforme ascendemos en altura. Con todo, las solanas calcáreas serranas, con escasez de suelo, acogen un bosque de encina (*Quercus ilex*); en tanto que los sustratos silíceos determinan el dominio del rebollo (*Quercus pyrenaica*). Por su parte, los sectores contiguos a los cursos fluviales dan lugar a bosques-galería de tipo sauceda, aliseda fresneda y chopera, mientras que en las zonas inundadas permanentemente se instala un variado e interesante complejo de comunidades hidrófilo-higrófilas.

Sin embargo, la vegetación potencial ha sido profundamente transformada por la acción antrópica. Los primeros grupos humanos (paleolíticos, neolíticos, caristios y bárdulos) encontraron en la Llanada un territorio de oportunidades, con abundantes recursos naturales, posibilidades de abastecimiento y fáciles vías de comunicación con otros pueblos y territorios. La ocupación romana aceleró la transformación del paisaje, que prosiguió con creciente intensidad en los siglos posteriores hasta alcanzar los últimos procesos de colonización, ocupación, reparcelación, urbanización e industrialización de la época contemporánea. Fueron, así, ampliándose los grandes claros en la dominante cubierta arbórea para destinar los suelos más fértiles, profundos y llanos a la agricultura y acantonar la ganadería en los sectores más agrestes de las sierras.

Los núcleos de población asentados en la Llanada y las posibilidades de comunicación que el área ofrecía dieron lugar, desde el primer momento, a estratégicos caminos y rutas. De hecho, el trazado de la calzada romana Iter XIV, que unía León con Burdeos pasando por la Llanada Alavesa, no hizo sino aprovechar una vía preexistente. La constante circulación de pueblos, mercancías e ideas derivó, ya en la Edad Media, en rutas tan importantes como el Camino de Santiago, que recorría transversalmente La Llanada, y la del Vino y el Pescado, que lo hacían de norte a sur.

Esta misma potencialidad y ubicación estratégica ha determinado, a día de hoy, el trazado de importantes desarrollos infraestructurales, como la nacional 1, la A-10, el aeropuerto de Foronda, la línea de ferrocarril Madrid-Irún o el nuevo trazado del TAV. A ello se suman notables desarrollos dotacionales, económicos y residenciales.

METODOLOGÍA

La metodología utilizada se centra en el análisis, caracterización y evaluación del paisaje y dedica especial atención a la participación social como elemento y herramienta fundamental, vinculada a la percepción de la población conforme a la propuesta del CEP. La aplicación de dicha metodología al estudio de los paisajes de la Llanada Alavesa está produciendo sus primeros resultados en el contexto de una Biogeografía aplicada, cuyo objetivo primordial es contribuir a la resolución de problemas o necesidades planteadas por la sociedad. Si bien se toma como referencia la metodología de los Catálogos de Paisaje de la Comunidad Autónoma de Catalunya (Nogué y Sala, 2006) y la de los de la Comunidad Autónoma del País Vasco (Gobierno Vasco, 2011), se apuesta por un método de valoración e implementación novedoso donde, de forma no sólo cualitativa, se aborde la valoración de cada unidad de paisaje.

El método se estructura en tres etapas (con sus correspondientes subetapas): análisis territorial, planificación del paisaje y gestión del propio paisaje (figura 2). En lo que respecta al análisis territorial, una vez delimitada la comarca histórica de La Llanada, se pasó a la recopilación, generación, sistematización y clasificación de la información, cara a la realización del análisis preliminar a escala comarcal. Teniendo en consideración las debilidades, amenazas, fortalezas y oportunidades del territorio, se conformó un primer diagnóstico y se elaboró una cartografía básica a escala comarcal. En paralelo, se configuró la lista de agentes y focus Group que iban a participar en el proceso, y se abordó una encuesta de valoración con un tamaño muestral suficientemente robusto para aglutinar y representar al conjunto de la población y sus anhelos respecto al territorio.

Con todo ello, el equipo redactor abordó la tarea de definición de las unidades de paisaje a partir de elementos primarios como la estructura fisiográfica (litología, tectónica, evolución geológico-geomorfológica, procesos y formas), textura (usos del suelo, vegetación, parcelario, elementos antrópicos) historia y tradición (evolución de usos, diacronía, historia de las comunidades que transformaron el paisaje, usos y costumbres, tradiciones), visibilidad (potencial de vistas, exposición visual, fragilidad, cuencas visuales, definición de miradores), y percepción y valoración del paisaje (recogida y síntesis de la información derivada de la encuesta general, de las entrevistas a los agentes y de los resultados de los focus Group). Las unidades primarias así definidas fueron recogidas en cinco mapas temáticos (unidades morfoestructurales, unidades texturales sintéticas, unidades

diacrónicas de evolución y gestión, grandes unidades visuales, unidades sociales y perceptivas), cuya síntesis dio lugar a un mapa inicial de unidades primarias del paisaje.

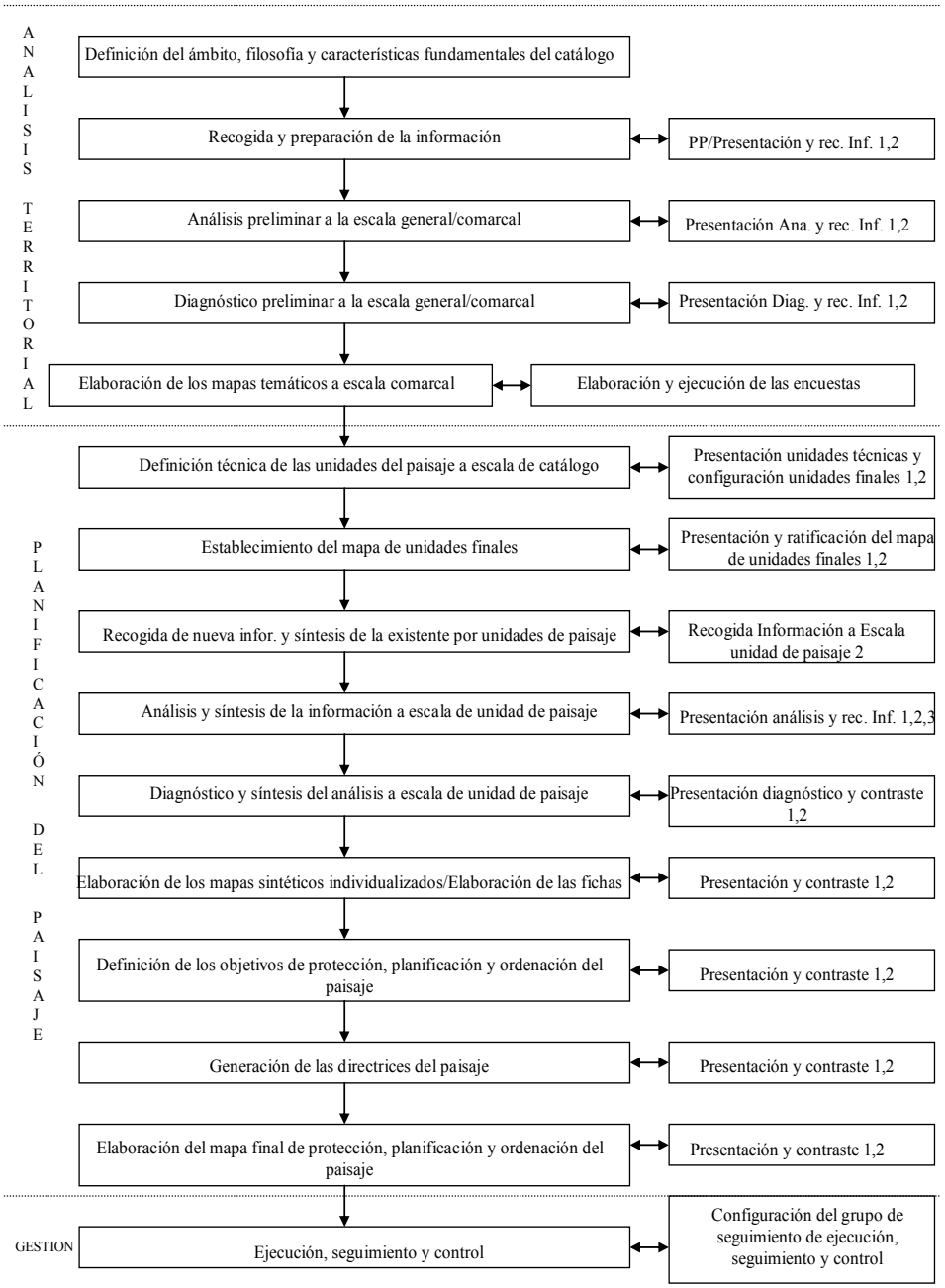


Fig. 2: Proceso de Elaboración del Catálogo de Paisaje de La Llanada Alavesa. 1: Focus Group; 2: Entrevistas 3: Encuestas. (Elaboración propia)

Posteriormente, al primer mapa de unidades primarias se le añadieron los resultados del análisis de los elementos secundarios del paisaje: riesgos naturales (riadas, movimientos en masa, riesgos antrópicos), conectividad paisajística y ecológica (red de corredores ecológicos del País Vasco, lugares potenciales para la visualización de flora y fauna), fenología y color (evolución fenológica de vegetación y cultivos, colores, formas), elementos climáticos (meteoros, evolución de la sucesión natural de los distintos tipos de tiempo a lo largo del año), elementos singulares (paisajes notables y sobresalientes, espacios o paisajes protegidos, patrimonio histórico-arquitectónico-etnográfico-cultural), y evolución y tendencias de futuro (agentes, presiones, efectos, impactos y prognosis). Todos ello, añadido al análisis y al trabajo de SIG, dio lugar a las unidades secundarias o de matización, que fueron sometidas a la crítica de los focus Group, así como de expertos en la materia dentro y fuera de la comunidad científica y del territorio de análisis. Con todo ello se ejecutó el mapa de unidades de paisaje de La Llanada Alavesa.

Una vez definidas dichas unidades, se repitió el protocolo operativo específico para cada una de ellas, abriéndose la segunda etapa: la de planificación del paisaje. Se retomó la información ya compilada y analizada, y se detectaron los posibles vacíos para generarla *ad hoc* y, posteriormente, abordar las debilidades, amenazas,

fortalezas y oportunidades cara a emitir su diagnóstico paisajístico. Para ello se generaron las tablas DAFO de síntesis y la definición de objetivos para corregir las debilidades, soslayar las amenazas, mantener las fortalezas, aprovechar las oportunidades y asegurar las mejoras. A partir del análisis del marco jurídico-administrativo y una vez medido el grado de compatibilidad entre los objetivos propuestos, se pasó a la determinación de las alternativas o directrices del paisaje divididas en las mismas 5 categorías de los objetivos, de manera que exista una relación directa e inequívoca para cada uno de los puntos del diagnóstico con respecto a su objetivo u objetivos y su directriz o directrices. Con ello, el gestor puede comprobar la relación de cada uno de los aspectos diagnosticados y su formulación como objetivo, alternativa o directriz. Junto a estos procesos y subetapas, se realizó una división del territorio, en general, y de cada una de las unidades, en particular, en tres categorías: paisajes de protección, paisajes de planificación y paisajes de gestión, elaborando para cada una de ellas las medidas generales y los pasos a dar para su correcta gestión.

Por último, tras cotejar los resultados obtenidos con los focus Group y un doble consejo de expertos (de dentro y fuera de La Llanada Alavesa), se pasó a generar las fichas para cada una de las unidades, dando por concluido el proceso de planificación del paisaje. El protocolo se cerró con la entrega de la documentación a la DFA para su eventual puesta en marcha e implementación.

DATOS

El Catalogo de Paisaje de La Llanada Alavesa ha requerido el trabajo sostenido durante los últimos 3 años de una veintena de expertos de carácter transdisciplinar (geógrafos, arquitectos, ingenieros, historiadores, biólogos, ambientalistas, economistas, sociólogos...).

Paralelamente al proceso de análisis y planificación paisajística, se pusieron en marcha y desarrollaron tres focus group (89 personas entre agentes sociales, políticos, técnicos, ONG, fuerzas económicas y empresariales), centrados en los grandes núcleos urbanos de las tres áreas en las que se dividió el territorio; Llanada Oriental (Agurain), Llanada Central (Vitoria-Gasteiz) y Llanada Occidental (Iruña de Oka). A través de ellos se confrontó cada uno de los pasos técnicos derivados del análisis y planificación, y se acometieron tareas como la definición última de las distintas unidades de paisaje. Se diseñó y realizó una encuesta a 300 personas, tanto del área de estudio como del resto de la CAPV, con el objetivo de lograr información acerca de valores intangibles como la percepción de los distintos paisajes, la valoración monetaria y no monetaria de diferentes bienes y servicios del paisaje y su compromiso económico para una correcta gestión, planificación y protección. Por último, en dos momentos diferentes del proceso de análisis y planificación del paisaje, se configuró un equipo de expertos independientes que valoraron el diagnóstico, la formulación de objetivos y la generación de directrices a escala general de la Llanada Alavesa, así como de las unidades del paisaje que la conforman.

Se obtuvieron con ello tanto las directrices de carácter general, como las aplicables a cada una de las 12 unidades de paisaje, para las que se abrió una ficha con su descripción, elementos clave de singularización, valores naturales y culturales, evolución histórica del paisaje y situación actual, rutas y puntos de observación y disfrute del paisaje, dinámica actual y posible evolución, evaluación del paisaje (DAFO), objetivos de mejora paisajística y directrices del paisaje.

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Objetivos generales relacionados con la conservación de los valores ambientales, culturales, visuales y perceptivos (Paisajes de Conservación)

1. Conservar los rasgos paisajísticos que dotan de carácter propio e irrepetible a La Llanada Alavesa.

2. Conservar los valores ecológicos, ambientales, históricos, artísticos, arquitectónicos, culturales, arqueológicos e inmateriales propios de La Llanada Alavesa.

3. Conservar los hitos visuales e identitarios que más arraigo poblacional presentan, incluidos los bordes naturales de la unidad.

4. Actualizar la concepción del paisaje como una realidad no fosilizada, fomentando su relación funcional con los usos históricos y las necesarias innovaciones socioeconómicas.

5. Adecuar los usos y actividades a la capacidad de carga del marco físico, en el marco de una sostenibilidad dura donde el paisaje y los recursos cuenten con los necesarios ciclos de renovación.

6. Evitar los procesos degradativos o no deseados como el desorden, fragmentación paisajística, elementos altamente impactantes, procesos o elementos discordantes, incoherencias ecológicas, ambientales, históricas, visuales, sonoras, culturales…

7. Conservar y poner en valor los hitos naturales.

8. Conservar y poner en valor los hitos culturales.

9. Conservar y poner en valor los hitos estructurales, texturales, fenológicos, cromáticos y sensoriales.

10. Conservar y poner en valor los hitos inmateriales.

11. Adecuar, potenciar, impulsar y compaginar la producción agropecuaria con la correcta gestión del paisaje.

12. Aprovechar y potenciar las sinergias económicas entre la producción agropecuaria de calidad y alto valor añadido, y la calidad paisajística. Que el paisaje sea una marca de clase que beneficie a productos y productores.

13. Evitar y prohibir la introducción de elementos de alto impacto (en cuanto a volumen, forma, color y materiales) en las zonas definidas como de alta fragilidad visual.

14. Poner especial interés en la protección y gestión de los paisajes que se encuentren en mayor peligro de desaparición.

Objetivos generales relacionados con la integración en el paisaje de las actividades y usos ligados al desarrollo urbano, industrial, dotacional e infraestructural (Paisajes de Planificación)

16. Delimitar los sectores destinados a los nuevos desarrollos urbanísticos, industriales, dotacionales e infraestructurales, de manera que se circunscriban a las áreas menos problemáticas, ya impactadas o menos frágiles.

17. Potenciar los diseños tradicionales compactos, densos y multifuncionales ya existentes como marca de clase de los sectores a desarrollar urbanística, industrial, dotacional e infraestructuralmente.

18. Ser especialmente cuidadosos con el desarrollo de nuevas infraestructuras lineales (carreteras y vías férreas), de manera que se aprovechen las preexistentes y, caso de nuevos trazados, éstos respeten escrupulosamente las medidas de evitación, corrección y minimización de impactos, así como la necesaria permeabilidad ecológica a través de ecoductos funcionales.

19. Imposibilitar los nuevos desarrollos residenciales, infraestructurales, dotacionales o industriales que no estén contemplados en las DOT y el PTP.

20. Integrar paisajísticamente los elementos más o menos puntuales (antenas de telefonía, repetidores, almacenes agrarios, actividades relacionadas con la explotación de recursos naturales) que cuenten con un carácter estratégico y se deban ubicar dentro del suelo rústico.

Objetivos generales relacionados con el mantenimiento, mejora y restauración de los paisajes agrarios (Paisajes de Gestión)

21. Poner freno a la construcción generalizada de nuevas pastillas residenciales dispersas o fuera de los núcleos rurales y urbanos tradicionales evitando, fundamentalmente, la colonización o cementación de nuevas parcelas de suelo agrario para usos residenciales de baja densidad.

22. Controlar y minimizar al máximo los edificios exentos de uso agrario ubicados fuera de los núcleos rurales y urbanos preexistentes, habilitando para ello parcelas en los entornos urbanos.

23. Restaurar los impactos derivados de la concentración parcelaria, tratando de conservar la estructura parcelaria, caminos de servidumbre, setos vivos, ribazos de vegetación arbórea y arborescente, hitos y mojones, etc.

24. Fomentar los contratos de usos y las políticas de custodia del territorio para todas las parcelas agrarias inmersas en la red de corredores ecológicos del País Vasco, de manera que se respeten o incrementen los espacios arbolados, setos vivos, ciclos naturales respetuosos con flora y fauna, dominio público hidráulico, márgenes y servidumbres, cañadas…

25. Fomentar la utilización de técnicas menos intensivas y más sostenibles y ecológicas en los sectores relacionados con prácticas agrícolas, ganaderas o forestales.

26. Prestar especial atención al desarrollo de nuevas actividades y usos como el de las energías sostenibles (huertas solares, aerogeneradores), de manera que sean respetuosos con el entorno y se ubiquen en lugares de mínimo impacto y con medidas compensatorias con mayores visos de funcionamiento.

Objetivos generales relacionados con los Paisajes de Borde entre lo urbano y lo agrario.

27. Evitar la banalización típica de los paisajes de borde mediante el control de actividades como huertas ilegales, vertederos incontrolados, edificios exentos y vetustos, depósitos de maquinaria agrícola y otros enseres, cartelería, etc.

28. Potenciar las barreras verdes o corredores transversales y longitudinales entre el borde urbano-rural, de manera que se establezcan bandas de transición amables y transitables.

29. Establecer una red de caminos, miradores y usos recreativos que inciten al ciudadano al respeto, sensibilización y disfrute de los paisajes de borde.

30. Evitar los usos superpuestos y poco racionales entre lo urbano y lo rural, de manera que el límite sea claro y esté exento de actividades altamente impactantes, difusas, fuera de lugar, etc.

31. Establecer accesos a los núcleos urbanos que respeten el carácter rural, de manera que se configuren como una entrada o salida fácil y amable.

32. Preservar el perfil tradicional de los núcleos urbanos, de manera que no se vea modificado por intervenciones altamente impactantes que supongan una barrera visual.

33. Preservar los materiales y volúmenes tradicionales para los edificios de nueva construcción residenciales, infraestructurales, dotacionales o económicos.

34. Establecer medidas de protección visual para conservar las enfiladas o visuales directa sobre los hitos patrimoniales más destacables (yacimientos, iglesias, ermitas, santuarios, edificios singulares...).

Objetivos generales relacionados con la recuperación y rehabilitación de las degradaciones paisajísticas (Objetivos de Mejora).

35. Rehabilitar paisajísticamente los impactos derivados ligados a canteras y minas a cielo abierto.

36. Rehabilitar paisajísticamente los impactos ligados a vertidos o vertederos tanto legales como ilegales.

37. Fomentar y subvencionar económicamente los proyectos para la rehabilitación de espacios y paisajes altamente impactados, sobre todo los de borde urbano o los relacionados con la construcción de nuevas pastillas urbanas o económicas fuera de los núcleos urbanos tradicionales.

38. Minimizar el impacto visual y paisajístico de actividades como aerogeneradores, huertas solares, tendidos eléctricos de alta y media tensión, antenas de telefonía, repetidores de televisión, radares meteorológicos, depósitos de agua de boca, etc.

39. Minimizar los impactos visuales y paisajísticos relacionados con las infraestructuras viarias generando pantallas vegetales, ecoductos y pasos de fauna, naturalización de márgenes, etc.

40. Controlar de forma efectiva la introducción y proliferación de flora y fauna exótica.

41. Abordar la revegetación de sectores con evidentes problemas de erosión o con alto grado de riesgo natural.

42. Habilitar medidas de regeneración para los hiatos o cuellos de botella que ejercen de barrera en la red de corredores ecológicos de la CAPV.

6. Referencias bibliográficas

Cadiñanos, J.A. y Meaza, G. (1998): *Bases para una biogeografía aplicada: criterios y sistemas de valoración de la vegetación*. Geoforma Ediciones. Logroño.

Cadiñanos, J.A. y Meaza, G. (2000): Valoración de la vegetación. En *metodología y práctica de la Biogeografía*. Ediciones del Serbal. Barcelona.

Gobierno Vasco (2011): Elaboración de los catálogos y directrices de paisaje. Presentación.

http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-paisaia/es/

Gobierno Vasco (2013): Políticas territoriales en la Comunidad Autónoma del País Vasco: http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-578/es/

Hoyos, D., Mariel, P. y Meyerhoff, J. (2006): Comparing the performance of different approaches to deal with attribute non-attendance in discrete choice experiments: a simulation experiment. *Documentos de trabajo BILCODEC*, Nº 1, 24 pp.

Nogué, J. y Sala, P. (2006): Prototipo de Catálogo de Paisaje. Bases conceptuales, metodológicas y procedimentales para la elaboración de los Catálogos del Paisaje de Cataluña. Olot y Barcelona.

http://www.catpaisatge.net/fitxers/resumenprototipo.pdf

Nogué, J. y Sala, P. (2008): El Paisaje en la Ordenación del Territorio. Los catálogos del paisaje de Cataluña. *Cuadernos Geográficos*, 4,: 69-98.

Lozano, P.J. (2003): La ordenación territorial en el País Vasco. Debilidades, amenazas, fortalezas y oportunidades de la escala intermedia. *Investigaciones Geográficas*, 32, 179-198.

Sabaté, J. y Vera, J.R. (2008): Aspectos varios de la implementación de la Convención Europea del Paisaje en el Plan Territorial Especial de Ordenación del Paisaje de Tenerife. *Cuadernos Geográficos*, 42, 51-67.

Capítulo V

Posters:

Biogeografía Aplicada y Fauna

EL PARQUE NATURAL DE ARRIBES DEL DUERO: ANÁLISIS Y CARTOGRAFÍA DE LAS UNIDADES DE PAISAJE

Marino, J.L., Poblete, M. A., Ruiz-Fernández, J., Beato, S., García. C. y Gallinar, D.

Departamento de Geografía. Universidad de Oviedo, Campus del Milán, Avda. Teniente Alfonso Martínez, s/n. 33011-Oviedo, Asturias. jolumarino@gmail.com

Resumen: Se analiza el paisaje del Parque Natural de Arribes del Duero en un sector representativo de la provincia de Zamora y se cartografían las unidades de paisaje. La interpretación del paisaje se lleva a cabo desde una perspectiva integradora tomando en consideración, por un lado, la organización paisajística a partir del estudio de la estructura de sus componentes físicos, bióticos y antrópicos; y, por otro, la evolución del paisaje mediante la interpretación de las pervivencias y los cambios. A continuación se delimitan cartográficamente las unidades de paisaje con un carácter único y singular a escala 1/25.000. Posteriormente se procede a la clasificación, caracterización y asignación de una nomenclatura representativa para cada unidad.

Palabras clave: Unidades de paisaje, cartografía, Parque Natural, Arribes del Duero, Zamora.

Abstract (The Natural Park of the Arribes del Duero: analysis and mapping of the landscape units): Arribes del Duero's Natural Park landscape in a sector of the province of Zamora is analysed and the landscape units are mapped. The interpretation of the landscape is carried out in an integrated perspective. On the one hand, the organization of the landscape is studied, namely, the structure of their physical, biotic and anthropogenic components. Furthermore, the evolution of the landscape is also take into account by interpreting the survivals and changes. After the landscape units with a singular and unique character are mapped at a scale of 1/25.000. Finally, we proceed to the classification, characterization and mapping of a representative nomenclature for each unit.

Key words: Landscape units, mapping, Natural Park, Arribes del Duero, Zamora.

INTRODUCCIÓN

Sobre la vasta penillanura zamorano-salmantina, labrada a expensas del zócalo cristalino de la meseta septentrional, aparece una estrecha y profunda hendidura resultado del encajamiento del río Duero (Martín-Serrano, 1988). Esta garganta fluvial se comporta climáticamente como un gran acumulador térmico, de tal modo que en las escarpadas vertientes (conocidas localmente como los arribes, las arribas o el arribanzo) se origina un microclima (García, 1986; Calonge, 1990) que acoge una vegetación termófila rica en especies típicamente mediterráneas, formando manchas boscosas que conviven con centenarios sistemas de cultivo en bancal (Sánchez, 1984; Marino, 2004). Por su parte, sobre la fría y antropizada penillanura se extiende un tradicional espacio agrario en el que se intercalan, entre cortinas de piedra, cultivos y prados; así como pastos de valle y montes adehesados con vegetación tanto mediterránea como subatlántica (Cabo, 1956; Matías, 1989). Por la conjunción de estas singulares condiciones naturales, el territorio analizado se encuentra desde 2002 incluido en el Plan de Espacios Naturales Protegidos de Castilla y León.

METODOLOGÍA

El análisis y la cartografía de las unidades de paisaje se circunscriben, dada la magnitud del espacio natural protegido (más de 100.000 hectáreas), a un sector representativo en la provincia de Zamora del Parque Natural de Arribes del Duero.

El estudio del paisaje se ha realizado a partir del carácter determinante que tiene cada elemento del medio natural en los rasgos espaciales de los demás. En primer lugar se ha analizado el relieve a través de la fotointerpretación y el trabajo de campo. A continuación se han estudiado las excepcionales variaciones climáticas originadas por la particular configuración geomorfológica, utilizando los datos aportados por las diferentes estaciones meteorológicas distribuidas por el Parque Natural. Posteriormente se han analizado las distintas formaciones vegetales a partir de la fotointerpretación y la realización de inventarios florísticos (Arozena y Molina, 2000). Toda la información obtenida se ha sintetizado en una cartografía temática a escala 1/25.000 (en concreto se han elaborado los mapas de altimetría, pendientes, litología, geomorfología, suelos y vegetación). Por último, en función de la combinación sobre el espacio de los diferentes elementos naturales y antrópicos que interactúan en la zona de estudio, se ha establecido la tipología de las unidades de paisaje natural, su caracterización y su delimitación cartográfica a escala 1/25.000 (Muñoz, 1998; Panareda, 2000).

DATOS

Las unidades de paisaje natural establecidas son las siguientes:

1. Arribes. En esta primera gran unidad se incluyen las cálidas y escarpadas vertientes de la garganta fluvial del río Duero, por donde se extienden formaciones boscosas poco antropizadas. En su interior se distinguen las siguientes subunidades:

1.1. Encinar de ladera. Se trata de una formación densa y monoespecífica de encina (*Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*) con especies de la familia de las Leguminosas como escobas (*Cytisus multiflorus* y *Cytisus scoparius*) y piorno (*Genista hystrix*) en el sotobosque, desarrollada sobre laderas muy inclinadas de naturaleza gnéisica.

1.2. Encinar de ladera granítica. En este caso las inclinadas laderas son de naturaleza granítica, por lo que son frecuentes los bolos y dorsos de ballena. Esta unidad es más pedregosa y por tanto más abierta que la anterior, dando lugar a una formación no tan monoespecífica y menos densa; además de la encina están presentes el enebro (*Juniperus oxicedrus* subsp. *oxicedrus*) y la cornicabra (*Pistacia terebinthus*), con la jara (*Cistus ladanifer*) dominando los estratos inferiores.

1.3. Enebral de ladera. Formación monoespecífica de enebro con escobas y cantueso (*Lavandula stoechas*) en los estratos inferiores. Ocupa las áreas más ásperas y pedregosas, por lo que la extrema dureza de las condiciones ecológicas se traduce en la presencia de suelos más esqueléticos, muy superficiales y raquíticos.

1.4. Quejigar de ladera de umbría. Formación monoespecífica y densa de quejigo (*Quercus faginea*) desarrollada sobre vertientes umbrosas y menos escarpadas, en el que se llega a crear un suelo profundo, fresco y rico en materia orgánica.

1.5. Cornicabral de ladera de solana. Caracterizada por su escasez se trata de una formación abierta de cornicabra que ocupa laderas muy inclinadas y pedregosas de exposición meridiana.

1.6. Fresneda de fondo de valle encajado. Se restringe a los pequeños arroyos de aguas estacionales procedentes de la penillanura, que al llegar a los arribes configuran valles en forma de V sobre los que se desarrolla una vegetación ripícola. Está compuesta por fresnedas (*Fraxinus angustifolia*) poco antropizadas con presencia testimonial de sauces (*Salix fragilis*, *Salix atrocinerea*, *Salix salviifolia*, *Salix purpurea* y *Salix triandra*) sobre suelos hidromorfos y rocosos.

1.7. Matorral de ladera. Configura, junto a la siguiente subunidad, la única excepción al carácter boscoso de los arribes. Su presencia se debe a causas antrópicas (sobrepastoreo y quemas), pero al igual que el resto de las formaciones arbóreas se halla en franca progresión al encontrarse en antiguos dominios del bosque. Está formada por plantas arbustivas, leñosas y perennes como escobas, piorno, cantueso y tomillos (*Thymus zygis* y *Thymus mastichina*).

1.8. Berceal de ladera. Está compuesta de forma monoespecífica y densa por una gran gramínea, el berceo (*Stipa gigantea*). Representa una etapa más atrasada en la evolución dinámica, ya que es el resultado de un largo proceso de degradación de las condiciones naturales desencadenado por el intenso cultivo agrícola ya abandonado.

2. Penillanura. Esta segunda gran unidad engloba las altas y frías llanuras del zócalo, intensamente antropizadas. En su seno se diferencian las siguientes subunidades:

2.1. Encinar de llanura. Formación monoespecífica y antropizada de encina con especies variables de las familias de las Leguminosas (escobas y piorno), las Cistáceas (jara) y las Labiadas (cantueso y tomillos); que indican los distintos estados dentro de la serie progresiva de recuperación en función del grado de explotación y tipo de aprovechamiento que se lleva a cabo, fundamentalmente silvopastoril (podas y cortas de leña y pastoreo).

2.2. Enebral de berrocal de llanura. Los berrocales presentes en la penillanura aparecen colonizados por un ralo enebral monoespecífico y un denso escobal-cantuesar en los estratos inferiores. Esta formación también coloniza los diques de cuarzo y las calizas cristalinas de la penillanura.

2.3. Alcornocal de llanura sedimentaria. Formación monoespecífica y adehesada de alcornoque (*Quercus suber*) desarrollada sobre los exiguos materiales sedimentarios terciarios. La dinámica es estable debido a los tratamientos silvícolas realizados para la extracción del corcho. Cuando estas prácticas se suspenden la unidad progresa a través de un denso matorral compuesto exclusivamente por la jara.

2.4. Encinar adehesado de llanura. Formación monoespecífica y adehesada de encina con pastizales en el estrato inferior.

2.5. Rebollar adehesado de llanura. Formación monoespecífica y adehesada de rebollo (*Quercus pyrenaica*) explotada intensamente a través del cultivo de cereal.

2.6. Matorral de llanura. Formación vegetal arbustiva compuesta por plantas leñosas y perennes que pertenecen a la familia de las Leguminosas (escobas y piorno) y las Labiadas (cantueso y tomillos). Ocupa áreas de antiguos campos de cultivo abandonados cercanos a los pueblos y áreas de antiguos dominios forestales más alejadas, donde el sobrepastoreo y las quemas no permiten la progresión de esta unidad.

2.7. Cantuesar de llanura. Formación vegetal arbustiva y monoespecífica de cantueso, que representa la etapa final del proceso degradador y la primera etapa de sucesión post-cultivo. Esta subunidad es un claro ejemplo de la degradación edáfica experimentado por las áreas sobreexplotadas por un intenso cultivo cerealista en el pasado y actualmente en franco abandono.

2.8. Pastos de ribera, fresnedas antropizadas y choperas artificiales de fondo de valle plano. Esta subunidad se restringe a los pequeños arroyos de aguas estacionales que surcan la penillanura escasamente encajados y configuran valles muy amplios con fondos planos y laderas de escasa pendiente. En ellos se desarrolla una exigua vegetación ripícola compuesta por fresnedas muy antropizadas y choperas (*Populus nigra*) artificiales sobre suelos hidromorfos temporales o pseudogley que albergan los pastos de diente.

2.9. Prados. Esta subunidad se corresponde con otra comunidad pratense y está compuesta por prados de siega cercados por pequeños muros de piedra, siendo frecuente la presencia de olmedas (*Ulmus minor*).

2.10. Cultivos cerealistas y leñosos. Está compuesta, por un lado, por los cultivos cerealistas de la penillanura donde destacan el centeno y la cebada, y en menor medida el trigo y la avena; y de otro, por los cultivos leñosos, representados por el viñedo en la penillanura y el almendro y el olivar en los bancales de los arribes.

2.11. Cortinas. Representan el bocage sayagués compuesto por propiedades privadas de exigua extensión, cercadas por muros de piedra entre los que se intercalan centenarias encinas, que configuran una singular aureola concéntrica de gran extensión en torno a los núcleos de población.

CONCLUSIONES

La concurrencia de las particulares condiciones naturales que se dan en los Arribes del Duero explica el mosaico paisajístico que se plasma en el mapa de unidades de paisaje del Parque Natural.

Referencias bibliográficas

Arozena, M. E. y Molina, P. (2000): "Estructura de la vegetación", en G. Meaza, (ed.): *Metodología y práctica de la Biogeografía*, Serbal, Colección La Estrella Polar, 22, Barcelona, pp. 77-147.

Cabo, A. (1956): "El colectivismo agrario en Tierra de Sayago", *Estudios geográficos*, 17/65: 593-658.

Calonge, G. (1990): "La excepcionalidad climática de los arribes del Duero", *Ería*, 21: 45-59.

García, J. (1986): *El clima en Castilla y León*, Ámbito, Valladolid, 370 p.

Marino, J. L. (2004): "El paisaje vegetal de los Arribes del Duero zamoranos", en J. A. Cadiñanos, A. Ibabe, P. Lozano, G, Meaza y M. Onaindia (coords.): *III Congreso Español de Biogeografía*, Servicio Editorial de la Universidad del País Vasco, Urdaibai, pp. 443-450.

Martín-Serrano, A. (1988): *El relieve de la región occidental zamorana. La evolución geomorfológica de un borde del Macizo Hespérico*, Florián de Ocampo, Zamora, 311 p.

Matías, M. D. (1989): *Recuperación ecológica de tierras marginales del w. zamorano*, I. E. Z. Florián de Ocampo, Zamora, 100 p.

Muñoz, J. (1998): "Paisaje y geosistema", en E. Martínez (dir.):*Paisaje y medio ambiente*, Universidad de Valladolid, pp. 45-55.

Panareda, J. M. (2000): "Cartografía y representación fitogeográfica", en G. Meaza, (ed.): *Metodología y práctica de la Biogeografía*, Serbal, Colección La Estrella Polar, 22, Barcelona, pp. 273-316.

Sánchez, J A. (1984): "La vegetación leñosa de los Arribes del Duero zamoranos", *Studia zamorensia*, 5: 65-82.

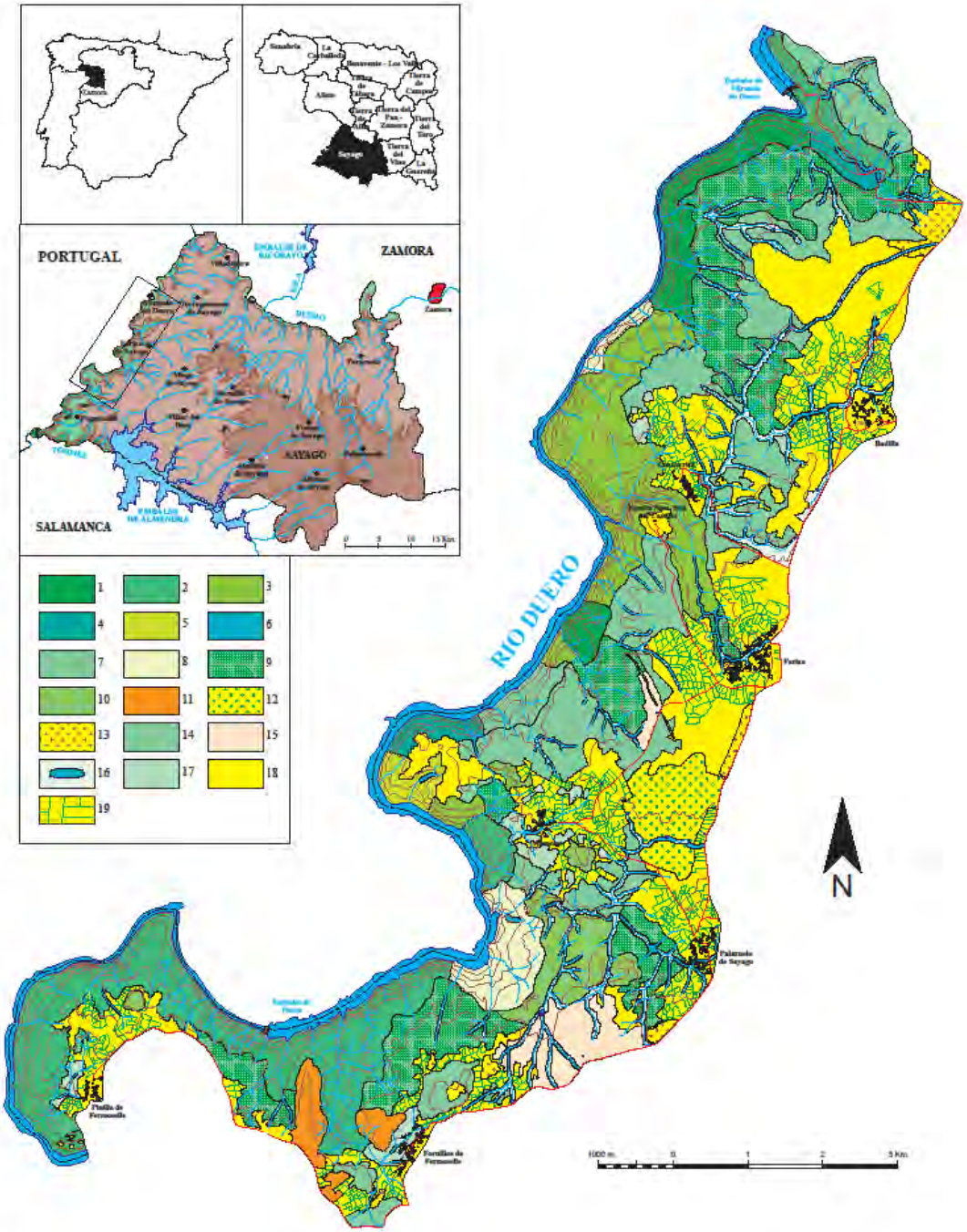


Fig. 1: Mapa de unidades de paisaje. 1. Encinar de ladera. 2. Encinar de ladera granítica. 3. Enebral de ladera. 4. Quejigar de ladera de umbría. 5. Cornicabral de ladera de solana. 6. Fresneda de fondo de valle encajado. 7. Matorral de ladera. 8. Berceal de ladera. 9. Encinar de llanura. 10. Enebral de berrocal de llanura. 11. Alcornocal de llanura sedimentaria. 12. Encinar adehesado de llanura. 13. Rebollar adehesado de llanura. 14. Matorral de llanura. 15. Cantuesar de llanura. 16. Pastos de ribera, fresnedas antropizadas y choperas artificiales de fondo de valle plano. 17. Prados. 18. Cultivos cerealistas y leñosos. 19. Cortinas.

TENDENCIAS ECOLÓGICAS EN LA FLORA VALENCIANA AMENAZADA, A PARTIR DEL USO DE LOS VALORES INDICADORES DE ELLENBERG.

Laguna, E. (1,2), Ferrer, P.P. (1, 3), Albert, F.J. (1,3), Escribá, M.C.(1,3), Ferrando, I. (1,3), Navarro, A. (1,3)

(1) Generalitat Valenciana. Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Centro para la Investigación y Experimentación Forestal (CIEF) – Servicio de Vida Silvestre. laguna_emi@gva.es
(2) Generalitat Valenciana. Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Servicio de Vida Silvestre
(3) Generalitat Valenciana. Vaersa. flora.cief@gva.es

Resumen: Se analizan las tendencias ecológicas de la flora silvestre más amenazada, protegida por el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas, aplicando el Análisis Factorial de Correspondencias a los valores indicadores de Ellenberg obtenidos para dichas especies. Se concluye que las 85 especies catalogadas se ordenan en 4 grupos, correspondientes a 1) ecosistemas salinos, 2) matorrales y herbazales secos, 3) herbazales frescos y bosques umbrosos o altimontanos, y 4) ríos y lagunas oligotróficas.

Palabras clave: Análisis Mutivariante, Plantas amenazadas, Comunidad Valenciana, Tendencia ecológicas, valores de Ellenberg

Abstract (Ecological trends in the Valencian Threatened Flora): The ecological trends of the more threatened wild flora, protected by the Valencian Catalogue of Threatened Plant Species are analyzed, applying the Factorial Correspondence Analysis to the Ellenberg's indicator values obtained for these species. We conclude that the 85 catalogued species are ranged into 4 groups: 1) salty ecosystems, 2) dry, low-shrublands and grasslands, 3) fresh grasslands and shaded or high-mountain forests, and 4) rivers and oligotrophic lagoons.

Key words: Multivariant Analysis, Threatened plants, Valencian Community, Ecological trends, Ellenberg values.

INTRODUCCIÓN

En un trabajo anterior, presentado al VII Congreso Español de Biogeografía (Laguna et al., 2012), se analizó el perfil ecológico de las especies contenidas en el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazada -en adelante CVEFA- mediante el empleo de los valores indicadores de Ellenberg (1974). El CVEFA incluye las especies consideradas en mayor riesgo de extinción en la Comunidad Valenciana, conforme a las indicaciones del Decreto 70/2009[1]. Se compone de dos categorías: Especies en Peligro de Extinción y Vulnerables. El CVEFA se aprobó en 2009 figurando como anexo del citado Decreto, e incluía 125 especies, cuyas descripciones y principales datos de interés fueron expuestos por Aguilella et al. (2010).

El método de Ellenberg (1974), ampliado y mejorado por Ellenberg et al. (1992) sitúa las preferencias ecológicas de cada especie en hasta 7 escalas, de las que conforme a Hill et al. (1992) 5 son aptas para estudios a baja escala territorial: F: Humedad edáfica; L: iluminación; N: Contenido en nitrógeno del suelo; R: Reacción o pH del sustrato; y S: Salinidad edáfica. La importancia del método y su idoneidad para la caracterización de los conjuntos florísticos territoriales ha sido destacada por Diekmann (2003). Aunque Ellenberg et al. (1992) establecieron listas de asignación de valores indicadores para la mayoría de especies europeas de amplia distribución, Godefroid y Dana (2004) aconsejan ajustarlos para las áreas mediterráneas.

La evolución positiva de muchas especies del CVEFA motivó la modificación de sus listas mediante la Orden 6/2013[2], quedando reducidas a 85 especies: 35 EPE y 50 VU. En un reciente trabajo (Laguna y Ferrer, 2014) se ha revisado el perfil ecológico de las especies del CVEFA del año 2013, con una metodología similar a la ya aplicada en el trabajo de Laguna et al. (2012) para la lista de 2009, pero analizándose sólo los datos globales de las preferencias ecológicas para las 5 escalas ya señaladas de valores indicadores. Se concluyó que, a pesar de la disminución en el número de especies, el promedio de su comportamiento con la lista de 85 especies de la Orden 6/2013 era muy similar a la de la anterior versión del año 2009, con 125 taxones. Sin embargo, y a diferencia del trabajo abordado por Laguna et al. (2012), en el más reciente de Laguna y Ferrer (2014) no se desarrolló el estudio de tendencias comportamentales de los taxones, que ahora se aborda en esta comunicación.

[1] Decreto 70/2009, de 22 de mayo, del Consell, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas y se regulan medidas adicionales de conservación (DOCV núm. 6.021, de 26.05.2009).
[2] Orden 6/2013, de 25 de marzo, de la Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente, por la que se modifican los listados valencianos de especies protegidas de flora y fauna (DOCV núm. 6.996, de 04.04.2013).

METODOLOGÍA

Las tendencias o grupos comportamentales se han definido tras someter a un Análisis Factorial de Correspondencias (Benzecri, 1973; Legendre y Legendre, 1998) los valores indicadores de Ellenberg (1974) para cada una de las 85 especies del CVEFA-2013. Para cada especie se asignaron los 5 valores indicadores, correspondientes a las escalas L (valores 1 a 9), F (1 a 12), R (1 a 9), N (1 a 9) y S (0 a 9) obteniéndose una matriz inicial de 85 filas (especies) y 5 columnas (escalas ya indicadas). Dichos valores están expuestos en el trabajo de Laguna y Ferrer (2014). El análisis Factorial de Correspondencias -en adelante AFC- se realizó usando el programa XLSTAT v. 2008.5.01 (Addinsoft, 2008). La matriz inicial de 85 filas y 5 columnas se simplificó en una de dimensión 78 x 5, al eliminarse las filas que presentaban datos repetidos: *Ulmus glabra, Cotoneaster granatensis, Littorella uniflora, Nymphaea alba, Launaea lanifera, Maytenus senegalensis* subsp. *europaeus* y *Odontites kaliformis*, similares respectivamente a los de *Tilia platyphyllos*, *Berberis hispanica* subsp. *hispanica, Elatine brochonii, Marsilea strigosa, Launaea arborescens, Centaurea resupinata* subsp. *resupinata* y *Limonium bellidifolium*. Para la nomenclatura de las especies y sus autorías se ha seguido la que aparece en el texto de Mateo y Crespo (2009) y su modificación por Mateo et al. (2011-2013), que siguen sustancialmente a *Flora ibérica* (Castroviejo, 1986-2014).

DATOS

El resultado del análisis se expone sucintamente en las tablas 1 y 2, representándose gráficamente -en el gráfico de la figura 1[3]. La totalidad de la inercia acumulada -concepto orientativamente equivalente a la varianza en otros análisis multivariantes- se obtenía con la extracción de 4 factores (F1 a F4) del AFC, según se indica en la tabla 1. La suma de los 2 primeros factores que harán de ejes de la representación gráfica, F1 y F2, alcanza el 85,27%. La tabla 2 expone los valores de inercia relativa de las columnas -escalas de Ellenberg- y sus contribuciones a la explicación de los factores F1 y F2. La máxima inercia relativa de las columnas se obtiene por la escala de salinidad S, que contribuye en un 60,9% a la explicación de F1 y un 29,1% a F2. La humedad edáfica F se complementa con la anterior realizando el segundo mayor aporte a F1 (33,1%) y el mayor a F2 (42.9%). Esta combinación de contribuciones de S y F permite que las especies se ordenen en 4 tendencias, dispuestas respectivamente en los 4 cuadrantes[4] de la gráfica. Dichas tendencias se materializan bien en 4 grupos -uno por cada cuadrante-:

- El cuadrante I, de valores positivos para F1 y F2, define un grupo de especies apetentes por valores altos de salinidad, propios de lagunas litorales (*Althenia orientalis*), saladares y depresiones salinas de yesares o contradunas (*Halopeplis amplexicaulis, Salsola soda*, *Limonium mansanetianum, Thalictrum maritimum*, etc.), cuevas marinas emergidas (*Asplenium marinum*) y acantilados costeros (*Limonium dufourii, Corema album*).

- En el cuadrante II -parte inferior derecha de la gráfica de la figura 1- se ordenan fundamentalmente las especies de ecosistemas secos -pastizales y matorrales xerófilos-, ocupando el extremo inferior las plantas propias del ombroclima semiárido (*Launaea arborescens, Boerhavia repens, Cistus heterophyllus* subsp. *carthaginensis*, etc.). Hacia el tramo superior se disponen especies de suelos conductivos pero secos como dunas (*Silene cambessedesii, Aristolochia clematitis*), yesares y margas miocénicas (*Astragalus oxyglottis, Teucrium lepicephalum, Helianthemum caputfelis*). En su zona más cercana al eje F2 -valores menores de F1 pero superiores a 0- se sitúan especies del complejo insular de Columbretes (*Medicago citrina, Fumaria munbyi* y *Reseda hookeri*) y las de los declives rocosos litorales secos y lapiaces (*Thymus webbianus, Lupinus mariaejosephae,* etc.).

- El cuadrante III contiene a especies de ámbitos frescos pero no inundados. Desde el tramo inferior -valores más negativos de F2, con menor humedad- hasta su extremo superior, se pasa progresivamente de roquedos y lapiaces (*Acis valentina, Clematis cirrhosa, Campanula mollis*, etc.), que hacen de nexo con el grupo del cuadrante II, a los de enclaves forestales relícticos eurosiberianos de umbrías de alta montaña y sus ambientes nemorales (*Tilia platyphyllos, Coeloglossum viride*, etc.).

- Finalmente, el cuadrante IV de la gráfica contiene un grupo bien definido de especies de hábitats húmedos no salinos con diversos microambientes como ríos y fuentes en los valores inferiores de F2 (*Frangula alnus subsp. baetica, Carex elata, Pteris vittata*, etc.), a las comunidades de hidrófitos permanentes de aguas oligotróficas que ocupan los más elevados (*Utricularia australis, Ceratophyllum submersum*, etc.).

CONCLUSIONES

El tratamiento de los datos de valores indicadores de Ellenberg a la flora catalogada valenciana, que contiene a las especies con mayor riesgo de desaparición, permite detectar 4 tendencias y sendos grupos, correspondientes en grandes líneas a: 1) hábitats salinos, 2) matorrales y herbazales secos, 3) herbazales frescos y bosques umbrosos, y 4) ecosistemas riparios e inundados no salinos.

---

[3] Como documentación suplementaria, la gráfica de la figura 1 puede visionarse con mayor resolución en http://www.uv.es/elalum/Ellenberg2014/Fig1.pdf donde se aporta además la leyenda para las abrevia-turas de las especies.

[4] Se ha seguido la notación tradicional de cuadrantes, indicados en sentido horario desde el superior derecho I (valores positivos de F1 y F2) hasta el superior izquierdo IV (negativos de F1 y positivos de F2)

Referencias bibliográficas

Addinsoft. (2008). XLSTAT. *Statistical Data analysis with MS Excel*. Addinsoft, New York, Tutorial accedido en internet en Abril de 2014 en http://www.xlstat.com/

Aguilella, A., Laguna, E. y Fos, S. (2010): *Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas,* Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge de la Generalitat Valenciana, Valencia, 358 p.

Benzécri, J.P. (1973). *L'analyse des données. Volume II: L'analyse des correspondances*. Dunod, Paris, 619 p.

Castroviejo, S, (coord. edit.) (1986-2014): *Flora ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. CSIC-Real Jardín Botánico, Madrid, 19 vols.

Diekmann, M. (2003): "Species indicator value as an important tool in applied plant ecology - a review". *Basic and Applied Ecology*, 4: 493-506

Ellenberg, H. (1974): "Zeigerwerte von Gefäs-pflanzen Mitteleuropas". *Scripta Geobotanica*, 9: 1-97.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Dull, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. (1992): "Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa". *Scripta Geobotanica,* 18, 1-258.

Godefroid, S. y Dana, E. (2007): "Can Ellenberg's indicator values for Mediterranean plants be used outside their region or definition?" *Journal of Biogeography* 34: 62-68.

Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B. y Bunce, R.G. (1992): *Ellenberg's indicator values for British plants*. ECOFACT vol. 2, Technical Annexe, Centre for Ecology and Hidrology, Huntingdon, 46 p.

Laguna, E. & Ferrer, P.P. (2014): "Perfil ecológico de la flora catalogada valenciana utilizando los valores indicadores de Ellenberg". *Flora Montiberica* 55: 20-28

Laguna, E., Navarro, A., Ferrer, P., Ferrando, M.C., Escribá, E. y Albert, F.J. (2012): "Caracterización de la flora amenazada valenciana a partir del empleo de los valores indicadores de Ellenberg", en Cunill, R., Pélachs, A., Pérez-Obiol, R. y Soriano, J.M. (eds.): *Las zonas de montaña: Gestión y Biodiversidad. VII Congreso Español de Biogeografía*. Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, pp. 305-310.

Legendre, P. y Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. 2ª ed., Elsevier, Amsterdam, 852 pp.

Mateo, G. y Crespo, M.B. (2009). *Manual para la determinación de la flora valenciana*, 4ª ed., Librería Compas, Alicante, 508 pp.

Mateo, G., Crespo, M.B. y Laguna, E. (2011-2013): *Flora Valentina*, Fundación para el Medio Ambiente de la Comunidad Valenciana, Valencia, 2 vols.

	F1	F2	F3	F4
VP	0,110	0,065	0,022	0,009
% Inerc.	53,645	31,623	10,560	4,172
% acum.	53,645	85,268	95,828	100,000

Tabla 1. Valores propios o Eigenvalores (VI)) y porcentajes de inercia propia (% Inerc.) y acumulada (% acum.) para los factores del AFC.

	Inercia relativa	Contribución a F1	Contribución a F2
L	0,094	0,035	0,108
F	0,314	0,331	0,429
S	0,423	0,609	0,291
N	0,114	0,018	0,096
R	0,054	0,007	0,076

Tabla2. Valores de la inercia relativa y contribuciones a los factores F1 y F2 para las 5 escalas de Ellenberg, tomadas como columnas en la matriz de contingencia del AFC.

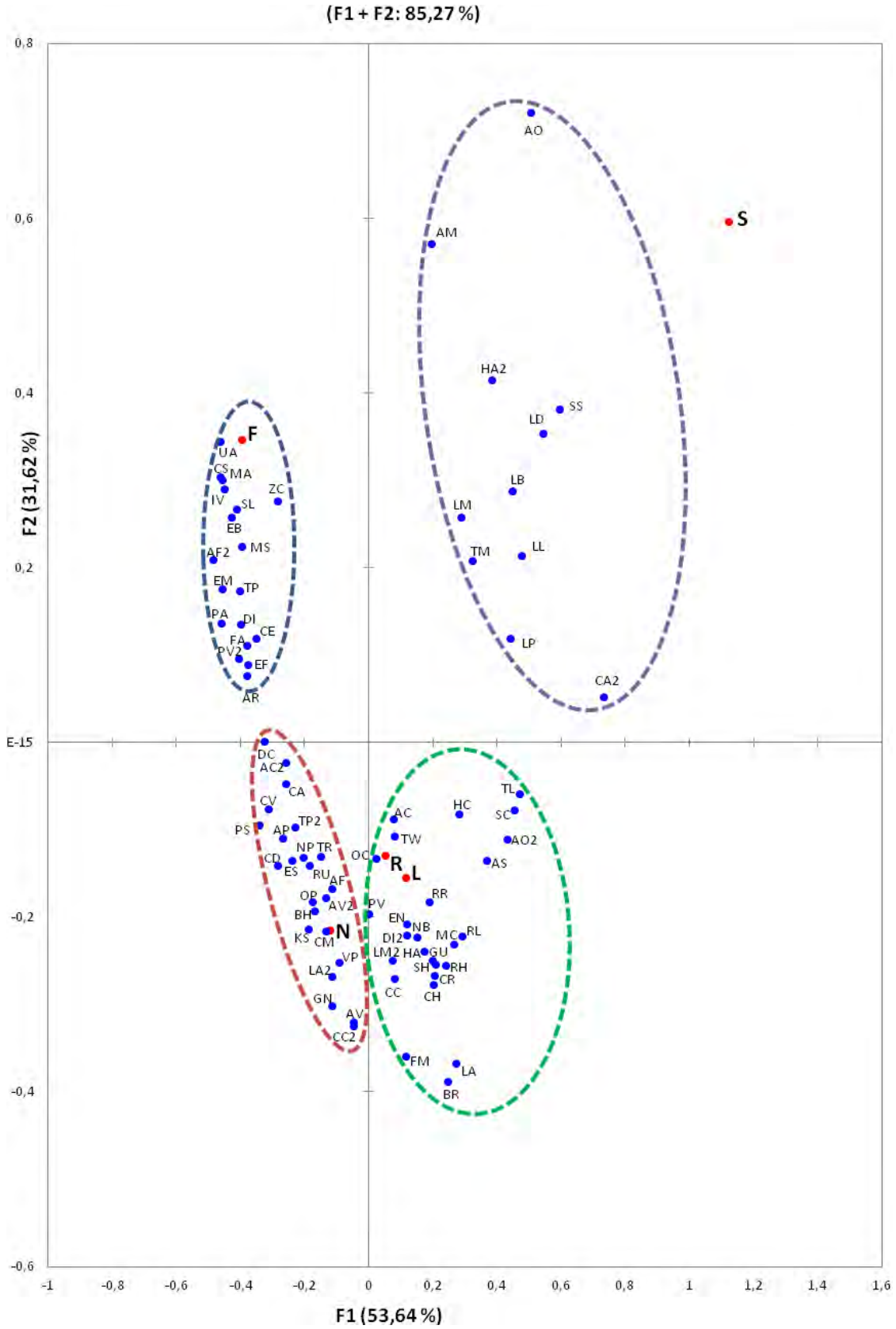


Figura 1. Gráfica de resultados del AFC. En mayor tamaño se exponen los puntos que representan a las 5 escalas de valores indicadores (F, N, R. L. y S). La escala vertical se ha modificado para adecuar la gráfica al formato de impresión.

MODELACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE UNA ESPECIE (*GLIS GLIS LINNAEUS, 1766*) PARA PREDECIR CÓMO PODRÍA AFECTARLE EL CAMBIO CLIMÁTICO. COMPARATIVA CLIMOND VS. WORLDCLIM

García-López, L. (1), Real, R. (2).

Grupo de Biogeografía, Diversidad y Conservación, Dpto.Biología Animal, Fac.Ciencias, Universidad de Málaga.
(1) lidia_garlop@uma.es (2) rrgimenez@uma.es

Resumen: Este estudio es un ensayo de distintas técnicas de modelación de la distribución de una especie, el lirón gris (Glis glis Linnaeus, 1766), con vistas a determinar los efectos predecibles del cambio climático sobre la misma. Se utilizan distintos factores, que abarcan numerosas variables, para desarrollar una serie de modelos uni y multi factoriales, realizados mediante regresiones logísticas binarias, en los que también se ensaya con la denominada "estructura espacial" de la distribución. Además, se plantea una comparativa CliMond vs. WorldClim para todos los modelos que incluyen el factor climático. De este modo, se pone de manifiesto la importancia de estudiar los efectos individuales y conjuntos de los diferentes factores y el valor de considerar la "estructura espacial". Se demostró cierta relación entre las variables bioclimáticas de CliMond y WorldClim. En general, se obtuvieron modelos mejores con CliMond, aunque con más incertidumbre en cuanto al efecto real del clima.

Palabras clave: modelo biogeográfico, área de distribución, lirón gris, favorabilidad, cambio climático.

Abstract (Modeling the distribution of a species (*Glis glis* Linnaeus, 1766) to predict how climate change might affect it. Comparing CliMond and WorldClim): This study is a test of different techniques for modeling the distribution of a species, the edible dormouse (Glis glis Linnaeus, 1766), in order to determine the predictable effects of climate change on it. We used various factors, which include many variables, to develop a series of uni and multi -factor models, using binary logistic regressions, and also testing the so-called "spatial structure" of the distribution. In addition, we compared the datasets CliMond vs. WorldClim for the models that include the climate factor. Thus, this methodology highlights the importance of studying individual and joint effects of different factors and the value of considering the "spatial structure". Finally, we demonstrated some relationship between WorldClim and CliMond bioclimatic variables, and we obtained better models with CliMond but with more uncertainty as to the real effect of climate.

Key words: biogeographic model, distribution area, edible dormouse, favorability, climate change.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, dada la gran cantidad de información ambiental disponible y la buena accesibilidad de sus fuentes para cualquier tipo de usuario, son muy diversos los factores y variables ambientales utilizados por los biogeógrafos en sus modelos. Contar con tantos recursos puede facilitar y enriquecer el trabajo del investigador pero, a su vez, confrontarlo con otros de su campo y crear ambigüedad. De ahí, la necesidad de fijar al menos los factores claves que determinan las distribuciones, y de hacer modelaciones lo más completas posible atendiendo a la biología de las especies.

En esta línea, se presentan los tres objetivos de este estudio: 1) Definir los distintos factores, que pueden condicionar la distribución de una especie, y establecer un método para evaluar su repercusión en cada caso; 2) Valorar la importancia de considerar la "estructura espacial" en una modelación; y 3) Contrastar de forma práctica dos de las fuentes principales de variables climáticas y bioclimáticas: CliMond y WorldClim.

El proceso está enfocado a modelar con la mayor exactitud posible la distribución presente de una especie, con lo que se intentan abarcar todos lo factores presentes en el hábitat de la especie (Márquez et al., 2011), prestando especial atención climático, puesto que el fin último es trasladar los modelos resultantes al futuro para intentar predecir los efectos que podría tener sobre ella el cambio climático.

METODOLOGÍA

El punto de partida es enmarcar este estudio en Europa y la elección del lirón gris como especie modelo. Se escogió esta, frente a otras, por tres motivos: primero, por ser casi exclusivamente europea, con lo que se podía trabajar con prácticamente toda su área de distribución (la pérdida de información era mínima en este aspecto), segundo, por habitar en las latitudes medias del continente, lo que le daba margen a un posible desplazamiento futuro hacia el norte o hacia el sur sin salirse del área de estudio, y tercero, por tratarse de un mamífero con el que ya había trabajado mi grupo de investigación (Castro y Real, 2007).

La distribución de la especie es la publicada por la SEM (Societas Europaea Mammalogica) en su página web y en su atlas (Mitchell-Jones et al., 1999) para cuadrículas UTM 50x50 km, y el área de estudio también se concreta de

acuerdo a la que trabaja esta institución, que es: la actual Unión Europea (28 estados miembros en el año 2014) a excepción de Chipre, y los otros 13 países europeos que no pertenecieron a la antigua Unión Soviética. Estos últimos son: Albania, Andorra, Bosnia Herzegovina, Ciudad del Vaticano, Liechtenstein, Noruega, Mónaco, Montenegro, República de Macedonia, San Marino, Serbia, Suiza y la Tracia turca.

1) Diseño y evaluación de los modelos

Se determinan los factores presentes en el hábitat de la especie y, para cada uno de ellos, se toman una serie de variables con las que quede bien representado *(tabla 1)*. Dentro del climático, se distingue entre las bioclimáticas de CliMond y las de WorldClim *(tabla 2)*.

Todas estas variables del hábitat son las independientes de los modelos, frente a la presencia/ausencia de la especie, la variable dependiente. Con ellos, se analiza el efecto individual de cada uno de los factores sobre la distribución de la especie, el efecto de sólo los factores ambientales (se excluye la situación espacial) y el de todos en conjunto *(tabla 3)*.

Con las variables se calcula primero la tasa de descubrimiento falso (García, 2003) y luego se aplica una regresión logística binaria.

Los modelos resultantes se valoran con una serie de estadísticos que ponen de manifiesto su calidad y valor predictivo; estos son: criterio de información Akaike (AIC), área bajo la curva (AUC), Kappa, sensibilidad, especificidad, tasa de clasificación correcta (TCC), infra-predicción y sobre-predicción (Fielding y Bell, 1997; Anderson et al., 2003; Barbosa et al., 2013).

A partir de las probabilidades, resultantes también de las regresiones, se calculan las Favorabilidades para la presencia de la especie, en cada cuadrícula UTM y según cada modelo, usando la "función de favorabilidad" (Real et al., 2006).

Por último, para los modelos que incluyen todos los factores, se halla la "partición de la variación" (Real et al., 2013) para saber qué porcentaje de la variación en la distribución de los datos puede ser explicada por el factor climático frente a los no climáticos.

2) Comparativa CliMond vs. WorldClim

Además de que los modelos que incluyen el factor climático se hacen por duplicado: con las variables bioclimáticas de una y de otra, se estudia la correlación entre aquellas variables definidas de igual modo por ambas fuentes.

3) Importancia de la "estructura espacial"

La "estructura espacial" de la distribución es, matemáticamente, una combinación lineal de las variables del modelo espacial y se utiliza como sustituta (y agrupadora) de estas en los modelos complejos (Real et al., 2006).

RESULTADOS

Factor Climático	
T media anual y estacionales	**Factor Antrópico**
P media anual y estacionales	Densidad humana
54 Variables bioclimáticas*	Índice de influencia humana
	Huella ecológica
Factor Topográfico	Área modificada
Altitud	Nivel de fragmentación A1
Altitud rango	Nivel de fragmentación A2
Pendiente	
Rugosidad	**Factor Ecológico**
Orientación sur	NDVI
Orientación oeste	10 Bioregiones
	15 Coberturas del suelo
Factor Espacial	37 Ecosistemas salvajes
Latitud (la) y Longitud (lo)	Nivel de fragmentación B2
la*lo, la^2, lo^2, la^2*lo, la*lo^2, la^3, lo^3	

Tabla 1: Factores del hábitat de la especie y sus variables para la modelación; donde: A1_barreras humanas de gran importancia, A2_barreras humanas de gran y mediana importancia y B2_ barreras naturales.

* 54 Variables bioclimáticas:	
- 17 Comunes a CliMond y WorldClim	- 16 Exclusivas de CliMond
Rango de temperatura diurna medio	Radiación media anual
Isotermalidad	Radiación semanal más alta
Estacionalidad de la temperatura	Radiación semanal más baja
Máxima temperatura de la semana más cálida	Estacionalidad de la radiación
Mínima temperatura de la semana más fría	Radiación del trimestre más húmedo
Rango anual de temperatura	Radiación del trimestre más seco
Temperatura media del trimestre más húmedo	Radiación del trimestre más cálido
Temperatura media del trimestre más seco	Radiación del trimestre más frío
Temperatura media del trimestre más cálido	Índice de humedad medio anual
Temperatura media del trimestre más frío	Índice de humedad semanal más alto
Precipitación de la semana más húmeda	Índice de humedad semanal más bajo
Precipitación de la semana más seca	Estacionalidad del índice de humedad
Estacionalidad de la precipitación	Índice de humedad medio del trimestre más húmedo
Precipitación del trimestre más húmedo	Índice de humedad medio del trimestre más seco
Precipitación del trimestre más seco	Índice de humedad medio del trimestre más cálido
Precipitación del trimestre más cálido	Índice de humedad medio del trimestre más frío
Precipitación del trimestre más frío	

Tabla 2: Variables bioclimáticas de CliMond y WorldClim.

Modelo Espacial Factor Espacial	**Modelo AmbientalWC** F.Climático(WC), F.Topográfico, F.Antrópico y F.Ecológico		
Modelo ClimáticoWC Factor Climático(WC)	**Modelo AmbientalCM** F.Climático(CM), F.Topográfico, F.Antrópico y F.Ecológico		
Modelo ClimáticoCM Factor Climático(CM)			
Modelo Topográfico Factor Topográfico	**Modelo CompletoWC** F.Espacial, F.Climático(WC), F.Topográfico, F.Antrópico y F.Ecológico	→	**Modelo ComplejoWC** logit, F.Climático(WC), F.Topográfico, F.Antrópico y F.Ecológico
Modelo Antrópico Factor Antrópico	**Modelo CompletoCM** F.Espacial, F.Climático(CM), F.Topográfico, F.Antrópico y F.Ecológico	→	**Modelo ComplejoCM** logit, F.Climático(CM), F.Topográfico, F.Antrópico y F.Ecológico
Modelo Ecológico Factor Ecológico			

Tabla 3: Modelos con sus correspondientes factores; donde: (WC)_con las variables bioclimáticas de WorldClim, (CM)_con las variables bioclimáticas de CliMond y logit_estructura espacial.

Estadísticos / Modelos	AIC	AUC	Kappa	Sensibil.	Especific.	TCC	Infra-P.	Sobre-P.
Espacial	2508,152	0,765	0,410	0,864	0,645	0,706	0,075	0,515
ClimáticoWC	2126,075	0,854	0,485	0,830	0,732	0,760	0,082	0,455
ClimáticoCM	1830,577	0,90 €	0,353	0,948	0,531	0,647	0,036	0,561
Topográfico	2773,849	0,687	0,218	0,527	0,709	0,659	0,205	0,588
Antrópico	2836,716	0,59	0,102	0,920	0,241	0,430	0,114	0,681
Ecológico	2090,749	0,859	0,533	0,748	0,821	0,800	0,106	0,383
AmbientalWC	1774,806	0,907	0,603	0,833	0,824	0,826	0,073	0,354
AmbientalCM	1631,938	0,923	0,631	0,864	0,827	0,837	0,060	0,341
CompletoWC	1695,139	0,917	0,516	0,963	0,680	0,758	0,020	0,465
CompletoCM	1603,446	0,922	0,620	0,860	0,821	0,832	0,062	0,350
ComplejoWC	1707,581	0,916	0,632	0,864	0,828	0,838	0,060	0,340
ComplejoCM	1606,157	0,926	0,467	0,976	0,626	0,724	0,015	0,498

Tabla 4: Estadísticos de los modelos.

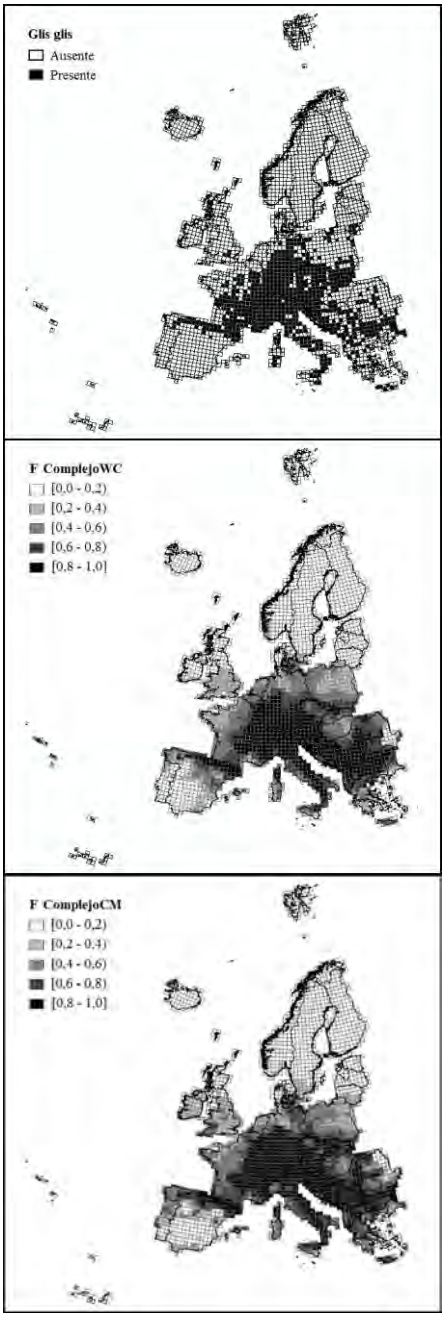


Fig. 1: Distribución del Glis glis y favorabilidad (F) según los modelos complejos con WorldClim y CliMond.

ANÁLISIS Y CONCLUSIONES

1) Diseño y evaluación de los modelos

A la vista de los estadísticos *(tabla 4)*, se reitera la importancia de incluir en la modelación de la distribución de una especie todos los factores presentes en su hábitat, que son, en el caso de una especie terrestre como esta: climático, topográfico, espacial, antrópico y ecológico.

Los resultados revelan que, como cabía esperar, los modelos multifactoriales son casi siempre cualitativamente mejores que los unifactoriales, ya que parten de todas las variables, y tienen valores de predicción (TCC) superiores al 80%. Los unifactoriales tampoco carecen de importancia: con muchas menos variables pueden tener un gran valor explicativo y, además, permiten evaluar la importancia individual de cada factor sobre la distribución de la especie. La ecología (sobre todo), el clima y la situación espacial son factores bastante condicionantes; mientras que la topografía y la presencia humana (en menor grado) no parecen afectar tanto a la especie. Esto se explica por la fuerte conexión entre el lirón gris y los hayedos y robledales (Castro y Real, 2007): la presencia de estos bosques viene reflejada en el factor ecológico y está condicionada por el clima y la situación espacial, mientras que, por el contrario, la topografía y la actividad humana no están necesariamente relacionadas con ellos.

Por otro lado, con vistas al estudio de los efectos del cambio climático, el efecto puro del clima calculado ronda el 20%, frente al efecto puro de los demás factores (50%) y la incertidumbre (30%), variando swgún el modelo que se proyecte al futuro. En cualquier caso, seguramente esta especie se vería más afectada por la pérdida de su hábitat que por las pequeñas alteraciones climáticas de este siglo.

2) Comparativa CliMond vs. WorldClim

Se confirma la equivalencia entre 17 variables bioclimáticas de CliMond y WorldClim que, por definición, eran iguales: las correlaciones entre ellas son siempre mayores a 0,995. Sin embargo, CliMond ofrece 16 variables adicionales que mejoran la calidad de los modelos, en detrimento de una mayor incertidumbre en cuanto al efecto real del clima. Por tanto, si se trata de un estudio sobre los efectos del clima, como es el caso, quizás convendría optar por WorlClim, para trabajar con modelos que discriminen mejor entre el porcentaje de los efectos que son climáticos y los que no, aunque sea a costa de perder un poco de calidad.

3) Importancia de la "estructura espacial"

El contraste entre los modelos completos (con las variables espaciales por separado) y sus correspondientes complejos (con la variable logit_estructura espacial) no ofrece resultados significativos: se podría optar por uno u otro según el aspecto (estadístico) que más interese. Una explicación de que esto suceda con el lirón gris podría ser que su distribución no tiene una estructura espacial compacta, sino que está ligeramente disperso; lo cual no quita que para otra especie, cuya distribución esté más concentrada en torno a un punto, la inclusión en los modelos de este parámetro sea de gran interés e, incluso, imprescindible para obtener buenos resultados. Serían necesarios estudios adicionales para determinarlo.

Para concluir, se presentan el mapa de distribución actual de la especie, en contraste con su favorabilidad dentro del área de estudio según los dos modelos complejos *(figura 1)*. Se observa bastante correspondencia entre las cuadrículas habitadas por el Gli glis y las favorables al mismo, así como ligeras diferencias entre los modelos de WorldClim y el CliMond, con lo que elegir una u otra fuente, también condiciona los resultados en este aspecto.

A posteriori, y partiendo de un buen modelo, la proyección de mapas de favorabilidad futura es de suma importancia para establecer medidas de gestión y conservación apropiadas para la especie, pues se trata de entes vivos y dinámicos viviendo en un entorno complejo y cada vez más cambiante.

Agradecimientos

L.G.L. contaba con una beca del Programa de Formación del Profesorado Universitario financiada por el Ministerio de Educación: AP2010-0552.

Referencias bibliográficas

Anderson, R. P., Lew, D. y Peterson, A. T. (2003):"Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models", *Ecological Modelling*, 162: 211-232.

Barbosa, A. M., Real, R., Muñoz, A.-R. y Brown, J. A. (2013): "New measures for assessing model equilibrium and prediction mismatch in species distribution models", *Diversity and Distributions*, 19: 1333-1338.

Castro, A. y Real, R. (2007): "Caracterización climática del área de distribución del lirón gris *Glis glis* (Linnaeus, 1766) en la España Peninsular", *Galemys: Boletín SECEM*, 19 (2): 19-31.

Fielding, A. H. y Bell, J. F. (1997): "A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence / absence models", *Environmental Conservation*, 24 (1): 38-49.

García, L.V. (2003): "Controlling the false discovery rate in ecological research". *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 553-554.

Márquez, A. L., Real, R., Olivero, J. y Estrada, A. (2011): "Combining climate with other influential factors for modelling the impact of climate change on species distribution", *Climate Change*, 108: 135-157.

Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P. J. H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J. B. M., Vohralík, V. y Zima, J. (1999): *The Atlas of European Mammals*, T&AD Poyser for the Societas Europaea Mammalogica, Londres.

Real, R., Barbosa, A. M. y Vargas, J. M. (2006): "Obtaining environmental favourability functions from logistic regression", *Environmental Ecological Statistics*, 13: 237-245.

Real, R., Romero, D., Olivero, J., Estrada, A. y Márquez, A. L. (2013): "Estimating how inflated or obscured effects of climate affect forecasted species distribution", *PloS ONE*, 8(1): e53646.

ESTUDIO DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE UNA ESPECIE INVASORA, *OENOTHERA DRUMMONDII* HOOK, EN EL ARENAL COSTERO DEL DIQUE JUAN CARLOS I

Álvarez-Garrido, L. (1)

(1) Dpto. de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla. alvarezgarridolucia@gmail.com

Resumen: El Dique Juan Carlos I acoge un sistema dunar de formación relativamente reciente en el Paraje Natural de Las Marismas del Odiel, en Huelva. El objetivo del presente estudio fue conocer las tendencias de expansión de *Oenothera drummondii* Hook., una especie exótica invasora originaria del Golfo de México, a través del estudio de su distribución espacial en los arenales del dique. La especie se distribuye en agregados, siendo más abundante en las dunas semiestabilizadas. Los datos de densidad nos han mostrado que la zona límite de invasión aún no alcanza los valores del sector invadido. Además, el patrón espacial de distribución en la zona límite de invasión indica que debe existir un vector de dispersión dirigido de las semillas, pudiendo ser la liebre mediante endozoocoria. Realizar estudios previos de distribución y dispersión de especies invasoras permite estimar el grado de invasión de la zona y elaborar campañas de erradicación; por ello creemos que la prevención debe ser línea de investigación futura.

Palabras clave: especie invasora, Dique Juan Carlos I, *Oenothera drummondii* Hook. , sistema dunar.

Abstract (title of contribution): Juan Carlos I Dock shelters a dune system of quite recent formation in Las Marismas del Odiel Natural Area in Huelva. The target of the present research was to find the expansion trends of *Oenothera drummondii* Hook, an alien invasive species originating in the Gulf of Mexico, out of a study of its spatial distribution along the sand banks of the dock. The species expands in aggregates, more abundant in half-stabilized dunes. Density data have shown that the border invasion area doesn't reach the values of the invaded sector yet. Moreover, the spatial distribution pattern in the border invasion area points out the probable existence of a guided seed scattering vector, which could be the hare by endozoochory. The previous scattering and distribution surveys of invasive species enables the estimation of the area's degree of invasion and the development of eradication campaigns; this makes us believe that prevention should be the future line of research.

Key words: invasive species, Juan Carlos I Dock, *Oenothera drummondii* Hook. , dune system,

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas se producen cuando especies de origen remoto alcanzan un nuevo territorio y se propagan por él a gran velocidad, alterando la estructura y funcionamiento del ecosistema receptor y causando daños ecológicos y socioeconómicos (Mooney y Hobbs, 2000).

En Europa, son 1.094 las especies registradas como causantes de impactos ecológicos y 1.347 las especies que provocan perjuicios económicos (Vilá *et al.,* 2010). Se calcula que los costes que causan las invasiones biológicas en Europa alcanzan al menos los 12,7 mil millones de € al año (Kettunen *et al.*, 2009) de los cuales 10,1 millones de € corresponden a España (Andreu y Vilá, 2009).

Las dunas costeras poseen un alto riesgo de ser invadidos por plantas debido a que suelen presentar escasa cobertura vegetal y baja competencia entre plantas (Richardson y Bond, 1991; Kollmann *et al*., 2009), provocando un impacto adicional a la degradación o pérdida de hábitats (Dana *et al.*, 2005).

En los últimos 15 años se tienen evidencias de la expansión de *Oenothera drummondii* Hook., una especie exótica nativa de las dunas del Golfo de México (Castillo y Moreno, 1998), sobre algunas dunas costeras del Golfo de Cádiz. Se han llevado a cabo labores de erradicación manual de esta especie en los arenales costeros del parque Nacional de Doñana (Junta de Andalucía, 2007). Pero no existen estudios sobre las características ecológicas de la invasión de *O. drummondii* y su efecto en las zonas invadidas, lo cual es necesario para afrontar con éxito su erradicación.

El objetivo principal del estudio es establecer el patrón de distribución espacial de la especie y estimar su densidad en el arenal costero del Dique Juan Carlos I (Huelva), con la finalidad de poder entender cómo se produce el proceso de expansión en la zona de invasión.

METODOLOGÍA

Área de estudio

La zona de estudio se encuentra localizada en el Paraje Natural "Marismas del Odiel", provincia de Huelva (37º 09'N, 6º 54'O). Concretamente en el sistema dunar generado tras emerger bajos arenosos debido a la construcción

del Dique Juan Carlos I. Tiene una superficie de unas 100 ha, con una longitud total de 7 km y una anchura variable de 50-350m.

Especie de estudio

Oenothera drummondii Hook. (figura 1) es una planta herbácea perenne originaria de las dunas costeras del Golfo de México (Castillo y Moreno, 1998). Encontrándose también en las costas atlánticas de América del Norte, Estados Unidos y sur de Canadá (MMAMRN, 2011). Naturalizada en Israel y Australia (Dietrich, 1997) e invadiendo actualmente dunas costeras en el Golfo de Cádiz (Dique Juan Carlos I, Dunas móviles del Parque Nacional de Doñana en Huelva, Dunas de Tres Piedras y Playa de la Barrosa, en costas de Cádiz) (Comunicación personal, Gallego-Fernández). Presenta tallos simples o ramificados con pelos densos. En cuanto a las flores son simples, nacen en las axilas de las hojas y son de color amarillo brillante. Poseen 3-4cm de diámetro y con frecuencia se tornan a rojo al secarse (Dietrich, 1997).

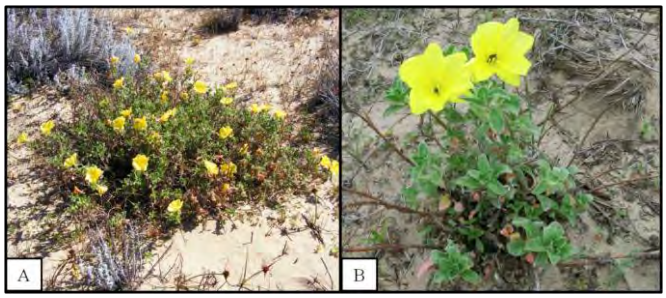


Figura 1. A) Individuo de Oenothera drummondii de tamaño medio en flor, situado en la zona invadida. B) Individuo de Oenothera drummondii de menor tamaño en flor, en la zona invadida (Imágenes de Álvarez-Garrido, 2013).

Densidad y distribución

La estima de máxima densidad se realizó tanto en el sector central, donde se localiza la zona de mayor abundancia de la especie, como en la zona límite de invasión, situada al sureste del área de estudio (figuras 4 y 5). En la primera zona realizamos un muestreo al azar estratificado a través de parcelas de 4m^2 (2x2m) clasificadas según la zona donde se encuentren: zona A de playa, zona B de duna activa y zona C de duna interior-estabilizada. Calculamos la densidad de individuos para cada zona (A, B y C) como el valor medio del número de individuos por parcela expresado en individuos por metro cuadrado.

Para el cálculo de densidad en las 34ha de la zona límite de invasión se registraron todos los individuos presentes con GPS (*Oregon 550, Garmin*). A partir de los individuos registrados se elaboró una cartografía de distribución de la especie con el programa de Sistema de Información Geográfica ArcGIS 9.3. Se representó la posición de cada individuo registrado sobre la base de la ortografía número 10164-1de 2009 de La Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM). Para el cálculo de densidad en esta zona límite de invasión se establecieron 1.111 cuadrículas de 625m^2 que cubrieron todo el área de estudio.

En cuanto a la distribución hemos trabajado con los 4.652 individuos registrados para el estudio de la distribución de la especie. Las diferencias de densidad las testamos con SPSS.

RESULTADOS

Existen diferencias significativas en la densidad de individuos para cada zona del sector invadido (playa, duna activa y duna interior-estabilizada) (*ANOVA* $F_{48,2}$=19,59p< 0,001) (figura 2).

También existen diferencias en la densidad de individuos para la zona límite de invasión (*U de Mann Whitney* p< 0,005) expresado en individuos por metro cuadrado (figura 3).

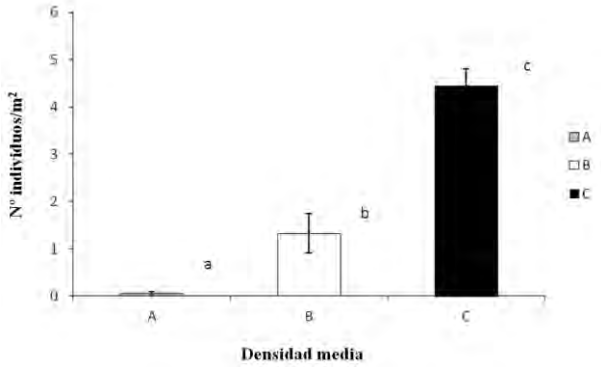


Figura 2. Densidad media de O. drummondii en ind/m^2 según el hábitat del sector invadido: zona A playa, zona B duna activa y zona C duna interior-estabilizada. Las letras minúsculas indican los grupos significativamente distintos (Tukey).

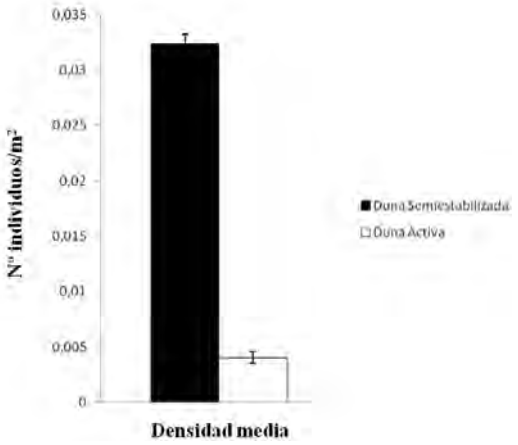


Figura 3. Densidad media de O. drummondii en ind/m^2 según el hábitat en la zona límite de invasión, duna activa –blanco- o duna semiestabilizada -negro-.

En cuanto a la distribución de los 4.652 individuos registrados de *Oenothera drumnondii* en las 34ha que ocupa la zona límite de invasión (figuras 4 y 5) se observa que la especie se concentra en los primeros 300m del área de

estudio y conforme avanzamos a lo largo del espigón, en dirección sureste, la distribución deja de estar tan concentrada en la zona semiestabilizada y comienza a distribuirse formando núcleos aislados de individuos.

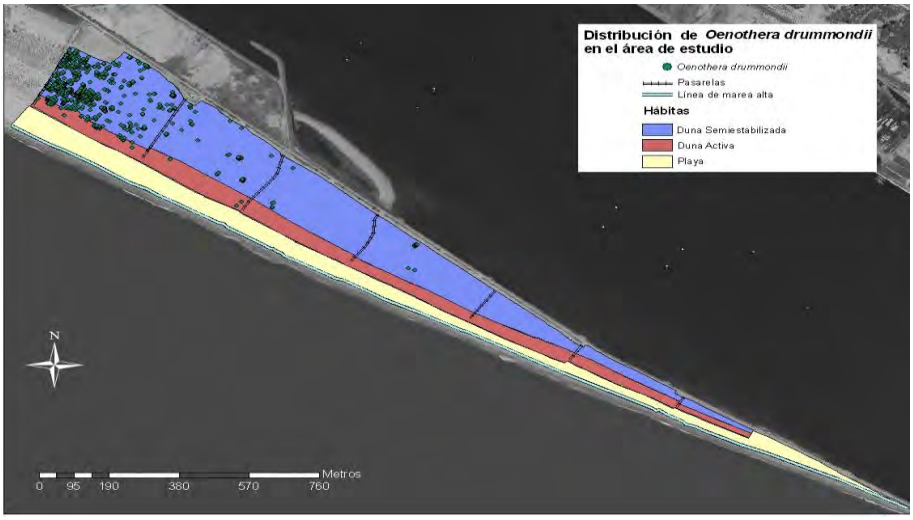


Figura 4. Distribución de O. drumondii en el área de estudio del Dique Juan Carlos I (Huelva). Se representa en verde los individuos de O. drummondii, también se han dibujado las pasarelas -negro- y la línea de marea alta -celeste-. Los hábitats se representan por colores: duna activa en rojo, duna semiestabilizada en azul y playa en amarillo.

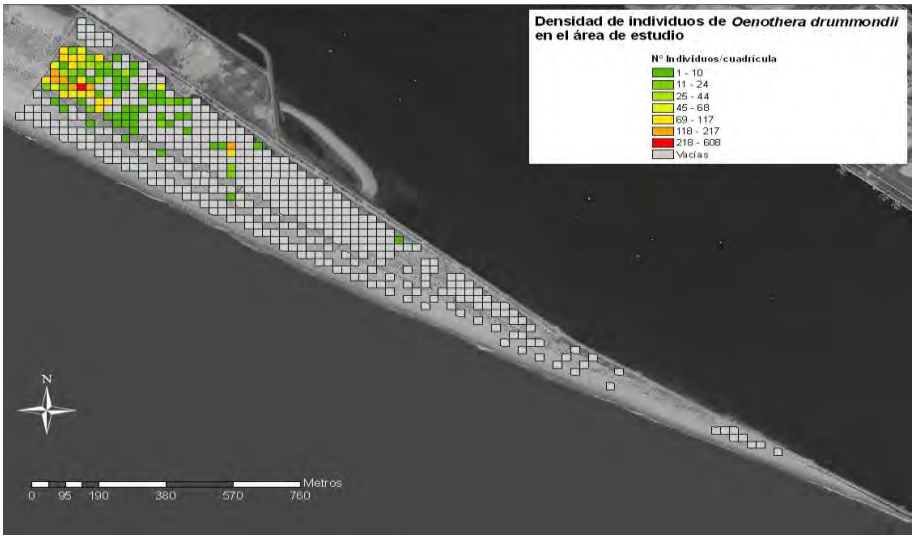


Figura 5. Densidad de O. drummondii en individuos/cuadrícula en el área de estudio del Dique Juan Carlos I (Huelva). La cantidad de individuos por cuadrícula se representa por intervalos de colores, desde verde con el menor número de individuos hasta rojo con la mayor densidad.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las distribuciones espaciales de los organismos juegan un papel fundamental en el mantenimiento de la estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas (Maestre *et al.*, 2008). Como otros autores han observado (Santorono *et al.*, 2012) la vegetación especifica asociada a hábitats costeros se distribuye en gradiente del mar hacia el interior. En nuestro caso, *O. drummondii* se encuentra preferiblemente en duna semiestabilizada que en duna activa (figura 2 y 3).

Comparando el sector invadido con la zona límite de invasión (figuras 2 y 3) se hace evidente la enorme diferencia que existe de una zona a otra en el número de individuos por m^2.

La densidad máxima registrada en la zona límite de invasión, 0,97ind/m^2, aparece de color rojo en la figura 5. Este valor no alcanza las densidades medias de la duna activa del sector invadido, 1,33ind/m^2, y queda lejos de las de duna interior-estabilizada, 4,45ind/m^2.

Esto nos lleva a pensar que la especie ha colonizado la zona central del dique, y que se encuentra en proceso de expansión a la zona límite de invasión.

La cartografía de distribución en la zona límite de invasión (figura 4) nos proporciona información del progreso de esta expansión en el extremo este del dique. Nosotros proponemos como hipótesis un evento de dispersión por

endozoocoria de la liebre, ya que la especie no posee semillas adaptadas para recorrer largas distancias. Además, en las sucesivas salidas al campo hemos observado liebres en el área de estudio, y a pesar de ser una hipótesis no testada, hemos encontrado un excremento de liebre donde ha germinado un individuo de *O. drummoindii* (López, Comunicación personal).

Según distintos casos de invasiones de plantas (Nikolic *et al*., 2013; Pyšek *et al*., 2009) los principales hábitats dominados por especies invasoras son los desarrollados en el marco de mayor influencia de las actividades humanas. Por lo que proponemos las aguas de lastre (Bañon, 2012) como una posible vía de acceso de la especie invasora.

Referencias bibliográficas

Andreu, J., y Vilà, M. (2009): "Risk analysis of potential invasive plants in Spain", *Journal for Nature Conservation*, 18: 32-44.

Bañon, R. 2012: "Introducción al estudio de las especies exóticas marinas en Galicia", *Galician Journal of Marine Resources*, 3: 1-67.

Castillo, A., y Moreno, P. (1998): "Análisis de la flora de dunas costeras del litoral atlántico de Mexico", *Acta Botánica Mexicana*, 45: 55-80.

Dana, E., Sanz, M., Vivas S., Sobrino E. (2005): "Especies vegetales invasoras en Andalucía", *Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales*, Junta de Andalucía, 233pp.

Gallego, J., Muñoz-Vallés, S., y Dellafiore-Capiello, M. (2010): "Expansión de un arbusto nativo-invasivo en dunas costeras: causas y consecuencias ecológicas", *Chagual*, 8: 41-48.

Junta de Andalucía, (2007): "Especies exóticas invasoras en Andalucía", *Talleres provinciales 2004-2005*, Junta de Andalucía.

Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., y Starfinger, U. (2009): "Technical support to EU strategy on invasive alien species (IAS) assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU", *IEEP, Institute for European Environmental Policy*, Brussels, Belgium, pp 44.

Kollmann, J., Jorgensen, R., Roelsgaard, J., y Skov-Petersen, H. (2009): "Establishment and clonal spread of the alien shrub Rosa rugosa incoastal dunes-A method for reconstructing and predicting invasion patterns", *Landscape and Urban Plan*, 93: 194–200.

Maestre, F., Escudero, A., y Bonet, A. (2008): "Introducción al Análisis Espacial de Datos en Ecología y Ciencias Ambientales: Métodos y Aplicaciones", *Dykinson*, Universidad Rey Juan Carlos, Madrid, pp 850.

MMAMRN, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (2011): "Plan de control de eliminación de especies vegetales de sistemas dunares", ONAGRA, ficha número 14.

Mooney, H. y Hobbs, R. (2000): "Invasive species in a changing world", *Press,* Washington, pp 457.

Nikolic, T., Mitic, B., Milasinovic, B., y Jelaska, S. (2013): "Invasive alien plants in Croatia as a threat to biodiversity of South-Eastern Europe: Distributional patterns and range size", *Comptes Rendus Biologies*, 336: 109-121.

Ojasti, J. (2001): "Estudio sobre el estado actual de las especies exóticas", *Comunidad Andina*, Documento técnico: ATN/JF-5887-RG.

Pyšek, P., Lambdon, P., Arianoutsou, M., Kühn, I., Pino, J., y Winter, M. (2009): "Handbook of alien species in Europe", *Springer*¸ 3: 43-61.

Richardson, D., y Bond, W. (1991): "Determinants of Plant Distribution: Evidence from Pine Invasions", *Chicago Journals*, 137(5): 639-668.

Rodríguez-Ramírez, A., Morales, J., Delgado, I., Cantano, M. (2008): "The impact of man on the morphodynamics of the Huelva coast (SW Spain)", *Journal of Iberian Geology,* 34(2): 313-327.

Rozas, V., y Camarero, J. (2005): "Técnicas de análisis espacial de patrones de puntos aplicadas en ecología forestal", *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales,* 14(1): 79-97.

Santorono, R., Carboni, M., Carranza, M., y Acosta, A. (2012): "Focal species diversity patterns can provide diagnostic information on plant invasions", *Journal for Nature Conservation*, 20: 85-91.

Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., y Hulme, P. (2010): "How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8: 135–144.

BIOGEOGRAPHIC PATTERNS OF PROKARYOTIC MICROORGANISMS INHABITING SHALLOW LAKES FROM CENTRAL SPAIN

Camacho, A., Rochera, C., Picazo, A., Belenguer, M.

University of Valencia, Cavanilles Institute of Biodiversity and Evolutionary Biology & Department of Microbiology and Ecology, E-46100, Burjassot, Spain. antonio.camacho@uv.es

Abstract: The biogeography of aquatic microbes is concerned about the cosmopolitan or the restricted distribution of microbial taxa. Once dispersed, biological and/or physical factors regulate their persistence and abundance where they arrive. Previous research suggests that microbial taxonomic richness may increase with ecosystem size, and composition may be related among neighbouring water-bodies. In the framework of the ECOLAKE project, 18 shallow lakes located at the La Mancha Húmeda Biosphere Reserve were studied to determine the possible biogeographic patterns of the planktonic microbial communities related to lake interconnections and environmental features. These lakes exhibited highly diverse conditions, from fresh to hypersaline waters and from oligotrophic to hypertrophic status. The DNA-fingerprinting of prokaryotic microbial communities was revealed by DGGE, to obtain diversity parameters such as OTU's commonness/rarity, Shannon diversity and evenness. Our preliminary results show that environmental conditions would shape more deeply these microbial communities than biogeographical features such as the distance between lakes. Among the studied lakes, salinity is the main factor structuring microbial populations, mainly for medium and high salinity ranges, though for low salinity lakes the trophic level becomes an important factor.

Key words: Biogeography, Bacterioplankton, PCR-DGGE Fingerprinting, Principal Coordinate Analysis, shallow endorheic lakes.

Resumen: La biogeografía de los microorganismos acuáticos estudia aspectos como la distribución cosmopolita o restringida de taxones microbianos. Una vez diseminados, los factores biológicos y/o físicos regulan su persistencia y abundancia. Investigaciones previas sugieren que la riqueza de especies microbianas puede aumentar con el tamaño de los ecosistemas, y que la composición de especies puede estar relacionada entre sistemas acuáticos vecinos. En el marco del proyecto ECOLAKE se estudiaron 18 lagunas situadas en la Reserva de la Biosfera de La Mancha Húmeda para determinar los posibles patrones biogeográficos de las comunidades microbianas planctónicas y su relación con las interconexiones entre lagunas y con las características ambientales. Estas lagunas mostraron diversas características, desde agua dulce a aguas hipersalinas y desde oligotrofia a hipertrofia. El "DNA-fingerprinting" de las comunidades microbianas procariotas fue estudiado por DGGE, para obtener parámetros de diversidad como el nº de OTUs raros, diversidad de Shannon y equitatividad. Nuestros resultados preliminares muestran que las condiciones ambientales pueden influir más en el modelado de estas comunidades microbianas que características biogeográficas tales como la distancia entre las lagunas. Entre las lagunas estudiadas, la salinidad es el principal factor de estructuración de las poblaciones microbianas, sobre todo para rangos medios y altos de salinidad, aunque para los lagos de baja salinidad el nivel trófico se convierte en un factor importante.

Palabras clave: Biogeografía, bacterioplancton, PCR-DGGE, Análisis de Coordenadas Principales, lagunas endorreicos someros.

INTRODUCTION

The biogeography of aquatic microbes aims to elucidate is related to the dispersal patterns and to the biological and/or physical factors regulate their occurrence across the space and time (Logue and Lindström, 2008; Dolan, 2006; Lagenheder and Ragnarsson, 2007, Martiny *et al.*, 2006). Mechanisms explaining biogeographic patterns of both macroscopic and microscopic organisms and microbial differ in some trends. For instance, historical factors are considered to be much less important than biological and physical drivers for explain the microbe's biogeography (Dolan, 2005). Still, there are studies indicating that some patterns of microbial distribution could be also explained by traditional assembly rules (Nemergut *et al.*, 2011). Major advances in the biogeography of aquatic microbes rely in the use of genetic technologies. Recent findings in this research field suggest that microbial taxonomic richness may increase with the ecosystem size, and composition may be related among neighboring water-bodies, although temporal and spatial scales should be also considered (Curtis and Sloan, 2004; Fuhrman, 2009; Reche *et al.*, 2005). In addition, studies of large-scale patterns that have just begun propose that some Operational Taxonomic Unities (OUT's) may be restricted to certain areas (specificity vs. cosmopolitanism patterns).

In this work we explored during the winter period, in 18 endorheic shallow lakes from "La Mancha Húmeda" Biosphere Reserve (Table 1), the influence of dispersal processes and biogeographic parameters compared to the influence of environmental variables (salinity, trophic status, etc), on the composition, diversity and evenness of the planktonic microbial community.

METHODS

Bacterial 16S rDNA sequences were amplified with the forward primer GC 341f and the reverse primer 907r, (Muyzer et al., 2004). DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis), analysis of the amplified sequences was performed on 7.5% polyacrylamide gels with a denaturing gradient of 30–70% (100% denaturants gels defined as 7 M urea and 40% deionized formamide). 20 µl of PCR product was loaded in each well and electrophoresis was performed at a constant voltage of 120 V for 16 hours in 1X TAE running buffer at 60°C in the DGGE tank. Gels were stained with 15 ml of 1X SYBR Green for 1 hour and then the gels were photographed under UV light. Diversity and Evenness indices were measured according to Heip and Engels, (1974). Statistical analyses were performed with PAST3 software.

DATA

Throughout the hydrological cycle most of the endorheic shallow lakes studied show significant changes in water regime, many of them remaining completely dry in the summer months. This drying process implies important changes in key variables such as salinity (Table 1) with minimum values in autumn and winter coinciding with the maximum lake volume and higher in summer as the drying process advances. The trophic level of these lakes also shows major changes, due to the volume reduction associated with the annual drying and. in some cases influenced by local discharges of wastewater treated water.

Name	COD	Salinity range ($mS\ cm^{-1}$)	Chlorophyll Range ($mg\ m^{-3}$)	UTMX	UTMY
Alcahozo	ALCAHO	9-45	0.5-30	510580	4360087
Almodovar	ALMOD	6-15	1.5-100	398671	4284809
Camino de Villafranca	CAMINO	15-130	10-700	477863	4362699
Caracuel	CARAC	1-2	0.5-20	407267	4298095
Grande de Villafranca	GRVIL	6-15	0.1-4	470949	4366816
Larga de Villacañas	LARVIL	20-45	50-1000	472745	4383763
El Longar	LONGAR	20-500	30-350	472351	4394922
Manjavacas	MANJA	4-70	5-75	511712	4362992
Mermejuela	MERME	150-700	10-200	488158	4376577
Nava Grande de Malagón	NAVA	1-5	0.2-60	418888	4337060
Peñahueca	PEÑAH	100-500	3-600	470755	4373997
Pétrola	PETRO	17-28	3-90	624485	4300300
Pozuelo	POZUE	10-25	1-200	427713	4308019
Quero	QUERO	80-600	10-600	477649	4372030
Salicor	SALICOR	50-300	3-180	484695	4368329
Tirez	TIREZ	30-200	1-25	469172	4376321
La Veguilla	VEGUI	2-3	4-300	479225	4360627
Yeguas	YEGUA	100-130	30-600	475651	4363026

Table1: Lakes surveyed in the present study, codename, annual range of salinity and chlorophyll concentration, and UTM coordinates

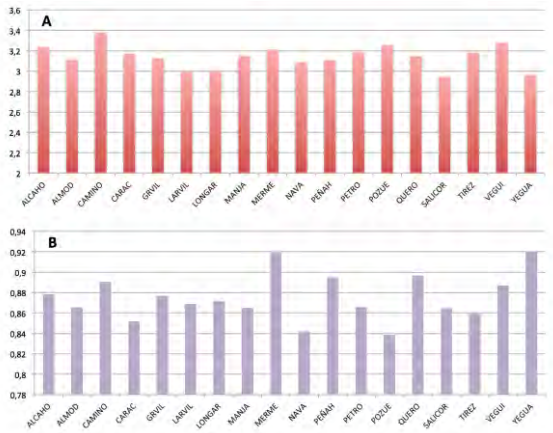


Fig. 1: A) Shannon Diversity index for each lake in winter period. B) Evenness for each lake studied in winter period

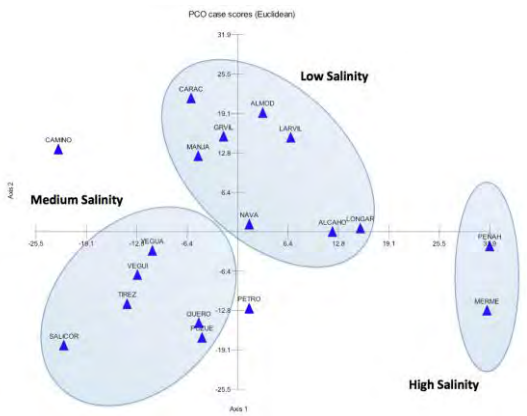


Fig. 2: Principal Coordinate Analysis (PCO) of DGGE OTUs pattern intensity for each lake studied during the winter period.

Though some lakes are very close, forming complexes, others are much further away, so biogeographical issues become an important concern. Significant differences in the values of diversity and evenness between the different lakes studied were found (Figure 1), with three clear clusters appearing from the multivariate analysis of the specific composition of the bacterial communities (Figure 2) which are, however, determined by environmental factors such as salinity and not so by biogeographical features.

INTERPRETATION

The differences in diversity and evenness observed between the different shallow lakes studied do not seem to be mostly determined by biogeographic factors like the distance between lakes, but instead there is a trend that lakes with greater evenness also exhibit high salinities. Multivariate analysis (PCO) of the relative intensities of "fingerprinting" DGGE (intensity of OTUs) show three different groups (Figure 3) clearly differentiated by the salinity factor, showing that this environmental feature is a key factor in shaping the planktonic microbial communities inhabiting these lakes. Hypersaline lakes like Peñahueca and Mermejuela form a distinct first group, these are the lakes with the highest observed salinity. A second group mainly includes lakes with middle salinities, whereas a third group ifs formed by lakes with lower salinity. The trophic level becomes important differencing lakes with contrasting trophic status, which interplays with salinity and causes some low salinity lakes, such as Veguilla, clustering with medium salinity lakes of the second group.

CONCLUSIONS

The studied lakes show a very heterogeneous spatial distribution as well as significant differences in salinity and trophic level. The multivariate analysis of the composition of bacterial communities indicate that the distance between lakes does not seems to be the key factor in shaping the composition of these bacterial communities in the studied lakes, neither the patterns diversity and evenness observed. Our results indicate that the most relevant factor structuring bacterial communities is the salinity, mainly for medium and high levels of salinity. For low salinity ranges, however, trophic level becomes a factor with greater relevance.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was performed in the framework of the project *ECOLAKE* "Ecological patterns in endorheic lakes: the keys to their conservation, CGL2012-38909", funded by the Ministry of Economy and Competitiveness of the Government of Spain, and by the European Union through the European Fund for Regional Development (FEDER) "One way to make Europe".

References

Curtis, T., Sloan. W. (2004): Prokaryotic diversity and its limits: microbial community structure in nature and implications for microbial ecology, *Current Opinion in Microbiology*, 7: 221-226.

Dolan, J.R. (2005): An introduction to the biogeography of aquatic microbes, *Aquat. Microb Ecol.*, 41: 39-48

Dolan, J.R. (2006): Microbial biogeography? *J. Biogeogr*, 33: 199-200.

Fuhrman, J. A. (2009): Microbial community structure and its functional implications, *Nature*, 459: 193–199.

Help C., Engels P. (1974): Comparing species diversity and evenness indices, *J. Mar. Biol. Ass. UK*, 54: 559-563.

Horner-Devine M. C., Carney K. M. Bohannan B. J. M. (2004): An ecological perspective on bacterial biodiversity, *Proc. Royal Soc. B - Biol. Sci.*, 271: 113–122.

Langenheder, S. Ragnarsson H. (2007): The role of environmental and spatial factors for the composition of aquatic bacterial communities, *Ecology*, 88: 2154–2161.

Logue, B. J., Lindström E. S. (2008): Biogeography of bacterioplankton in inland waters, *Freshwater Rev.*, 1: 99-114.

Martiny, J. B. H., B. J. M. Bohannan, J. H. Brown, R. K. Colwell, J. A. Fuhrman, J. L. Green, M. C. Horner-Devine, M. Kane, J. A. Krumins, C. R. Kuske, P. J. Morin, S. Naeem, L. Øvreås, A.-L. Reysenbach, V. H. Smith, and J. T. Staley. 2006. Microbial biogeography: putting microorganisms on the map, *Nature Rev. Microbiol.*, 4: 102–112.

Muyzer, G., Brinkhoff T., Nübel U., Santegoeds C., Schäfer H., Wawer C. (2004): Denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) in microbial ecology. In G. A. Kowalchuk, F. J. de Bruijn, I. M. Head, A. D. Akkermans, and J. D. van Elsas (eds.), *Molecular microbial ecology manual*, 2nd ed. Kluwer Academic Publishing, London, England.

Nemergut, D. R., Costello E. K., Hamady M., Lozupone C., Jiang L., Schmidt S. K., Fierer N., Townsend A. R., Cleveland C. C., Stanish L., Knight R. (2011): Global patterns in the biogeography of bacterial taxa, *Environm. Microbiol.*, 13: 135–144.

Reche, I., Pulido-Villena E., Morales-Baquero R., Casamayor E. O. (2005): Does ecosystem size determine aquatic bacterial richness?, *Ecology*, 86: 1715–1722.

REALIZED NICHE MODELLING OF FOUR SAND-DWELLING LIZARD SPECIES IN QATAR

Valdeón, A. (1,2,) Martínez del Castillo, E. (1), Castilla, A.M. (3,4), Cogălniceanu, D. (5), Saifelnasr, E.O.H. (6 ,7), Al-Hemaidi, A.A.M. (8), Longares, L.A. (1)

(1) Dpto. Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza, Spain. valdeon@unizar.es, edurne@unizar.es, lalongar@unizar.es
(2) Dpto. Herpetología. Sociedad de Ciencias Aranzadi, Spain. emys@galapagosdenavarra.com
(3) Ministry of Environment, Qatar - Qatar Foundation. castilla.aurora@gmail.com, acastilla@qf.org.qa
(4) Forest Sciences Centre of Catalonia (CTFC), Spain. aurora.castilla@ctfc.cat
(5) Faculty of Natural Sciences and Agricultural Sciences, University Ovidius Constanţa, Romania. dcogalniceanu@univ-ovidius.ro
(6) Agricultural Research Center (ARC), Ministry of Agriculture, Egypt.
(7) Genetic Resources Department, Biotechnology Centre, Ministry of Environment, Qatar.
(8) Ministry of Environment, Qatar. moe@moe.gov.qa

Abstract: Qatar is a small country with desert climate and marine influence where only few studies have been done on reptiles and their distribution. These data are basic for the correct conservation and management of the species and their habitats. In this work we present ecological niche models (ENMs) for four sand-dwelling lizards in Qatar, using as predictors remote sensing and climatic data. Although both sets of predictors provided similar outputs, predicting the southern sandy areas of Qatar as suitable habitat for the four species, differences were detected, and they have been corrected using distance to sand layer on the raw remote sensing model. These models were considered at least "good" (AUC>0.8), and provide a useful species distribution predictive tool, despite their limitations. Future advances in the knowledge of the environment, higher resolution habitats and climate maps, will improve these and other ecological niche models in Qatar.

Key words: MaxEnt, reptiles, distribution, biodiversity, desert

Resumen (Modelización del nicho realizado de cuatro especies de saurios arenícolas en Catar): Catar es un pequeño país de clima desértico con influencia marina donde apenas se han realizado estudios sobre reptiles y su distribución hasta ahora, siendo estos datos básicos para la correcta gestión y conservación de las especies y espacios. Por ello, se han realizado modelos de nicho ecológico (ENMs) para cuatro especies de saurios arenícolas en Catar utilizando datos satelitales y climáticos. Si bien los resultados de ambos tipos de modelos son similares, prediciendo como aptas las áreas arenosas del sur, se han detectado algunas diferencias que se han corregido añadiendo una capa de distancia a arenas al modelo de datos satelitales. Los modelos realizados, que se consideran al menos "buenos" (AUC>0.8), son una útil herramienta predictiva de la distribución de las especies, a pesar de sus limitaciones. Futuros avances en el conocimiento del entorno, hábitats y clima a alta resolución permitirán mejorar los modelos de nicho ecológico en Catar.

Palabras clave: MaxEnt, reptiles, distribución, biodiversidad, desierto

INTRODUCTION

Qatar is a small country consisting in small islands in the Arabian Gulf and a peninsula bordered by Saudi Arabia in the south. This peninsula covers 11.571 km^2 with maximum distances of 186 km from North to South and 90 km from East to West. The maximum altitude is 103 m above sea level, so the orography is generally flat.

Climate is arid with high temperatures (the average temperature is 32.8ºC, ranging between 11- 45ºC) and low precipitations (58 mm/year distributed between November and May, with maximums in November and December), but with a marine influence which allows a high relative air humidity (minimum relative humidity, 34% in June) (QSA, 2013).

There are currently at least 21 species of lizards in Qatar, based only on a small number of studies on reptile distribution (Mohammed, 1988; Castilla et al., 2013; Valdeón et al. 2013; Cogălniceanu et al., 2014).Knowing the distribution of lizards in Qatar is our main objective, since it is important for both conservation and management. The current distribution can be assumed as the realized niche of the studied species, which can be forecasted by ecological niche models (ENMs) (Sillero, 2011).

These models require environmental data, which usually are bioclimatic data, but in areas with low density of climatic observatories, ENMs can be done taking advantage of satellite imagery data (Sillero et al. 2012).
One of the problems we observed in Qatar is the loss of sandy habitats due to human alterations, so we prioritized our study by focusing on four lizard species associated with sands.

METHODOLOGY

Occurrence data were obtained during our field work in Qatar in October 2012 and March-May 2013 (92.1%) and from other sources (2008-2014) like geolocated references in scientific papers (1.3%), geotagged photos on the Internet (5.3%) and reliable records from other collaborators (1.3%) (Cogălniceanu et al., 2014), covering almost all the peninsula (Figure 1). We registered in all 18 observations of *Acanthodactylus schmidti* (AS), 27 of *Phrynocephalus arabicus* (PA), 22 of *Stenodactylus arabicus* (SA) and 8 of *Scincus mitranus* (SM).

We used MaxEnt 3.3.3k software (Phillips et al. 2006), which uses the Maximum Entropy method, to create ENMs. This software is considered powerful to create ENMs even with low sample sizes (Hernandez et al., 2006; Pearson et al., 2007). It needs occurrence data (geotagged points) and environmental data (raster layers) to run.

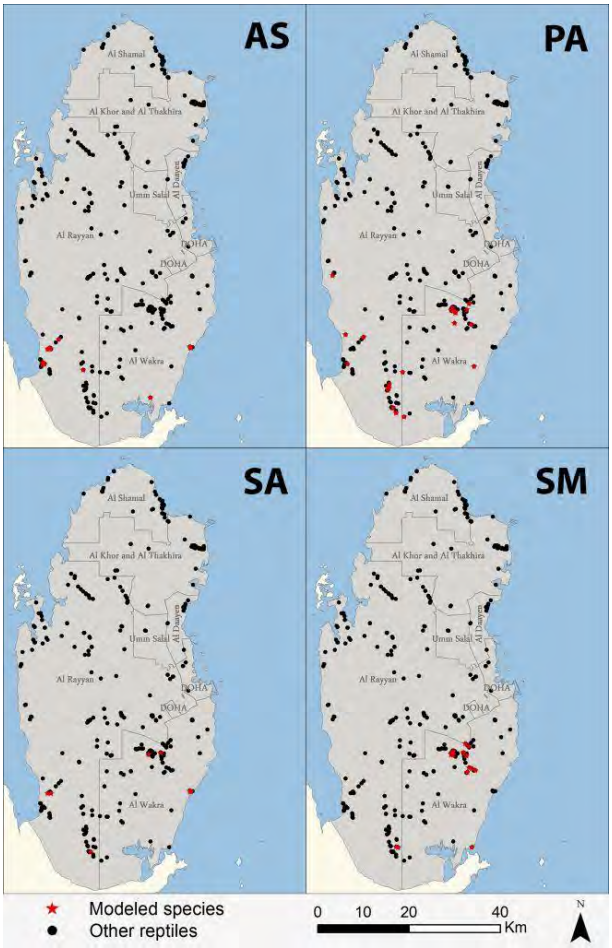


Fig. 1: Distribution of the occurrences of the four lizard species in Qatar.

We used two sets of environmental layers: one obtained from remote sensing, using cloud-free Landsat 8 image (registered on 20 May 2013, consistent with our fieldwork dates) and a DEM provided by ASTER (ASTER GDEM V.2) at 30 m resolution, and another consisting in bioclimatic variables from WorldClim database (Bioclim dataset) (Hijmans et al., 2005) provided at 30 arc-second resolution (approx. 1 km). After re-projecting these data to UTM the layout was obtained at 500 m resolution. Some observations were erased to avoid the presence of two occurrence points for the same species into the same pixel of 30 m or 500 m depending on the environmental dataset used.

From the blue, green, red, near IR, SWIR 1 and SWIR 2 layers, a new image was generated. An atmospheric correction was made by Dark Object method, and then a Principal Component Analysis was done in ERDAS Imagine 2011, saving the first three axes, and a Tasseled-Cap transformation was done, obtaining the brightness, humidity and greenness. Raw layer 11 of the Landsat 8 image was used considering it as temperature layer. We obtained altitude and slope from the GDEM.

A correlation analysis was done in ArcGIS, and the final layers were selected avoiding a correlation higher than 70%. Altitude was discarded because of the low variability in the country, and PC1 and all the layers obtained from the Tasseled-Cap were discarded because there were correlated with other layers. The remaining layers were temperature, PC2, PC3 and slope.

Furthermore, a soil supervised classification was made using ERDAS Imagine 2011 software, to extract a binary layer of sands (presence/absence) in ArcGIS 10 software. This soil classification was evaluated with a map of soils of Qatar (QSA, 2013), having a sand classification accuracy of 97.05%, with an omission error of 9.98 % and a commission error of 6.12%. Moreover, the Euclidean distance to sands was calculated to be used as environmental layer because although our target species are supposed to be associated with sands, lizards can move away and can be temporarily in other habitats if they are close to sands.

To make the models, ten repetitions per model were made, using 80% of occurrences as training and 20% as test, changing the training/test points in each repetition randomly. A consensus model was then made using the average model of the ten repetitions, and it was binarized as presence/absence model using the 10 percentile threshold.

Each average model´s accuracy was tested with the AUC (Area Under the ROC Curve) value. If this value is over 0.8 the model is considered good, or excellent if it is over 0.9.

To compare these final models among species and environmental predictors, we used the Relative Rank (RR) similitude statistic (Warren and Seifert, 2011), implemented in ENMTools 1.4. These values were compared using Mann-Whitney test among methods and among species using Past 3.01 software (Hammer et al. 2001).

DATA

ENM models had an average AUC of 0.90 (0.81-0.94) (Figure 2), so all the models can be considered at least "good" according to this criterion. Nevertheless, for SA and PA, SDA models seem to be sensibly worse than CDA and Bioclim, while for SA both remote sensing based models perform better than Bioclim.. Binary models can be seen in Figure 3.

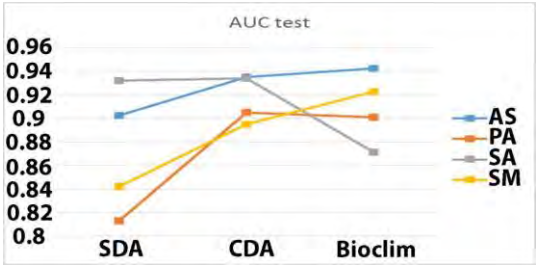


Fig. 2: AUCs of the ENMs constructed for each species and with different environmental predictors (SDA: Using only Landsat 8 data and slope as environmental layers; CDA: Using Distance to sands, Landsat 8 data and slope as environmental layers; Bioclim: Using Bioclim dataset as environmental layers).

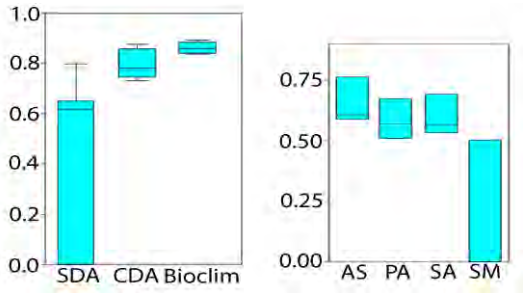


Fig. 4: Similitude among the species´ models created from each set of predictors (left), and similitude between the different outputs generated by the different set of predictors for each species (right)

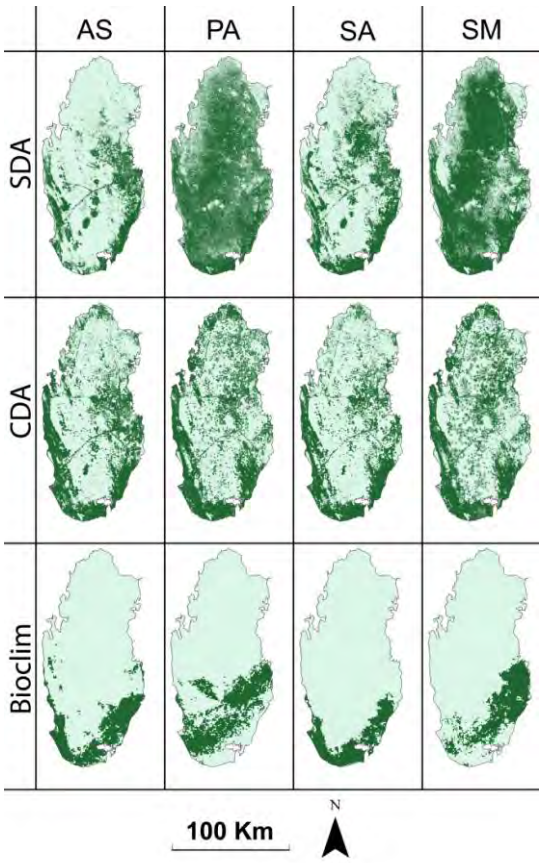


Fig. 3: ENMs constructed for each species and with different methodologies.

Our results show significant differences between the SDA and CDA models ($p<0.05$), and between the SDA and Bioclim models ($p<0.005$). However, no significant differences were found between the CDA and Bioclim models ($p > 0.05$).

When comparing intraspecific correlations between pairs of methods no significant differences were found among species, although *Scincus mitranus* SDA model is very different to the CDA (RR=0.00078) and Bioclim (RR=0.00083) models.

CONCLUSIONS

We obtained similar SDA distribution models for the species *Phrynocephalus arabicus* and *Scincus mitranus*, considering suitable almost all the peninsula. This may be explained because both species have been observed mainly in patched habitats where siliceous sand dunes are surrounded by limestone landscapes and mixed spectral signatures can be assigned to limestones in these models, or some animals were found on limestones, but always near sands.

The distance to sands layer plays a great role, correcting at least partially this error, as can be seen in the CDA models, where similar ENMs are shown for the four species (Figures 3 and 4). Since these species are distributed in the southern sandy areas of Qatar, this indicates that they are sand-dependent species, a fact confirmed by our own observations and bibliography (e.g. Arnold, 1984).

Although bioclimatic maps appear more accurate, according to AUC-test results, they can be less reliable due to the low number of climatic observatories in the area used to build the climatic database (Hijmans et al. 2005), and because we only modelled partial ranges of these species. More effort to build a robust climatic database in the country is necessary for ecological modelling and other research fields.

Although current maps can be very useful to predict the occurrence of species in areas not sampled of Qatar, future approximations made with larger sample sizes and new layers of predictors with higher spatial resolution climatic data, and higher resolution imagery or others, will improve these models, providing an essential biodiversity management tool.

Acknowledgements
To all the people involved in the field work, especially to Alberto Gosá and Paloma Mas-Peinado. We also acknowledge the logistic support of different Qatari institutions, including Qatar Foundation, the Ministry of Environment of Qatar, the General Directorate of Natural Reserves, Ras Laffan Industrial City and Qatar Petroleum. The field work was supported by the project #QF.00.307.722011.QE11 (Qatar Foundation) to Dr. Aurora Castilla. AV was supported by a predoctoral grant of Gobierno de Navarra.

References

Arnold E. N. (1984): "Ecology of lowland lizards in the eastern United Arab Emirates". *Journal of Zoology*, 204/3: 329-354. doi: 10.1111/j.1469-7998.1984.tb02377.x

Castilla A. M., Valdeón A., Cogălniceanu D., Gosá A., Alkuwary A., Saifelnasr E. H., Al Naimi S., Al-Hemaidi A.A.M. (2013): "First record of a gecko species to the fauna of Qatar: *Hemidactylus persicus* Anderson, 1872 (Gekkonidae)". *QScience Connect* 2013: 28. doi:10.5339/connect.2013.28

Cogălniceanu D., Castilla A. M., Valdeón A., Gosá A., Al-Jaidah N., Alkuwary A., Saifelnasr E. O. H., Mas-Peinado P., Richer R., Al-Hemaidi A. A. M. (2014): "A preliminary report on the distribution of lizards in Qatar". *ZooKeys* 373: 67–91. doi: 10.3897/zookeys.373.5994

Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P.D. (2001): "PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis". *Palaeontologia Electronica* 4/1: 9pp.

Hernandez P. A., Graham C. H., Master L. L., Albert D. L. (2006): "The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modelling methods". *Ecography*, 29: 773-785. doi: 10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x

Hijmans R.J., Cameron S. E., Parra J. L., Jones P.G., Jarvis A. (2005): "Very high resolution interpolated climate surfaces fot global land areas". *International Journal of Climatology*, 25(15): 1965-1978. doi: 10.1002/joc.1276

Mohammed M. B. H. (1988): "Survey of the reptiles of Qatar". *Proceedings of the Zoological Society of the Arab Republic Egypt*, 15: 17–26.

Pearson R. G., Raxworthy C. J., Nakamura M., Peterson A.T. (2007): "Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar". *Journal of Biogeography*, 34: 102-117. doi: 10.1111/j.1354-2699.2006.01594.x

Phillips S. J., Anderson R. P., Schapire R. E. (2006): "Maximum entropy modelling of species geographic distributions". *Ecological Modelling*, 190: 231-259. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

Qatar Satatistics Authority (2013): *Qatar Atlas*, Qatar Statistics Authority, Doha, Qatar, 303 p.

Sillero N. (2011): "What does ecological modelling model? A proposed classification of ecological niche models based on their underlying methods". *Ecological Modelling*, 222: 1343-1346. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2011.01.018

Sillero N., Brito J. C., Martín-Alfageme S., García-Meléndez E., Toxopues A. G., Skidmore A. (2012): "The significance of using satellite imagery data only in Ecological Niche Modelling of Iberian herps". *Acta Herpetologica*, 7(2): 221-237.

Valdeón A., Castilla A. M., Cogălniceanu D., Gosá A., Alkuwary A., Saifelnasr E., Naumann E., Mas-Peinado P., Richer R., Al-Hemaidi A. A. M. (2013): "On the presence and distribution of the Gulf sand gecko, *Pseudoceramodactylus khobarensis* Haas, 1957 (Reptilia: Squamata: Gekkonidae) in Qatar". *QScience Connect* 2013.34. doi:10.5339/connect.2013.34

Warren D. L., Seifert S. (2011): "Ecological niche modelling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria". *Ecological Applications*, 21/2: 335-342.

GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE MASIEGA *Cladium mariscus* INTERMEDIADAS POR ÁNADE AZULÓN *Anas plathyrhynchos* COMO VECTOR. ESTUDIO DE CASO EN LA LAGUNA DE MANJAVACAS (CUENCA, CASTILLA-LA MANCHA).

Guijarro, D. (1, 2), Castillo-Escrivá, A. (1), Vall, L. (1), López-Iborra, G. (3), Gosálvez, R.U. (4), Gil-Delgado, J.A. (1,2).

(1) Departamento de Microbiología y Ecología, Universidad de Valencia.
(2) Instituto Cavanilles de Biodiversidad i Biología Evolutiva, Universidad de Valencia. gild@uv.es.
(3) Departamento de Ecología / IMEM Ramón Margalef, Universidad de Alicante. german.lopez@ua.es
(4) Dpto. de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Castilla-La Mancha. rafaelu.gosalvez@uclm.es

Resumen: En el marco del proyecto *Ecolake* exploramos la función que tienen las aves en los procesos dispersivos de especies vegetales y animales. Sobre un pequeño número de excrementos de ánades azulones analizados (12) se han encontrado en cinco de ellos (41.7%) semillas de masiega. Después de separar las semillas y sembrarlas, germinaron 44 plántulas (52%) de un total de 84 semillas plantadas. La aparición en los excrementos y su posterior germinación muestra que los ánades azulones tienen capacidad de dispersar la masiega.

Palabras clave: Ánade azulón; Germinación; Masiega; Semilla; Vector de dispersión.

Abstract (Seeds germination of sawtooth sedge *Cladium mariscus* mediated by mallard *Anas plathyrhyncHos* as the vector). Case study on the shallow lake Manjavacas (Cuenca, Castilla-La Mancha): Framed in the Ecolake project we explore the dispersal process of seeds intermediate by waterfowl. We have analyzed 12 feces of mallards. Five out of twelve samples contained sawtooth sedge seeds (41.7%). Then we planted 84 seeds and germinated 44 seedlings (52%). The appearance in the feces and subsequent germination of sawtooth sedge shows that mallards are capable of dispersing this plant species.

Key words: Dispersal vector; Germination; Mallard; Sawtooth sedge; Seed.

INTRODUCCIÓN

Las aves acuáticas tienen una función potencial clave en el desarrollo y la viabilidad de las comunidades de plantas de las zonas húmedas por su capacidad de transportar propágulos y por contribuir como vectores a los procesos de dispersión (Nathan et al., 2008; Brochet et al., 2009).

Para que una planta se asiente en una nueva zona por medio de las aves deben verificarse dos procesos: i) la llegada mediante el transporte por las aves, y ii) la germinación de las semillas transportadas. El primer aspecto se pone en evidencia mediante el análisis de excrementos, plumas y patas para determinar la presencia de semillas o frutos. Para el segundo hay que probar el poder germinativo y la viabilidad de las semillas (Espinar et al., 2006).
En este trabajo se han analizado ambos procesos mediante el uso de excrementos de ánades azulones *Anas plathyrhynchos* y semillas de masiega *Cladium mariscus* contenidos en los mismos.

METODOLOGÍA

Se han analizado los procesos por los que una planta se asienta en una nueva zona por medio de las aves, a saber, la llegada mediante el transporte por las aves, y la germinación de las semillas transportadas.

Para ello se ha dispuesto de un lote de 12 excrementos de ánades azulones *Anas plathyrhynchos* recolectados durante el otoño de 2013 en la laguna de Manjavacas (Mota del Cuervo, Cuenca) y se ha analizado la presencia en ellos de semillas de masiega *Cladium mariscus*.

Una vez determinada la presencia de semillas de masiega, el siguiente paso consistió en sembrarlas usando como sustrato para la germinación los propios excrementos, en condiciones de humedad constante.

DATOS

En 5 de los excrementos procesados (41,7%; N=12) aparecieron un total de 84 semillas de masiega.
De estos 84 frutos de masiega sembrados, 44 (52%) dieron lugar a plántulas.

Esta proporción es similar a las obtenidas en estudios que sobre especies del mismo género trataron de determinar la capacidad de germinación de las semillas.

Falta por determinar la cualidad alóctona o autóctona de estas semillas dado que los azulones pueden alimentarse en áreas lejanas a los lugares de descanso y esta planta presenta una amplia distribución en lagunas y humedales de Castilla-La Mancha (Cirujano y Medina, 2002).

CONCLUSIONES

Nuestros resultados muestran que el trasiego por el tracto intestinal de los ánades azulones no impide la capacidad de germinación de las semillas de la masiega.

El proceso es similar al descrito para interacciones entre otras especies de plantas acuáticas y ánades (Espinar et al., 2006; Brochet et al., 2009, 2010).

Agradecimientos

Trabajo realizado en el marco del proyecto ECOLAKE "*Patrones ecológicos en lagunas mesetarias: las claves para su conservación*" (CGL2012-38909), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España y por la Unión Europea a través del Fondo Europeo de Desarrollo Regional - FEDER "Una manera de hacer Europea".

Referencias bibliográficas

Brochet, A. L., Guillemain, M., Fritz, M. H., Gauthier-Clerc, M., Green A. J. (2009): "The role of migratory ducks in the long-distance dispersal of native plants and the spread of exotic plants in Europe", *Ecography,* 32: 919-928.

Brochet, A. L., Guillemain, M., Fritz, M. H., Gauthier-Clerc, M., Green, A. J. (2010): "Plant dispersal by teal (*Anas crecca*) in the Camargue: duck guts are more important than their feet", *Freshwater Biology,* 55:1262-1273.

Cirujano, S. y Medina, L. (2002): *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha*, RJB-CSIC y JCCM, Madrid, 340 p.

Espinar, J. L., García, L. V., Figuerola, J., Green, A. J., Clemente. L. (2006): "Effects of salinity and ingestion by ducks on germination patterns of *Juncus subulatus* seeds", *Journal of Arid Environments,* 66:376-383.

Nathan, R., Schurr, F.M., Spiegel, O., Steinitz, O., Trakhtenbrot, A., Tsoar, A. (2008): "Mechanisms of long-distance seed dispersal", *TREE*, 23:638-647.

TENDENCIA ESPACIO-TEMPORAL DE LA DISTRIBUCIÓN DE LAS AVES ACUÁTICAS INVERNANTES EN ESPAÑA (1990-2009)

Serrano-Notivoli, R. (1), Longares, L.A. (1)

(1) Dpto. Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza. Pedro Cerbuna 12, 50.009 – ZARAGOZA. rs@unizar.es

Resumen: La Península Ibérica es una importante área de invernada para las aves acuáticas de Europa occidental. Los esfuerzos realizados por las Comunidades Autónomas por conocer el número de individuos que cada año visitan los diferentes humedales peninsulares, se reflejan en un conjunto de censos disponibles desde 1990 y que son recopilados por el Ministerio de Medio Ambiente español y la Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife). De esta información, se han extraído para el presente trabajo las tendencias anuales de crecimiento en número total de individuos y especies para cada uno de los más de 2000 humedales de toda España con censo disponible en el periodo 1990-2009, dividiéndolo en dos partes diferenciadas que permiten estudiar los cambios en las tendencias entre décadas. Del mismo modo, se realiza un tratamiento cartográfico de los datos, que permite observar en diferentes mapas los patrones espaciales de esta tendencia en relación con la distribución de los datos.

Palabras clave: Tendencias; invernantes; cartografía; distribución; España.

Abstract (Spatio-temporal distribution trends of wintering birds in Spain (1990-2009)): Iberian Peninsula is an important wintering area for West european waterfowl. Autonomus Region efforts to know the number of birds that visit each peninsular wetlands every year, are reflected in a set of available census from 1990 which are compilated by spanish Ministry of Environment and Ornitology Spanish Society (SEO/Birdlife). In present work, anual growth trends of total number of birds and species have been extracted from those data for each of more tan 2000 wetlands all over of Spain with available census in period 1990-2009, dividing it into two distinct parts that allow us to study the changes in trends between decades. Alike, is realized a cartographic treatment of data, which allows to see in different maps spatial patterns of that trend related to data distribution.

Key words: Trends; wintering; cartography; distribution; Spain.

INTRODUCCIÓN

Dentro del territorio español, los censos de aves acuáticas invernantes constituyen unos de los programas de seguimiento de avifauna, que de forma regular se realizan sin interrupción desde la década de los 60. El principal organismo impulsor de estos trabajos lo constituye la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife), siguiendo el ejemplo de países europeos con mayor tradición en este tipo de trabajos (Gran Bretaña y Alemania), y que han sido apoyados por los diferentes Ministerios encargados de la temática medioambiental, en lo referente a las labores de coordinación y recopilación de la información desde 1989, año en el que las Comunidades Autónomas, se encargan de los censos, junto con voluntarios que participan desde sus inicios en estos censos nacionales coordinados.

Los resultados están disponibles para más de 2.000 localizaciones y han sido sintetizados en dos publicaciones: Martí y Del Moral, 2003 y González y Pérez-Aranda, 2011. Ambas publicaciones recogen la tradición de trabajos anteriores como los de: Bernis, 1972; Carbonell y Muñoz-Cobo, 1980; Alberto y Purroy, 1981; Ena y Purroy 1982 y 1983; Fernández Cruz 1982; Gómez y Dolç 1987 y 1990; y Troya y Bernués 1990. Sin embargo, pretenden dar un paso más allá al tratar de conocer el número de aves por especie presente en cada uno de los humedales españoles, su distribución, abundancia y tendencia a escala de cuenca hidrográfica, Comunidad Autónoma y humedal.

No obstante, y queriendo avanzar algo más en el análisis de estos datos, el trabajo que aquí se presenta, pretende añadir una vertiente geoespacial al análisis, mostrando resultados cartográficos de una primera aproximación a las tendencias observadas en el conjunto del territorio español, para el total nacional de los datos disponibles en cuanto a número de individuos y número de especies y todo ello desglosado en dos décadas (1990-1999 y 2000-2009), sentando al mismo tiempo las bases de un futuro trabajo que analice estos resultados junto a otros factores del medio en relación con la variabilidad espacial.

METODOLOGÍA

De las 2.236 localizaciones con datos de censos, se seleccionaron aquellas en las que había más de 7 años con datos en cada década, finalmente se trabajó con 411 localizaciones en la década de 1990-1999, y 729 en 2000-2009. Para llevar a cabo el análisis de tendencias se calculó el incremento medio anual del número de especies por década, y se consideraron con tendencia positiva aquellos lugares en los que había aumentado de media más de una

especie al año, y con tendencia negativa la que había disminuido al menos una. En el caso del número de individuos, se calculó, de la misma manera, el incremento medio anual, pero como la variabilidad de una zona a otra era tan alta, se relativizó el valor absoluto en porcentaje de incremento respecto a la media de individuos por década en cada lugar.

La cartografía de las tendencias permite observar agrupaciones espaciales no visibles de otro modo. La mayor desventaja de este método es que requiere de gran cantidad de datos bien distribuidos por todo el territorio para no introducir sesgos en la interpretación de los resultados. En este caso los datos completan bastante bien el territorio español, con excepción de la Comunidad de Extremadura y el oeste de Andalucía, así como la zona centro-norte de Castilla y León.

RESULTADOS

Tendencia en el número de especies de aves acuáticas invernantes por humedal en España.

Los datos respecto al número de especies censadas en la totalidad del territorio español, muestran que a pesar del incremento observado en cuanto al número de puntos de censo (Tab. 1), el porcentaje de humedales que muestran tendencia positiva en incremento en el número de especies (Fig. 1) era claramente mayor en la década de 1990-1999 que en la 2000-2009.

Periodo	Pos.	Neg.	Sin tend.	Total
1990-1999	85	7	319	411
2000-2009	55	36	638	729

Tab. 1. Número de humedales censados por década y reparto según la tendencia observada en el número de especies.

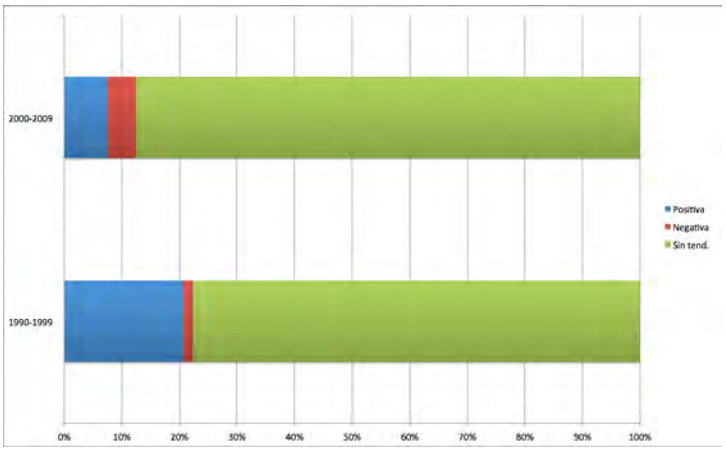


Fig. 1. Porcentaje de distribución de la tendencia de los humedales censados por década en relación con el número de especies detectadas.

Este cambio denota una disminución en la participación de los humedales con tendencia positiva en la década 2000-2009, descenso que repercute en el incremento del porcentaje de los que muestran tendencia negativa, y algo menos que en los que no muestran tendencia significativa (Fig 1).

Por su parte, la cartografía permite observar como en la década 1990-1999 (Fig. 2), salvo dos humedales de interior en Aragón (Gallocanta y Embalse del Pas) el resto de puntos con tendencia negativa se sitúan en ambientes de costa (Cabo Sillero -Galicia- y Salinas de San Pedro -Murcia-) o marisma, (contexto de Doñana y Bahía de Cádiz), siendo estos poco numerosos en comparación con los de tendencia positiva y tendencia no significativa observada.

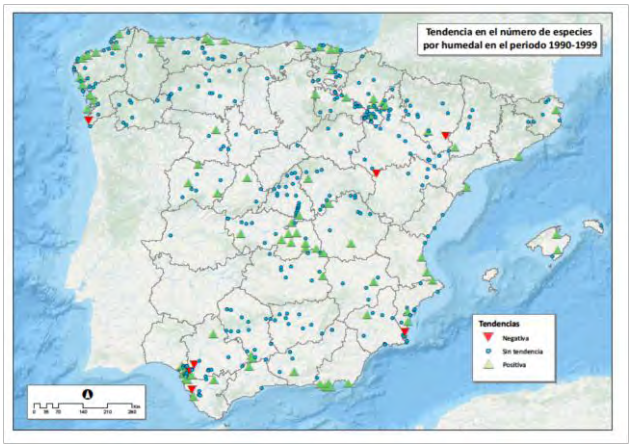


Fig. 2: Tendencia en el número de especies por humedal para la década 1990-1999.

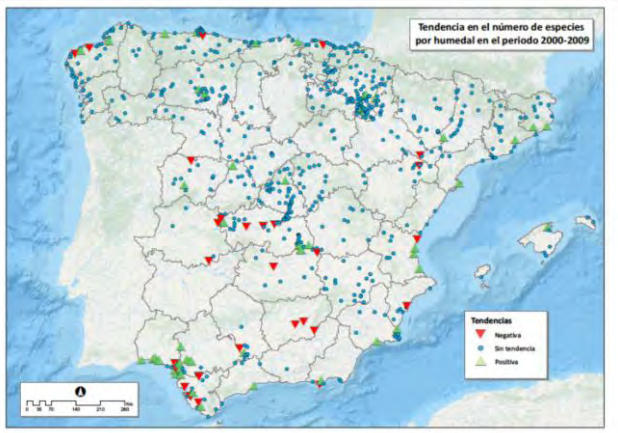


Fig. 3: Tendencia en el número de especies por humedal para la década 2000-2009.

En la década 2000-2009 el reparto de los grupos de tendencia es bastante similar en las tres categorías (Fig. 1), destacando el incremento notable de los humedales con tendencia negativa y un aumento moderado de los de que no muestran tendencia significativa en relación con la década anterior, en claro detrimento de los humedales con tendencia positiva.

La cartografía (Fig. 3) refleja este cambio, apareciendo un buen número de humedales con tendencia negativa en el interior del país, en especial en las CC.AA. de Andalucía y Castilla-La Mancha, manteniéndose los humedales de

marisma citados con tendencia negativa para la década anterior en situación similar, pero aumentando esta categoría en el contexto de Doñana y apareciendo nuevos y significativos en la costa cantábrica (Urdaibai -Vizcaya-) y atlántica.

Tendencia en el número de individuos de aves acuáticas invernantes por humedal en España.

En cuanto a la tendencia relacionada con el número de individuos, de nuevo la década 1990-1999 muestra un mayor porcentaje de humedales con tendencia de incremento en el número de individuos censados (Fig. 4), frente a la década 2000-2009, en la que es reseñable el incremento del grupo con porcentaje de humedales con tendencia negativa relevante, así como un aumento en el número de humedales cuya tendencia se considera irrelevante al tratarse de valores de individuos muy bajos.

Desde el punto de vista espacial (Fig. 5), se observa una dispersión generalizada de los humedales con tendencia negativa y positiva en la década 1990-1999, aunque es reseñable la agrupación de tendencia negativa en el entorno de Doñana y provincia de Alicante, con categorías relevante y muy relevante. Del mismo modo que categorías con tendencia positiva muestran cierta agrupación en el Sur de la Comunidad de Madrid-Ciudad Real, Sur de Navarra-NW de la provincia de Zaragoza, centro del Principado de Asturias y Urdaibai y entorno en Guipúzcoa.

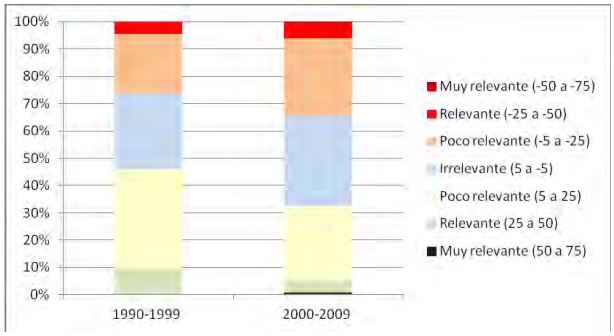


Fig. 4. Distribución del porcentaje de humedales en relación con la tendencia observada para número de individuos censados en cada década.

Por otra parte, la década 2000-2009 no parece mostrar un patrón claro de distribución en cuanto a la agrupación de las categorías de tendencia (Fig. 6), sin embargo, si se varían las zonas de concentración de valores similares respecto a la década anterior.

Así en esta década los sectores con tendencia negativa más significativa se sitúan, a excepción del sector costero asturiano entre Gijón y Avilés, en zonas del interior como en Cataluña, Jaén, Sur de Navarra y Comunidad de Madrid, estas dos últimas con predominio de tendencia positiva en la década anterior. Del mismo modo aparecen en esta década nuevos focos de concentración de tendencia positiva, como el corredor del Ebro entre La Rioja y Zaragoza, sur de Albacete y sureste de Ciudad Real o el territorio limítrofe entre Ávila y Segovia, destacando al mismo tiempo, la presencia de un número reseñable de humedales con tendencia positiva muy relevante como la Veiga de Pumar (Lugo), Laguna Redonda (Ávila), Laguna de las Yeguas (Ciudad Real), Estanca de Borja (Zaragoza) y remanso puente autopista Castejón (Navarra), mientras que en la década anterior esta situación solo se produjo en el interior de la Bahía de Cádiz.

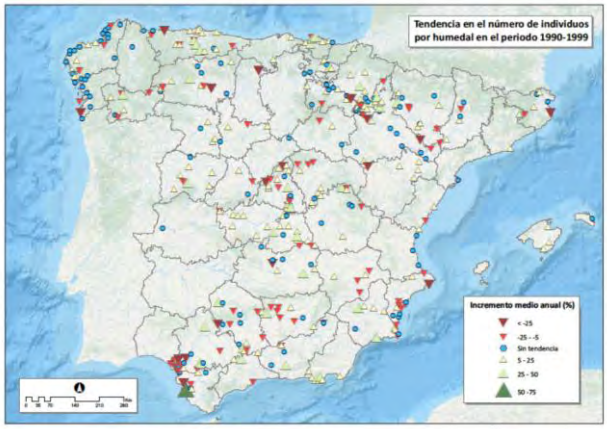


Fig. 5: Tendencia en el número de individuos por humedal para la década 1990-1999.

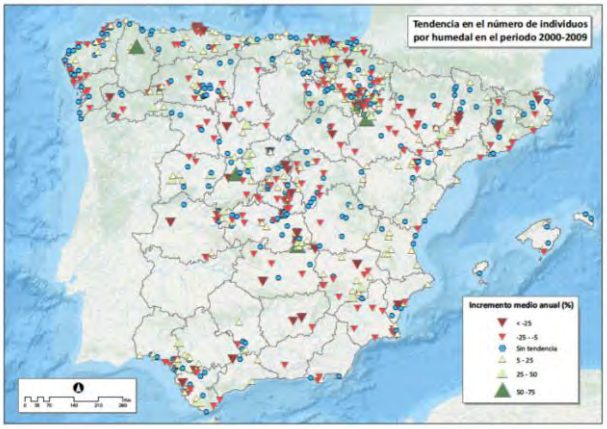


Fig. 6: Tendencia en el número de individuos por humedal para la década 2000-2009.

CONCLUSIONES

Poco conocemos de las razones por las que se producen las variaciones espaciales en las concentraciones de aves acuáticas invernantes en nuestro país. Para el oeste europeo Ridgill y Fox (1990), establecen relación entre los inviernos fríos y el incremento de los desplazamientos migratorios, al disminuir la disponibilidad de alimento en sus zonas de invernada habituales. Por su parte, en España estas variaciones se han asociado a los niveles hídricos de los principales humedales españoles (Dolç y Gómez 1988).

Hasta el momento los trabajos sobre el total de los datos disponibles de Martí y Del Moral, 2003 y Gonzáles y Pérez-Aranda, 2011, tampoco han dado ninguna pista, estableciendo conclusiones sobre los valores de concentración y tendencia de las poblaciones de aves a escala de humedal, CC.AA. y cuenca hidrográfica, poniendo de manifiesto la importancia de humedales como Doñana y Delta de Ebro en cuanto al número de aves

que acogen, o de Andalucía como CC.AA., al mismo tiempo que concluyen que la tendencia demográfica general es fiable y que el 76% de humedales presentan a nivel de especie tendencia positiva, mientras que a escala hidrográfica esta tendencia es desconocida.
Sin embargo, nuestro trabajo pone de manifiesto que a nivel nacional y para el conjunto especies e individuos de aves acuáticas los resultados evidencian diferencias importantes en las tendencias entre la década de 1990-1999 y 2000-2009, observándose un cambio de tendencias positivas a negativas con el paso de década, así como heterogeneidad en la distribución de los valores de tendencia, y lo que es más reseñable, cambios de tendencia por década en algunas concentraciones de humedales. Resultados que se sitúan más en la línea de lo observado para todas las poblaciones de las que se tiene información a nivel mundial, para las que el 38% está en disminución y sólo el 20 % están en aumento, 39% son estables y el 3% están fluctuando (Wetlands International, 2012), estableciendo las bases para la continuidad de este trabajo, animándonos a analizar variables espaciales que pueden estar en relación con estos cambios espaciales observados en las tendencias y comprender la razón de estas variaciones en las concentraciones de aves acuáticas en nuestro país.

Referencias bibliográficas

Alberto, L.J. y Purroy, F.J. (1981): "Censos de limícolas invernantes en España (1978,1979 y 1980), realizados por la Sociedad Española de Ornitología". *Ardeola*, 28: 3-34. Madrid.

Bernis, F. y Compte, A. (1972): *Informe sobre Las Tablas de Daimiel y otras zonas húmedas naturales manchegas*. CSIC-ADENA

Carbonell, M. y Muñoz-Cobo, J. 1980. Censo español de aves acuáticas. Enero 1976. *Ardeola*, 25: 3-46. Madrid.

Dolç, J.C. y Gómez, J.A. (1988): "Las anátidas y fochas invernantes en España" en: Tellería, J.L. (ed.): *Invernada de Aves en la Península Ibérica*, pp.55-69. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

Dolç, J.C. y Gómez, J.A. (1990): "Resumen del censo nacional de aves acuáticas invernantes. Enero 1988". *La Garcilla* 67:6-7 y 28. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

Ena, V. y Purroy, F.J. (1982): *Censos invernales de aves acuáticas en España (Enero 1978, 79 y 80)*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Instituto para la Conservación de la Naturaleza. Madrid.

Ena V. y Purroy F.J. (1983): Resultados del censo de aves acuáticas en España (enero 1983). *Ardeola* 30: 100-105. Madrid.

Martí, R. y Del Moral, J.C. (Eds.) (2003): *La Invernada de Aves Acuáticas en España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/Birdlife. Ed. Organismo Autónomo Parque Nacionales, Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

González R. y Pérez-Aranda D. (2011): *La invernada de aves acuáticas en España, 1980-2009.* SEO/BirdLife. Madrid.

Ridgill y Fox (1990): *Cold Weather Movements of Waterfowl in Western Europe*. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, 89 p.

Troya, A. y Bernués, M. (coords.) (1990): *Censo de acuáticas invernantes. Enero 1989.* ICONA. Madrid.

Wetlands International (2012): *Waterbird Population Estimates, Fith Edition. Summary Report*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

Capítulo VI

Fauna y Biogeografía Estructural y Dinámica

ESTUDIO PRELIMINAR DE PARÁMETROS DE LOS VUELOS DE ALIMENTACIÓN DEL CERNÍCALO PRIMILLA (*Falco naumanni*) MEDIANTE GPS-DATALOGGERS

Hernández-Pliego, J. (1), Rodríguez, C. (2), Bustamante, J. (1)

(1) Dpto. Ecología de Humedales, Estación Biológica de Doñana (Consejo Superior de Investigaciones Científicas). jhpliego@ebd.csic.es
(2) Dpto. Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana (Consejo Superior de Investigaciones Científicas).

Resumen: El cernícalo primilla es un pequeño halcón que cría en colonias a lo largo de la región Mediterránea y que ha sufrido un gran declive poblacional derivado de la intensificación agrícola. Durante una temporada de cría, 19 individuos de una colonia de cernícalo primilla fueron seguidos mediante GPS-datalogger configurados a alta frecuencia. Nuestros resultados preliminares muestran que a través de los perfiles de altitud y velocidad de vuelo aportados por los GPS se pueden identificar las áreas de alimentación de los individuos. Nuestros resultados también sugieren la existencia de una plasticidad de movimientos de alimentación en la especie, disminuyendo la duración de los mismos e incrementando su número por día hacia el final de la temporada de cría cuando la demanda energética de los individuos reproductores es mayor debido al cuidado de los pollos. Esta aproximación tiene importantes aplicaciones en la conservación del cernícalo primilla.

Palabras clave: Ecología del Movimiento, seguimiento animal, patrones de movimiento, estrategias de alimentación, temporada de cría.

Abstract (title of contribution): Foraging movement parameters of the lesser kestrel (*Falco naumanni*) using GPS-dataloggers: A preliminary study. The lesser kestrel is a small-sized falcon that breeds across the Mediterranean basin. This species suffered a strong population decline due to agricultural intensification. During one breeding season, 19 individuals from a lesser kestrel colony were tracked using high-frequency GPS-dataloggers. Our preliminary results showed that it is possible to identify the foraging areas within the individual foraging movements by analyzing the flight altitude and speed registered by the GPS. Our results also suggested the existence of kestrel plasticity of foraging movements that decreased their duration and increased their number per day by the end of the breeding season when the energy demand of breeders is higher due to chick rearing. This approach has important applications in management and conservation of the lesser kestrel.

Key words: Movement Ecology, animal tracking, movement patterns, foraging strategies, breeding season.

INTRODUCCIÓN

Los grandes avances tecnológicos de las últimas décadas han permitido profundizar en el conocimiento general sobre la biología animal. Frecuencia cardíaca, niveles hormonales o temperatura corporal son algunos de los parámetros que pueden ser obtenidos a distancia sin necesidad de capturar a los individuos repetidamente, evitando de esta forma causarles molestias o perturbaciones (Cooke et al. 2004).

El estudio del movimiento animal ha sido una de las disciplinas que mayor desarrollo ha experimentado sirviéndose de las nuevas tecnologías. El paso desde la inferencia del movimiento a través de capturas y recapturas de individuos en diferentes localizaciones hasta la aplicación de la tecnología GPS para su estudio ha supuesto una auténtica revolución (Ovaskainen, 2004; Tomkiewicz et al., 2010). La elevada resolución espaciotemporal que aporta este sistema permite describir con elevado detalle el movimiento animal, así como estudiar las causas y consecuencias asociadas al mismo, incluso desde una perspectiva individual (Cagnacci et al., 2010; Dodge et al., 2013). Además, la reducción del coste y el tamaño de los dispositivos de seguimiento han multiplicado el número de estudios centrados en el movimiento y el número de especies que han podido ser estudiadas (Bridge et al. 2011).

La Ecología del Movimiento es una rama de la ecología que ha recobrado su auge debido a todos estos avances tecnológicos y que trata de dotar de un marco teórico único al creciente número de estudios sobre movimiento (Holyoak et al., 2008). Según este paradigma, el movimiento observado es el resultado de la compleja interacción entre cuatro pilares fundamentales, endógenos y exógenos: el estado interno del individuo, sus capacidades de motilidad y navegación y los factores externos, tanto bióticos como abióticos (Nathan et al. 2008). Teniendo en cuenta que el movimiento es una de las principales respuestas del individuo para adaptar sus necesidades a la heterogeneidad y dinamismo del medio en el que habita, cambios en cualquiera de los factores anteriores pueden originar cambios en los patrones de movimiento (Martin et al. 2013).

El cernícalo primilla es el ave rapaz más pequeña del Paleártico (masa corporal media: 120 – 140 g). Esta especie migratoria pasa el invierno en África y en la época estival cría formando colonias a lo largo de la región

mediterránea, donde se encuentra muy asociada a zonas agrícolas. El cernícalo primilla ha sufrido un gran declive poblacional desde los años sesenta debido a los cambios de usos del suelo derivados de la intensificación agrícola (Serrano y Delgado 2004). La ecología de esta especie ha sido ampliamente estudiada enfocada hacia su conservación (Bustamante y Negro, 1994; Rodríguez y Bustamante, 2003; Catry et al., 2013), sin embargo la aplicación de las nuevas tecnologías permite responder cuestiones hasta ahora inabarcables (Rodríguez et al., 2012; Hernández-Pliego et al., In press).

Nuestro objetivo principal ha sido el estudio de la ecología del movimiento del cernícalo primilla durante la temporada de cría desde una perspectiva individual y mediante el uso de GPS-dataloggers. Esta aproximación nos permite conocer más sobre el comportamiento de alimentación de la especie, incluyendo la selección del hábitat de caza, las estrategias que siguen para obtener el alimento y los patrones temporales de los movimientos de alimentación. A lo largo del período de cría, los individuos reproductores de cernícalo primilla experimentan un incremento de la demanda energética, desde que se establecen en la colonia cuando tienen que alimentarse sólo a sí mismos hasta el final de la temporada cuando han de alimentar también a su prole, al igual que ocurre en especies cercanas (Masman et al. 1988). Hipotetizamos que este incremento de la demanda energética originaría marcados patrones temporales en los movimientos de alimentación a lo largo del período de cría. Acorde a esto, esperamos que: (1) la duración de los movimientos de alimentación sea menor al final de temporada, de forma que se maximice la tasa de cebas a los pollos, y (2) el número de vuelos por día sea mayor al final del período de cría, para maximizar el número de presas que son aportadas a los pollos durante la jornada, con respecto el inicio de la misma.

SITUACIÓN

La colonia de cría de cernícalo primilla objeto de estudio se encuentra en un silo agrícola abandonado de la localidad de La Palma del Condado, al Suroeste de la Península Ibérica (37’39º N -6’56º E). Las parejas de esta especie anidan en el interior de cajas-nido colocadas en la parte interna de las ventanas del edificio o directamente sobre los alféizares de las mismas.

La colonia se localiza en un área agrícola con suaves pendientes (20-240 m sobre el nivel del mar) del Valle del Guadalquivir y dominada por cultivos de trigo y girasol, aunque también están presentes cultivos de algodón y remolacha, campos de vid y olivares.

METODOLOGÍA

Se monitorizaron 10 parejas de cernícalo primilla que criaron en el interior de las cajas-nido de la colonia en el año 2012, desde que llegaron a la misma a mediados de febrero hasta el final de la época reproductora a mediados de julio.

A 19 de los 20 individuos que compusieron esas parejas se les colocó un arnés de teflón al que se fijó un GPS-datalogger (Modelo GiPSy-2, Technosmart, Italia) de pequeño tamaño (1.8 g, 27x15x6 mm) siguiendo el protocolo descrito en Hernández-Pliego et al. (In press). El peso total incluyendo arnés y el dispositivo GPS con la batería asociada fue de en torno a 6 g, correspondiente a un 4-5% del peso corporal medio de la especie, lo que se encuentra dentro de los límites normalmente aceptados para aves (Barron et al. 2010). El peso corporal de esta especie limita en gran medida el peso de la batería que se le puede colocar y, por tanto, la duración de la misma. Ésta, a su vez, está determinada por la frecuencia a la que se tomen los datos de posición. De esta manera, a mayor frecuencia menor duración. Por ello, para responder distintas cuestiones sobre la ecología de la especie, cada GPS-datalogger fue configurado para registrar posición a alta frecuencia siguiendo uno de cuatro regímenes diferentes: una posición cada segundo o cinco posiciones consecutivas cada minuto, cada tres minutos o cada cinco minutos. Para un mayor ahorro de batería, los GPS fueron configurados para que registraran datos desde las 5.00 hasta las 20.00 (UTC) y apagados el resto del ciclo diario, cuando los individuos están inactivos. Estos dispositivos almacenan los datos en un datalogger, lo que obliga a recapturar a los individuos de forma periódica para descargar esos datos además de recargar las baterías. Las capturas se realizaron cuando los individuos entraron en las cajas-nido. Cada individuo fue capturado un máximo de una vez por semana y la media de capturas por individuo a lo largo del período de estudio fue de 7.28 ± 2.14 (N = 19). Los datos de GPS se obtuvieron entre el 10 de abril y el 8 de julio del año 2012.

Estos dispositivos GPS, además de posición en latitud y longitud, registran datos de: altitud (sobre el nivel del mar), velocidad instantánea, ángulo de giro con respecto a la posición anterior, número de satélites que intervienen en la toma de posición y una medida de precisión (DOP). Los datos espaciales fueron descargados y proyectados al sistema de referencia de coordenadas European Datum 1950 zona 30 (EPSG: 23030) para su visualización en ArcGIS 10 (ESRI, U.S.A.). La identificación de los movimientos de caza y su asignación a alguna de las cuatro etapas fenológicas en las que dividimos la temporada de cría (establecimiento, cortejo, incubación y cría de pollos) se realizó siguiendo la metodología detallada en Hernández-Pliego et al. (In press). Para reducir los errores de exactitud en los análisis se descartaron las localizaciones espaciales registradas con menos de 4 satélites y/o con un DOP superior 3.

La información aportada por los GPS configurados para registrar una posición cada segundo fue utilizada para segmentar los movimientos de alimentación en tres etapas (vuelo de ida desde la colonia, vuelo en el área de caza y

vuelo de vuelta hacia la colonia) a partir de un cambio subjetivamente observable en los perfiles de altitud y de velocidad de vuelo. Para cada etapa se calculó la velocidad y altitud medias en cada uno de los movimientos de alimentación, así como el coeficiente de variación de ambas variables, y se compararon mediante el test t de Student pareado.

Con el número total de movimientos de alimentación identificados, se calculó su duración como la diferencia horaria entre la salida y la vuelta a la colonia (o a otra ubicación utilizada como dormidero). Esta variable fue transformada logarítmicamente. Además, se eligieron los días completos de seguimiento de los individuos, es decir, los días en los que fueron seguidos desde el amanecer hasta el anochecer, con el fin de calcular el número total de movimientos de caza realizados por día. Se ajustaron Modelos Lineares Generalizados Mixtos (GLMMs) a las variables respuestas (duración de movimientos de caza y número total de movimientos por día). Los GLMMs, al igual que los Modelos Lineares Generalizados (GLMs), son una extensión de la regresión lineal que admite distribuciones no normales de errores de la variable respuesta y que utilizan una función de enlace que ajusta la relación entre los predictores y la variable respuesta. Los GLMMs, a diferencia de los GLMs, incluyen variables cuyos valores son sólo identificativos, los llamados efectos aleatorios, y que corrigen la falta de independencia de las observaciones que comparten sus valores (Zuur et al. 2007). Para la variable "duración" (transformada) se utilizó la función identidad como enlace y una distribución normal de errores, mientras que para la variable respuesta "número de movimientos de caza por día" se utilizó la función logarítmica como enlace y una distribución de errores de tipo Poisson. En ambos casos, se incluyó el individuo como efecto aleatorio para corregir la pseudoreplicación derivada de los datos repetidos de un mismo individuo. Se incluyó la etapa fenológica como variable categórica a testar en el modelo y la frecuencia de GPS con la que fue registrado el movimiento como factor de corrección.

Los análisis estadístico se llevaron a cabo con R (R Core Team 2013). Los GLMMs se construyeron utilizando el paquete lme4 (Bates et al., 2013) de este software.

	Ida/Vuelta	Caza	t
Altitud (m)	169.53 ± 65.18	114.10 ± 32.80	-3.52**
C.V. Altitud (%)	29.81 ± 16.99	10.31 ± 7.59	-5.09***
Velocidad (km/h)	27.82 ± 3.39	11.95 ± 6.75	-8.21***
C.V. Velocidad (%)	40.03 ± 11.92	132.71 ± 79.35	4.11**

Tabla 1: Parámetros identificativos de las etapas del movimiento de alimentación. El valor aportado para cada variable y etapa es la media de los valores medios calculados en cada movimiento de alimentación (± desviación típica). t es el valor del estadístico asociado al test t de Student pareado y los asteriscos indican la significación del test: $p < 0.001$ (***) y $p < 0.01$ (**).

DATOS

Registramos 664 movimientos de caza a lo largo del período de estudio, la mayoría de ellos completos (N = 582), es decir, que estaban registrados tanto el vuelo de ida como el de vuelta a la colonia. Sin embargo, 3 de los 19 individuos seguidos con los dispositivos GPS no completaron la reproducción, por lo que los datos procedentes de ellos no fueron incluidos en el análisis. Finalmente, utilizamos 570 movimientos de caza para llevar a cabo los análisis estadísticos. Por otro lado, se identificaron 82 días completos de seguimiento.

RESULTADOS PRELIMINARES

Los perfiles de los movimientos de alimentación completos registrados a una posición por segundo permitieron describir con gran detalle cada una de las etapas de los mismos (N = 15) (Figura 1). Los vuelos de ida y vuelta hacia la colonia presentaron mayor velocidad y altitud de vuelo medias que las registradas en el área de caza. La velocidad de vuelo en el área de caza fue más variable que la velocidad durante los vuelos entre ésta y la colonia, mientras que la altitud fue menos variable en el área de caza que durante los vuelos (Tabla 1. Parámetros identificativos de las etapas del movimiento de alimentación).

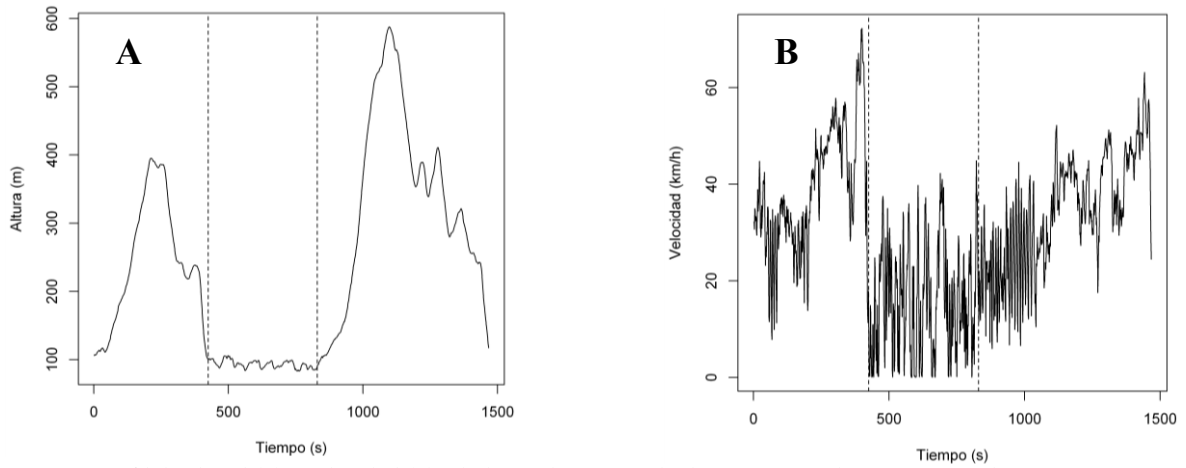


Fig. 1: Perfil de altitud (A) y velocidad (B) a lo largo de un ejemplo de movimiento de caza registrado a una posición por segundo. Las líneas discontinuas verticales indican los límites de cada etapa del movimiento: vuelo desde la colonia, vuelo en la zona de caza y vuelo de vuelta a la colonia, respectivamente.

La etapa fenológica presentó un efecto significativo sobre la duración (transformada) de los movimientos de caza de acuerdo a nuestra hipótesis (χ^2 = 29.72, g.l. = 3, p < 0.001). Los movimientos de caza realizados en las primeras fases de la temporada de cría (establecimiento, cortejo e incubación) fueron más largos en duración que los completados durante la última, la cría de pollos (Figura 2). Así mismo, el número de movimientos de caza por día también presentó un patrón temporal como era esperado (χ^2 = 25.71, g.l. = 3, p < 0.001), pasando de realizar menos de cinco movimientos durante las primeras etapas de la temporada de cría a completar más de diez movimientos durante la cría de pollos (Figura 3).

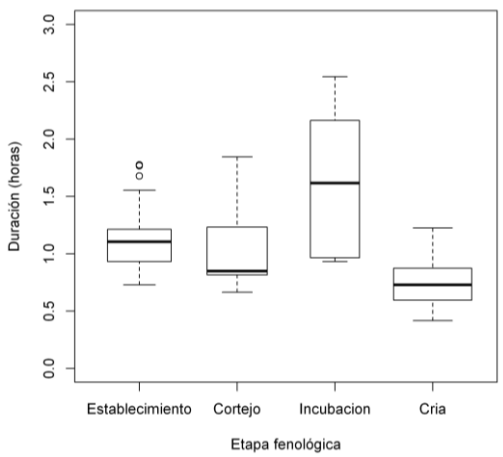


Fig. 2: Duración de los movimientos de caza en cada etapa fenológica del período de cría. La duración se ha presentado en escala natural para facilitar la comprensión.

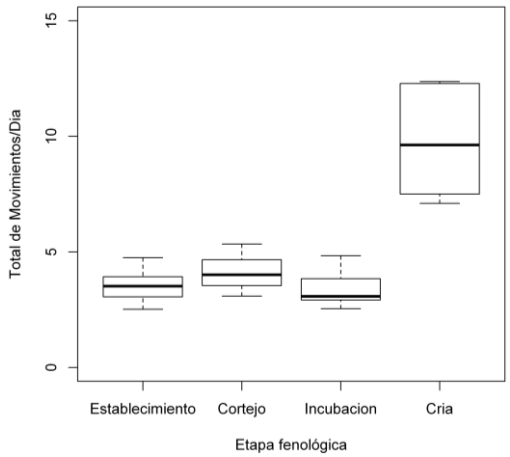


Fig. 3: Número de movimientos de caza por día en cada etapa fenológica del período de cría.

INTERPRETACIÓN

Los perfiles de altitud y velocidad obtenidos a partir de los vuelos registrados a una posición por segundo permitieron discernir las diferentes etapas de un movimiento de caza. Los vuelos en el área de caza se caracterizaron por una altitud y velocidad medias menores, pero la velocidad fue más variable que en los vuelos entre esta zona y la colonia. Este perfil del área de caza es coincidente con la estrategia de caza del cernícalo primilla, por la que los individuos alternan los vuelos con cernidos en el aire (velocidad cero) y picados (alta velocidad). En otras especies también se ha podido identificar estas etapas a través de las diferencias en velocidad, aceleración en los tres ejes y/o la direccionalidad del vuelo (Guilford et al. 2008, Shamoun-Baranes et al. 2012). La extrapolación de estos perfiles permite comparar con los obtenidos en movimientos de alimentación registrados a más baja frecuencia y ayudar a la identificación de cada etapa del movimiento, algo más complicado a menor resolución temporal. La aplicación de lo anterior a la conservación de la especie es directa. A través de las coordenadas espaciales correspondientes a las fases de caza identificadas dentro de los movimientos de alimentación se pueden definir las áreas que los individuos utilizaron para alimentarse, esto es, la selección del hábitat de caza, esencial para la conservación del cernícalo primilla y sobre la que aún existe cierta controversia (Tella et al., 1998; Franco y Sutherland, 2004; Rodríguez et al., 2013).

Por otro lado, los resultados de los modelos parecen apoyar que el incremento de la demanda energética a lo largo de la temporada de cría tiene un efecto importante en los movimientos de alimentación. La necesidad de alimentar a la prole para que ésta sobreviva hace que los individuos reproductores disminuyan el tiempo invertido en cada movimiento de alimentación de forma que retornen más rápidamente a la colonia al final de la temporada de cría. Este patrón es coincidente con el observado en otras especies. Por ejemplo, los individuos reproductores de pardela cenicienta (*Calonectris diomedea diomedea*) disminuyen la duración de los movimientos de alimentación desde la incubación a los primeros días de la cría de pollos (Cecere et al. 2013). Un hecho que no se puede pasar por alto en nuestro estudio es que el final de temporada de cría del cernícalo primilla coincide con el máximo de abundancia y densidad de las presas óptimas (Rodríguez, 2004). De esta manera, la mayor demanda energética es coincidente con la máxima disponibilidad de alimento, y probablemente es lo que hace posible la disminución de la duración de los movimientos de alimentación. En consecuencia a esta disminución de la duración de los movimientos, junto con el aumento del fotoperíodo al final de la temporada de cría (algo más de 90 minutos con respecto al inicio), los individuos reproductores pueden completar un mayor número de movimientos de alimentación al día. De esta forma, no sólo consiguen aumentar la tasa de aporte de presas al nido sino que también incrementan el número total de presas aportadas a lo largo de la jornada. Ambos factores van a determinar en gran medida el desarrollo de los pollos y el éxito reproductor. Esta relación ha sido descrita previamente en otras especies, como en la gaviota tridáctila (*Rissa tridactyla*) donde el aumento de la duración de los movimientos de alimentación de individuos reproductores se asoció a una disminución de su éxito reproductor debido, en parte, a la muerte de los pollos por inanición (Chivers et al. 2012). En el cernícalo primilla, la falta de alimento ha sido considerada una de las principales causas de mortalidad en los pollos, con graves consecuencias a nivel

poblacional (Negro et al. 1993, Hiraldo et al. 1996, Rodríguez et al. 2006). Por ello, el análisis de ambas variables y su relación con la supervivencia de los pollos podría ser clave para la conservación de la especie.

CONCLUSIONES

La aplicación del sistema GPS al seguimiento del cernícalo primilla no sólo nos permite conocer las localizaciones de los individuos sino que, a partir de ellas, podemos inferir diferentes estados o comportamientos de los mismos. De esta forma podemos conocer y caracterizar las áreas que los individuos utilizan para alimentarse durante la temporada de cría. Además, los resultados muestran la existencia de una plasticidad de movimientos en los individuos a lo largo del período de cría, completando menor número de movimientos de alimentación, pero de mayor duración, al inicio con respecto al final. El estudio de la selección del hábitat de caza y de esa plasticidad de movimientos en la especie ante diferentes escenarios temporales (la abundancia y distribución de presas puede variar entre años) o espaciales (distintas colonias inmersas en mosaicos de hábitats diferentes) y su relación con la supervivencia de los pollos será de gran importancia para la conservación del cernícalo primilla, por ejemplo a la hora de decidir qué ambiente es el idóneo para reintroducir la especie o facilitar la creación de lugares de nidificación.

Referencias bibliográficas

Barron D .G., Brawn J. D., Weatherhead P.J. (2010): "Meta-analysis of transmitter effects on avian behaviour and ecology", *Methods Ecol Evol* 1:180–187

Bates D., Maechler M., Bolker B. (2013): "lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes", R package version 0.999999-2. http://CRAN.R-project.org/package=lm4.

Bridge E. S., Thorup K., Bowlin M. S., Chilson P. B., Diehl R. H., Fléron R. W., Hartl P., Kays R., Kelly J. F., Robinson W. D., Wikelski M. (2011): "Technology on the Move: Recent and Forthcoming Innovations for Tracking Migratory Birds", *Bioscience* 61:689–698

Bustamante J., Negro J. J. (1994): "The post-fledging dependence period of the lesser kestrel (Falco naumanni) in southwestern Spain", *J Raptor Res* 28:158–163

Cagnacci F., Boitani L., Powell R. A., Boyce M. S. (2010): "Animal ecology meets GPS-based radiotelemetry: a perfect storm of opportunities and challenges", *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 365:2157–62

Catry I., Franco A. M., Rocha P., Alcazar R., Reis S., Cordeiro A., Ventim R., Teodósio J., Moreira F. (2013): "Foraging habitat quality constrains effectiveness of artificial nest-site provisioning in reversing population declines in a colonial cavity nester", *PLoS One* 8:e58320

Cecere J. G., Catoni C., Maggini I., Imperio S., Gaibani G. (2013): "Movement patterns and habitat use during incubation and chick-rearing of Cory's shearwaters (Calonectris diomedea diomedea) (Aves: Vertebrata) from Central Mediterranean: influence of seascape and breeding stage", *Ital J Zool* 80:82–89

Chivers L., Lundy M., Colhoun K., Newton S., Houghton J., Reid N. (2012): "Foraging trip time-activity budgets and reproductive success in the black-legged kittiwake", *Mar Ecol Prog Ser* 456:269–277

Cooke S. J., Hinch S. G., Wikelski M., Andrews R. D., Kuchel L. J., Wolcott T. G., Butler P. J. (2004): "Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology", *Trends Ecol Evol* 19:334–43

Dodge S., Bohrer G., Weinzierl R., Davidson S. C., Kays R., Douglas D., Cruz S., Han J., Brandes D., Wikelski M. (2013): "The environmental-data automated track annotation (Env-DATA) system: linking animal tracks with environmental data", *Mov Ecol* 1:3

Franco A. M. A., Sutherland W. J. (2004): "Modelling the foraging habitat selection of lesser kestrels: conservation implications of European Agricultural Policies", *Biol Conserv* 120:63–74

Guilford T. C., Meade J., Freeman R., Biro D., Evans T., Bonadonna F., Boyle D., Roberts S., Perrins C. M. (2008): "GPS tracking of the foraging movements of Manx Shearwaters Puffinus puffinus breeding on Skomer Island , Wales", *Ibis* 150:462–473

Hernández-Pliego J., Rodríguez C., Bustamante J. (In press): "Gone with the wind: Seasonal trends in foraging movement directions for a central place forager". *Curr Zool*

Hiraldo F., Negro J. J., Donázar J. A., Gaona P. (1996): "A demographic model for a population of the endangered lesser kestrel in southern Spain", *J Appl Ecol* 33:1085–1093

Holyoak M., Casagrandi R., Nathan R., Revilla E., Spiegel O. (2008): "Trends and missing parts in the study of movement ecology", *Proc Natl Acad Sci U S A* 105:19060–5

Martin J., van Moorter B., Revilla E., Blanchard P., Dray S., Quenette P.-Y., Allainé D., Swenson J. E., Fryxell J. (2013): "Reciprocal modulation of internal and external factors determines individual movements", *J Anim Ecol* 82:290–300

Masman D., Daan S., Beldhuis H. J. A. (1988): "Ecological energetics of the kestrel: daily energy expenditure throughout the year based on time-energy budget, food intake and doubly labeled water methods", *Ardea* 76:64–81

Nathan R., Getz W. M., Revilla E., Holyoak M., Kadmon R., Saltz D., Smouse P. E. (2008): "A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research", *Proc Natl Acad Sci U S A* 105:19052–19059

Negro J. J., Donázar J. A., Hiraldo F. (1993): "Home range of lesser kestrels (Falco naumanni) during the breeding season" en M. K. Nicholls (coords): *Biology and conservation of small falcons*, The hawk and the owl trust, Canterbury

Ovaskainen O. (2004): "Habitat-specific movement parameters estimated using mark-recapture data and a diffusion model", *Ecology* 85:242–257

R Core Team (2013): "R: A language and environment for statistical computing", R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL http://www.r-project.org/.

Rodríguez C. (2004): *Factores ambientales relacionados con el éxito reproductivo del cernícalo primilla. Cambio climático e intensificación agraria*, PhD Thesis, University of Salamanca, Salamanca, Spain, p 73–99

Rodríguez C., Bustamante J. (2003): "The effect of weather on lesser kestrel breeding success: can climate change explain historical population declines?", *J Anim Ecol* 72:793–810

Rodríguez C., Johst K., Bustamante J. (2006): "How do crop types influence breeding success in lesser kestrels through prey quality and availability? A modelling approach", *J Appl Ecol* 43:587–597

Rodríguez A., Negro J. J., Mulero M., Rodríguez C., Hernández-Pliego J., Bustamante J. (2012): "The eye in the sky: combined use of unmanned aerial systems and GPS data loggers for ecological research and conservation of small birds", *PLoS One* 7:e50336

Rodríguez C., Tapia L., Ribeiro E., Bustamante J. (2013): "Crop vegetation structure is more important than crop type in determining where Lesser Kestrels forage", *Bird Conserv Int*:Doi:10.1017/S0959270913000129

Serrano D., Delgado J. M. (2004): *El cernícalo primilla en Andalucía. Bases ecológicas para su conservación*, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla

Shamoun-Baranes J., Bom R., van Loon E. E., Ens B. J., Oosterbeek K., Bouten W. (2012): "From sensor data to animal behaviour: an oystercatcher example", *PLoS One* 7:e37997

Tella J. L., Forero M. G., Hiraldo F., Donázar J. A. (1998): "Conflicts between lesser kestrel conservation and European agricultural policies as identified by habitat use analyses", *Conserv Biol* 12:593–604

Tomkiewicz S. M., Fuller M. R., Kie J. G., Bates K. K. (2010): "Global positioning system and associated technologies in animal behaviour and ecological research", *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 365:2163–76

Zuur A. F., Ieno E. I., Smith G. M. (2007): *Analysing ecological data*, Springer, New York

FACTORES QUE INFLUYEN EN LA SELECCIÓN DE LAGUNAS PARA NIDIFICAR POR LOS ZAMPULLINES CUELLINEGROS *Podiceps nigricollis* EN EL CENTRO DE ESPAÑA.

Gil-Delgado, J.A. (1,2), López-Iborra, G. (3), Gosálvez, R.U. (4), Ponz, A. (5), Castillo, A. (1), Valls, L. (1).

(1) Departamento de Microbiología y Ecología, Universidad de Valencia. gild@uv.es, andreu.castillo@uv.es, luis.valls@uv.es
(2) Instituto Cavanilles de Biodiversidad i Biología Evolutiva, Universidad de Valencia. gild@uv.es.
(3) Departamento de Ecología / IMEM Ramón Margalef, Universidad de Alicante. german.lopez@ua.es
(4) Dpto. de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Castilla-La Mancha. rafaelu.gosalvez@uclm.es
(5) Dpto. de Didáctica de las Ciencias Experimentales, Facultad de Ciencias Sociales y Humanas, Universidad de Zaragoza. adrian.ponz@unizar.es

Resumen: El zampullín cuellinegro *Podiceps nigricollis* muestra en España una distribución dispersa, siendo las lagunas de Andalucía y de Castilla-La Mancha los principales lugares de nidificación. Para determinar qué factores explican la selección de una laguna por esta especie en el centro de España hemos relacionado su presencia con 27 variables ambientales y también con la presencia de gaviotas reidoras. Los datos de nidificación del zampullín cuellinegro se han obtenido en el año 2012. Para identificar las variables explicativas se ha aplicado un análisis de partición jerárquica (HP) mediante el paquete de R "hier part". Los resultados nos muestran que la probabilidad de que los zampullines cuellinegros se encuentren en una laguna está relacionada positivamente con la superficie de la laguna y con el número de parejas reproductoras de gaviota y negativamente con el número de lagunas con agua que aparecen en un radio de 2 y 5 km.

Palabras clave: Biogeografía, lagunas, Nidificación, *Podiceps nigricollis*, Selección hábitat

Abstract (Factors influencing lake selection for nesting by black-necked grebes *Podiceps nigricollis* in central Spain): The Black-necked Grebe *Podiceps nigricollis* shows a scattered distribution in Spain, being shallow lakes in Andalusia and Castilla-La Mancha the major nesting sites. To determine which factors explain best the selection of a lake by this species in central Spain we have associated their presence with 27 environmental variables and the presence of black-headed gulls. Black-necked grebe nesting data were obtained in 2012. To identify the explanatory variables we have carried a hierarchical partitioning analysis (HP) with the R package "hier part". The results show that the probability that the Black-necked grebes select a particular shallow lake is positively related with the surface of the lake, the number of breeding pairs of black-headed gull and negatively with the number of lakes with water contained within 2 and 5 km buffers.

Key words: Biogeography, Breeding season, Habitat selection, Lake, *Podiceps nigricollis*

INTRODUCCIÓN

El zampullín cuellinegro *Podiceps nigricollis* muestra en España una distribución dispersa, siendo las lagunas de Andalucía y las de Castilla-La Mancha los principales lugares de nidificación (Palomino, 2009).

En España durante la época reproductora parece preferir las aguas dulces ricas en vegetación acuática y carrizales, encontrándose con frecuencia asociados a colonias de gaviotas (Martí y del Moral, 2003). Aunque mayoritariamente consume insectos y sus larvas acuáticas, en Norteamérica, durante el otoño y antes de trasladarse a Centroamérica para residir durante el invierno, se concentra en los lagos Salado y Mono alimentándose exclusivamente de anostráceos y moscas de aguas salinas (Jehl, 1988), algo que parece ser lo habitual en las lagunas manchegas.

En la presente contribución se pretende determinar qué factores son más importantes para que los zampullines cuellinegros seleccionen una determinada laguna en el ámbito de la Meseta Sur.

SITUACIÓN

El área de estudio comprende 193 lagunas que se distribuyen en el centro de España (Castilla-La Mancha, Figura 1), presentando génesis muy diversas: lagunas kársticas, fluviales, por erosión eólica, estructurales y volcánicas (Peinado y Gosálvez, 2007).

Estas lagunas pueden ser agrupadas en dos grandes unidades de paisaje: las cuencas sedimentarias del Cenozoico y los altiplanos y montañas del Mesozoico, apareciendo la mayor concentración de lagunas en la primera unidad (Peinado y Gosálvez, 2007; Pons, 2011).

La extrema horizontalidad del paisaje y la escasa competencia de la red fluvial en las cuencas sedimentarias cenozoicas dificultan la evacuación de las aguas superficiales lo que permite el desarrollo un importante complejo endorreico. El paisaje dominante en la mayor parte de las lagunas estudiadas es agrícola, con el predominio de cultivos de cereales y viñedos (Peinado y Gosálvez, 2007; Pons, 2011).

Las lagunas que aparecen en las montañas y en los altiplanos mesozoicos lo hacen básicamente en dos áreas geográficas: el Campo de Montiel, en el sur del área de estudio, y la Serranía de Cuenca, en el noreste, tratándose de un paisaje dominado por zonas forestales, principalmente pinares, y fragmentos de pastizales dedicados a la ganadería extensiva (García-Rayego y Jerez, 2007).

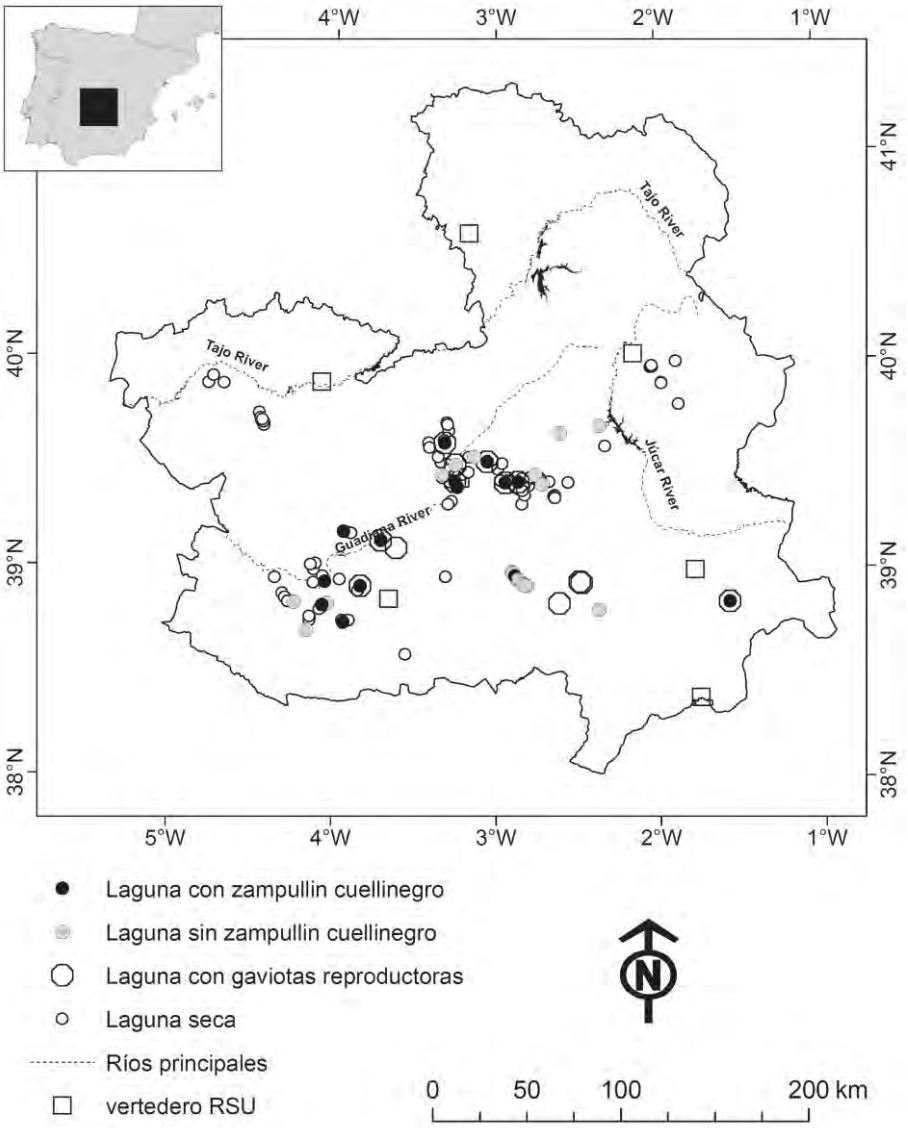


Figura 1. Área de estudio mostrando las lagunas ocupadas y las no ocupadas por Podiceps nigricollis y las lagunas secas.

El ciclo hidrológico de la mayoría de las lagunas estudiadas incluye períodos largos en los que están permanecen secas, variando en función de la precipitación. Debido a ello, muchas de las lagunas incluidas en el área de estudio estaban secas en la primavera de 2012, cuando se realizaron los trabajos de campo, apareciendo inundados 91 lagos que son los que se han incluido en este estudio.

METODOLOGÍA

Todas las lagunas estudiadas se censaron desde posiciones dominantes topográficamente utilizando telescopios monoculares y binoculares de 20-60x65 y 20-60x80.

Cada laguna se visitó al menos dos veces entre los meses de abril a junio, realizándose los censos entre las 08:00 h y las 15:00 h. Las dos visitas se consideraron suficientes para confirmar la reproducción de la especie en las lagunas. Para determinar qué factores influyen en la selección de lagunas por parte de los zampullines cuellinegros hemos seleccionado un total de 24 variables, agrupadas en tres categorías: químicas, biofísicas y paisajísticas, a las

que se ha sumado la presencia de la gaviota reidora como reproductora. Las variables químicas son el pH y la conductividad, medidas en el campo con un conductivímetro y un peachímetro; las variables biofísicas son el área de la laguna, la presencia de islotes y diversas variables relacionadas con la caracterización de la vegetación y, por último, variables que describen el paisaje, distinguiéndose aquí dos categorías, una relacionada con la fragmentación de los humedales (número de lagunas secas o inundadas en distintos radios alrededor de la laguna) y la otra en relación con otros hábitat o recursos tróficos que resulten relevantes para la alimentación o el movimiento a través del paisaje.

Las características biofísicas y del paisaje se obtuvieron a través del visualizador geográfico Iberpix (IGN) utilizando ortoimágenes digitales del Satélite SPOT5 y ortofotografías digitales del Plan Nacional la Ortofotografía Aérea (PNOA). Cálculos más complejos se realizaron con un sistema de información geográfica (ARC GIS, ESRI autorizado con licencia).

Para identificar que variables explican con mayor probabilidad la presencia de esta especie en el área de estudio se ha aplicado un análisis de partición jerárquica (HP) mediante el paquete de R "hier part" (Walsh y McNally, 2008) para identificar las variables que más probablemente explican la presencia (mediante regresión logística) de esta especie como reproductora en el área de estudio.

HP calcula todos los posibles modelos jerárquicos que se pueden desarrollar con un conjunto de variables predictivas independientes y su poder explicativo es segregado en el efecto independiente "I" y los efectos causados conjuntamente con otras variables "J" (McNally, 2002).

El logaritmo de la verosimilitud es la prueba de la bondad de ajuste que se utiliza para los modelos de regresión logística.

El efecto de la autocorrelacción espacial fue controlado incluyendo una función cúbica de las coordenadas geográficas en cada uno de los análisis (Legendre y Legendre, 1998). Las coordenadas espaciales referencian el punto central de cada laguna.

Se realizó un análisis HP con cada grupo de variables y las variables identificadas como significativas se incluyeron en un último análisis HP global (véase López- Iborra et al., 2011). La significación estadística la contribución independiente de las variables ambientales se evaluó mediante un test de la Z sobre la base de 999 randomizaciones (McNally, 2002).

DATOS

El resultado de los análisis HP nos muestran que la probabilidad de que los zampullines cuellinegros se encuentren en una determinada laguna está relacionada positivamente con la superficie de la laguna y con el número de parejas de gaviota reidora que nidifican en la misma y negativamente con el número de lagunas con agua que aparecen en un radio de 2 y 5 km.

Estos resultados concuerdan con sugerencias que vinculan a los zampullines con las gaviotas y cuya explicación se interpreta como factor defensivo.

Es de destacar también que esta especie no muestra preferencia por lagunas con una determinada salinidad y profundidad en el área de estudio.

INTERPRETACIÓN

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto el efecto positivo del tamaño de la laguna, lo que está de acuerdo con las teorías de la biogeografía insular (McArthur y Wilson, 1967) y de metapoblaciones (Levins, 1969, 1970; Hanski, 1999). Las lagunas de Castilla-La Mancha son abandonadas y recolonizadas continuamente en función de la existencia o no de una lámina de agua, muy dependiente de las precipitaciones anuales y de los aportes de aguas subterráneas. Por ejemplo, en la laguna de Manjavacas no se observaron zampullines cuellinegros hasta el año 2010 y es predecible que en otro periodo seco en el futuro esta especie dejará de reproducirse en esta laguna. Además, los parches de hábitat más grandes tienen más posibilidades de ser encontrados mediante la dispersión de las aves y también suelen ser más rico en recursos alimenticios. Por otra parte, el ciclo marcadamente temporal de las lagunas estudiadas provoca que su nivel de agua pueda sufrir elevadas fluctuaciones dependiendo de las precipitaciones invernales, por lo que siempre hay una posibilidad de que la laguna se seque en primavera. Seleccionar lagunas grandes puede minimizar el impacto de la desecación. Mediante la selección de las lagunas más grandes, los zampullines cuellinegros también pueden minimizar el riesgo de que depredadores puedan llegar a sus colonias. Por último, las lagunas grandes aumentan la heterogeneidad del hábitat, proporcionando lugares para un mayor número de especies y, teóricamente, tienden a apoyar poblaciones más grandes (Gyllenberg y Hanski, 1997).

Otro factor significativo positivo explicativo de la presencia de zampullines cuellinegros en las lagunas está relacionado con la presencia de gaviotas reidoras, lo que se debe a que las interacciones entre distintas especies pueden desempeñar un papel clave para explicar los patrones de selección de hábitat.

Variables	%D./ Signo	Análisis parciales I	J	%I	z		Análisis global I	J	%I	z	
Características Químicas	49.1										
pH		0.41	-0.13	3.49	-0.16						
Conductividad		0.92	-0.67	7.79	0.13						
Término Espacial		10.48	-0.75	88.71	12.8	***					
Características Biofísicas	66.0										
Profundidad		1.87	1.45	10.31	0.47						
Número de islas de sedimento		0.65	1.77	3.57	-0.03						
Islas de vegetación emergente baja		1.46	3.69	8.04	1.02						
Islas de vegetación emergente alta		1.81	-0.46	9.99	1.12						
Tamarix sp.	+	1.90	3.48	10.49	1.28						
Otros árboles		1.51	2.32	8.32	1.38						
Carrizo		0.23	-0.04	1.27	-0.56						
Área	+	2.81	5.59	15.50	2.5	**	2.64	5.77	13.8	2.07	*
Término Espacial		5.89	3.85	32.51	4.13	***					
Paisaje: Otros humedales próximos	69.5										
Radio 2Km		1.02	2.80	6.09	0.58						
Radio 5km		0.62	1.84	3.69	0.04						
Radio 10Km		0.54	0.92	3.22	-0.05						
Radio 2Km con agua	-	3.50	2.64	20.91	3.84	***	3.28	2.88	17.07	3.49	***
Radio 5km con agua	-	2.49	0.96	14.89	2.12	*	1.90	1.55	9.87	2.21	*
Radio 10Km con agua		1.77	2.59	10.58	1.22						
Término Espacial		6.79	2.9	40.62	9.3	***					
Paisaje: Distancia a hábitats relevantes	59.7										
Al humedal más cercano		1.35	-1.1	9.41	0.56						
Al humedal más cercano con agua		1.34	-0.9	9.36	0.7						
Al humedal más cercano con gaviotas		0.59	0.2	4.13	-0.3						
Al río más cercano		1.34	-1.3	9.34	0.9						
Al arroyo más cercano	+	2.37	2.4	16.5	2.5	***	1.11	3.64	5.75	0.53	
Al pueblo más cercano		0.05	-0.2	0.32	-0.7						
Al vertedero más cercano	+	2.69	3.5	18.72	3.1	***	1.53	4.62	7.94	1.43	
Término Espacial		4.63	5.1	32.24	4.8	***					
Gaviotas reidoras nidificantes	58.2										
Número de parejas	+	6.65	2.4	47.46	6.3	***	4.42	4.61	22.95	3.60	***
Término Espacial		7.36	2.4	52.54	8.4	***					
Término Espacial (Análisis global)							4.38	5.36	22.73	4.64	***
%Dev (Análisis global)							80.0				

Tabla 1. Resultados del análisis de partición jerárquica realizado con cada grupo de variables (análisis parciales) y el análisis global realizado con las variables significativas de cada grupo. La columna %D/signo muestra el porcentaje de varianza explicado por un modelo que incluyera todas las variables de cada grupo y el signo de un modelo de regresión logística que incluye la variable que ha resultado significativa junto con el término espacial. Las columnas I y J muestran respectivamente la contribución independiente y conjunta de cada variable para explicar la presencia del zampullín en cada modelo. %I es el porcentaje de I que corresponde a cada variable. La significación de se ha testado mediante un test z basado en 999 randomizaciones.

De las variables del paisaje analizadas, sólo las relacionadas con el número de lagunas inundadas en los alrededores fueron significativas, presentando un efecto negativo. Cabe señalar que las variables relativas al número total de lagunas, incluyendo las que se mantuvieron secas en primavera durante el periodo de estudio, no tuvo ningún efecto sobre la probabilidad de presencia en una laguna de los zampullines, lo que puede explicarse por que las lagunas secas no son áreas potenciales de cría.

De acuerdo con el análisis final HP, un número elevado de lagunas inundadas dentro de un círculo con un radio de 5 km reduce la probabilidad de presencia de zampullines, lo que puede ser debido a la cría colonial característica

de esta especie (Cramp y Simmons, 1983). Dado que todas las aves que anidan en un área determinada tienden a reproducirse en el mismo humedal, el número de parches sin zampullines reproductores es mayor cuando existan más humedales en una zona. Una interesante pregunta que surge es por qué este efecto es más fuerte en el radio de dos kilómetros. Una explicación puede encontrarse en la distancia entre los humedales ocupados, que es bastante frecuente entre 2 y 10 km (media geométrica de 8.2 km), por lo que un radio de dos kilómetros corresponde la distancia entre colonias donde la probabilidad de encontrar otra es menor.

CONCLUSIONES

Los resultados del análisis HP nos muestran que la probabilidad de que los zampullines cuellinegros se encuentren en una determinada laguna en el centro de España está relacionada positivamente con la superficie de la laguna y con el número de parejas de gaviota reidora que nidifican en la misma y negativamente con el número de lagunas con agua que aparecen en un radio de 2 y 5 km.

En relación con el resultado que vincula a los zampullines cuellinegros con las gaviotas reidoras su explicación se interpreta como factor defensivo.

Es de destacar también que esta especie no muestra preferencia por lagunas con una determinada salinidad en el área de estudio, algo que había sido concluido por otros autores.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto ECOLAKE "*Patrones ecológicos en lagunas mesetarias: las claves para su conservación*" (CGL2012-38909), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España y por la Unión Europea a través del Fondo Europeo de Desarrollo Regional - FEDER "Una manera de hacer Europea".

Referencias bibliográficas

Cramp, S., Simmons, K. E. L., eds., (1983): *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. III. Oxford University Press, Oxford.

García-Rayego, J.L., Jerez, O. (2007): "II. El medio natural. 4. La vegetación", en. F. Pillet (coord.). *Geografía de Castilla-La Mancha*, pp 85-102, Almud Ediciones de Castilla-La Mancha, Ciudad Real.

Gyllenberg, M., Hanski, I. (1997): "Habitat deterioration, habitat destruction, and metapopulation persistence in a heterogeneous landscape", *Theoretical Population Biology,* 52, 198–215.

Hanski, I. (1999): *Metapopulation Ecology*, Oxford Series in Ecology and Evolution, Oxford University Press, Gran Bretaña. 313 pp

Jehl, J.R., Jr. (1988): "Biology of the Eared Grebe and Wilson's Phalarope in the nonbreeding season: A study of adaptations to saline lakes", *Studies in Avian Biology*, 12:1-74.

Legendre, P., Legendre, L. (1998): *Numerical ecology*, 2nd ed., Elsevier Science, Amsterdam.

Levins, R. (1969): "Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control", *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15:237-240.

Levins, R. (1970): "Extinction", en Gesternhaber, M. (ed.). *Some Mathematical Problems in Biology*. pp. 77-107. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island .

López-Iborra, G. M., Limiñana, R., Pavón, D., Martínez-Pérez, J.E. (2011): "Modelling the distribution of short-toed Eagle (*Circaetus gallicus*) in semi-arid Mediterranean landscapes: identyfing important explanatory variables and their implications for its conservation", *Europe Journal Wildlife Research*, 57: 83-93.

Martí, R. y del Moral, J.C. (eds.). (2003): *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN (MMA)-SEO/Birdlife, Madrid.

McArthur, R.H., Wilson E.O. (1963): "An equilibrium theory of insular zoogeography", *Evolution*, 17:373-387.

MacNally, R. (2002): "Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables", *Biodiversity and Conservation*, 11:139-1401.

Palomino, D. (2009): Zampullín cuellinegro, en Palomino, D., Molina, B (eds.), Aves acuáticas reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo, pp. 130-141. SEO/Birdlife, Madrid.

Peinado, M., Gosálvez, R.U. (2007): "II. El medio natural. 3. Las aguas", en F. Pillet (coord.), *Geografía de Castilla-La Mancha*, pp 67-84. Almud Ediciones de Castilla-La Mancha, Ciudad Real.

Pons, B. 2011. *Atlas de los paisajes de Castilla-La Mancha*. Ediciones de la UCLM, Ciudad Real.

Walsh, C., MacNally, R. (2008): *Hier.Part: hierarchical partitioning. R package 1.0.3.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

INVENTARIADO, VALORACIÓN Y FUNCIONALIDAD GEOECOLÓGICA DE COMUNIDADES BIÓTICAS. ENSAYO DE APLICACIÓN EN PAISAJES FORESTALES DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA DE URDAIBAI (PAÍS VASCO)

Gómez, D.C. (1), *Lozano, P. J.* (2), *Cadiñanos, J. A.* (2), *Meaza, G.* (2), *Latasa, I.* (2)

(1) Dpto. Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla. davidcristel@gmail.com
(2) Dpto. Geografía, Prehistoria y Arqueología, Universidad del País Vasco. peiolu@hotmail.com, joseacadi@hotmail.com, guillermo.meatza@gmail.com y Itxaro.latasa@ehu.es

Resumen: La presente aportación aúna en un único cuerpo metodológico sucesivas propuestas de inventariado, valoración y diagnosis geoecológica de comunidades bióticas. El modelo de inventario permite una caracterización geobotánica y biogeográfica fiable y, en última instancia, un diagnóstico fino de la calidad del medio con fines fundamentalmente conservacionistas. El modelo de valoración ofrece una metodología basada en pautas sencillas, flexibles y claras, con resultados estándar fáciles de aplicar e interpretar de cara a una correcta y jerárquica gestión de las comunidades y paisajes bióticos concernidos. El modelo de funcionalidad geoecológica enfatiza las relaciones interactivas (Bioindicación/Bioacción) que se establecen entre la biota y el medio que la acoge, lo que permite establecer una diagnosis integrada cara a la elaboración de propuestas de ordenación, gestión y conservación de la dinámica natural del paisaje.

A manera de ensayo aproximativo, la nueva propuesta se aplica a sendos ambientes forestales (encinar cantábrico y abedular-robledal) representativos de ambientes contrastados de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai.

Palabras clave: Inventariación, Geoecología, Bioindicación, Bioacción, Urdaibai.

Abstract (Inventory, evaluation and geo-ecological functioning of biotic communities. Applied trials on forest landscapes in the Urbaibai Biosphere Reserve): The current contribution gather several proposals of inventory, evaluation and geo-ecological diagnosis of biotic communities in an unique methodological block. The proposed methodology of inventory allows a reliable geo-botanical and biogeographical characterization and, therefore, an accurate diagnosis about the environmental qualification focused in their conservation. This methodology is carried out throught several basic, flexible and clear guidelines and, as result, it is easy to apply in the correct way to get an integrated management of natural landscapes. The model of geo-ecological functioning emphasizes the interactive relations between both roles (bio-indication and bio-action) that works between living beings and their environment and that knowledge is used to make integrated diagnosis for proposals of planning, management and conservation of natural dynamics of landscapes.
Consequently, a couple of trials in two different woodlands (Cantabrian Holm Oak Forest and Mixed Birch/Oak Forests) in Urdaibai Biosphere Reserve have been carried out to test the reliability of this methodology.

Key words: Inventory, Geo-ecology, Bioindication, Bioaction, Urdaibai.

INTRODUCCIÓN

La presente aportación constituye el último eslabón de un línea de investigación iniciada hace 25 años (Meaza, 1988), y aúna en un único cuerpo metodológico sucesivas propuestas para el inventariado, valoración y diagnosis geoecológica de comunidades y paisajes bióticos.

El primer nivel lo constituye un modelo de inventario que ha sido diseñado, ensayado, contrastado y corregido por los autores de esta comunicación en sucesivas aportaciones. Este tipo de inventario es más exhaustivo y proceloso que los fitosociológicos o similares; pero, una vez realizado, la información obtenida es notablemente superior, lo que permite una caracterización geobotánica y biogeográfica mucho más fiable y, en última instancia, un diagnóstico más fino de la calidad del medio con fines fundamentalmente conservacionistas. Por su parte, el inventario faunístico toma en cuenta, únicamente, las diferentes clases de vertebrados. No obstante, pone en marcha herramientas suficientes para detectar y cuantificar la abundancia de cada uno de los taxones.

En un segundo nivel de integración, el modelo de valoración trata de ofrecer una metodología coherente, rigurosa, versátil y práctica, basada en pautas sencillas, flexibles y claras, con resultados estándar fáciles de aplicar e interpretar de cara a una correcta y jerárquica gestión de las comunidades y paisajes bióticos concernidos.

El tercer nivel, que se apoya en los resultados de los dos anteriores, ofrece una nueva perspectiva en la investigación geoecológica, enfatizando las relaciones interactivas (Bioindicación/Bioacción) que se establecen entre la vegetación y la fauna –la biota- y el medio que las acoge, lo que permite establecer una diagnosis integrada cara a la elaboración de propuestas acertadas de ordenación, gestión y conservación de la dinámica natural del paisaje.

A manera de ensayo aproximativo, la nueva propuesta toma como ámbito de aplicación el mismo escenario ambiental y territorial que acogió nuestros iniciales ensayos biogeográficos; más concretamente, sendos ambientes forestales (encinar cantábrico y abedular-robledal), representativos de ambientes muy diversos y contrastados de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai.

OBJETIVOS

El objetivo principal es la puesta a punto de una metodología propia de inventariado, valoración y diagnosis geoecológica de comunidades y paisajes bióticos aplicándola, en este caso y a manera de ensayo aproximativo, a sendas agrupaciones forestales de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Bizkaia).

Igualmente, se pretende cubrir otros dos objetivos operativos: consolidar un modelo fácil y versátil de inventariado, valoración y diagnosis geoecológica del paisaje biótico, cara a la optimización de su eficacia en la más amplia gama de ámbitos territoriales; y obtener valoraciones parciales que puedan ser tenidas en cuenta de forma sectorial atendiendo a los atributos que se consideren oportunos a la hora de planificar y gestionar dicho paisaje, sus valores naturales, culturales, mesológicos, amenazas, etc.

METODOLOGÍA

La primera fase de la propuesta metodológica se centra en la elaboración de un modelo de inventario fitogeográfico que ha sido diseñado, ensayado, contrastado y corregido por los autores de este artículo en sucesivas aportaciones (Meaza, Cadiñanos & Lozano, 2006). Su objetivo primordial es la recogida *in situ* de la mayor cantidad posible de datos geográficos, ambientales y florísticos necesarios para la posterior valoración biogeográfica del paisaje vegetal en cuestión. Se identifica y anota cada una de las especies vegetales junto con su índice de cobertura en 4 estratos verticales. Se señala, asimismo, la presencia y densidad de briófitos, líquenes y hongos para el cálculo de índices complementarios que matizan la riqueza en hábitats de la formación correspondiente. Finalmente, se anota una serie de datos imprescindibles para la valoración complementaria de las comunidades forestales.

En lo que respecta al inventario zoogeográfico, el método utilizado se circunscribe a una recogida *in situ* a partir de fichas, una para cada una de las 5 clases de vertebrados (peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos). Se trata de un método clásico a partir de la combinación de herramientas como transectos, escuchas, interpretación de rastros, etc. (Lozano, 2008). Además de ello y, posteriormente, se consultan las bases de datos sobre citas y cuantificación de especies por cuadrículas de las distintas fuentes disponibles.

La propuesta de valoración, de ya larga trayectoria (Meaza, 1993), y que ha adquirido su conformación actual tras la dilatada experiencia de aplicación a muy diversos territorios y paisajes, pretende ofrecer una metodología coherente, rigurosa, versátil y práctica, basada en pautas sencillas, flexibles y claras, con resultados estándar fáciles de aplicar e interpretar de cara a una correcta y jerárquica gestión de los paisajes vegetales concernidos. Descansa en dos conceptos valorativos (Interés de Conservación y Prioridad de Conservación) que constituyen eslabones diferenciados pero estrechamente ligados del sistema operativo (Meaza y Cadiñanos, 2000). El Interés de Conservación se calibra en función de criterios de orden natural y cultural. Los de orden natural se fundamentan en parámetros fitocenóticos, territoriales y mesológicos que informan de los atributos intrínsecos de la flora y de la vegetación, de sus pautas corológicas y de su relación con el resto de los elementos del ecogeosistema; los de carácter cultural tratan de cuantificar el valor etnobotánico, percepcional y didáctico de la vegetación. La Prioridad de Conservación constituye un concepto solidario sustancialmente diferente al de Interés de Conservación, ya que está ligado al factor de amenaza sobre la integridad de una determinada agrupación y/o paisaje vegetal. Está, pues, expresamente ideado para un diagnóstico claro y operativo sobre cuáles son los espacios que deben ser priorizados cara a su protección.

A partir de la propuesta inicial de Meaza y Cuesta (2010), se ha diseñado el Método Bi/Ba (Bioindicación/Bioacción), que trata de calibrar el papel funcional de los taxones de vegetación y fauna de un ámbito territorial concreto en relación a los items climático, hídrico, geomorfológico, edáfico, biótico y antrópico, ponderándose dicho valor en razón principal del desarrollo poblacional de cada taxón.

El nivel de bioindicación determina en qué medida la unidad biótica analizada asume la función delatora de las propiedades del medio en el que radica. Se otorga el valor más alto a los taxones indicadores que dependan estrechamente de uno o pocos factores itémicos y que, además, se desarrollen con poblaciones más abundantes. El nivel de bioacción determina en qué medida la unidad biótica analizada ejerce, en razón de su abundancia/dominancia, morfología, fenología, etología y productividad, el rol fitoagente o zooagente sobre las propiedades del medio que la acoge.

Sumados los valores obtenidos en ambos roles tanto para la vegetación como para la fauna, y buscando una distribución normal (Gaussiana), se obtiene un gráfico que permite calibrar el grado de interactividad geoecológica en tres niveles: Bajo, Óptimo y Excepcional (Lozano, Gómez Montblanch y Meaza, 2012).

No obstante, para analizar la funcionalidad geoecológica del conjunto del enclave territorial analizado es necesario integrar, además, en la propuesta gráfica el conjunto de interacciones anteriormente descrito. Así, se podrá conocer el papel del conjunto de la comunidad biótica respecto a los ítems mesológicos, y también el grado de

funcionalidad geoecológica de la vegetación respecto a la fauna y viceversa; lo que puede observarse a continuación en el pertinente ensayo de aplicación.

SITUACIÓN

El paisaje de Urdaibai acoge un preciado activo biológico, natural y cultural, que contribuyó a su declaración como "Reserva de la Biosfera" (1984) y a la promulgación de la "Ley de Protección y Ordenación de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai" (1989). Se han inventariado, valorado y diagnosticado geoecológicamente dos unidades de dispar significado ambiental y paisajístico: el encinar cantábrico y el abedular-robledal (Fig. 1).

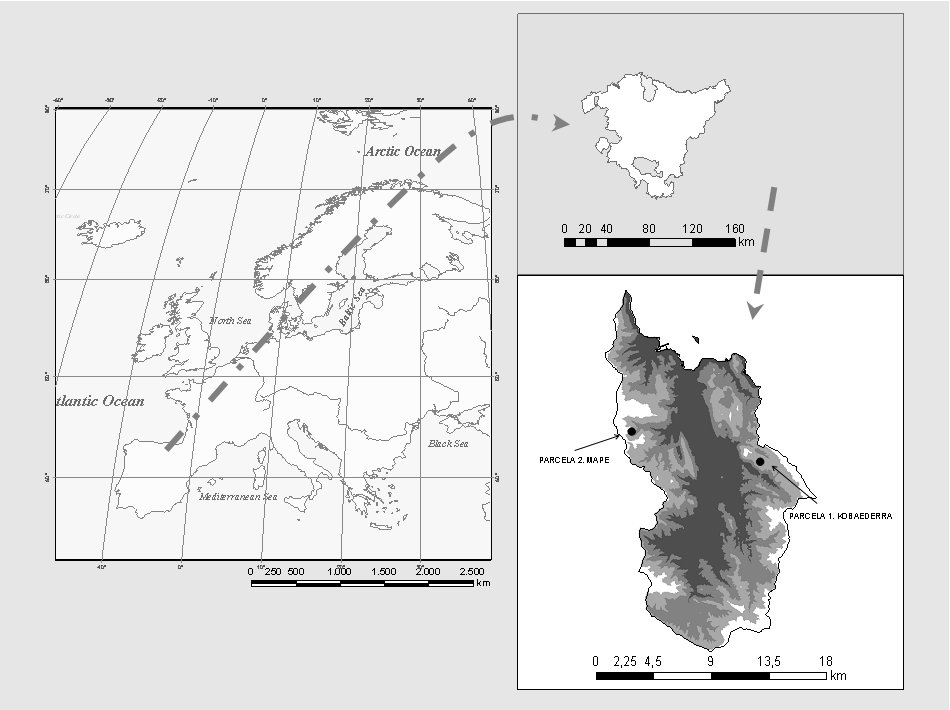


Fig. 1: localización de parcelas estudiadas en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Vizcaya/Bizkaia, País Vasco/Euskadi).

INTERPRETACIÓN

Encinar cantábrico

El primer ejemplo de aplicación afecta a una de las agrupaciones vegetales más peculiares de la las comarcas cantábricas, en general, y de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, en particular: el encinar cantábrico (Meaza, 1991). Su conspicua presencia y carácter perennifolio en un contexto ambiental caducifolio abre interrogantes a las que han tratado de responder diversas hipótesis. La hipótesis tradicional apuntaba a que el encinar cantábrico sería un bosque relicto que en épocas pretéritas, más cálidas y secas, se extendería por zonas más amplias que las actuales; en consecuencia, su origen sería fundamentalmente climático. Pero los estudios arqueobotánicos recientes sugieren que sería el factor antrópico –no el climático– el principal inductor de la expansión de los encinares en el área cantábrica a partir del Neolítico y, especialmente, de la Edad de Bronce; lo que no entra en colisión con el hecho de que sus principales efectivos se concentraran, por encontrar mejor acomodo, en el ambiente de inviernos benignos y veranos relativamente secos del piso termocolino. La creciente presión humana asociada al aumento de la actividad agrícola y ganadera pudo haber desencadenado o acelerado procesos de degradación, erosión y consiguiente disminución de la capacidad de retención hídrica de suelos, lo que conllevaría un incremento progresivo de la presencia de los *Quercus* perennifolios –condiciones xéricas– en detrimento de los caducifolios –condiciones mésicas– (Zapata y Meaza, 1998).

El complejo forestal presenta un dosel de elementos filomediterráneos perennifolios: *Quercus ilex*, *Q.* x *gracilis*, *Arbutus unedo*, *Laurus nobilis*, *Pistacia lentiscus* y *Phillyrea latifolia*), a los que se asocian representantes del bosque atlántico caducifolio, caso de *Quercus robur*, *Castanea sativa* y *Sorbus torminalis*. El arbolado se entrelaza en una maraña de bejucos como *Smilax aspera*, *Clematis vitalba*, *Tamus communis* y *Lonicera periclymenum*.

También en los estratos medios e inferiores se detectar la presencia de elementos de la flora mediterránea, como *Osyris alba*, *Dorycnium pentaphyllum* y *Olea europaea* var. *sylvestris*; sin embargo, dominan ampliamente las especies de óptimo atlántico: *Ilex aquifolium*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Erica vagans*, *Juniperus communis*, *Cornus sanguinea*, *Corylus avellana*, *Rubus fruticosus*, etc.. Son notables las fitoindicadoras calcícolas como *Genista hispanica* subsp. *occidentalis*, *Helianthemum nummularium*, *Teucrium pyrenaicum* y *Rosa sempervirens*), acompañadas de *Rhamnus alaternus*, *Ligustrum vulgare* y *Pistacia therebintus*), entre otros. El nivel herbáceo, de escaso recubrimiento por la sombra intensa y la profusión de afloramientos rocosos, lo integran

elementos esciófilos, termófilos e higrofilos como *Hedera helix*, *Hypericum androsaemum*, *Rubia peregrina*, *Arum italicum*, *Saxifraga hirsuta*, *Ruscus aculeatus* y helechos de los géneros *Asplenium*, *Athyrium* y *Polystichum*.
El potencial fitoindicador (Fig. 2) delata la concurrencia entre lo termocolino húmedo y la relativa xericidad estival. La diversidad tipológica y estructural del entramado vegetal es puesta de manifiesto por un nutrido listado de fitoindicadoras bióticas. Los edafismos son atribuibles, sobre todo, a la riqueza en carbonatos de los suelos. La delación hídrica, geomorfológica y antrópica presenta valores más discretos: la primera relacionada con el relativo stress hídrico del complejo kárstico; la segunda con la anfractuosidad y fuerte pendiente del roquedo; la tercera con los usos y aprovechamientos forestales tradicionales.

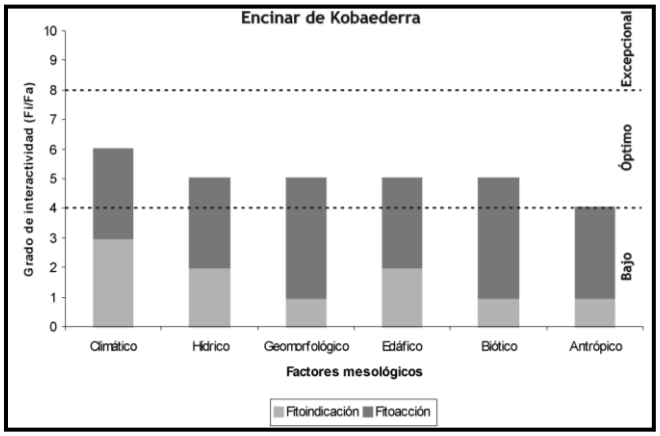


Fig. 2. Interactividad Fi/Fa del Encinar de Kobaederra.

El rol fitoactivo es relevante en su vertiente climática en la medida que el apretado vuelo arbóreo enmarañado de bejucos genera un microclima interno que favorece la instalación de esciófilas y termófilas. Es también destacable en lo que respecta a la función geomorfológica por estabilizar laderas empinadas, en la edáfica por contribuir a la generación y mantenimiento de una película edáfica sobre el lapiaz, en la biótica por favorecer una compleja interrelación ecológica entre el conjunto de comunidades bióticas, y en la antrópica por atraer el interés humano como reservorio trófico, combustible, madera y, actualmente, para actividades de ocio, esparcimiento y turismo verde. La fitoacción hídrica no pasa de discreta, pues la escorrentía superficial es prácticamente inexistente.

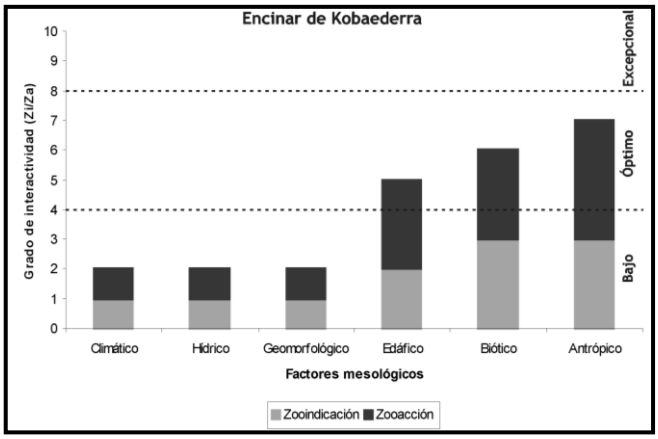


Fig. 3. Interactividad Zi/Za del Encinar de Kobaederra.

El papel bioindicador/bioagente de la comunidad faunística está muy vinculado al elemento antrópico (Fig. 3). Además de los taxones favorecidos por el ser humano y que habitan y medran junto a él medran los que se han acomodado al paisaje cultural mosaical, caso de especies ubiquistas y oportunistas, plásticas ecológicamente. En su rol zooactivo, la comunidad faunística ejerce un papel nada despreciable a la hora de condicionar o influir en el ser humano o sus actividades productivas.

La interacción con el factor biótico delata la compleja red ecológica del encinar; de hecho, más de la mitad de las especies animales muestra influencia clara del factor vegetación al depender, en mayor o menor grado, de ella para su hábitat, alimentación, reproducción, cría y defensa de predadores. Por su parte, la zooacción se advierte de forma palpable en especies socorras, y también en las que condicionan el crecimiento o el desigual volumen de la masa foliar por predación directa. Es también el caso de los pícidos, fundamentales en las primeras fases de degradación y descomposición de la madera y los fustes muertos.

Los factores geomorfológico y edáfico influyen directamente en la fauna que construye o aprovecha las guaridas subterráneas asociadas al ambiente kárstico. Las funcionalidades climática e hídrica se muestran muy bajas.

Abedular-Robledal

El segundo ejemplo de aplicación delata la ruptura del equilibrio natural a consecuencia de una intervención antrópica gravemente desestabilizadora del sistema a resultas de las plantaciones masivas de pino insigne (*Pinus radiata*) y eucalipto (*Eucalyptus* ssp) en la segunda mitad del siglo XX. El empleo de técnicas agresivas (matarrasa, subsolado y arado profundo del suelo, apertura de pistas forestales para facilitar el acceso de camiones y maquinaria pesada) afectó gravemente a las propiedades cuantitativas y cualitativas de los suelos. La perturbación de la dinámica geomorfológica e hídrica fue, igualmente, acusada, produciéndose una fuerte aceleración de los procesos erosivos.

Los graves incendios forestales de 1989 calcinaron gran número de plantaciones en el entorno de Urdaibai. En la generalidad del territorio comenzaron casi de inmediato las labores de replantación; pero en las escasas parcelas exentas de tales tareas, caso de la aquí concernida, se reinició el proceso de sucesión natural secundaria (Meaza y González, 1999): el suelo, calcinado y desnudo, empezó a ser restañado e inicialmente fitoestabilizado por comunidades primocolonizadoras de gramíneas; en poco tiempo, el herbazal adquirió facies de landa acidófila que, posteriormente, dio paso a un retamal de *Cytisus* capaz de colonizar sectores requemados incluso en laderas empinadas, terrenos pedregosos y descarnados, surcos de erosión colmatados de bloques y clastos y suelos

destrozados; en una etapa sucesional más avanzada, el retamal adquirió facies preforestal al medrar en ella el oportunista *Betula celtiberica*, configurando primero un abedular-retamal y luego el actual abedular-robledal de *Quercus robur* (especie titular del territorio) que desempeña un papel de primer orden en la fitoestabilización de vertientes y cicatrización de terrenos incendiados en facies inmediatamente precursora de la de clímax (robledal).
En la actualidad, el abedular-robledal conforma pequeños rodales en un mar de plantaciones forestales. Es de subrayar la sintomática presencia de *Quercus petraea*, que muestra querencia por terrenos pedregosos y descarnados por la erosión, y *Populus tremula*, especie colonizadora de medios inestables. El dosel superior se completa con algún ejemplar de *Ulmus montana*, *Castanea sativa*, *Pinus radiata* y *Eucalyptus* sp., estos dos últimos escapados de las plantaciones aledañas.

Los estratos intermedios están protagonizados por *Sorbus aucuparia*, *Erica arborea*, *Arbutus unedo*, *Cytisus cantabricus*, *C. Conmutatus*, *Ilex aquifolium*, *Corylus avellana*, *Salix atrocinerea*, *Crataegus monogyna*, *Rubus* gr. *Glandulosus*, *Ulex gallii*, *Vaccinium myrtillus*, *Calluna vulgaris* y diversos brezos (*Erica vagans*, *E. cinerea*, *Daboecia cantabrica*). El estrato herbáceo se nutre de gramíneas acidófilas y pirófilas (*Agrostis capillaris, Brachypodium pinnatum, Pseudarrenatherum longifolium*) en cohabitación con *Cistus salvifolius*, *Hypericum pulchrum*, *Oxalis acetosella*, *Teucrium scorodonia*, *Potentilla erecta*, *Lithodora prostrata*, *Digitalis purpurea*, *Asphodelus albus* y los helechos *Blechnum spicant*, *Dryopteris affinis*, *Polystichum setiferum* y *Pteridium aquilinum*, entre otras. Algunas trepadoras, caso de *Smilax aspera*, *Hedera helix* y *Lonicera periclymenum* enredan el entramado vegetal. El tapiz muscinal y liquénico alfombra un suelo moteado, aquí y allá, de viejos tocones.

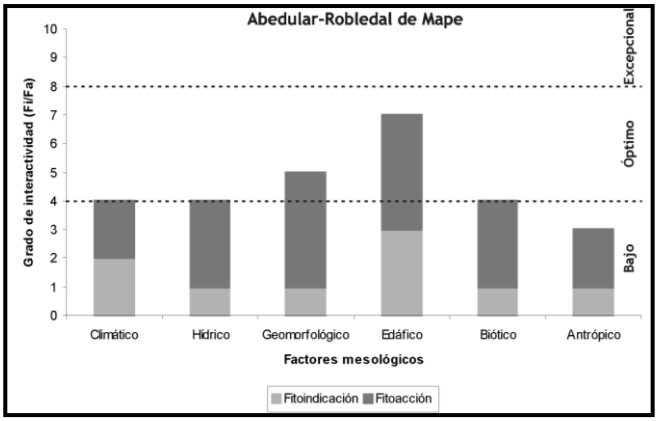


Fig. 4. Interactividad Fi/Fa del Abedular-Robledal de Mape.

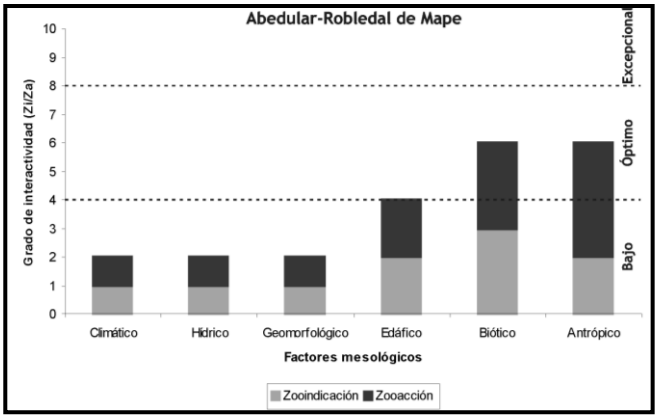


Fig. 5. Interactividad Zi/Za del Abedular-Robledal de Mape.

En el abedular-robledal (Fig. 4), el potencial fitoindicador lo acaparan los elementos que delatan las particulares características de la componente edáfica, sobre todo oportunistas y primocolonizadores de suelos removidos, desestructurados, calcinados y depauperados cuantitativa y cualitativamente, hecho que también se relaciona con la presencia de numerosas especies fitoindicadoras antrópicas ligadas a la ruptura del equilibrio natural por deforestación, fuego y silvicultura intensiva. También son reseñables la fitoindicación geomorfológica, que denuncia situaciones de inestabilidad inducida; la hídrica, que delata las consiguientes dificultades de escorrentía; y la biótica, compatible con el carácter preclimácico del abedular-robledal.

El rol fitoactivo lo protagonizan la función geomorfológica y la edáfica; lo que no es de extrañar teniendo en cuenta el papel cicatrizador, regenerador y protector de la vegetación tras incendio y tala en terrenos desnudos expuestos a la erosión. Por el contrario, la fitoacción climática, hídrica, biótica y antrópica no pasa de discreta.

En lo que respecta a la comunidad faunística (Fig. 5), hay que reseñar la trascendencia de la zoooindicación biótica, pues la vegetación es base de la cadena trófica, soporte de nido y crianza, y refugio, percheo, descanso y pernoctación. La fuerte presión ejercida desde la explotación silvícola ha dado lugar a que más de la mitad de los taxones faunísticos muestren clara antropofilia. La zooindicación edáfica muestra valores menos remarcables, aunque reveladores de la fuerte dinámica y pérdida edáfica; en tanto que la climática, hídrica y geomorfológica presentan notaciones discretas.

La zooacción más reseñable se establece sobre los factores antrópico y biótico, pues muchas especies predan directamente sobre la vegetación o sirven de agentes de propagación por zoocoría. La edáfica se ejerce en un ambiente de fuerte dinámica, erosión y depauperación edáfica. La geomorfológica, climática e hídrica no presentan valores remarcables.

CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos cabe deducir las siguientes conclusiones:

Bioindicación

Fitoindicación climática: incontestable en el caso del encinar y del abedular-robledal, lo que es coherente con su carácter climácico en el primer caso y preclimácico en el segundo.

Zooindicación climática: escasa, aunque estratégica para ciertas especies en ambiente de encinar cantábrico.

Fitoindicación hídrica: no pasa de discreta en ambos ambientes.

Zooindicación hídrica: baja, aunque esencial para especies asociadas a masas de agua para su reproducción y desarrollo larvario.

Fitoindicación geomorfológica: poco relevante en el caso del encinar; reseñable en el de abedular-robledal por fuerte dinámica de vertientes a resultas de la ruptura del equilibrio natural.

Zooindicación geomorfológica: reseñable en el encinar, con especies propias de ambientes trogoblios.

Fitoindicación edáfica: edafismos notables en ambos casos: en el encinar de la mano del contexto calcícola y eutrofo; en el abedular-robledal por mor de la litología silícea y de la oligotrofia consecuente a la degradación cuantitativa y cualitativa del suelo.

Zooindicación edáfica: muy evidente en el Mape por degradación edáfica.

Fitoindicación biótica: elevada en el encinar, donde la clímax forestal beneficia la interacción de flora y fauna; limitada en el abedular-robledal por su menor complejidad estructural.

Zooindicación biótica: fundamental en ambos sectores, pues la vegetación condiciona en alto grado la comunidad faunística.

Fitoindicación antrópica: sobresaliente en el abedular-robledal por ruptura antrópica del equilibrio natural.

Zooindicación antrópica: de gran relevancia en ambos sectores por el alto número de especies de carácter antropófilo.

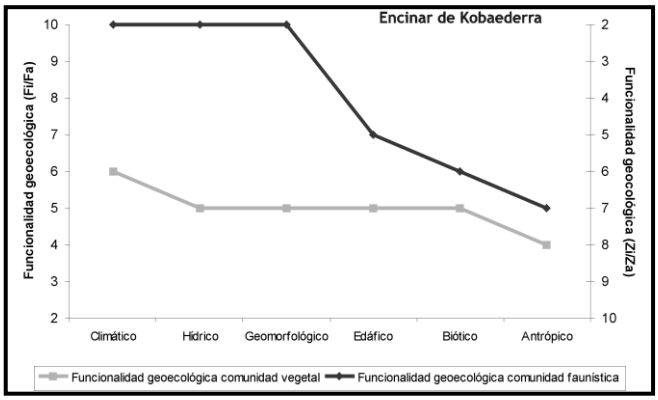


Fig. 6. Funcionalidad geoecológica del Encinar de Kobaederra

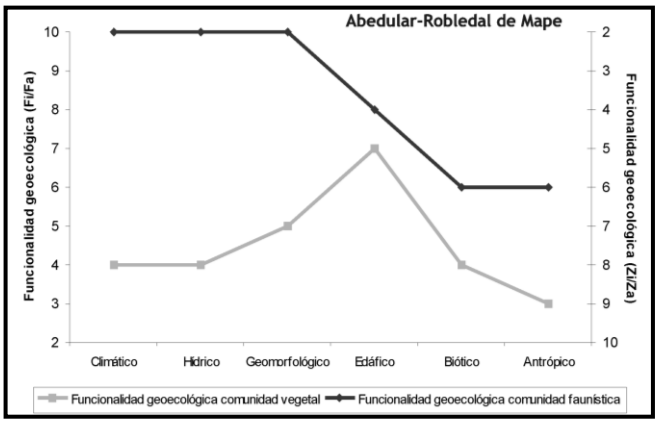


Fig. 7 Funcionalidad geoecológica del Abedular-Robledal de Mape.

Bioacción

Fitoacción climática: notoria en el encinar, donde el microclima interno favorece la presencia de esciófilas, termófilas e higrófilas; discreto en el abedular-robledal por vuelo más desahogado.

Zooacción climática: escasa en ambos casos.

Fitoacción hídrica: interesante en ambos casos por el rol hidrorregulador de los fitoagentes.

Zooacción hídrica: discreta en ambos casos.

Fitoacción geomorfológica: importante papel geomorfológico ejercido por la cubierta vegetal: en el encinar por desarrollarse en laderas empinadas; en el abedular-robledal por restañar rápidamente terrenos desnudos tras incendio y tala.

Zooacción geomorfológica: escasa en las dos unidades.

Fitoacción edáfica: ambos ambientes presentan eficaces fitoagentes edáficos: en el encinar por recubrimiento del lapiaz; en el abedular-robledal por regenerar suelos depauperados.

Zooacción edáfica: modesta en los dos casos, aunque la labor de especies cavadoras de galerias y madrigueras es esencial.

Fitoacción biótica: paradigmática en el encinar, donde vegetales y animales se interrelacionan estrechamente; más comedida en el abedular-robledal, consecuente a su condición preclimácica.

Zooacción biótica: reseñable en ambos casos por predación vegetariana y zoocoría.

Fitoacción antrópica: importante en el encinar; reducida en el abedular-robledal.

Zooacción antrópica: relativamente elevada en ambos ambientes.

En definitiva, la funcionalidad geoecológica del encinar de Kobaederra (Fig. 6) se presenta muy elevada en la componente vegetal, en el umbral que delimita el funcionamiento óptimo; mientras que la faunística se ve penalizada por la escasa aportación zooactiva respecto a los factores climático, hídrico y geomorfológico (no así respecto a los factores edáfico, biótico y antrópico).

Por su parte, la funcionalidad geoecológica del abedular-robledal de Mape (Fig. 7) está ligada, primordialmente, al papel antrópico. Las interacciones analizadas otorgan valores no tan excepcionales como los habituales para un robledal maduro, lo que concuerda con la condición de etapa preclimácica del abedular-robledal. Otro tanto sucede con la fauna, altamente antropófila, con un grado de interacción fuerte con el tipo de poblamiento existente en la zona, del que depende la conservación de sus poblaciones, aunque también destacan algunas especies favorecidas para uso cinegético.

Referencias bibliográficas

Lozano, P.J. (2008): *Bases para una zoogeografía aplicada. Diseño de una metodología geográfica de atlas de fauna. Aplicaciones a los vertebrados del sector nororiental de Guipúzcoa (País Vasco).* (Tesis doctoral). Herka editores. Donostia-San Sebastian.

Lozano, P.J., Gómez Montblanch, D.C. y Meaza, G. (2012): "Interactividad Bioindicación/Bioacción y funcionalidad geoecológica. Ensayo de aplicación en un encinar basófilo de Espinosa de Los Monteros (Burgos, España)" en *Las zonas de Montaña: gestión y biodiversidad*, VII Congreso Español de Biogeografía. GRAMP, Barcelona. En: *Las zonas de Montaña: gestión y biodiversidad*, VII Congreso Español de Biogeografía. GRAMP, Barcelona, 11 pag.

Meaza, G. (1988): "Fitogeografía del encinar cantábrico de la Ría de Gernika". *Lurralde 11:* 103-121.

Meaza, G. (1991): "La impronta mediterránea en la vegetación del País Vasco. Carrascales y Encinares". *Boletín de la A.G.E. 1:* 45-74.

Meaza, G. (1993): "Propuesta metodológica de valoración fitogeográfica de unidades de paisaje vegetal". *Libro Homenaje al investigador Felix M. Ugarte Elorza*, 369-391. Bilbao.

Meaza, G. y González, M. J. (1999): "Abedulares del País Vasco. Caracterización de dos muestras representativas". En *Libro Homenaje al Profesor Joan Vilá Valentí*, 1095-1116. Universitat de Barcelona.

Meaza, G. y Cadiñanos, J. A. (2000): "Valoración de la Vegetación", en *Metodología y Práctica de la Biogeografía*. Ediciones del Serbal, Barcelona.

Meaza, G., Cadiñanos, J. A. y Lozano, P. (2006): "Valoración biogeográfica de los bosques de la reserva de la biosfera de Urdaibai (Vizcaya)". *Actas del III Congreso Español de Biogeografía.* Reserva de la Biosfera de Urdaibai.

Meaza, G. y Cuesta, M. J. (2010): "Fitoindicación/fitoacción ambiental y territorial. Ensayo de aplicación en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (País Vasco)". Boletín de la AGE, 54 (99-123).

Zapata, L. y Meaza, G. (1998): "Procesos de antropización y cambios en el paisaje vegetal del País Vasco atlántico en la prehistoria reciente: su incidencia en la expansión de hayedos y encinares". *Munibe (Ciencias Naturales)*, nº 50, 21-35.

LA INCLUSIÓN DE LA FAUNA EN LOS ESTUDIOS DE PAISAJE: EL CASO DEL LITORAL

Serrano-Montes, J. L. (1), Gómez-Zotano, J. (1)

(1) Dpto. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Granada. joselsm@ugr.es, jgzotano@ugr.es .

Resumen: Se propone un procedimiento metodológico para evaluar la manifestación directa de la componente animal (tanto salvaje como doméstica) del paisaje de acuerdo con las orientaciones para la aplicación del Convenio Europeo del Paisaje. Para testar la validez del método, la propuesta se aplica a un territorio complejo como el litoral mediterráneo de la provincia de Málaga, Andalucía. El estudio corrobora que la fauna puede constituir uno de los elementos más característicos y patentes del paisaje con independencia de su grado de naturalidad. Se concluye que la fauna puede y debe incluirse en los estudios de paisaje.

Palabras clave: Fauna, estudios de paisaje, paisaje litoral, geografía, zoogeografía, Andalucía

Abstrac (Fauna in landscape: The case of the coast): A methodological approach is proposed to assess the direct expression of the animal component (both wild and domestic) of the landscape according to the guidelines for the implementation of the European Landscape Convention. In order to test the validity of the method, the proposal is applied to a complex territory like the Mediterranean coastal area in the province of Malaga, Andalusia. The study confirms that fauna can be one of the most characteristic and patent landscape elements regardless of the degree of naturalness. We conclude that fauna can and must be included in studies of landscape.

Key words: Fauna, landscape studies, coast landscape, geography, zoogeography, Andalusia

INTRODUCCIÓN

La fauna representa uno de los componentes fundamentales del paisaje geográfico; más allá de su capacidad locomotora y posible estacionalidad, está presente en todo tipo de escenarios, desde los naturales a los urbanos, constituyendo un elemento determinante reconocido, especialmente, en los paisajes cinegéticos (López Ontiveros, 1989a, b; Sánchez Urrea y Martínez Garrido, 2009; Carolino et al., 2011; Primdahl et al., 2012; Mulero Mendigorri, 2013) y en los ganaderos (Evans & Yarwood, 1995; Bertrand & Bertrand, 2002; Cascos Maraña, 2011a, b).

Con independencia de las actividades que puedan determinar la presencia de la fauna en el paisaje, existen ámbitos geográficos con una componente faunística que puede llegar a ser muy abundante y diversa, e incluso dominante. Es el caso de los paisajes litorales; a gran escala, las colonias de mamíferos o aves marinos condicionan la distribución espacial y la configuración de otros elementos constitutivos del paisaje, como el relieve, el suelo o la vegetación (Norton et al., 1997; Fariña et al., 2003; Ellis et al., 2006). El elemento animado también confiere una fuerte dimensión cultural al paisaje litoral, manifiesta en infraestructuras relacionadas con la acuicultura (Falconer et al., 2013), puertos pesqueros y paseos marítimos, y trasciende en el imaginario colectivo a través de la prensa (noticias sobre plagas de medusas o insectos), del cine (películas sobre tiburones o gaviotas) o de relatos que se transmiten de generación en generación (leyendas y mitos sobre sirenas u otros animales fantásticos).

A pesar de la consabida importancia de la fauna en el paisaje, son relativamente escasos los estudios que la incluyen de manera fehaciente en sus procedimientos metodológicos dada la capacidad locomotora de los animales y las dificultades de cartografiado que de ello se derivan (Gómez-Zotano & Riesco-Chueca, 2010; Roe, 2013). Esta carencia resulta muy evidente en el análisis de los paisajes litorales. La mayor parte de las investigaciones se limitan, casi exclusivamente, a la enumeración de las especies animales más características, sin atender a su interacción con el resto de fundamentos naturales o antrópicos, a su manifestación sensorial o a su aprehensión cultural. No existe, por tanto, un desarrollo metodológico suficiente en este sentido.

En el presente trabajo se propone un procedimiento metodológico para la evaluación de la manifestación directa de la componente animal (tanto salvaje como doméstica) y su implementación en los estudios de paisaje. La propuesta se aplica al paisaje litoral de un sector costero mediterráneo situado en la provincia de Málaga.

ÁREA DE ESTUDIO

El borde costero objeto de estudio comprende 18 has de litoral del municipio de Estepona (fig. 1). El extremo más occidental de la playa de Casasola (520 m de longitud) delimita el ámbito al Sur. Se trata de una estrecha lengua de arena, gravas y cantos rodados que no supera los 15 m de anchura media. En el contexto de una costa urbanizada, este tramo de playa aparece respaldado por el arenal de Matas Verdes, un cordón dunar completo que se adentra

200 m hacia el interior y en el que perviven los cinco estadios morfológicos (dunas pioneras, embrionarias, móviles, semifijas y fijas), valles dunares y campo postdunar (Gómez-Zotano, 2009). Más hacia el interior, se incluye el campo postdunar urbanizado a partir de los años 80 del siglo XX (Urbanización El Presidente).

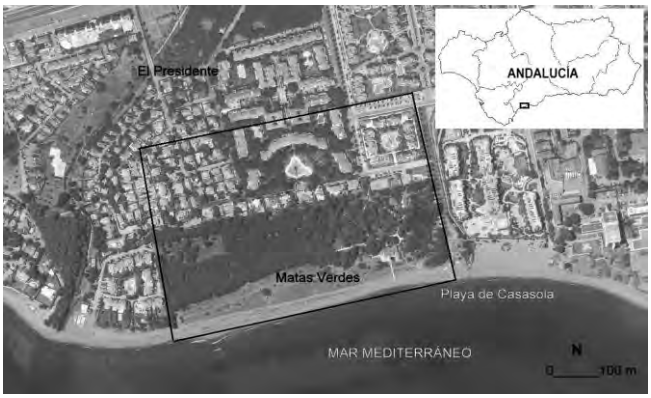


Fig. 1: Mapa de situación. Fuente: Google Maps.

MARCO CONCEPTUAL Y METODOLÓGICO

El marco conceptual se ajusta a la definición de paisaje establecida por el Convenio Europeo del Paisaje (CEP): "Cualquier parte del territorio, tal como la percibe la población, cuyo carácter sea el resultado de la acción y la interacción de factores naturales y/o humanos" (Consejo de Europa, 2000).

El procedimiento metodológico conlleva las siguientes fases:

1. Identificación y caracterización de los hábitats faunísticos existentes en el ámbito de estudio. Se entiende por hábitat aquel espacio que presenta cierta uniformidad en las características físicas y biológicas necesarias para la supervivencia y reproducción de una o varias especies. Atendiendo a las recomendaciones establecidas por Gómez-Zotano y Riesco-Chueca (2010), para la identificación de hábitats faunísticos se ha considerado la cobertura vegetal, como variable biótica, y las condiciones climáticas, topográficas, hidrológicas y edáficas como variables abióticas más transcendentes. Conscientes de la capacidad locomotora de los animales, el establecimiento de hábitats faunísticos no implica una estricta correlación de determinadas especies con los hábitats identificados, especialmente en el caso de las aves. No se han considerado posibles áreas de transición a la escala de trabajo (1:10.000) dados los límites netos, en muchos casos de origen artificial, entre los diferentes hábitats del área de estudio.

2. Diseño de un transecto (T-T`) sobre los hábitats identificados previamente, atendiendo a un criterio de centralidad, así como de cuatro puntos de escucha (P1, P2, P3, P4) asociados al mismo, uno para cada hábitat.

3. Revisión y actualización del catálogo de especies faunísticas iniciado en estudios previos ("Catálogo de vertebrados terrestres presentes en el Saladillo-Matas Verdes"; Gómez-Zotano, 2009). Para ello se han realizado nuevos avistamientos y escuchas sucedidos en el tiempo (1 en verano e invierno y 2 en otoño y primavera, y en distintos momentos del día), en base al transecto y a los puntos previamente establecidos. En el proceso de identificación de especies para cada hábitat se ha considerado el criterio experto, apoyado en el uso de distintas guías de identificación de fauna (Redondo et al., 2010; Hume, 2011).

4. Selección de las especies de mayor impronta paisajística y evaluación de su manifestación de acuerdo al siguiente orden de tareas: a) confección de una lista de especies animales potencialmente relevantes desde el punto de vista paisajístico, incluyendo tanto vertebrados como invertebrados, atendiendo a su manifestación visual y sonora (González Bernáldez, 1981; Pijanowski et al., 2011). No se ha descartado la expresión táctil, directa, que ofrecen ciertas especies litorales; b) realización de consultas a diferentes usuarios estrechamente relacionados con el ámbito (expertos en fauna, jardineros, operarios de limpieza de la playa, residentes y paseantes), con objeto de completar la selección de aquellas especies más significativas a escala de paisaje (Lozano Valencia y Meaza Rodríquez, 2003a, b). Se han realizado consultas a 42 informantes vinculados con los distintos tipos de hábitats; c) análisis de la temporalidad de la manifestación faunística en el paisaje. Las consultas a informantes y la realización del transecto y de las escuchas, se han desarrollado en un total de seis jornadas de trabajo de campo ─entre febrero de 2013 y marzo de 2014─, con objeto de hacer un seguimiento anual de la manifestación de la fauna en el paisaje. Igualmente, se han llevado a cabo escuchas nocturnas a fin de evaluar la variabilidad entre el día y la noche.

5. Correlación de especies representativas de cada hábitat. De acuerdo con Lozano Valencia y Meaza Rodríquez (2003a, b), el grado de presencia observado en los transectos y escuchas, ha permitido establecer una cierta correlación entre las distintas especies seleccionadas y los diferentes hábitats del ámbito de estudio.

6. Análisis, cotejado, interpretación y representación (perfil de paisaje) de la información recopilada.

RESULTADOS

1. Hábitats faunísticos

Se han identificado cuatro tipos de hábitats faunísticos en el ámbito de estudio (fig. 2). Desde el litoral hacia el interior: playas, dunas, formaciones arbóreas y urbanizaciones.

a) H1. Playas

Las playas y las dunas pioneras y embrionarias, donde la arena es menos estable, se caracterizan por contar con bajos niveles de materia orgánica ─con la salvedad de los restos de arribazón─, exigua disponibilidad hídrica y una fuerte influencia aerohalina. La escasa vegetación apenas alcanza un porte sub-arbustivo, se trata de la comunidad halonitrófila de la oruga marítima (*Salsolo kali-Cakiletum maritimae*).

b) H2. Dunas

El grueso del complejo dunar está compuesto por dunas móviles, semifijas, valles interdunares y dunas fijas. Sobre estas arenas se desarrollan una serie de matorrales donde destacan *Eryngium maritimum, Elymus farctus, Helychrysum stoechas, Ononis ramosissima, Cistus salviifolius, Juniperus turbinata,* etc. Estas especies contribuyen notablemente a la diversificación de un hábitat que presenta una destacada zonación. Aquí es donde se establece la comunidad faunística típica de dunas (psammófila), con una gran adaptación a las rigurosas condiciones de estos ambientes; la locomoción es muy complicada por la inestabilidad de las arenas y el calor acumulado, especialmente en verano. Sigue existiendo una extrema limitación hídrica.

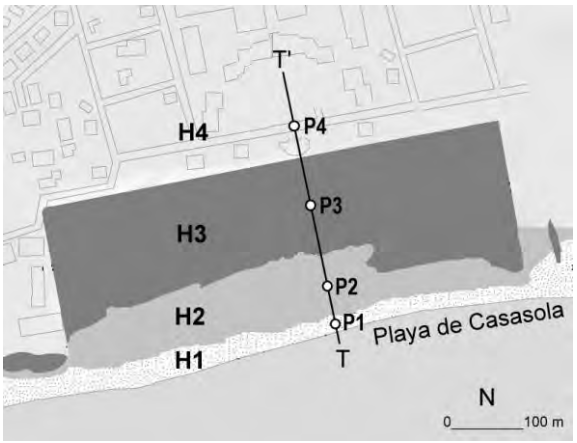


Fig. 2: Mapa de habitats faunísticos de Matas Verdes. Hábitats: H1, playas; H2, dunas; H3, formaciones arbóreas; H4, urbanizaciones. Puntos de escucha (P1, P2, P3, P4).

c) H3. Formaciones arbóreas

En la llanura postdunar se desarrolla el alcornocal psammófilo de *Quercus suber*, que se ve acompañado de numerosas coscojas (*Quercus coccifera*) de porte arbóreo y de lentiscos (*Pistacia lentiscus*). El alcornocal está sustituido por diversas repoblaciones de pino (*Pinus pinea* y *Pinus pinaster*) y eucalipto (*Eucaliptus globulus*). En cualquier caso, la masa forestal procura un típico ambiente nemoral. Los suelos desarrollados en este hábitat se caracterizan por tener un grosor inferior de sustrato arenoso y un horizonte superficial humífero bien desarrollado y cubierto por un manto de acículas y hojarasca en descomposición. Con estas características, el suelo presenta cierta capacidad de retención de humedad.

d) H4. Urbanizaciones

Las construcciones y zonas ajardinadas también constituyen el hábitat de diferentes especies animales. La variedad de elementos antrópicos y, sobre todo, la presencia de agua dulce, la exuberancia de la vegetación y la escasez de depredadores, constituyen un foco de atracción para determinadas especies de fauna autóctona y alóctona.

2. Manifestación de la fauna en el paisaje.

Por su impronta paisajística, se han seleccionado un total de 48 especies animales, entre aves (37), mamíferos (2), reptiles (1) e invertebrados (8) (Tablas 1 y 2). El número y tipo de especies seleccionadas en cada hábitat, así como su distinta manifestación sensorial y la temporalidad de su expresión en el paisaje, se sintetizan en la Tabla 3.

Los resultados del análisis reflejan un claro predominio de las aves (77%) entre las especies de mayor relevancia paisajística en el ámbito de estudio. Representan la componente faunística dominante en todos los hábitats, con la excepción del dunar. El segundo grupo en importancia lo constituyen los invertebrados (16,6%), completándose la composición faunística de este paisaje con dos especies de mamíferos (*Canis lupus familiaris* y *Felis silvestris catus*) y una especie de reptil (*Acanthodactylus erythrurus*).

En cuanto al tipo de manifestaciones de la fauna, destaca su contribución a la experiencia sonora (51,9%), seguida muy de cerca por la visual (45,6%); La manifestación táctil por su parte, es escasamente representativa (2,5%). Por hábitats, en la playa y dunas predomina la expresión visual de la fauna en el paisaje, mientras que en las formaciones arbóreas y en las urbanizaciones, destaca su manifestación acústica.

La variabilidad anual de la manifestación faunística se evaluó en base a la distinción entre especies residentes y migratorias y, en el caso de estas últimas, en relación con su presencia estacional en el área de estudio (presencia invernal o estival). El análisis pone de manifiesto un predominio de las especies residentes frente a las migratorias, salvo en la playa, donde la mitad de las especies se encuentra solo de forma estacional en el paisaje.

La variabilidad diaria se estimó en función de la relevancia diurna y/o nocturna de las distintas especies animales en el paisaje. La manifestación diurna resultó claramente dominante, aunque cabe destacar cuatro especies por la frecuencia e intensidad de su expresión durante la noche: *Otus scops*, *Luscinia megarhynchos*, *Canis lupus familiaris* y *Gryllus bimaculatus.*

Algunas especies de invertebrados que adquieren una cierta relevancia paisajística, se analizaron separadamente debido a que su presencia en el paisaje no se ajustaba a los parámetros temporales antes mencionados. Es el caso, por ejemplo, de la doncella de ondas (*Euphydryas aurinia)*, que únicamente se percibe durante su fase adulta, comprendida entre los meses de abril y julio.

Los resultados obtenidos han permitido la representación gráfica del carácter paisajístico del ámbito de estudio (fig. 3), estando representadas algunas de las especies animales más significativas.

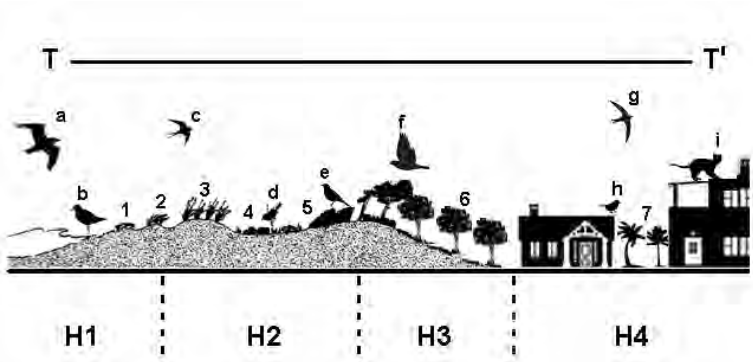


Fig.3: Perfil de paisaje tipo en Matas Verdes, Estepona. Hábitats y comunidades vegetales: H1, Playas (1, comunidades terofíticas pioneras nitro-halófilas; 2, pastizal de hemicriptófitos); H2, Dunas (3, barronal o pastizal de hemicriptófitos; 4, matorral camefítico; 5, sabinar); H3, formaciones arbóreas (6, pinar de repoblación con alcornoques y coscojas); H4, urbanizaciones (7, jardines). Fauna: a. Gaviota reidora (Larus ridibundus); b. Correlimos común (Calidris alpina); c. Golondrina común (Hirundo rústica); d. Curruca cabecinegra (Sylvia melanocephala); e. Mirlo (Turdus merula); f. Paloma torcaz (Columba palumbus); g. Vencejo (Apus apus); h. Gorrión común (Passer domesticus); i. Gato doméstico (Felis silvestris catus).

DISCUSIÓN

En el presente trabajo se propone un método para el análisis y evaluación de la manifestación directa de la fauna en el paisaje, y se aplica, por primera vez, en un territorio costero complejo.

Esta propuesta comparte con otros trabajos la necesidad de incluir la componente faunística en el paisaje, atendiendo, en primer lugar, al estudio de las especies más significativas (Ribas Vilàs, 1992). No obstante, no incorpora al análisis paisajístico otras variables como la densidad de población o el grado de endemismo, singularidad y valores especiales que caracterizan a la fauna, a pesar de ser una información recurrente, en tanto que informan de la abundancia o rareza de las distintas especies y de su interés para la evaluación y conservación.

En este sentido, cabe destacar el procedimiento metodológico propuesto por Lozano Valencia y Meaza Rodríguez (2003) para la valoración zoogeográfica por unidades ambientales, donde analizan la especialización locacional de especies de vertebrados y consideran la valoración cuantitativa y cualitativa de la diversidad específica a escala de paisaje.

Para el caso de los paisajes litorales, Pérez-Chacón Espino y Beltrán Espinosa (1989) avanzan en la integración de la avifauna en el análisis y cartografía del paisaje, destacando la inclusión de ésta en la propia nomenclatura de las unidades paisajísticas (ej. "Franja litoral con vegetación halófita y avifauna pelágica nidificante", "Arenales con vegetación psamófila y avifauna corredora esteparia", etc.).

Por otra parte, y en consonancia con González Bernáldez (1981) y Pijanowski *et al*. (2011), la aplicación práctica de la metodología aquí expuesta, pone de relieve la dificultad que con frecuencia entraña el cartografiado de los seres animados y su observación directa, a la par que corrobora su importante contribución a la dimensión sonora de determinados paisajes.

De acuerdo con Lozano Valencia (2000), se ha podido comprobar cómo ciertos factores ambientales alteran la presencia y manifestación de determinadas especies animales. A dichos factores (viento, precipitaciones, temperaturas, humedad, etc.), habría que añadir la presencia humana en el caso de la playa o de la urbanización. En relación con la temperatura, el vencejo (*Apus apus*) o algunos invertebrados como *Scarites buparius*, han presentado una gran variabilidad diaria en su manifestación durante los meses más calurosos, siendo menos perceptibles en las horas centrales del día.

Igualmente, factores etológicos relacionados con el apareamiento, el letargo o la hibernación, alteran la manifestación paisajística de la fauna en determinadas épocas del año. Numerosas aves canoras, entre las que destaca el mirlo común (*Turdus merula*) y ciertas columbiformes, como la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*) y la paloma torcaz (*Columba palumbus)*, intensifican considerablemente su manifestación acústica durante los meses de primavera.

Desde un punto de vista espacial, salvo especies de distribución muy definida, como ciertos invertebrados asociados al hábitat dunar (*Scarites buparius* o *Theba pisana pisana*), la mayoría de las especies difícilmente se han podido correlacionar con un único tipo de hábitat.

Algunos elementos faunísticos presentes en el ámbito de estudio, aún teniendo un tamaño corporal considerable o un especial valor ecológico, no suelen manifestarse directamente a nivel paisajístico. Esto puede ser debido a su comportamiento huidizo, o a que presentan hábitos nocturnos, caso del conejo (*Oryctolagus cuniculus*), del tejón (*Meles meles*), del zorro (*Vulpes vulpes*) o del turón (*Mustela putorius*). No obstante, muchas de estas especies pueden incidir, directa o indirectamente, en el paisaje (zoocoría, herbívora, construcción de madrigueras, pisoteo, etc.).

En relación con lo anterior, aunque el método se centra en la manifestación directa de la fauna en el paisaje, cabe señalar, como incidencia indirecta, claramente manifiesta, la acumulación en la playa de una inmensa cantidad de conchas de moluscos marinos, tanto gasterópodos como bivalvos. En menor proporción, son también llamativas las conchas de *Theba pisana pisana* en el hábitat dunar.

CONCLUSIONES

En este trabajo se demuestra que la fauna representa un elemento fundamental del carácter paisajístico. Además de su evidente manifestación en innumerables escenas, tiene una notable incidencia en el resto de componentes que conforman el paisaje (agua, relieve, suelo, vegetación, infraestructuras, etc.) y confiere una fuerte dimensión cultural e identitaria, cuestiones estas últimas a desarrollar en futuras investigaciones.

En relación con lo anterior, y de acuerdo con el CEP, la inclusión de la fauna en los estudios de paisaje puede contribuir a mejorar la protección, gestión y ordenación éstos, configurándose como una eficaz herramienta de conservación de la biodiversidad.

La metodología que se propone procura una primera aproximación a la inclusión de la fauna en los estudios de paisaje. Este método ha de ser contrastado y complementado con el estudio de la percepción de la fauna a escala paisajística, el análisis de su incidencia, directa e indirecta, sobre el resto de elementos configuradores del paisaje, así como con su evaluación como recurso científico, didáctico o turístico.

Referencias bibliográficas

Bertrand, C. & Bertrand, G. (2002): *Une géograghie traversière. L'environnements á travers territoires et temporalités*. Paris, éditions ARGUMENTS, 311 p.

Carolino, J., Primdahl, J., Pinto-Correia, T. & Bojesen, M. (2011): "Hunting and the right to landscape. Comparing the Portuguese and Danish traditions and current challenges", in Egoz, S.; Makhzoumi, J. & G. Pungetti, G. (Eds.): *The Right to Landscape: Contesting Landscape and Human Rights* (Aldershot: Ashgate Publications).

Cascos Maraña, C. (2011a): "La simplificación y la uniformidad crecientes en los paisajes ganaderos de la montaña húmeda de Castilla y León. El ejemplo de Babia y Luna". *Polígonos*, 21: 149-178.

Cascos Maraña, C. (2011b): "El paisaje ganadero de la Montaña Leonesa: la simplificación actual y la huella del colectivismo, la trashumancia y los cultivos de subsistencia", en Molinero, F.; Ojeda, J. F. y Tort, J. (coords.): *Los paisajes agrarios de España. Caracterización, evolución y tipificación*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Gobierno de España. pp. 417-443.

Consejo de Europa (2000): Convenio Europeo del Paisaje (versión española), Ministerio de Asuntos Exteriores.

Ellis, J. C., Fariña, J. M. & Witman, J. D. (2006): "Nutrient transfer from sea to land: the case of gulls and cormorants in the Gulf of Maine". *Journal of Animal Ecology*, 75: 565-574.

Falconer, L., Hunter, D-C, Telfer, T. C. & Ross, L. G. (2013): "Visual, seascape and landscape analysis to support coastal aquaculture site selection". *Land Use Policy*, 34: 1-10.

Fariña, J. M., Salazar, S., Wallem, K. P., Witman, J. D. & Ellis, J. C. (2003): "Nutrient exchanges between marine and terrestrial ecosystems: the case of the Galapagos sea lion Zalophus wollebaecki". *Journal of Animal Ecology*, 72: 873–887

Gómez-Zotano, J. (dir.) (2009): *Dunas litorales y fondos marinos del Saladillo-Matas Verdes (Estepona, Málaga). Estudio integrado para su declaración como reserva marítimo-terrestre.* Asociación Grupo de Trabajo Valle del Genal – Servicio de Publicaciones de la Universidad de Málaga (SPICUM). Málaga, 285 p.

Gómez-Zotano, J. y Riesco-Chueca, P. (2010): *Marco conceptual y metodológico para los paisajes españoles: aplicación a tres escalas espaciales*. Junta de Andalucía, Centro de Estudios Paisaje y Territorio, Sevilla, 467 p.

González Bernáldez, F. (1981): *Ecología y paisaje*. Blume. Madrid, 250 p.

Hume, R. (2011): *Guía de campo de las aves de España y de Europa*. Omega. Barcelona, 456 p.

López Ontiveros, A. (1989a): "La evolución de los paisajes cinegéticos Andaluces", en *Seminario sobre el paisaje. Debate conceptual y alternativas sobre su ordenación y gestión.* Junta de Andalucía, Consejería de Obras Públicas y Transportes, Centro de Estudios Territoriales y Urbanos, Casa de Velázquez. Sevilla. pp. 79-86.

López Ontiveros, A. (1989b): "Coloquio: ¿Hay un paisaje cinético? ¿Cuáles serían sus componentes?", en *Seminario sobre el paisaje. Debate conceptual y alternativas sobre su ordenación y gestión.* Junta de Andalucía, Consejería de Obras Públicas y Transportes, Centro de Estudios Territoriales y Urbanos, Casa de Velázquez. Sevilla. pp. 87.

Lozano Valencia, P. (2000): "Métodos y técnicas en zoogeografía", en Meaza Rodríguez, G.: *Metodología y práctica de la Biogeografía*. Edit. Del Serbal, Barcelona, pp. 318-374.

Lozano Valencia, P. y Meaza Rodríguez, G. (2003a): "Metodología de valoración zoogeográfica por unidades ambientales para la ordenación y gestión del territorio. Ensayo de aplicación en el sector nororiental de Guipúzcoa (País Vasco)". *Ería: Revista cuatrimestral de geografía*, 60: 117-130.

Lozano Valencia, P. y Meaza Rodríguez, G. (2003b): "Valoración por cuadrículas de los recursos zoogeográficos del sector noreste de la provincia de Guipúzcoa. Ordenación y gestión de los mismos". *Bolentín de la A.G.E.*, 35: 33-54.

Mulero Mendigorri, A. (2013): "El paisaje forestal-cinegético en Sierra Morena". *Cuadernos Geográficos*, 52/1: 108-128.

Norton, D. A., Delange, P. J., Garnock-Jones, P. J. & Given, D. R. (1997): "The role of seabirds and seals in the survival of coastal plants: lessons from New Zealand Lepidium (Brassicaceae)". *Biodiversity and Conservation*, 6: 765-785.

Pérez-Chacón Espino, E. & Beltrán Espinosa, W. (1989): "De la unidad de paisaje a la unidad de gestión: cartografía y ordenación de espacios naturales protegidos. EL plan especial de protección del Parque Natural de los Islotes del Norte de Lanzarote y de los Riscos de Famara". *Documents d`estudi de l`equip.*, 3: 24-35.

Pijanowski, B. C., Villanueva-Rivera, L. J., Dumyahn, S. L., Farina, A., Krause, B. L., Napoletano, B. M., Gage, S. H. & Pieretti, N. (2011): "Soundscape Ecology: The Science of Sound in the Landscape". *BioScience*, 61/3: 203-216.

Primdahl, J., Bojesen, M., Vesterager, J. P. & Kristensen, L. S. (2012): "Hunting and Landscape in Denmark: Farmers' Management of Hunting Rights and Landscape Changes". *Landscape Research*, 37/6: 659-672.

Ribas Vilàs, J. (1992): "Análisis y diagnosis", en Bolos i Capdevila, M. (Dir.): *Manual de Ciencia del Paisaje. Teoría, métodos y aplicaciones.* Masson, Barcelona. pp. 135-153.

Redondo, V. Gastón J. y Vicente, J. C. (2010): *Las mariposas de España peninsular: manual ilustrado de las especies diurnas y nocturnas.* Prames. Zaragoza, 405 p.

Roe, M. (2013) "Animals and Landscape", *Landscape Research*, 38/4: 401-403.

Sánchez Urrea, J. y Martínez Garrido, E. (2009): "Caracterización actual de los paisajes cinegéticos de la provincia de Albacete", en Pillet Capdepón, F., Cañizares Ruiz, M. A. y Ruiz Pulpón, A. R. (coords.): *Geografía, Territorio y Paisaje, el estado de la cuestión: actas del XXI congreso de geógrafos españoles*. Cuenca, Universidad de Castilla-La Mancha. pp. 1347-1357.

HÁBITATS	*CLASES	ESPECIES de mayor relevancia paisajística en cada hábitat	TIPO			TEMPORALIDAD				
			Visual	Sonora	Táctil	Anual			Diaria	
						Migratorias		Residentes	Diurna	Nocturna
						Estival	Invernal			
PLAYA	1	*Larus michahellis*	X	X				X	X	
		Chroicocephalus ridibundus	X	X			X		X	
		Sterna hirundo	X	X			X		X	
		Sternula albifrons		X		X			X	
		Arenaria interpres	X				X		X	
		Charadrius dubius	X	X		X			X	
		Charadrius alexandrinus	X					X	X	
		Calidris alpina	X				X		X	
		Columba livia	X					X	X	
		Phalacrocorax carbo	X	X				X	X	
		Morus bassanus	X	X			X		X	
	2	*Canis lupus familiaris*	X	X				X	X	
	4	*Talitrus saltator*			X			X	X	X
		Phlebotomus sp.			X			X	X	X
DUNAS	1	*Sylvia melanocephala*		X				X	X	
		Saxicola torquata	X	X				X	X	
		Phoenicurus ochruros	X	X				X	X	
		Carduelis carduelis	X	X				X	X	
		Turdus merula	X	X				X	X	
		Chloris chloris	X	X				X	X	

		Alauda arvensis	X	X				X	X	
		Delichon urbica	X			X			X	
		Hirundo rustica	X			X			X	
		Merops apiaster	X	X		X			X	
	3	*Acanthodactylus erythrurus*	X					X	X	
	4	*Pimelia fornicata*	X					X	X	
		Scarites buparius	X					X	X	
		Theba pisana pisana	X					X	X	
		Euphydryas aurinia	X					X	X	
		Papilio machaon	X					X	X	
		Gryllus bimaculatus		X				X		X

*Tabla 1. La manifestación de la fauna en el paisaje litoral: playas y dunas *CLASES: 1 = Aves; 2=Mamíferos; 3=Reptiles; 4=Invertebrados.*

HÁBITATS	*CLASES	ESPECIES de mayor relevancia paisajística en cada hábitat	TIPO			TEMPORALIDAD				
			Visual	Sonora	Táctil	Anual			Diaria	
						Migratorias		Residentes	Diurna	Nocturna
						Estival	Invernal			
FORMACIONES ARBÓREAS	1	*Columba palombus*	X	X				X	X	
		Fringilla coelebs		X				X	X	
		Turdus merula		X				X	X	
		Sturnus unicolor		X				X	X	
		Sturnus vulgaris		X			X		X	
		Parus major		X				X	X	
		Parus caeruleus		X				X	X	
		Carduelis carduelis		X				X	X	
		Chloris chloris		X				X	X	
		Serinus serinus		X				X	X	
		Luscinia megarhynchos		X		X			X	X
		Dendrocopos major		X				X	X	
		Upupa epops	X	X				X	X	
	4	*Euphydryas aurinia*	X					X	X	
		Gryllus bimaculatus		X				X		X
URBANIZACIONES	1	*Passer domesticus*	X	X				X	X	
		Myopsitta monachus		X				X	X	
		Streptopelia decaocto	X	X				X	X	
		Sturnus unicolor	X	X				X	X	
		Serinus serinus		X				X	X	
		Erithacus rubecula	X	X			X		X	
		Hirundo rustica	X	X		X			X	
		Apus apus		X		X			X	
		Otus scops		X		X				X
	2	*Felis silvestris catus*	X					X	X	X
		Canis lupus familiaris	X	X				X	X	X

*Tabla 2. La manifestación de la fauna en el paisaje litoral: formaciones arbóreas y urbanizaciones. *CLASES: 1 = Aves; 2=Mamíferos; 3=Reptiles; 4=Invertebrados.*

Hábitat	Especies	Tipo de Manifestación	Temporalidad anual	Temporalidad diaria
Playa	11 aves 1 mamífero 2 invertebrados **Total 14**	28,6% visual 7,1% sonora 50% visual y sonora 14,3% táctil	50% residentes 50% migratorias: 14,3% estival 35,7% invernal	85,7% diurna 14,3% nocturna
Dunas	10 aves 1 reptil 6 invertebrados **Total 17**	47% visual 11,8% sonora 41,2% visual y sonora	82,4% residentes 17,6% migratorias: 17,6% estival	94,2% diurna 5,8% nocturna
Formaciones arbóreas	13 aves 2 invertebrados **Total 15**	6,7% visual 80% sonora 13,3 % visual y sonora	86,6% residentes 13,4% migratorias 6,7% estival 6,7% invernal	86,6% diurna 6,7% nocturna 6,7% diurna y nocturna
Urbanizaciones	9 aves 2 mamíferos **Total 11**	9% visual 36,4% sonora 54,6% visual y sonora	63,6% residentes 36,4% migratorias 27,3% estival 9,1% invernal	72,7% diurna 9,1% nocturna 18,2% diurna y Nocturna

Tabla 3. Manifestación sensorial de la fauna en el paisaje litoral de Matas Verdes, Estepona

VEGETACIÓN Y PAISAJES TOBÁCEOS

Fidalgo, C. (1), González, J.A. (2), González, M.J. (3)

(1) Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid. concepcion.fidalgo@uam.es
(2) Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid. juanantonio.gonzalez@uam.es
(3) Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología, Universidad del País Vasco, mj.gonzaleza@ehu.es

Resumen: Las interrelaciones entre el elemento vegetal y los paisajes tobáceos pueden ser abordadas desde diferentes ópticas, en este trabajo se presta una especial atención al papel desempeñado por la vegetación en la génesis y evolución de aquellos. Se aborda así la contribución vegetal en la creación de estos paisajes, cuyo progreso y continuidad temporal requiere un conjunto de condiciones geoambientales, bien conocidas y entre las que las características bióticas son de las más importantes. También, su labor en la desaparición de los mismos, vinculada en múltiples casos a la deforestación, cuya consecuencia es la puesta en marcha de procesos erosivos, acumulación de coluviones en los fondos de valle, modificación de los flujos, etc. Sin olvidar la reiterada presencia de restos vegetales en las formaciones tobáceas, que se erigen así en un nítido testimonio de las peculiaridades bioclimáticas de los entornos contemporáneos a la formación de estas acumulaciones.

Palabras clave: Vegetación, paisajes tobáceos, condiciones geoambientales, macrorrestos vegetales, deforestación

Abstract (Vegetation and Landscapes tuffaceous):
The interrelationships between the plant and landscapes tuffaceous element can be addressed from different viewpoints- In this work special attention to the role of vegetation in the genesis and evolution of those is provided. Plant contribution in the creation of these landscapes is well addressed, whose progress and temporal continuity requires a set of well known geo-environmental conditions, being the biotic characteristics the most important among them. Also, its work in their disappearance linked in many cases to deforestation, that result in the implementation of erosion, accumulation of colluvium in the valley bottoms, modification of flows, etc. Not to forget the repeated presence of plant remains in the tuffaceous formations, which thus erect in a sharp testimony of the bioclimatic peculiarities of the environments contemporary environments to the formation of these deposits.

Key words: Vegetation, tuffaceous landscapes, geo-environmental conditions, plant macrorremains, deforestation

INTRODUCCIÓN

Los sistemas tobáceos conforman paisajes singulares tanto por su estructura como por su génesis, e incluso, con frecuencia, la presencia de numerosos edificios tobáceos de cierta entidad confieren a los entornos donde se insertan un valor patrimonial como elemento natural a preservar (Carcavilla, 2008; Erdogan, 2011).

Estos geotopos tobáceos conforman un conjunto de carbonatos continentales que, en ciertas ocasiones, presentan notables analogías con los sedimentados en los dominios litorales. Buena prueba de ello es la introducción en los trabajos sobre tobas de términos como el de "biohermo" procedente de los ambientes marinos. Así en el caso de las plataformas tobáceas emplazadas en las inmediaciones de surgencias kásticas y adosadas a las vertientes, desde el punto de salida de agua se suceden lateralmente, al igual que en los dispositivos marinos arrecifales, varios subambientes: primero, y a semejanza de las áreas de lagoon, un pequeño humedal -pool– (back reef) donde, entre otros, abundan carbonatos oncolíticos y estromatolíticos; a continuación, una pequeña barrera –dam- (reef crest) delimitada hacia el valle por una cascada (reef-front) y tras ella, un segmento distal de suave pendiente –slope- (fore reef) con frecuentes restos vegetales incrustados por carbonatos, pequeños domos de musgos y parches de vegetación herbácea (Martín Algarra et al., 2003). Procesos semejantes acontecen en el dominio de los fondos de valle donde se desarrolla una mayor variedad de morfotipos (barreras, humedales, terrazas, construcciones estromátolíticas…) compuestos por la precipitación de carbonatos contenidos en los flujos fluviales; así las repisas estromatolíticas sumergidas a escasa profundidad ofrecen una evolución, y a veces una morfología, relativamente afín a la de los medios sublitorales costeros.

En los últimos tiempos, algunos autores, han acuñado para caracterizar estos entornos el término "paisajes tobáceos" bajo una perspectiva geográfica no exenta de connotaciones turísticas ya que ofrecen, en muchas ocasiones, imágenes conformadas por vistosas cascadas, saltos de agua asociados a represas tobáceas, humedales con aguas transparentes o de acentuado color turquesa y un conjunto de edificios carbonáticos adornados con extrañas morfologías y cavidades, todo ello envuelto, a menudo, por un marco vegetal de espléndida frondosidad. Sin embargo, caso de admitirse la tipificación de estos paisajes específicos, no cabe duda que habrían de ser considerados como azonales dada su profusa distribución espacial por todos los ámbitos continentes y por todas sus regiones morfoclimáticas (Ford y Pedley, 1996; Pedley, 2009; González y Fidalgo, en prensa).

En estos paisajes los componentes geológico, geomorfológico e hidrológico son los protagonistas esenciales, los que conforman su imagen visual y, de manera no tan evidente, la vegetación se erige en factor imprescindible que contribuye a la propia génesis y desarrollo de estos sistemas.

Debido al enorme atractivo que estos paisajes ejercieron, el hombre comenzó a degradarlos desde la edad del Bronce (Goudie et al., 1993; González Martín y Rubio, 2000, González et al., en prensa), mediante el aprovechamiento de la roca como recurso constructivo, o bien instalando cultivos o el propio núcleo poblacional sobre los lábiles depósitos tobáceos. De este modo centenas de estos parajes perdieron su funcionalidad en el dominio mediterráneo sobreviviendo en nuestros días aquellos emplazados en ámbitos donde las condiciones naturales son excepcionales y/o donde la antropización del medio no ha sido históricamente tan acusada.

Este trabajo tiene por objeto abordar el rol que las cubiertas vegetales tienen en la gestación, desarrollo y desaparición de los sistemas tobáceos, así como su contrastado comportamiento en determinados conjuntos carbonáticos y el interés de sus restos fósiles como "marcador paleoambiental".

PAPEL DE LA VEGETACIÓN EN LA GÉNESIS DE LOS SISTEMAS TOBÁCEOS.-

La génesis y desarrollo de las formaciones tobáceas, y de los paisajes que las acogen, requieren la concurrencia de una serie de exigencias ambientales. Fundamentalmente unas condiciones bioclimáticas que, en síntesis, permitan la liberación de una gran cantidad de carbonatos de los roquedos calizos y/o dolomíticos, más o menos inmediatos, a través del proceso de disolución; aseguren el volumen y continuidad de los flujos de agua constructores de toba y favorezcan el desarrollo de las cubiertas vegetales. Estas desempeñan un papel trascendental en la sedimentación de las tobas ya que: incrementan la eficacia de la disolución al aportar a los flujos de agua mayor contenido de CO_2 de origen biológico aumentando su presión parcial; y, por otra parte, contribuyen a fitoestabilizar las vertientes y a inclinar el balance morfogénesis/edafogénesis hacia esta última situación biostásica.

En la génesis y progresión de los sistemas tobáceos se ha subrayado, a partir de observaciones efectuadas en diferentes dominios bioclimáticos, su correlacción, en la mayoría de los casos, con climas biostásicos (Henning et al., 1983; Bradley, 1985), que en las latitudes medias coincidieron con las etapas climáticas benignas (interestadiales o interglaciares) [1]. A expensas de nuevos resultados, las investigaciones realizadas hasta el presente parecen mostrar que, en Europa oriental y algunas regiones de la occidental, los depósitos tobáceos conocen su mejor ritmo de desarrollo en los periodos más cálidos; mientras que en el ámbito mediterráneo, así como en las regiones áridas y semiáridas, prosperan durante etapas de mayor humedad.

Ahora bien, las relaciones entre fluctuaciones climáticas e importancia de la deposición carbonática, no significan, que el sistema tobáceo corresponda a un ámbito climático preciso: este tipo de manifestaciones pueden conformarse, como es bien conocido, en latitudes y altitudes muy variadas (Ford and Pedley, 1996; Casanova, 1986). Por otra parte no debe olvidarse que cada edificio se encuentra bajo la dependencia de condiciones locales muy precisas, debido a la gran multiplicidad de factores que intervienen en su construcción, de modo que las tentativas de generalización han de ser tomadas con precaución (Weisrock, 1986).

En síntesis la presencia en este tipo de paisajes de vegetación instalada en vertientes, márgenes de la lámina de agua o bajo ésta, es primordial debido a que:

a) contribuye a regular los regímenes hidrológicos de las cuencas fluviales (sobre todo de las mediterráneas), al favorecer el desarrollo de una lenta circulación de los drenajes hipodérmicos;

b) se restringe, o se elimina, la eficacia de unos procesos de arroyada, incapaces así de arrastrar importantes sedimentos coluvionares hacia los fondos de valle;

c) la presencia de vegetación riparia, acuática y subacuática paraliza aquellos terrígenos que hubieran podido alcanzar los segmentos basales de las vertientes contribuyendo a una nítida transparencia del agua y a posibilitar la llegada de la luz al lecho de los cauces o al fondo de los humedales. Esta neutralización colabora en la precipitación bioquímica, especialmente, en los tramos con aguas remansadas al impedir que los terrígenos oscurezcan las aguas o abrasionen las formaciones higrófilas, especialmente los biofilms algo-bacterianos.

d) Además, las especies freatofíticas alineadas en los bordes fluviales, y dispuestas sin solución de continuidad a lo largo de los cauces, ejercen otras funciones como son las de incrementar la calidad de las aguas al filtrar los polucionantes naturales; resguardar, con su sombra, tanto a musgos como a aquellos tapices algáceos sitos en parajes no irrigados durante el verano al quedar desconectados de los flujos de agua; y aportar infinidad de restos vegetales y hojas que favorecen con su acumulación en los lechos la construcción de barreras embrionarias y de otras acumulaciones carbonáticas (Carthew et al., 2003).

En relación con esta última observación las cubiertas actúan, ahora, de un modo directo en las formaciones tobáceas al servir como soporte de los carbonatos precipitados por los flujos de agua. Este papel sustentante ha conllevado a que su presencia, incrustada por el carbonato cálcico, se erija como una de las variables usadas en las

[1] No obstante diversos trabajos han señalado su presencia en dominios montañosos de altura con clima frío y riguroso como los Alpes franceses, o bien en entornos más favorables pero durante episodios vinculados a periodos fríos: Queyras (Ali et al., 2004), Lautaret (Mlakar, 1999), Peyre (Bazile et al., 1977); en el valle de l´Huveaune (D´Anna et al., 1988); Afghanistan (Lang y Lucas, 1970); Himalaya (Freytet et Fort, 1980) o Argentina (Valero Garcés et al., 2001).

clasificaciones de las acumulaciones tobáceas (Pentecost, 2005) y sus distintas facies (musgos, tallos, estromatolitos de velos algáceos, etc.).

LA PRESENCIA DE MACRORRESTOS VEGETALES INDICADOR DE LAS CONDICIONES BIOCLIMÁTICAS DEL ENTORNO.-

Si bien en el estudio de los sistemas tobáceos el análisis geomorfológico constituye un método imprescindible, el conocimiento de las condiciones medioambientales en las que se desarrollaron estos sistemas puede ser deducido a partir de diferentes técnicas de análisis aplicadas a elementos orgánicos incluidos en su seno carbonatado: pólenes, macrorrestos vegetales, carbones, malacofauna, etc., que ubican estos depósitos en un contexto más general puesto que son testimonio de los entornos contemporáneos a la génesis de estas formaciones.

No obstante y a este respecto, conviene establecer una matización: las formaciones tobáceas ubicadas al pie de surgencias constituyen excelentes indicadores de la evolución de los sistemas kársticos en cuanto a la flora y fauna fósiles que contienen, pero reflejan insuficientemente las condiciones regionales (Magnin et al., 1991) debido a su aislamiento al tratarse de biotopos particulares. Por su parte los depósitos de valle parecen más significativos ya que el origen, a menudo lejano, de las aguas que los alimentan aportan testigos de un entorno de mayor amplitud; además su riqueza de facies, con intercalaciones de niveles detríticos, puede reflejar modificaciones importantes en la evolución de los sistemas de cabecera.

En cuanto a los métodos o técnicas de investigación apuntados, las tobas suelen ser pobres generalmente en pólenes, si bien contienen, a menudo, improntas o impresiones[2] de macrorrestos fundamentalmente hojas, no faltando tampoco frutos, conos de pinos, ramas o tallos (Fig. 1). La velocidad de deposición favorece que se mantengan improntas foliares que se litifican antes de que se produzca la putrefacción (Torres, 1994).

Algunos trabajos que han contado con muestras polínicas y macrorrestos, denotan una cierta contradicción en la información suministrada por ambos; ella es imputable a que las improntas foliares provienen de árboles ubicados en la proximidad al sistema en proceso de edificación mientras que la lluvia polínica refleja el conjunto de la vegetación del entorno (Ballais, 1981), hecho que es necesario valorar a la hora de realizar la interpretación de los análisis.

Por su frecuencia la presencia de macrorrestos fue subrayada tempranamente, suscitando diferentes investigaciones desde mediados del siglo XIX siendo abundantes los estudios realizados sobre macrorrestos vegetales en tobas y travertinos en la Península Ibérica y en el sureste francés[3]

La identificación de estas floras fósiles se realiza sobre la base de características morfológicas discriminantes como son: el

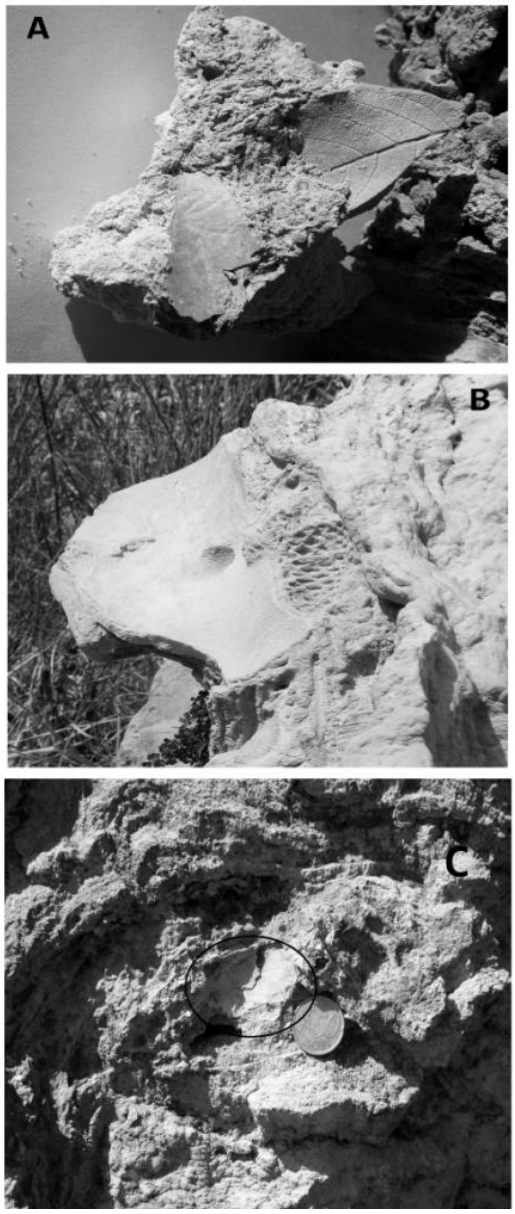


Fig.1: Macrorrestos vegetales en acumulaciones tobáceas. A: Improntas de hojas en las formaciones subactuales del río Pedro (Soria). B: Impronta de piña en el valle del río Cabriel. C: Numerosas improntas de hojas en tobas de la localidad de Huertapelayo (Alto Tajo).

[2] "Los restos foliares se suelen hallar conservados en forma de compresión o de impresión. Una compresión se forma cuando el material vegetal original ha sido comprimido hasta quedar reducido a una capa de carbón….Cuando la película de carbón ha desaparecido queda impreso en los sedimentos una réplica de lo que fue el resto vegetal, a ésta se le denomina impresión" (Carrion 2012).

[3] En aras a la brevedad de las comunicaciones solo podemos citar, sin incluir la referencia bibliográfica completa, algunos autores del siglo XIX como Saporta Planchon o Boulay. En momentos posteriores: Fliche, 1904; Farizier, 1980; Vernet et Vaudour, 1990; Menéndez-Amor (1970, 1972); Fernández Marron, 1973 y 1979); Roiron (1981), Martínez-Tudela et al. (1986), Anadon et al. (1989), Ambert y Roiron (1989, 1990), Badía-Gimeno y Muñoz-Bertomeu (1999); Ali (2000), Ali y Roiron (2000) y Rubio et al. (2001)…..y un largo etc.

tipo de hoja, la forma, los márgenes, el ápice, la nerviación, la presencia de peciolo, etc.[4]. Ahora bien, la ausencia de claves de identificación de las especies leñosas, basada en dichos caracteres, motivan que la tipificación de las improntas foliares sea bastante compleja. A pesar de lo cual, las distintas morfologías conservadas, permiten, generalmente, tras su descripción y contraste, una determinación a nivel especie.

Así a partir de la preservación de numerosos macrorrestos se puede superponer a la secuencia litológica, una ecosecuencia fundada en los encadenamientos verticales de los conjuntos de fósiles que recrean las modificaciones en el entorno. De este modo, la determinación de las improntas permite un estudio diacrónico de la dinámica de vegetación a lo largo de las series estratigráficas (Ali et al., 2003b).

Finalmente, la presencia, permanente en estas formaciones tobáceas, de poblamientos malacológicos, más o menos ricos, se ha mostrado como una técnica de enorme interés para la comprensión de los fenómenos de la evolución del entorno[5].

Por lo tanto a partir de estas evidencias puede inferirse la reconstrucción paleoclimática del momento en que se gestan las formaciones tobáceas, los eventos que han ido influyendo en su desarrollo y las causas que los originaron.

En este sentido los datos paleobotánicos han posibilitado distinguir conjuntos de flora correspondientes a distintas generaciones de depósitos tobáceos desde los tiempos del Terciario medio. Así en el Neógeno, las improntas foliares testimonian una flora cálida, tropical o subtropical (Roiron, 1997) mientras que los taxones mediterráneos están ausentes. En Peyrolles (Bocas del Ródano) aparecen troncos de palmera en posición de vida; hojas de Lauráceas en Mas Fourade (Pirineos orientales) o en el Puerto de los Martínez (Andalucía) hojas de *Lindera pulcherrima* o improntas foliares de *Magnolia* (Delannoy et al., 1993) etc. Durante el Eemiense las huellas foliares muestran un contexto forestal templado con presencia de *Quercus faginea*, *Nerium oleander Rubus* sp. o *Salix* sp. (Serranía de Ronda, Andalucía).

En el Holoceno se produce el mayor desarrollo de las tobas en los dominios europeos y mediterráneos en relación con periodos anteriores y actuales, si bien existen diferencias, de modo que todos los edificios tobáceos no son sincrónicos. La secuencia evolutiva para todo el ámbito mediterráneo (Guendon et al., 2003, Guendon et Vaudour, 1981, Ali et al., 2003a) podría incorporar, salvando las peculiaridades del tipo de especies concretas, las siguientes etapas:

- Una primera fase en el Preboreal-Boreal donde comenzó a producirse la deposición tobácea en un contexto forestal abierto con especies higrófilas y pioneras de vegetación de ribera: *Populus alba*, *Salix sp.*, *Pragmites communis* y algunos *Quercus* caducifolios.
- A finales del Boreal, y comienzos del Atlántico, el medio vegetal se densifica formándose un robledal con especies acompañantes como *Acer sp., Sorbus sp*, siendo este momento idóneo para una eficaz etapa de acumulación tobácea.
- Desde mediados del Atlántico hasta el Subboreal, el entorno natural pasó de un medio forestal abierto con robledales caducifolios acompañados de espinosas a otro aún más claro donde junto al roble aparece pino (*Pinus sp.*), enebro (*Juniperus sp.*) y zarzas (*Rubus sp*).
- Desde finales del Atlantico/comienzos del Subboreal, las variaciones bioclimáticas, asociadas al impacto reiterativo de las ocupaciones humanas del Neolitico, se manifiestan en aperturas del medio vegetal muy ostensibles y rupturas en las secuencias tobáceas con numerosas incisiones. En los elementos vegetales detectados en estos periodos aumenta la presencia de gramíneas.

Constituyen así este tipo de depósitos auténticos archivos sedimentarios, no son sólo el registro del funcionamiento del propio sistema, sino también testigos de los procesos de desestabilización del medio natural, reflejo de los posibles impactos experimentados por el entorno en su evolución y a la vez auténticas evidencias de las condiciones paleogeográficas.

LA VEGETACIÓN Y SU VINCULACIÓN CON LA DESARTICULACIÓN Y DESAPARICIÓN DE LOS PAISAJES TOBÁCEOS

Conocida la convergencia de factores favorables para la génesis y propagación de los dispositivos tobáceos, una modificación en las condiciones ambientales imperantes puede derivar en una ralentización de los procesos de precipitación para, posteriormente, dar paso a su deterioro y desaparición, a veces muy rápida en el tiempo, dada la vulnerabilidad que las tobas ofrecen a los procesos erosivos. En esta evolución múltiples expertos han invocado la incidencia de los cambios naturales sobre todo de índole climática, para las distintas épocas pleistocenas o bien, en el Holoceno, una combinación climático/antrópica en la que el hombre habría desempeñado un papel primordial como modificador del entorno actuando sobre los flujos y láminas de aguas así como sobre la fitoestabilización de las vertientes.

Bien sea por causas de empeoramiento climático o de acción humana, la deforestación ha sido considerada como el principal agente que ha promovido el deterioro de las acumulaciones tobáceas debido a que implica cambios

[4] Suele ser necesario contar con el auxilio de una lupa binocular y una cámara clara para la realización de dibujos o bien disponer de fotografías de detalle.

[5] Véanse entre otros los trabajos de: Mazet, 1988; Magnin, 1991 y 1997; Diaz del Olmo, 1994; André et al., 1997; Martins, 2004; Hoffmann, 2005; Ollivier et al., 2006 y 2009.

hidrológicos en las vertientes y fondos de valle, alteraciones tanto en las cubiertas vegetales como en los suelos que las sustentan (generando una "aridificación aparente" del medio en virtud de la menor capacidad de retención edáfica) y el incremento de los procesos erosivos.

Sin embargo, dilucidar con precisión la tasa de responsabilidad que uno u otro -clima/acción antrópica- han tenido en la reciente evolución de los paisajes tobáceos resulta relativamente utópico en muchas regiones kársticas del Mediterráneo, dada la dual convergencia histórica de ambas. No obstante, las huellas dejadas por la degradación de las cubiertas vegetales, y la consiguiente ruptura de fitoestabilidad, permite, a veces, una aproximación cualitativa, especialmente en aquellos sistemas tobáceos desarrollados en los fondos de valle y con un origen fluvial, palustre o lacustre. Esencialmente, esos testigos corresponden a sedimentos de naturaleza detrítica donde conviven los de procedencia coluvionar con los aluviales y se identifican con nitidez en aquellos parajes en los que, además de su observación, diagnóstico y evidencias formales sobre los senos carbonatados de las tobas, se cuenta con una precisa documentación histórica en la que seguir la dinámica reciente de las vertientes. Así, prácticas agrícolas, ganaderas, aprovechamientos madereros, trabajos de extinción de plagas de langosta, explotaciones mineras, etc. han provocado u intenso proceso de deforestación y el consiguiente desalojo, en los últimos cientos de años, de inmensas cantidades de terrígenos desde las laderas que se han acumulado en los fondos de valle generando allí grandes desajustes:

a) fosilizando en las vegas los dispositivos tobáceos desperdigados por su superficie y alimentados por flujos braided de moderado caudal quedando hoy algunas represas embrionarias, de unos decímetros de longitud de coronación y unos centímetros de altura, como un exiguo relicto instalado en un único lecho, a menudo de naturaleza artificial. El valle de Las Hazadillas, o los tributarios de la Laguna Blanca, en Lagunas de Ruidera, constituyen magníficos modelos de este comportamiento lateral;

b) introduciendo en los cauces gran cantidad de detríticos capaces de conllevar un brusco cambio en su comportamiento sedimentario. En muchos de ellos, como es el caso de los principales valles del Alto Tajo (González Amuchastegui y González Martín, 1993; Guerrero y González, 2000) o Júcar (Fernández Fernández et al., 2000) se ha pasado de una sedimentación química, muy reciente, protagonizada por la precipitación de carbonatos a otra de naturaleza casi exclusivamente detrítica como lo atestigua la presencia en los lechos de pequeños estribos de barreras tobáceas, parches residuales de carbonatos asociados a sus pretéritos humedales, estromatolitos, totalmente bordeados, o cubiertos, por gravas y arenas fluviales. En algunos casos, como el valle del Gallo (afluente del Alto Tajo), esta sustitución sedimentaria puede remontarse a la Edad del Hierro, momento cultural en el que sus aguas dejaron de precipitar tobas bruscamente tras la deforestación realizada entonces en sus vertientes y atestiguada por un espeso aluvionamiento detrítico.

c) incentivando la capacidad de incisión de los dispositivos tobáceos ya que la presencia de material detrítico en los cauces propició la erosión no sólo de sus orillas sino especialmente en el lecho, sobre todo en aquellos tramos, a menudo tectonizados, caracterizados por un acentuado gradiente. Así aconteció en muchas de las rampas tobáceas -morfotipo muy vinculado a este tipo de trechos- desarrolladas por los ríos que descienden por la Sierra de Alcaraz, en Albacete (Fidalgo, 2011). La introducción de cantos y gravas en los cauces, procedentes de las laderas, destruyen los carbonatos cuando son movilizados violentamente por eventos de cierta energía[6]. De modo especial en las marmitas abiertas con suma facilidad por estas crecidas en los frágiles cuerpos tobáceos donde la rotación turbulenta de los detríticos amplia y profundiza sus cóncavas morfologías en un breve lapso de tiempo. Así, lo atestiguan las riadas de hace unos años en las rampas y barreras de las lagunas de Ruidera o en las inmediaciones de las lagunas tobáceas del Arquillo y de Villaverde, en Albacete (Fidalgo, 2011)[7].

CONSIDERACIONES FINALES.-

Las formaciones tobáceas, a lo largo de su génesis, presentan una secuencia de paisajes que muestran la dinámica de estos sistemas en sus inicios, óptimo de formación y desmantelamiento e incisión. En definitiva no existe un único tipo de paisaje sino varios y diferentes que se suceden unos a otros en el transcurso del desarrollo de un sistema tobáceo. Sirva de ejemplo el modelo de evolución experimentado por depósitos tobáceos ubicados en los segmentos de una vertiente o en el fondo de un valle:

- el surgimiento de las acumulaciones tobáceas conlleva la transformación del paisaje hasta entonces imperante, al perturbar el perfil de las laderas o el longitudinal de los lechos; se configura así un nuevo paisaje debido a la creación primero de edificios de retención y más tarde de barreras. Con ellos se remansan los flujos de agua, se favorece la acumulación de los carbonatos, se altera la hidrología así como la hidroquímica local, y se conforman tramos con aguas lénticas, originando unos vasos palustres y/o lacustres, más o menos dilatados, en función de la envergadura que presentan los paramentos de los obstáculos carbonáticos. Los humedales de aguas arriba, evolucionan en el tiempo paralelamente al desarrollo de las tobas y en el momento en que la funcionalidad de los procesos de precipitación de carbonatos se ralentiza pueden acontecer procesos de colmatación por terrígenos y la

[6] Eventos de alta energía asociados a las circunstancias climáticas de la Pequeña Edad del Hielo ha incrementado las tasas de sedimentación detrítica en sistemas fluvio-lacustres tobáceos (Valero Garcés et al., 2008).

[7] En tan sólo unos días, con violentos flujos arrastrando abundantes detríticos, se excavaron surcos de más de 1 m de profundidad con abundantes pozas de tamaño métrico rellenas de canturral.

desecación progresiva de la zona pantanosa. Así, el conjunto barrera-humedal aparece como un verdadero sistema morfo-bio-sedimentario regido por el avance de la construcción tobácea[8].

- En una fase posterior, el paisaje evoluciona sufriendo una importante mutación a través de la incisión de los cauces, dejando colgados los conjuntos tobáceos por encima de los talwegs y provocando la desaparición de los tramos palustres y/o lacustres ubicados detrás de las barreras: en definitiva la transformación de todo el ecosistema del fondo de valle.

Se desarrolla así una dinámica, inscrita en un ciclo climático-antrópico (Vaudour 1985, 1986, 1988), donde las fases de evolución conforman paisajes diferentes que se suceden en el territorio a veces con unos ritmos muy rápidos.

Con todo, y a pesar de esta generalización, los paisajes tobáceos, dentro de su similitud, presentan diferencias tanto a escala continental como local de modo que las fases de construcción y desmantelamiento no son rigurosamente sincrónicas. Por otra parte existen también divergencias en función de los medios sedimentarios (surgencias, fondos de valle…..) y del marco bioclimático en el que se desarrollan (regiones tropicales, templadas, templado-frías….), del cual la presencia de macrorrestos vegetales constituye un magnífico indicador geoambiental.

Referencias bibliográficas

Ali A. A., Roiron, P., Guendon J.L. et Terral, J. F. (2004): "Subalpine vegetation dynamics in the southern French Alps during the Holocene: evidence from plant imprints and charcoal preserved in travertine sequences". *Artic, Antartic and Alpine Research*, 36, (1), 42-48.

Ali, A.A., Guendon, J. L., Terral, J. F. et Roiron, P. (2003a): "Les systèmes travertineux holocènes et les paléopaysages méditerranéens et subalpins (France): une analyse géobotanique séquentielle à haute résolution spatial". *Géographie Physique et Quaternaire*, 57, (2-3), 219-235.

Ali, A. A., Terral, J. F., Guendon, J.L. et Roiron, P. (2003b): "Holocene palaeoenvironmental changes in Southern France: A palaeobotanical study of travertine at St-Antonin, Bouches-du-Rhône". *The Holocene*, 13, 293-298.

Ballais, J.L. et Cohen, J. (1981): "Interet morphogenetique et paleoclimatique des travertins des Aures (Algerie)". *Actes du Colloque de L´A.G.F. Formations carbonatées externs: tufa et travertins*, Paris, 37-44.

Bazile, E., Bazile, F. et Vernet, J.L. (1977): "Une flore associée a *Picea abies* (L.) Karsten dans les tufs calcaires pléistocenes des Grands Causses (Vallée du Tarn, Aveyron)". *Comptes Rendus Acad. Sciences Paris*, 284, Série D, 2211-2214.

Bradley, R. S. (1985): *Quatemary Paleoclimatology*. Allen & Unwin. London (U. K.), 472 pp.

Carcavilla, L. y Ruiz, R. (2008): El papel de la geología y la geomofología en la declaración de espacios naturales protegidos en Castilla-La Mancha. En: J. Benavente y F.J. Gracia (Eds.), Trabajos de Geomorfología en España 2006-2008 S. E.G., Cádiz, 435-438.

Carthew, K.D., Taylor, M. & Drysdale, R. N. (2003): Are current models of tufa sedimentary environments applicable to tropical systems? A case study from the Gregory River. Sedimentary Geology, 162, 199-218.

Carrión, J. S. (Coordinador) (2012): *Paleoflora y paleovegetación de la Península Ibérica e Islas Baleares: Plioceno-Cuaternario*, Ministerio de Economía y Competitividad, Madrid.

Casanova, J. (1986): *Les stromatolites continentaux: paléoécologie, paléohydrologie, paléoclimatologie. Application au Rift Gregory*. Thèse Etat, Sciences, Aix –Marseille III, 256 pp.

D'Anna A., Evin, J., Guendon, J. L., Jaubert, J., Magnin, F., Otto, T., Roiron, P., Thinon, M., Vernet J.-L. et Vaudour, J. (1988): "Les édifices travertineux d'Auriol (Pont de Joux), et de Roquevaire (St Vincent). Révision stratigraphique. Contribution à l'histoire de l'environnement dans la vallée de l'Huveaune (Bouches-du-Rhône) depuis 50.000 ans.", en J. Vaudour, édit. *Les édifices travertineux et l'histoire de l'environnement dans le Midi de la France*, U.A. 903 CNRS, in Travaux 13, Aix en Provence, 17-36.

Delannoy, J.J., Guendon, J.L., Quinif, Y. Y Roiron, P. (1993): "Formaciones travertínicas del piedemonte mediterráneo de la Sierra de Ronda (Málaga)". *Cuadernos de Geografía*, 54, 189-222.

Erdogan, Y. (2011): Engineering properties of turkish travertines. Scientific Research and Essays, 6, 4551-4566.

Fernández Fernández, A., García Del Cura, M.A., González Martín, J.A. y Ordoñez, S. (2000): Morfogénesis y sedimentación carbonática pleistocena en el valle del Júcar. Geotemas, 1(3), 353-357.

Fidalgo Hijano, C. (2011): Fitoestabilización y superviviencia de los humedales del sector Sureste de la Meseta: Evolución de sus cuencas tobáceas durante la Pequeña Edad del Hielo. Proyecto Investigador Cátedra de Gª Fª, U.A.M. (inédito).

Ford, D.G. and Pedley, M.H. (1996): A review of tufa and travertine deposits of the world. *Earth-Science Reviews*, 41, 117-175.

[8] El Alto Guadiana -Lagunas de Ruidera- constituye un buen modelo de funcionamiento de estos valles en dominios mediterráneos.

Freytet P. et Fort, M. (1980): Les formations plio-quaternaires de la Kali Gandaki et du bassin de Pokhara (Himalaya du Népal). *Bulletin de l'Association Géographique Française*, 471, 249-257.

González Amuchastegui, M. J. Y González Martín, J.A. (1993): Significado geomorfológico de las acumulaciones tobáceas del alto valle del río Tajo (sector Peñalén-Huertapelayo). En: *El Cuaternario de España y Portugal*. I.T.G.E. y A.E.Q.U.A., I, 99-109.

González Martín, J.A. y Rubio Fernández, V. (2000): Las transformaciones antrópicas del paisaje de los sistemas fluviales tobáceos del Centro de España. Bol. Real Soc. Esp. Historia Natural (Sec. Geol.), 96, (1-2), 155-186.

González Martín, J.A. y Fidalgo Hijano, C. (en prensa): "Depósitos y paisajes tobáceos: exigencias geoambientales y distribución espacio-temporal", en González Martín y González Amuchastegui, (Eds.): *Las Tobas en España*. S.E.G.

González Martín, J.A., Fidalgo, C., Arteaga C, González, M.J. y Rubio, V. (en prensa): "La degradación antrópica de los paisajes tobáceos", en González Martín y González Amuchastegui, (Eds.): *Las Tobas en España*. S.E.G.

Goudie, A. S., Viles, H. A. and Pentecost, A. (1993). The Late-Holocene tufa decline in Europe. *The Holocene*, 3, 181-186.

Guendon J.L., Ali, A.A., Roiron, P., Terral, J.F., D'Anna, A. Díaz del Omo, F. et Baena Escudero, R. (2003): "Les travertins de St. Antonin: Séquence géobotanique et climato-anthropique holocène". *Karstologia*, 41, 1-14.

Guendon, J.L. et Vaudour J. (1981): "Les «tufs» holocènes de Saint-Antonin-sur-Bayon (B.-du-R.): aspects pétrographiques et signification paléogéographique", en J. Nicod, (édit): *Formations carbonatées externes, Tufs et travertins*, *Mém. 3,* Association Française de Karstologie, Paris, 219 pp., 89-100.

Guerrero Domínguez, L. y González Martín, J. A. (2000): "Características geomorfológicas del modelo de construcción tobáceo del Alto Tajo en su fondo de valle (Peralejos de las Truchas-Guadalajara)". *Geotemas*, 1 (3), 375-378.

Henning, G.J., Grun, R. and Brunnacker, K. (1983): "Spelothems, Travertins and Paleoclimates". *Quaternaire Res*. 20, 1-29.

Lang J. et Lucas, G. (1970): "Contribution à l'étude de biohermes continentaux: barrages des lacs de Band-e-Amir (Afghanistan central)". *Bulletin de la Société Géologique de France*, 7 (XII-5), 834-842.

Magnin, F., Guendon, J.L., Vaudour, J. et Martin, P. (1991: "Les travertins: accumulations carbonatées associées aux systèmes karstiques, séquences sédimentaires et paléoenvironnements quaternaires". *Bulletin de la Société Géologique de France*, 162 (3), 585-594.

Martín Algarra, A., Martín Martín M., Andreo, B., Julía, R. and González Gómez, C. (2003): "Sedimentary patterns in perched spring travertines near Granada (Spain) as indicators of the paleohydrological and paleoclimatological evolution of a karst massif". *Sedimentary Geology*, 161, 217-228.

Mlakar, J. M., Degaugue, F., Leroy, S., Guendon, J.L. et Ambert, P. (1999): "Les travertins de la Guisane (col Lautaret, Hautes-Alpes, France): caractères, datations et paléoenvironnement alpin holocène", *Études de Géographie Physique*, XXVII, Aix en Provence, 75-80.

Pedley, M. (2009): "Tufas and travertines of the Mediterranean region: a testing ground for freshwater carbonate concepts and developments". *Sedimentology*, 56 (1), 221–246.

Pentecost, A. (2005): *Travertine*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany, 445 pp.

Roiron, P. (1997): "Apport des flores des travertins à la reconstitution des paléoenvironnements néogenes et Quaternaires". *Études de Géographie Physique*, 1997, Suppl. au Nº XXVI, 39-42.

Torres Perez-Hidago, T. (1994): "Análisis de travertinos"*, Estratos,* ENRESA, 32, 24-27

Valero-Garcés B.-L., Arenas, C. and Delgado-Huertas, A. (2001): "Depositional environments of Quaternary lacustrine travertines and stromatolites from high-altitude Andean lakes, northwestern Argentina". *Canadian Journal of Earth Science*, 38, 1263-1283.

Valero Garcés, B.L., Moreno, A., Navas, A., Mata, P., Machín, J., Delgado Huertas, A., González Sampériz, P., Schwalb, A., Morellón, M., Cheng, H. & Edwards, L. (2008): "The Taravilla lake and tufa deposits (Central Iberian Range, Spain) as palaeohydrological and palaeoclimatic indicators". *Palaeogeography, Palaeoclimatology and Palaeoecology*, 259, 136-156.

Vaudour, J. (1985): *L´aqueduct de Saint-Antonin. En: Livret-Guide de l´excursion, Tufs et travertines holocènes des Bouches du Rhône*. Aix-en- Provence, U.A., 903, 29 pp.

Vaudour, J. (1986): "Introduction à l'étude des édifices travertineux holocènes". *Méditerranée*, 57 (1-2), 3-10.

Vaudour, J., (1988): *Histoire de l'environnement.* URA 903 et ATP PIREN-CNRS Aix-en- Provence, 280 pp.

Weisrock, A. (1986): "Variations climatiques et périodes de sédimentation carbonatée à l'Holocène. L'age des depots". *Méditerranée,* (1-2), 165-173.

UNA PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LA VEGETACIÓN ASOCIADA A HUMEDALES. APLICACIÓN A LAS LAGUNAS VOLCÁNICAS IBÉRICAS.

Gosálvez, R.U. (1)

(1) Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Castilla-La Mancha. rafaelu.gosalvez@uclm.es

Resumen: Las representaciones gráficas tienen una gran tradición en Biogeografía. De todas ellas, las pirámides de vegetación tienen la capacidad de sintetizar mucha información, siendo la representación de los inventarios de vegetación realizados según el método de G. Bertrand. La clave de esta representación es el reconocimiento de la estructura de la vegetación. Hay que indicar que las pirámides se desarrollaron para formaciones vegetales terrestres, no siendo empleadas nunca para la vegetación acuática. Teniendo en cuenta la vegetación de una laguna, en esta propuesta se distinguen cuatro estratos en la lámina de agua y cuatro estratos vinculados a los márgenes u orillas externas de las lagunas. Esta propuesta metodológica se ha aplicado para caracterizar la vegetación de 27 lagunas volcánicas de la Península Ibérica. El resultado es muy positivo por su sencillez, versatilidad y rapidez en su elaboración, apoyándose en un software comercial ampliamente extendido (MSOffice).

Palabras clave: Humedales; Lagunas volcánicas ibéricas; Metodología; Representación gráfica; Vegetación.

Abstract (A methodological proposal for graphic representation of vegetation associated with wetlands. application to volcanic iberian shallow lake): Graphical representations have a long tradition in biogeography. The pyramids of vegetation have the ability to synthesize a lot of information, being the representation of vegetation inventories conducted by the method of G. Bertrand. The key to this performance is the recognition of the structure of the vegetation. The pyramids were developed for terrestrial vegetation, not ever being used for aquatic vegetation. Considering the vegetation of a lake, this proposal four strata are distinguished in the water and four strata linked to the margins or outer edges of the lakes. This methodological approach has been applied to characterize the vegetation of 27 volcanic lakes of the Iberian Peninsula. The result is very positive for its simplicity, versatility and speed in processing, relying on a widespread commercial software (MSOffice).

Key words: Graphic representation; Methodology; Vegetation; Volcanic Iberian shallow lake; Wetlands

INTRODUCCIÓN

La vegetación ha sido siempre un foco de interés para los geógrafos pues constituye un componente clave del paisaje y del territorio y su estudio proporciona un importante caudal de conocimientos (SEPAMA, 1992). Además, la vegetación es considerada como el resultado de la combinación de ciertas condiciones geoecológicas siendo por ello representativa del geosistema del que forma parte.

A la hora de estudiar la vegetación, las representaciones gráficas no cartográficas han tenido siempre un gran interés destacando el uso de cliseries, perfiles, transectos, bloques-diagramas y croquis representando gradientes geoecológicos y esquemas de dinámica y evolución (Bullón, 1984; Panareda, 1989; Panareda, 2000).

De todos ellos, la figuración mediante diagramas de barras o pirámides que representan la vegetación, cuyo impulso se debe a G. Bertrand aunque su utilización era antigua entre los botánicos (Panareda, 2000), es de gran interés por su capacidad de hacer asimilable de una manera rápida y eficaz mucha información y por ser un procedimiento de investigación por sí mismo (Bullón, 1984).

La pirámide es la representación gráfica de los inventarios de vegetación realizados en el campo según la propuesta metodológica de enfoque geográfico (Bertrand, 1966; Bolós, 1979; Ferreras, 1986; Ibarra y Yetano, 1989; Fidalgo, 1997) en la que se afronta el estudio de la fisonomía, los elementos florísticos constituyentes, la relación de esos elementos con los factores geoecológicos y la dinámica de la vegetación.

Tres son los enfoques básicos que se pueden adoptar en el estudio de la vegetación (Ibarra y Yetano, 1989; Ferreras y Fidalgo, 1991 y SEPAMA, 1992): el *enfoque botánico o florístico*, que persigue la determinación taxonómica de la flora de un territorio; el *enfoque fitosociológico o geobotánico*, que estudia la vegetación en cuanto a su forma de agruparse o asociarse en comunidades que tienen en común unas mismas condiciones ambientales y, por último, el *enfoque fisionómico o estructural*, que dirige su atención a los elementos florísticos más visibles por su abundancia y tamaño, dando prioridad a su distribución vertical (estratos de vegetación) y horizontal (cobertura).

El enfoque predominante en el estudio de la vegetación ligada a las lagunas y humedales ha sido el fitosociológico, cuya unidad básica es la *asociación vegetal*. Sin embargo, en el presente trabajo se aborda el estudio de la vegetación acuática desde un enfoque estructural, siendo la unidad básica la *formación vegetal* entendida como las comunidades

vegetales definidas por el predominio de una forma biológica o biotipo o por una determinada combinación de biotipos (Ibarra y Yetano, 1989; Terradas, 2001). Para entender los conceptos de asociación, formación y comunidad vegetal seguimos a Arozena y Molina (2000) y a Arozena (2002).

EL MÉTODO DE REPRESENTACIÓN

Determinación de los estratos relacionados con la vegetación ligada al agua

De todos los recursos gráficos disponibles para representar la vegetación, en este trabajo se ha optado por emplear uno inspirado en la pirámide de vegetación. Ésta es la plasmación gráfica del inventario realizado en el campo mediante la recogida sistemática de información florística y estructural.

La clave de la representación mediante la pirámide de vegetación es la determinación de los estratos reconocibles en el tapiz vegetal que cubren las lagunas. Hay que indicar que este método de representación se desarrolló específicamente para formaciones vegetales terrestres, no teniendo constancia de que haya sido empleado para el análisis de la vegetación relacionada con los geosistemas acuáticos. Debido a ello, no existe una definición de estratos para el estudio de la vegetación acuática y, por lo tanto, para su representación mediante pirámides.

El primer paso necesario, en consecuencia, es conocer como se dispone la vegetación asociada a una laguna tipo, con formaciones vegetales localizadas dentro de la lámina de agua y en las orillas o márgenes, disposición en la que son factores claves la profundidad y la hidroquímica, entre otras.

En la propuesta que se presenta aquí se han distinguido cuatro estratos relacionados con la lámina de agua y cinco estratos vinculados a los márgenes u orillas externas de las lagunas.

Dentro de las formaciones ligadas al agua o formaciones estrictamente acuáticas se han distinguido cuatro estratos:

- *Praderas sumergidas*: es el primer estrato que aparece bajo el agua, estando compuesto por macrófitos acuáticos enraizados en el fondo de la cubeta (rizófitos) y cuyas partes reproductivas también se encuentran siempre por debajo del agua. Son plantas de carácter pionero que pueden cubrir grandes extensiones del fondo de la cubeta lagunar, a modo de una pradera y generalmente con una especie dominante. Es un estrato muy importante para la conservación de los herpetos anfibios y del zooplancton.
- *Tapiz de madejas flotantes y semiflotantes*: constituye el segundo estrato dentro de la lámina de agua, integrándolo macrófitos acuáticos enraizados en el sustrato o que flotan libremente en el agua (pleustófitos), bien en la superficie del agua (acropleustófitos) bien dentro de la columna de agua (mesopleustófitos). El término de madejas hace referencia a la forma en que se suelen presentar estas plantas, como hilos o hebras enredadas, bajo o sobre el agua.
- *Helófitos*: se trata de plantas anfibias rizomatosas propias de márgenes o de aguas someras (ciperáceas, tifáceas y gramíneas), de talla grande o mediana, cuya parte basal permanece encharcada durante una gran parte del año, mientras que sus tallos, hojas y flores son emergentes. Dan lugar a densos rodales o bandas concéntricas de plantas helófitas erguidas y de talla aparente, que se caracterizan por su capacidad de reproducción vegetativa a través de rizomas estoloníferos. Podemos diferenciar dos estratos dependiendo de si se encuentra por debajo (*helófitos bajos*) o por encima del metro de altura (*helófitos altos*).

Dentro de las formaciones ligadas a las orillas y márgenes exteriores se han distinguido cinco estratos:

- *Herbáceo*: vegetación con frecuencia anfibia, pues es capaz de soportar un cierto periodo de inundación, de carácter vivaz y anual, que se desarrolla sobre suelos desde oligotrofos hasta subsalinos. Las plantas que integran este estrato son herbáceas, es decir, con tallos tiernos no lignificados (hemicriptófitos, geófitos y terófitos).
- *Helófitos*: al igual que ocurría con esta formación vegetal dentro de la lámina de agua, en las orillas y márgenes podemos diferenciar dos estratos dependiendo de si se encuentra por debajo (*helófitos bajos*) o por encima del metro de altura (*helófitos altos*).
- *Matorral-arbustivo*: estrato que aparece en las orillas o en el borde exterior perilagunar, casi siempre desarrollado sobre suelos salinos, conformando matas rastreras de terófitos suculentos de distinta estructura y composición dependiendo del grado de humedad y salinidad, aunque no superan el metro de altura.
- *Arborescente*: se trata de la única formación leñosa que alcanza un porte elevado en las lagunas, por encima de los tres metros de altura, apareciendo en enclaves con una cierta salinidad de los sedimentos o de las aguas, con suelos inundados tras las lluvias primaverales y un nivel freático elevado. En las lagunas estudiadas se corresponden siempre con tarayales, que se instalan en la orla perilagunar exterior y/o bordes de orilla de las lagunas, dando lugar a formaciones monoespecíficas.

A partir de esta propuesta de estratificación de la vegetación ligada a las lagunas se procede a elaborar el inventario florístico y su representación gráfica (figura 1) que se completa con información referente a la localización y al medio en el que se sitúa la formación analizada, algo clásico en este tipo de herramienta de análisis: coordenadas, altitud, posición, sustrato y acción antropozoógena, siendo de gran interés estos datos a la hora de poner en relación a la vegetación con otros elementos del medio natural.

Dada la elevada temporalidad de los geosistemas acuáticos estudiados, no se ha considerado importante reflejar la dinámica de la vegetación, pues en la mayor parte de los casos habría que considerarla como progresiva, para volverse regresiva rápidamente, en apenas unos meses, si las pérdidas de agua están por encima de la capacidad de recarga de la laguna en cuestión, agravándose si se procede a cultivar las cubetas, algo habitual en nuestro contexto.

Para cada especie se ha anotado el valor de la abundancia-dominancia y la sociabilidad. El concepto de *abundancia-dominancia* alude al número de individuos presentes, estimándose en función del grado de cobertura en proyección del suelo o de la lámina de agua de cada una de las especies identificadas. Se expresa en porcentajes y cuando la abundancia dominancia se encuentra por debajo del 10% se indica simplemente su presencia como ejemplares raros con el símbolo (+).

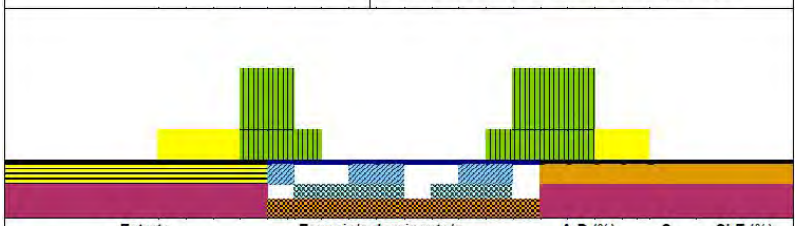
En cuanto a la sociabilidad, se trata de un índice cualitativo que permite obtener información acerca del modo de agrupamiento de las especies identificadas, utilizándose para ello la siguiente escala: formación cerrada (5), formación abierta (4), rodales (3), agrupado (2) y aislado (1).

Por último, se expresa la cobertura de la vegetación para cada estrato según lo explicado para la variable abundancia-dominancia, lo que permite definir la estratificación de la vegetación.

Inventario nº: 6 | **Laguna:** CARACUEL

Coordenadas: 407406-4298359
Altitud: 675 m
Fecha: mayo 2010

Posición: SIERRA
Sustrato: Heterolitológico (Cuarcitas, calizas, margas, arenas, arcillas y gravas)
Suelo: Arcilloso-arenoso con gravas
Acción antropozoógena: Quemas del carrizal, rodadas de vehículos a motor, oleoducto, caminos y drenajes.



	Estrato	Especie/s dominante/s	A-D (%)	S	CbE (%)
Lámina de agua	4.Helofítico alto (> 1m)	*Phragmites australis*	15	5	20
		Typha dominguensis	+	2	
	3.Helofítico bajo (< 1m)	*Bolboschoenus maritimus*	20	4	30
		Eleocharis palustris	10	3	
		Potamogeton pectinatus	20	2	50
	2.Tapiz flotante y semiflotante	*Ranunculus peltatus*	20	2	
		Zannichellia obtusifolia	+	2	
		Lemna sp.	+	4	
	1.Praderas sumergidas	*Chara sp.*	70	4	70
Orillas y márgenes	5.Arborescente (>2 m)				
	4.Matorral-Arbustiva (< 2 m)	*Tamarix sp.*	+	1	+
	3.Helofítico alto (> 1m)	*Phragmites australis*	70	5	80
		Typha dominguensis	10	3	
	2.Helofítico bajo (< 1m)	*Bolboschoenus maritimus*	20	4	70
		Scirpoides holoschoenus	20	3	
		Eleocharis palustris	10	3	
		Juncus sp.	20	2	
	1.Herbácea	*Hordeum marinum*	20	4	90
		Mentha cervina	20	3	
		Polypogon maritimus	10	3	
		Lythrum flexuosum	10	3	
		Lythrum salicaria	+	2	
		Otras especies	30	5	

Fig. 1: Inventario y pirámide que representa la distribución de la vegetación en una laguna.

Sotfware para la realización del inventario y su representación gráfica

Para la representación del inventario y la pirámide se hacía necesario emplear alguna herramienta informática que cumpliera dos condiciones: fácil uso y que se encuentre ampliamente extendida entre usuarios básicos de la informática.

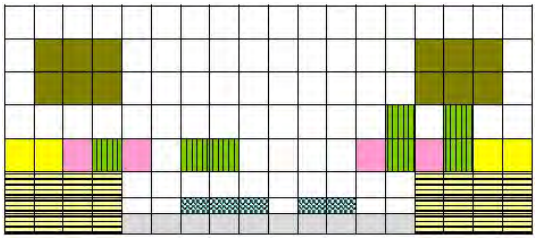


Fig. 2: Matriz de 8x18 celdas para la representación gráfica del inventario.

Esta herramienta informática la proporciona el paquete Office de Microsoft y en concreto el procesador de textos MSWord, en cualquiera de las versiones conocidas de este software, aunque la que se ha utilizado en este trabajo es la versión 7. Se ha empleado de este programa el grupo "Tablas", dentro de la ficha "Insertar", empleando para la configuración de la misma la mayor parte de los comandos incluidos.

La tabla a generar se compone de cuatro cuerpos principales (figura 1), recogiéndose en el primero la identificación, localización y la información relativa al medio ya comentada. En el segundo cuerpo se aborda la representación gráfica del inventario que se realiza a partir de una matriz de celdas de 8 x 18 (144 celdas) (figura 2), mediante la cual se consigue representar las características edáficas de la cubeta, el sustrato rocoso del entorno y los estratos propuestos tanto para la lámina de agua como para las orillas y márgenes.

La abundancia-dominancia en el agua se realiza a través de diez celdas que representa cada una el 10 % de la misma, mientras que en el caso de orillas y márgenes se emplean 8 celdas que representan cada una el 12.5% de la abundancia-dominancia. Este diseño pretende evitar una sobrerrepresentación de las orillas y márgenes con respecto a la lámina de agua. Todos los estratos se representan en altura con una celda a excepción de los helófitos altos y el estrato arborescente que se realizan con dos celdas en vertical.

La representación de cada elemento empleado en las lagunas volcánicas ibéricas queda plasmada en la figura 3. La simbología empleada, tanto en tramas como en colores (en la versión en color), intenta evocar cada uno de los elementos representados, con el único condicionante de que tienen que ser las tramas y colores proporcionados por el propio MSWord.

El tercer y cuarto cuerpo de la tabla recoge el resultado del inventario en relación con la lámina de agua (tercer cuerpo) y las orillas y márgenes (cuarto cuerpo), mostrándose para cada especie la abundancia-dominancia y la sociabilidad y para cada estrato su cobertura. Un modelo de tabla en archivo de Word será proporcionado por el autor a quién lo solicité por correo electrónico.

Fig. 3: Simbología utilizada para la representación gráfica del inventario.

APLICACIÓN A LAS LAGUNAS VOLCÁNICAS IBÉRICAS

La aplicación de esta propuesta metodológica se ha llevado a cabo en el marco de las lagunas volcánicas ibéricas, localizándose todas ellas en la parte central de la provincia de Ciudad Real, vinculadas a la región volcánica del Campo de Calatrava (Poblete Piedrabuena, 1994; González Cárdenas et al., 2004; Gosálvez, 2012).

El primer trabajo que versa sobre las plantas acuáticas y palustres de las lagunas volcánicas ibéricas se debe a Carrasco et al. (1988) que aportan citas para 21 especies relacionadas con estos humedales. Un año después, Velayos et al. (1989) presentan el trabajo más importante que se ha abordado para el estudio de la flora y de la vegetación de las lagunas volcánicas, elevando a 115 táxones el catálogo y reconociendo 17 asociaciones pertenecientes a 9 clases fitosociológicas. Trabajos posteriores de interés son los de la DGOH (1990), Carrasco y Martín-Blanco (1996), Cirujano (2000), Bellet et al. (2001), Cirujano y Medina (2002), Medina et al. (2002) y Gosálvez (2012). A partir de estos artículos y de los trabajos de campo desarrollados por el autor se ha actualizado el catálogo de la flora y la forma de disponerse ésta en las lagunas estudiadas, ascendiendo en la actualidad a 127 taxones específicos.

La vegetación ligada a estos geosistemas ha sido estudiada siguiendo un criterio fisionómico-florístico, lo que ha supuesto un reto importante pues la perspectiva dominante a la hora de abordar el estudio de la vegetación vinculada a los geosistemas acuáticos proviene de la escuela fitosociológica.

Los trabajos de campo han permitido identificar catorce comunidades vegetales que han sido reagrupadas en cinco categorías atendiendo a factores florísticos, estructurales y ecológicos (tabla 1). En Gosálvez (2012) se recoge un amplio uso de la representación gráfica aquí propuesta:

Formaciones de macrófitos acuáticos:

Se ha distinguido tres comunidades en las lagunas estudiadas:

- *Praderas sumergidas de ovas*: integradas por carófitos que suelen cubrir grandes extensiones, constituye un primer estrato de la vegetación sumergida. Desde el punto de vista florístico, domina *Chara connivens*, especie que da lugar a formaciones casi monoespecíficas, muy densas. En aguas dulces *Chara connivens* puede verse acompañada e incluso sustituida por *Chara fragilis* y/o *Chara aspera*. La gran densidad y extensión que pueden llegar a alcanzar estas praderas contribuye a la fijación del horizonte superior de los suelos hidromorfos y mantiene las aguas transparentes, por lo que la presencia de carófitos es un buen indicador de calidad del agua.
- Antes de que se desarrollen las ovas pueden distinguirse en algunas lagunas unas *praderas* compuestas íntegramente por *Riella helicophylla*, hepática acuática de dimensiones reducidas (apenas 3 cm), de carácter pionero y desarrollo muy rápido y temprano, lo que le permite extenderse aprovechando que ovas u otras especies aún se encuentran latentes.
- *Madejas semiflotantes y alfombras flotantes*: constituye un segundo estrato dentro de la vegetación sumergida, definiéndose como una agrupación densa de hidrófitos vasculares enraizados en los fondos de lagunas pero que presentan órganos semiflotantes o flotantes durante la primavera que les hacen ser visibles en la superficie de la lámina de agua. La especie más extendida es *Ranunculus peltatus*, acompañándose de *Myriophyllum alterniflorum* y por diversas especies del género *Callitriche*. En aguas más profundas se ven acompañadas o incluso sustituidas por *Potamogeton trichoides* y *Potamogeton pectinatus*, dando lugar a una formación densa muy característica (madejas semiflotantes), en la que puede aparecer también *Zanichellia* sp. o *Glyceria declinata*. Localidades prototípicas donde se puede encontrar estas comunidades son las lagunas de La Carrizosa y Perabad.

En aguas salinas o muy salinas, las madejas están compuestas por *Ruppia drepanensis* que puede acompañarse por *Ruppia maritima*, *Althenia orientalis*, *Tolypella glomerata* y *Nitella tenuissima* dependiendo de la tipología de las aguas. Sólo se ha reconocido su presencia en la Laguna de La Inesperada (Pozuelo de Calatrava) y en la Nava Grande de Malagón.

Formaciones de grandes helófitos:

Se han reconocido cuatro comunidades de helófitos:

- *Carrizales*: comunidad vegetal densa, monoespecífica, de hasta tres metros de altura, dominada por el carrizo *Phragmites australis*, especie de amplia valencia ecológica y un gran poder vegetativo. Se desarrollan sobre suelos, compactos, arcilloso-limosos y ricos en materia orgánica, con un moderado contenido de sales, en los que se consideran predominantes los fenómenos de sedimentación frente a los de erosión. Buenos ejemplos se encuentran en la Laguna de Caracuel y en la Nava de Enmedio de Malagón.
- *Marjal de junco de laguna o junco bohón*: son comunidades densas y de gran talla (pueden superar los 2 m de altura) que suelen ocupar amplias extensiones de las lagunas. Se caracterizan por el dominio del junco de laguna *Schoenoplectus lacustris*. Esta comunidad es propia de aguas de baja conductividad, alcalinas y ricas en carbonato cálcico y en materia orgánica, sobre suelos compactos. Suele aparecer en las lagunas en rodales de tamaño variable, salpicando la cubeta o bien cubriendo prácticamente toda ella (Nava Grande de Malagón).
- *Pajonales de castañuela*: comunidad densa, de bajo porte, compuesta de castañuela *Bolboschoenus maritimus*, acompañada en menor medida por el junquillo *Eleocharis palustris*. Prolifera en lagunas de aguas temporales donde la presencia de grandes helófitos está limitada por este hidroperiodo. Forman pequeños rodales y bandas de vegetación localizadas en las orillas e incluso llegan a invadir gran parte de la cubeta lagunar (por ejemplo, lagunas de Doña Elvira o La Laguna de Piedrabuena). También aparecen entremezclados o en contacto con marjales de junco de laguna o con carrizales (Nava Pequeña de Malagón).

Formaciones vegetales	Comunidades vegetales
MACRÓFITOS ACUÁTICOS	– Praderas sumergidas de ovas – Praderas de *Riella helicophylla* – Madejas semiflotantes y alfombras flotantes
GRANDES HELÓFITOS	– Carrizales – Marjal de junco de laguna – Pajonales de castañuela – Juncal churrero perilagunar
ANFIBIAS PIONERAS	– Juncales enanos – Praderas anuales de cardo de laguna y menta – Pastizales pioneros nitrófilos estivales – Céspedes ricos en tréboles
PASTIZALES Y MATAS RASTRERAS HALÓFILAS PERILAGUNARES	– Pastizales subsalinos de *Puccinellia* y *Aeluropus* – Pastizales nitrohalófilos de cebadilla – Saladares
ARBORESCENTES DE TARAYES	– Tarayales

Tabla 1: Formaciones y comunidades vegetales asociadas a las cubetas lagunares.

- *Juncal churrero perilagunar*: praderas juncales densas, dominadas por junco churrero *Scirpoides holoschoenus*, acompañado a veces de junco merino *Juncus acutus*, que crecen sobre suelos profundos, ricos en bases y con una elevada humedad edáfica por proximidad del nivel freático. Se sitúan en los bordes externos de las lagunas, formando bandas perilagunares muy continuas de coloración verde oscuras, muy características. En las lagunas de La Posadilla, Blanca de Argamasilla de Calatrava y en la laguna de Almodóvar se encuentran los mejores ejemplos de estas formaciones.

Estas formaciones suelen sufrir quemas o rozas con la intención de obtener pastos para el ganado o láminas de agua libre para favorecer la caza de anátidas, tal y como se ha constatado en la Nava de Enmedio de Malagón, en la laguna de la Dehesa o en la Laguna de la Perdiguera.

Formaciones anfibias pioneras:

Se han identificado las siguientes comunidades:

- *Juncales enanos*: son juncales de talla reducida y aspecto graminoide, con máximo desarrollo primaveral-estival, localizados en los bordes de las lagunas, donde forma rodales o bandas de anchura variable. Las especies más abundantes son juncos enanos, entre los que destacan *Juncus pygmaeus*, *J. articulatus*, *J. bufonius*, *J. capitatus*, *J. emmanuelis* y *J. tenageia*.
- *Praderas anuales de cardo de laguna y menta*: vegetación de escaso porte, desarrollada al finalizar la primavera en enclaves de aguas poco mineralizadas, de cierta profundidad y sobre sustratos arenosos que terminan por desecarse en el periodo estival. Ocupan una posición intermedia entre los juncales enanos y las formaciones helofíticas. Florísticamente están constituidas por plantas anfibias anuales, entre las que destacan por su dominancia el cardo de laguna *Eryngium corniculatum*, la menta *Mentha cervina* y el junquillo *Eleocharis palustris*.
- *Pastizales pioneros nitrófilos estivales*: compuestos por terófitos pioneros postrados, de pequeña talla, que colonizan suelos removidos subsalinos, desecados y agrietados, con una presencia significativa de nitratos y

sustancias orgánicas. Alcanzan su óptimo en otoño, caracterizándose por la presencia de *Crypsis aculeata*, *Cressa cretica* y *Lythrum flexuosum*, esta última especie protegida a nivel europeo por la Directiva Hábitats.

- *Céspedes ricos en tréboles*: pastizales muy densos, de elevada cobertura superficial, constituidos por hemicriptófitos que requieren de un nivel freático próximo a la superficie y evolucionados por el aprovechamiento ganadero. Las especies que caracterizan a esta formación son los tréboles, destacando *Trifolium pratense* y *Trifolium fragiferum*, la grama *Cynodon dactylon*, *Lolium perenne*, *Carex divisa*, *Hypochaeris radicata* y *Plantago sp*. Esta formación se entremezcla con frecuencia con los juncales churreros perilagunares.

Pastizales y matas rastreras halófilas perilagunares:
Se han identificado las siguientes comunidades:

- *Pastizales subsalinos de Puccinellia y Aeluropus*: dominados por hemicriptófitos de carácter pionero, de aspecto cespitoso, sobre suelos subsalinos o salinos que se secan en verano. Varían en altura aunque no suelen sobrepasar el medio metro. Están constituidas por gramíneas como *Puccinellia fasciculata, Puccinellia festuciformis* y *Aeluropus littoralis*. En puntos donde la xericidad es mayor se instalan taxones ligados a la sal como *Frankenia pulverulenta*. Se encuentran ampliamente desarrolladas en las lagunas de La Inesperada, Saladilla, Almeros, Las Cucharas y Blanca de Argamasilla de Calatrava.
- *Pastizales nitrohalófilos de cebadilla*: comunidades densas de terófitos graminoides efímeros, integrada por especies de pequeña talla, de desarrollo primaveral, en terrenos salobres aprovechados por el ganado. Ocupan los claros que dejan los pastizales subsalinos y los saladares. Es abundante la cebadilla *Hordeum marinum*, que da nombre a esta comunidad, acompañada por *Polypogon maritimus*, *Pulicaria vulgaris, Trisetum paniceum* y *Sagina maritima.*
- *Saladares*: matorrales de pequeño porte, compuestos por quenopodiáceas terofíticas suculentas y arrosetadas, con tallos y hojas carnosas adaptados para almacenar agua. De carácter pionero, se instalan sobre suelos inundados temporalmente y cubiertos por eflorescencias salinas, originando bandas de anchura variable en los bordes de las lagunas cuando se secan en verano. Su composición florística suele ser poco diversa, caracterizándose por la presencia mayoritaria de *Salicornia ramosissima* y *Suaeda splendens*.

Formaciones arborescentes de tarayes:

Se trata de la única formación leñosa que alcanza un porte elevado en las lagunas volcánicas, entre tres y cinco metros, apareciendo en enclaves con una cierta salinidad y dando lugar a formaciones monoespecíficas de distinta estructura en función de la humedad edáfica y de la salinidad, pudiendo alcanzar altas densidades. La especie característica sería *Tamarix canariensis*, aunque la dificultad intrínseca de este género dificulta su identificación (Gómez Criado, 2011). Representan la clímax edáfica de los suelos húmedos salinos. El ejemplo prototípico de esta formación se encuentra en la Laguna de la Inesperada, aunque se ha visto favorecida por plantaciones fomentadas por la administración ambiental.

El predominio de formaciones anfibias y helofíticas, la mayoría de las veces con un marcado carácter pionero, con una composición florística dominada por diversas especies de cyperáceas, juncáceas y carófitos, marcan el carácter fisionómico de la vegetación vinculada a las lagunas volcánicas. Esta fisonomía vegetal encuentra su origen en la irregularidad de las precipitaciones y en la intensa modificación antrópica a la que han sido sometidos estos geosistemas, lo que ha favorecido la aparición y extensión de taxones y formaciones adaptados a continuos avances y regresiones evolutivas, como consecuencia de un funcionamiento hidrológico fluctuante que origina cambios continuos en las condiciones geoecológicas a los que tienen que adaptarse los taxones florísticos y las formaciones vegetales que aprovechan estos geosistemas.

Por ello, todas las formaciones identificadas y descritas se distribuyen espacialmente a modo de un mosaico heterogéneo y complejo, en función de parámetros físico-químicos del sustrato, de las características hidroquímicas del agua, de la presencia de materia orgánica, de la microtopografía, de la duración del hidroperiodo y de los factores humanos que presionan a cada laguna, lo que favorece alternativamente a unas especies u otras, a unas formaciones u otras, haciendo difícil su cartografiado.

CONCLUSIONES

La propuesta metodológica presentada en este trabajo para representar gráficamente la vegetación asociada a humedales y lagunas se ha aplicado para caracterizar la vegetación de 27 lagunas localizadas en la región volcánica del Campo de Calatrava (Ciudad Real), las únicas lagunas de esta génesis existente en la Península Ibérica.
Las principales aportaciones son una propuesta de estratificación para abordar el estudio estructural de la vegetación ligada al agua y el desarrollo del inventario y su representación gráfica mediante un software comercial ampliamente extendido a nivel mundial (MSWord).

El resultado es muy positivo por su sencillez, versatilidad y rapidez en su elaboración, permitiendo adaptarlo a otras realidades hidrogeográficas.

Referencias bibliográficas

Arozena, M.E. (2002): "El significado geográfico de la comunidad vegetal", en J.M. Panareda y J. Pintó (eds.), *Temas en Biogeografía*, Editorial Aster, Sant Adrià de Besòs.

Arozena, M. E. y Molina, P. (2000): "Estructura de la vegetación", en G. Meaza, (ed.): *Metodología y práctica de la Biogeografía*, Serbal, Colección La Estrella Polar, 22, Barcelona, pp. 77-147.

Bellet, M., Carrasco, M. A., Martín-Blanco, C.J. (2001): "Plantas de interés para el conocimiento de la flora de Ciudad Real España)", *Botanica Complutensis*, 25:305-308.

Bertrand, G. (1966): "Pour un étude géographique de la végétation", *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 37(2), 129-143.

Bolós i Capdevila, M. de. (1979): "El paisaje vegetal y su estudio geográfico", en *Actas VI Coloquio de Geografía*. AGE-Departamento de Geografía (Universidad de Palma de Mallorca), Palma de Mallorca, pp. 153-156.

Bullón Mata, T. (1984): "El interés de las representaciones gráficas en la interpretación de la estructura y la dinámica del medio físico. El ejemplo de los matorrales supraforestales del sector occidental de la Sierra de Guadarrama", *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 4:27-36.

Carrasco, M.A. y Martín Blanco, J.M. (1996): "Datos corológicos para la flora del centro de España", *Botanica Complutensis*, 21:71-74.

Carrasco, M.A., Velayos, M., Cirujano, M. (1988): "Notas sobre higrófitos peninsulares: plantas del Campo de Calatrava (Ciudad Real, España)", *Lazaroa,* 10:161-164.

Cirujano Bracamonte, S. (2000): "Flora acuática de las lagunas y las zonas húmedas españolas", *Quercus*, 171:38-44.

Cirujano Bracamonte, S. y Medina Domingo, L. (2002): *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha*, Real Jardín Botánico (CSIC)-JCCM, Madrid.

DGOH (1990): *Estudio de las zonas húmedas de la España peninsular. Inventario y tipificación. Volumen IV. Cuenca del Guadiana*, Inédito, INITEC y M.O.P.U., Madrid.

Ferreras Chasco, C. y Fidalgo Hijano, C. (1991): *Biogeografía y Edafogeografía*, Ed. Síntesis, Madrid.

Ferreras Chasco, C. (1986): Tendencias actuales en Biogeografía vegetal, en: A. García Ballesteros, (coord.): *Teoría y práctica de la Geografía*, Alhambra, Madrid, pp. 164-180.

Fidalgo Hijano, C. (1997): "El trabajo de campo en Biogeografía", *Didáctica Geográfica*, 2ª época, 2, 33-44.

Gómez Criado, M.C. (coords.) (2011): *Directrices para el manejo del Taray en la Cuenca Alta del Guadiana*, Tragsatec y Confederación Hidrográfica del Guadiana, Badajoz.

González Cárdenas, E., García Rayego, J.L., Gosálvez Rey, R.U., Morales Pérez, M., Peinado Martín-Montalvo, M. (2002): "Los geosistemas lagunares de origen volcánico del Campo de Calatrava: funcionamiento y dinámica reciente"., en: A. Pérez, J. Vegas y M.J. Machado (eds.): *Aportaciones a la geomorfología de España en el inicio del tercer milenio*, IGME y Sociedad Española de Geomorfología, Madrid, pp. 395-403.

Gosálvez Rey, R.U. (2012): *Análisis biogeográfico de las lagunas volcánicas ibéricas: bases científicas para su gestió,* Tesis Doctoral, UCLM, Ciudad Real. http://hdl.handle.net/10578/3246

Ibarra, P. y Yetano, L.M. (1989): "El estudio de la vegetación en Geografía", *Geographicalia*, 26: 165-174.

Medina, L., García Río, R., Draper, D. (2002): "Notas sobre la flora acuática de Ciudad Real", *Botanica Complutensis*, 26:53-58.

Panadera Clopés, J.M. (1989): "La cartografía a gran escala de las zonas húmedas", en: *XI Congreso Nacional de Geografía,* Madrid, pp. 423-428.

Panadera Clopés, J.M. (2000): "Cartografía y representación fitogeográfica", en G. Meaza, (ed.): *Metodología y práctica de la Biogeografía*, Serbal, Colección La Estrella Polar, 22, Barcelona, pp. 273-316.

Poblete Piedrabuena, M.A. (1994): *El relieve volcánico del Campo de Calatrava* (Ciudad Real), Universidad de Oviedo-JCCM, Oviedo, 467 pp.

SEPAMA (1992): *Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Contenido y metodología*, Monografía de la Secretaría del Estado para las Políticas del Agua y del Medio Ambiente (MOPT), Madrid.

Terradas, J. (2001): *Ecología de la vegetación*, Omega, Barcelona.

Velayos, M., Carrasco, M.A., Cirujano, S. (1989): "Las lagunas del Campo de Calatrava (Ciudad Real)", *Botanica Complutensis*, 14: 9-50.

LOS PAISAJES DE MONTAÑA EN CATALUÑA: DINÁMICA FORESTAL Y PERTURBACIONES AMBIENTALES ASOCIADAS A LOS INCENDIOS

Pèlachs, A. (1), Barrachina, M. (2), Cunill, R. (3), García, I. (4), García, J.C. (5), Molina, D. (6), Nadal, J. (7), Nunes, J. (8), Pérez, A. (9), Pérez-Obiol, R. (10), Roure, J.M. (11), Soriano, J.M. (12)

(1) Dpto. Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona. albert.pelachs@uab.cat
(2) Dpto. Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona. maria.barrachina@gmail.com
(3) Dpto. Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona. cunillraquel@gmail.com
(4) Dpto. Silvopascicultura, E T.S. Ing. de Montes, U. Politécnica de Madrid. ignacio.garciaamorena@upm.es
(5) Dpto. de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio, U. de Cantabria. juan.garciacodron@unican.es
(6) Dpto. Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona. david.molina@uab.cat
(7) Dpto. Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona. jordi.nadal@uab.cat
(8) Dpto. Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona. joan.nunes@uab.cat
(9) Dpto. Biología Vegetal, Universitat de Barcelona. aaronperez@ub.edu
(10) Dpto. Biología Vegetal, Biología Animal y Ecología, Univ. Autònoma de Barcelona. ramon.perez@uab.cat
(11) Dpto. Biología Vegetal, Biología Animal y Ecología, Univ. Autònoma de Barcelona. jm.roure@uab.cat
(12) Dpto. Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona. joanmanuel.soriano@uab.cat

Resumen: El objetivo principal persigue caracterizar los procesos de perturbación forestal a partir de los incendios forestales y discutir su origen a partir de la contaminación identificada y relacionada con los distintos usos del suelo. Para ello se ha prospectado una turbera de *Sphagnum* sp. (Bassa Nera, 1.890 m s.n.m.) que ha sido descrita y caracterizada sedimentariamente con la LOI y analizada a partir del recuento de los carbones sedimentarios (<150 micras) y el análisis de elementos químicos significativos por su impacto ambiental, además de los isótopos estables de plomo (206Pb y 207Pb). Se ha obtenido una secuencia de incendios ininterrumpida para los últimos 10.000 años, se demuestra la influencia de la minería en el sistema natural desde tiempos antiguos y la contaminación provocada por plomo añadido a las gasolinas.

Palabras clave: Carbones sedimentarios; Pirineos; Isótopos estables; Incendios; Metales pesados.

Abstract (title of contribution): CATALAN MOUNTAIN LANDSCAPES: FOREST DYNAMICS AND ENVIRONMENTAL DISTURBANCES ASSOCIATED TO FIRES. The main objective is to characterize the processes of forest disturbance from forest fires and to discuss its origins from the pollution and their relation with land uses. This has been prospected peatland *Sphagnum* sp. (Bassa Nera, 1,890 m asl) that has been described and sedimentary characterized with LOI and analyzed from the count of sedimentary charcoal (<150 microns) and the analysis of chemical elements with significant environmental impact, in addition to stable lead isotopes (206Pb and 207Pb). There have been a string of uninterrupted fires for the past 10,000 years, the influence of mining on the natural system since ancient times and pollution caused by lead added to gasoline is shown.

Key words: Sedimentary charcoal; Pyrenees; Stable isotopes; fires; heavy metals.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, en el estudio de la dinámica forestal de las zonas de montaña se ha puesto de relevancia el papel del fuego como uno de los principales factores de perturbación forestal a lo largo de la historia (Williams, 2003). Con el fuego se elimina biomasa arbórea y se crean espacios abiertos que después se han mantenido con quemas más o menos regulares (Gil et al, 2014). Sin embargo no todos los procesos de deforestación van asociados al fuego. Existen deforestaciones ligadas a otras actividades: construcción de navíos, fraguas, silvicultura, minería, etc (Esteban et al., 2003). Para añadir complejidad también existen incendios forestales de origen climático. La dificultad está en relacionar los procesos de deforestación, el fuego y las actividades humanas. Por otro lado, es relevante para la evolución ambiental conocer la contaminación producida por determinadas actividades como la minería o procesos industriales que implican combustión. La evaluación cuantitativa de la contaminación en sedimentos por metales pesados y otros elementos químicos y su determinación de las características espacio temporales proporcionan una información inestimable para el estudio ambiental y biogeográfico (Whitlock y Larsen, 2002).

SITUACIÓN

La turbera denominada *Bassa Nera* (BSN) se localiza en el margen del lago que lleva el mismo nombre a 1.889 m.s.n.m., en el valle de Aiguamòg (42º38’16,1’’N 0º55’26.45’’E), afluente por la izquierda del río Garona, muy

cerca de su cabecera, en el sector septentrional del Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici (Figura 1).

El lago es de origen glacial y está situado dentro de una cubeta natural que ha quedado aislada del curso principal del río Aiguamòg. Actualmente el lago mide 107 metros de largo y 62 metros de ancho y se ha catalogado como "Hábitat de Interés Comunitario" (código 22.11: "Aguas dulces lagos oligotróficos pobres en cal"). La colmatación natural de los márgenes del lago ha dado lugar a un conjunto de turberas mixtas catalogadas.

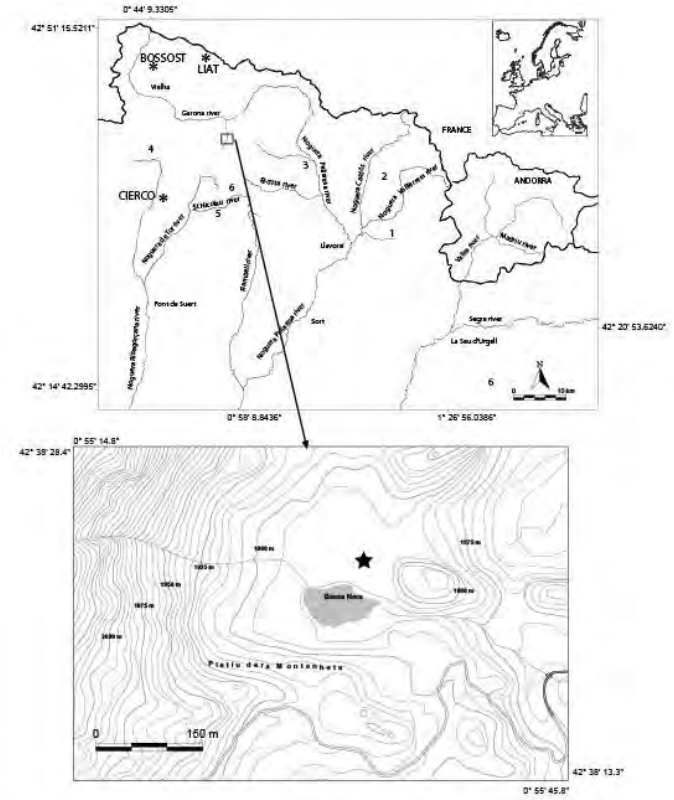


Fig. 1: Mapa de localización

En particular la turbera de la Bassa Nera se puede definir como una turbera constituida por elementos correspondientes a la clase *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* (tremedales y turberas minerogénicas) y a la clase *Oxycocco-Sphagnetea* (turberas ombrotróficas) (Pérez-Haase et al., 2011). En particular la turbera sondeada en la actualidad se corresponde a un ambombamiento de esfagnos (*Sphagnum magellanicum* y *S. capillifolium*) de marcada tendencia ombrotrófica.

El lago yace sobre substrato granodiorítico del Carbonífero-Pérmico. Climáticamente esta zona tiene una clara influencia Atlántica sin déficit hídrico estival. La precipitación media anual oscila entre los 968 mm (Vielha, 974 m s.n.m.) y los 1.210 mm (Port de la Bonaigua, 2.200 m s.n.m), mientras que su temperatura media anual varía entre los 9,5ºC (Vielha) y los 2,7ºC (Port de la Bonaigua) según Cañellas-Boltà et al. (2009).

La vegetación actual del Valle de Aiguamòg presenta los tres pisos altitudinales clásicos de los Pirineos (montano, subalpino y alpino). Alrededor del lago predomina *Pinus uncinata* con presencia de *Abies alba* y con sotobosque de *Rhododendron ferrugineum* y por debajo y en la transición al piso montano *Pinus sylvestris* y *Betula pendula* se combinan en bosques mixtos para llegar a la parte basal del valle con presencia importante de *Corylus avellana* y formaciones caducifolias propias los fondos de valle y los bosques de ribera (*Quercus*, *Tilia*, *Alnus*, *Fraxinus*, etc.). En los pastos alpinos se combinan formaciones dominadas por *Festuca* sp. pl. o *Nardus stricta* (Cañellas-Boltá et al., 2009).

El conocimiento de la cronología de la actividad humana en la zona todavía es muy escaso debido a la falta de excavaciones arqueológicas que cubran periodos anteriores a la Edad Media. No obstante, algunos estudios de síntesis (Esteban et al., 2003) han puesto de manifiesto la influencia del periodo romano en el valle de Arán y recientes excavaciones arqueológicas combinadas con estudios paleobotánicos en el Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici demuestran que la influencia de la actividad podría remontarse más allá de la Edad del Bronce alternando períodos de mayor y menor intensidad humana (Catalán et al., 2013). Una actividad humana que podría ser extensiva a otros valles colindantes al Valle de Arán (Gassiot et al., 2009).

En la actualidad la gestión del Parque Nacional regula la ganadería y prohíbe la explotación silvícola de la zona, favoreciendo el turismo como principal actividad económica del lugar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo

El 18 de noviembre de 2011, la extracción de un testigo sedimentario con percusión manual de un tubo de PVC de 3 metros de largo y 10,5 mm de diámetro interior sirvió para obtener una columna sedimentaria de 270 cm de longitud que se catalogó como Bassa Nera 6 (BSN6). En el laboratorio (19-4-2012), el testigo fue descrito y cortado en 295 muestras de 0,915 cm de media.

Cronología

Un total de 7 dataciones de ^{14}C han servido para establecer el modelo cronológico. Todas ellas se han realizado en el laboratorio de Beta Analytic con el método AMS (Tabla 1). Las dataciones han sido calibradas en edad BP usando el programa Calib (Stuiver and Reimer, 1993) version 7.0.12 basándose en los datos de Intcal13 (Reimer et al., 2013). Para elaborar el modelo cronológico se ha hecho una interpolación lineal entre las distintas dataciones a partir de la edad de intercepción que calcula el programa CalPal online (http://www.calpalonline.de/index.html), que usa la curva de calibración CalPal2007_ HULU

Sedimentología y materia orgánica

La descripción sedimentológica se ha acompañado de la medida del contenido de materia orgánica o *Loss On Ignition* (LOI) (Luque, 2003; Julià y Luque, 2006).

Carbones sedimentarios

Se ha adaptado el método de Carcaillet et al. (2001 y 2007) para sedimentos lacustres a las turberas, considerando el peso de partida y no el volumen de la muestra. El tamaño (>150 µm garantiza su origen local (a nivel de cuenca sedimentaria). El recuento se realiza con lupa binocular y se obtiene la concentración de superficie ocupada por los carbones en relación al peso de la muestra mm^2/gr (Figura 3). Para determinar la presencia de carbones vegetales se ha trabajado con 40x aumentos.

Código laboratorio	profun-didad (cm)	^{14}C edad
Beta-324529	23	107,1+/-0,3 pMC
Beta-371856	30	104.1 +/- 0.4 pMC
Beta-324530	82	2120+/-30 BP
Beta-324531	144	4990+/-30 BP
Beta-324532	200	6360+/-40 BP
Beta-313712	244	8550+/-40 BP
Beta-324533	265	8870+/-50 BP

Tabla 1: Dataciones ^{14}C de Bassa Nera

Metales pesados e isótopos del Plomo

En el Servicio de Análisis Químicos (SAQ) de la Universidad Autònoma de Barcelona, se procedió a digerir 0,25gramos de 100 muestras distribuidas a lo largo del testigo en un horno de microondas (CEM, modelo Mars) con una mezcla de HNO_3, HCl y HF haciendo paralelamente blancos de digestión. Las disoluciones resultantes fueron nítidas e incoloras y se pasaron por el Espectrómetro de masas de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS, Agilent, modelo 7500 ce). Con ello se obtuvieron medidas de los siguientes elementos químicos: As, Cu, Ba, S, Cd, Zn, Sr, Cr, Ti, Al, Fe, Ni, Mn y Pb. También fue determinada la relación isotópica del plomo a partir de la dilución 1:10 de las digestiones de la muestra midiendo con espectrometría ICP-MS (cuadrupol) la señal de la dilución de los isótopos: ^{204}Pb, ^{206}Pb, ^{207}Pb y ^{208}Pb. De las 100 muestras, entre la 0 y la 50 se calcularon los isótopos ^{203}Ti y ^{205}Ti añadido como patrón para poder aplicar la corrección posterior. Entre la 51 y la 100 se validaron los resultados con el patrón de Pb NIST 981.

Polen y macrorestos vegetales

El tratamiento de las muestras para extraer el polen del sedimento ha sido el descrito por los estándares habituales, incluyendo el tratamiento con 50% HCl, 10% NaOH y 70% HF, a fin de eliminar los carbonatos, ácidos húmicos y silicatos respectivamente. Finalmente, el residuo se montó en preparación biológica en un medio de glicerina fenolada. El polen se ha identificado usando un microscopio óptico y las colecciones de referencia estándares y sus claves de determinación (Reille y Lowe, 1993). Los resultados han sido expresados en porcentajes relativos, excluyendo las esporas y los hidro/higrofitos (*Ranunculus*, Cyperaceae, *Typha-Sparganium,* algas, hongos, helechos, etc.) de la suma base polínica, cuyo porcentaje se ha calculado respecto a esta. El conteo polínico presentado para esta comunicación se ha realizado a partir del tratamiento de 65 muestras y sólo para estimar tendencias de polen arbóreo, polen no arbóreo y contrastar la información obtenida a partir de los macrorestos y la cuantificación de la materia orgánica. No es la intención de esta comunicación presentar ningún estudio polínico completo.

Para el tratamiento de los macrorestos vegetales se ha utilizado KOH al 5% al baño maría. Una vez disgregada la muestra se ha tamizado a 150 micras y se ha guardado en una disolución con agua destilada. La identificación se ha realizado con lupa binocular como la usada para el estudio de los carbones sedimentarios.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Sedimentología y Materia Orgánica

La secuencia sedimentaria de la Bassa Nera presenta tres litologías principales: (1) Turba cuando el contenido de Materia Orgánica (MO) >70%; En esta fase, cuando la turbera llega a tener un aspecto abombado, formando un domo ombrotrófico, se correlacionan los más altos valores de materia orgánica con la presencia de Sarcodinos del género *Assulina* que Y. Quin et al. (2013) relacionan con mínimos grosores de la lámina de agua. Cuando existe el género *Arcella* la lámina de agua presente en la turbera es más elevada.

(2) Limos con MO cuando su contenido se sitúa entre 30% y 69%; con indicadores de comunidades hidro-higrófilas con *Comarum palustre*.

(3) Limos sin MO <29% que se combinan con pequeñas capas de arena y hasta gravas con presencia de cuarzo aumentando la importancia de las comunidades de márgenes de lago sin esfagnos con poblaciones de C*arex rostrata.* Estratigráficamente, se pueden distinguir 4 niveles (Figura 2): (a) Turba viva entre la superficie y hasta los 10 cm; (b) Turba entre 10 cm y 187 cm, con un nivel importante de raíces hasta los 17 cm y descomposición clara de la turba a partir de ese momento. Un nivel intercalado de limos orgánicos entre 107 cm y 121 cm y muy poco orgánicos entre 90 y 92 cm. Además este nivel presenta niveles importantes de pelitas de cuarzo y restos de madera; (c) Limos orgánicos lacustres entre 187 cm y 265 cm, con una fase de transición de lacustre a palustre entre 187 cm y 195 cm y dos importantes niveles de maderas en la base del nivel; y (d) Finalmente, un nivel de arena compactada con muy poca MO y una presencia importante de pelitas y gravas de cuarzo, que podría ser considerado como un till (Figura 2).

Modelo cronológico

La secuencia completa de la Bassa Nera incluye la historia ambiental de los últimos 10.179 años cal BP. De las siete dataciones realizadas, cinco han servido para demostrar una sedimentación que aumentó asintóticamente hasta el último milenio. Por este motivo, el modelo de edad ha sido desarrollado usando la interpolación lineal entre muestras (Figura 2 y Tabla 1).

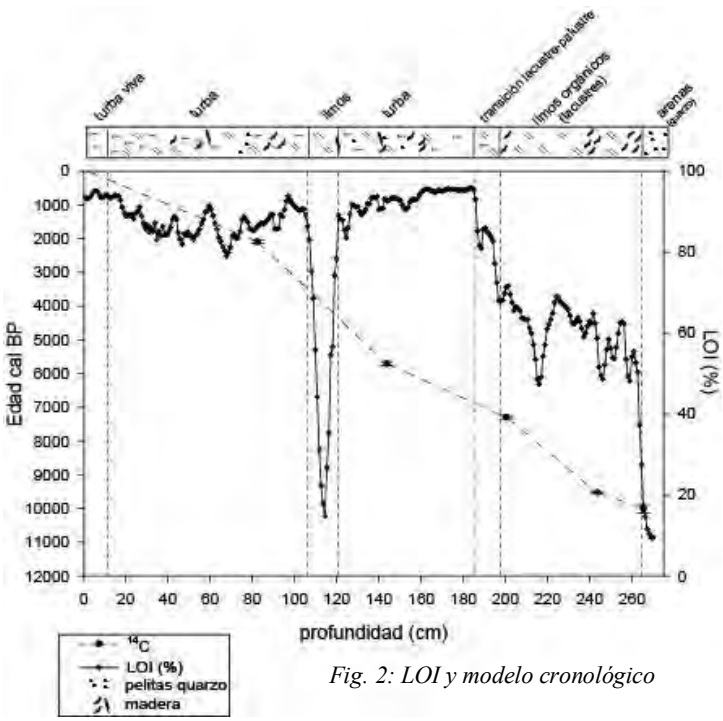


Fig. 2: LOI y modelo cronológico

Carbones sedimentarios, isótopos del plomo y paisaje

Los datos obtenidos demuestran una presencia continuada de fuego a lo largo del Holoceno en la zona de influencia de la Bassa Nera. Los resultados permiten distinguir 5 etapas en la historia de los incendios que combinan momentos de elevada y significativa intensidad de los incendios con otros momentos donde son menos importantes. Se han relacionado estos momentos con la actividad minera de la zona y el tipo de paisaje vegetal de cada momento para discriminar la influencia humana del sistema natural. Para los datos de la vegetación se han separado para la interpretación los propios de un ambiente local de aquellos otros característicos de un ambiente regional (Figura 3).

Fuego I (10.5000 – 6.500 años cal BP). Niveles muy bajos de carbones. No se observan incendios antes de hace 10.000 años cal BP, se relaciona este hecho con la vegetación propia del Tardiglacial (Poaceae, *Artemisia*). Se observan más incendios entre hace 10.000 y 8000 años cal BP factor coincidente con un incremento de la biomasa forestal de la zona (*Betula*, *Corylus*, *Quercus* caducifolios y *Ulmus*) y con unos valores de insolación de verano del hemisferio norte máximos para el Holoceno.

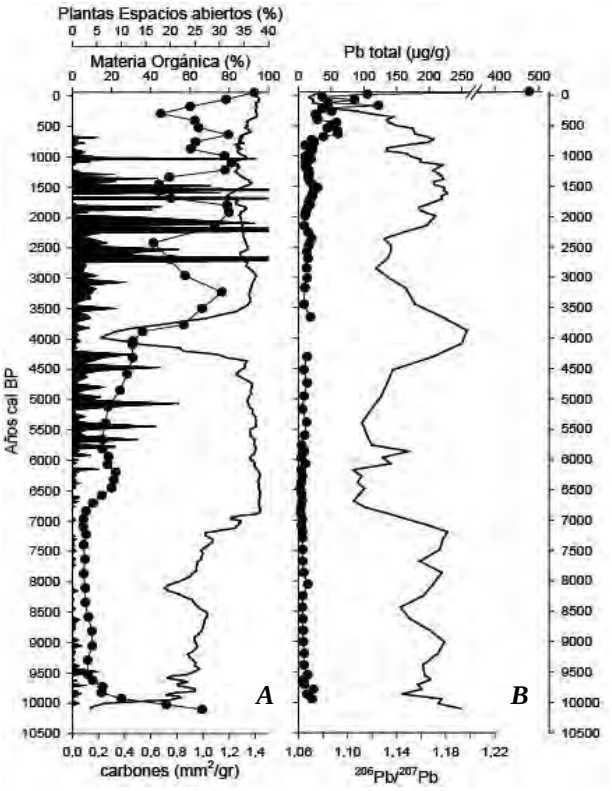


***Fig. 3**: A: carbones sedimentarios (barras); Plantas espacios abiertos (línea negra con puntos); LOI o Materia Orgánica (línea negra sin puntos). B: plomo total (línea negra con puntos); Isótopos ^{206}Pb/^{207}Pb (línea negra sin puntos).*

Los cambios de insolación se convirtieron en el principal factor que favoreció los incendios a principios del Holoceno. Los incendios representan una respuesta al creciente contraste estacional de la insolación en el hemisferio Norte (Berger 1978; Liu et al 2004).

Los regímenes de incendios en las zonas próximas han demostrado ser durante esta época sensibles a la insolación y a los cambios de abundancia de la biomasa (Cunill et al., 2013). Por lo tanto, no parece que el fuego estuviera vinculado a la presencia humana en esta zona, pero sí al clima y a la expansión de la biomasa. Los bosques de pinos y las comunidades de mesófilos con *Betula* y *Corylus* habrían proporcionado el combustible adecuado para los incendios forestales, la escasa vegetación local no habría representado una biomasa suficiente.

Las condiciones locales del registro sedimentario indican la presencia de un lago en lugar de una turbera. Entre hace 8000 y 6500 años cal BP la menor presencia de carbones es acorde con un incremento de las condiciones húmedas generalizado en el hemisferio norte durante la transición Holoceno inicial a Holoceno medio. Las condiciones relativamente húmedas podrían haber impedido en parte la continuidad de los incendios. La disminución de la insolación durante esta época favoreció veranos relativamente frescos e inviernos más suaves (Webb et al.,1993) Al final de esta etapa los caducifolios van combinándose progresivamente con la presencia de coníferas. En todo el periodo la relación isotópica ^{206}Pb/^{207}Pb tiene un rango por encima de 1,14 y presenta valores de Pb muy bajos por lo que se ha

descartado ninguna actividad minera en un contexto plenamente natural.

Fuego II (6500 – 4000 años cal BP). Niveles medios de carbones. Se ha relacionado este hecho con los cambios ocurridos en el medio Holoceno, los cuales se caracterizan por un incremento de la superficie forestal y una mayor presencia de coníferas en el paisaje natural. Simultáneamente se consolida una turbera claramente abombada que se combina con fases de margen. Los cambios climáticos en el paisaje, el incremento de incendios y la aparición de espacios abiertos se han relacionado con la aparición del Neolítico y las primeras ocupaciones humanas con influencia en el paisaje.

La caída de los valores de la relación isotópica $^{206}Pb/^{207}Pb$ (entre 1,11 y 1,14) que no van acompañados de un aumento de la señal de plomo global, se ha relacionado con la erosión del suelo causada por la tala e incendio de bosques y la actividad humana, la cual provoca un aumento de la deposición de plomo y la disminución de las relaciones isotópicas. El mismo fenómeno se ha descrito en Suiza hacia los 5320 años BP (Shotyk et al., 1998). Al final de este periodo las fluctuaciones del nivel de agua alrededor de la turbera provocan una gran caída del contenido de materia orgánica. Se relaciona este hecho con un aumento del nivel del agua, para el que se barajan dos posibilidades: una "barrera" ("presa") hace aumentar el nivel del agua y/o la deforestación que acompaña el incremento de espacios abiertos permite una llegada más importante de agua, un factor que coincidiría con el cambio de la relación isotópica indicado anteriormente.

Fuego III (4000 – 3000 años cal BP). Niveles bajos de carbones. Los fuegos son de mantenimiento del espacio abierto pero no de generación de nuevos espacios abiertos como en la etapa anterior. Se consolida la tendencia de la disminución forestal de pinares y abedulares consolidándose *Abies alba* y *Fagus sylvatica*. A nivel local la turbera pasa de ser *Magno-Caricion* con *Carex rostrata*, es decir, de margen de lago sin *Sphagnum* sp., a margen de lago enriquecida con especies hidrófilas como *Comarum palustre*. Tampoco hay evidencias de minería. La relación isotópica $^{206}Pb/^{207}Pb$ se mantiene en valores altos y el plomo no se incrementa.

Fuego IV (3000 – 500 años cal BP). Niveles altos de carbones. Etapa de fuertes oscilaciones y contrastes del paisaje abierto y cerrado. La intensidad de los incendios es máxima cuando las plantas propias de espacios abiertos disminuyen y se incrementa la biomasa. La relación que se establece entre los pinares y las Poaceae es inversamente proporcional. Por primera vez en toda la secuencia el incremento de los valores de plomo coinciden con una relación isotópica $^{206}Pb/^{207}Pb$ por debajo de 1,14, en lo que parece una clara evidencia minera cercana en la transición Bronce-Hierro. Datos acordes con el marco general cronológico de contaminación por plomo de origen antrópico para la Península Ibérica que se remonta a hace unos 3.000 años BP y muestra un máximo preindustrial durante el Imperio Romano (Martínez Cortizas et al., 2002).

Durante la Tardoromanidad en la secuencia se detecta un pico de plomo pero no va acompañado de una caída de la relación isotópica $^{206}Pb/^{207}Pb$ a pesar de que durante los tiempos del Imperio Romano la producción de plomo se incrementó hasta 80.000 toneladas por año (Patterson, 1971; 1972; Adriano, 2001). Además, los valores isotópicos de testimonios de hielo de Groenlandia indican la gran importancia de las zonas mineras del suroeste y sureste de España durante la época cartaginesa y la época romana. El plomo proveniente de Rio Tinto representa el 70% del plomo encontrado en el hielo de Groenlandia entre el 150 BC y el 50 AD (Rosman et al, 1997). En este contexto, la falta de correlación entre el aumento de plomo y la caída isotópica, se ha relacionado con el sustrato. La principal fuente de Pb en la zona estudiada es el granito. La relación isotópica del granito es precisamente 1,16-1,19 (Downes et al., 1997), que precisamente son los valores que aparecen en el sedimento durante este período. A partir de las evidencias históricas y los valores de incendios, la explicación más probable es la existencia de una acción antrópica con una considerable erosión del suelo y del sustrato granítico.

La llegada a la Alta Edad Media marcará un umbral al alza en lo que se refiere a la presión humana en todos los sentidos: pastos, agricultura, silvicultura y minería se combinan para favorecer la ocupación humana de la alta montaña. La complejidad del sistema agrícola de montaña se muestra en toda su amplitud.

Fuego V (los últimos 500 años). Fase sin carbones caracterizada por la contaminación creciente del siglo XX como demuestra la presencia de valores absolutos de plomo. Desde principios del siglo XX, las proporciones de $^{206}Pb/^{207}Pb$ son tan bajas (llegando a 1,07) que no pueden estar solo relacionados con la explotación minera. La explicación se debería encontrar en la introducción en Europa de gasolina australiana con plomo del yacimiento de Broken Hill (era Precámbrica). La introducción de minerales de Pb de Australia, con ratios de $^{206}Pb/^{207}Pb$ de 1,04 se realizó por primera vez en Europa a mediados del siglo 19 (Shotyk et al., 1998). Los minerales de plomo de Broken Hill son menos radiogénicos en la composición isotópica, menos uranogénico (con una relación $^{207}Pb/^{206}Pb$ superior) y más toriogénico (con una relación $^{208}Pb/^{206}Pb$ superior), mientras que los minerales de plomo de los yacimientos norteamericanos utilizados para confeccionar los aditivos de la gasolina son más uranogénicos y menos toriogénicos.

La turbera actual convive con un sistema forestal abierto, con los valores de recubrimiento arbóreo más bajos de toda la secuencia.

CONCLUSIONES

Las conclusiones permiten afirmar lo siguiente:

- La metodología *multiproxi* usada ha demuestra la importancia del fuego y la actividad humana en la configuración actual del paisaje forestal.

- La relación isotópica $^{206}Pb/^{207}Pb$ y el Pb total son buenos indicadores para identificar la minería y procesos erosivos de forma independiente de la vegetación.

- Los carbones sedimentarios (>150 µm) son unos magníficos indicadores de los incendios forestales regionales.

- La descripción sedimentológica, la LOI y los macrorestos vegetales permiten una muy buena interpretación de la vida local de la turbera.

- Los incendios acompañan todos los procesos de ocupación humana desde el Neolítico hasta la actualidad.

- Los grandes incendios detectados no coinciden con los espacios abiertos, lo que significa que para que ocurran es necesario un nivel elevado de biomasa forestal.

- Se ha reforzado la idea que los incendios del inicio del Holoceno son sensibles a la insolación, a los cambios de abundancia de la biomasa y ocurren en bosques de pinos y comunidades de mesófilos con *Betula* y *Corylus.*

- La señal minera más antigua de la zona se ha detectado hace entre 2500 y 3000 años cal BP.

- Se han identificado otros dos momentos importantes para la minería de la región: uno Tardoromano hace entre 1500 y 1800 años cal BP y otro a partir de la Edad Media y que la resolución temporal no permite enmarcar con precisión.

- La minería se ha podido relacionar con actividades de deforestación, si bien su presencia no excluye otras actividades que también favorezcan la disminución de especies arbóreas y la presencia de pastos.

- Los valores bajos de la relación isotópica $^{206}Pb/^{207}Pb$ se han podido relacionar con la actividad industrial de los últimos 100 años y demuestran la influencia de las gasolinas de Broken Hill (Australia).

Agradecimientos

Esta investigación se ha llevado a cabo con la financiación del proyecto coordinado entre la Universidad de Cantabria (CSO2012-39680-C02-01) y la Universidad Autònoma de Barcelona (CSO2012-39680-C02-02) del Ministerio de Economía y Competitividad. También con la ayuda del Proyecto de Parques Nacionales OCUPA (088/2009). Además del soporte del Grup de Geografia Aplicada de la UAB (2009SGR0106) financiado por el Gobierno Autonómico catalán. Asimismo, algunos de los resultados contenidos en el presente trabajo han sido posibles gracias a la colaboración de Janira Alemany, Almudena Merino y Elena Mur.

Referencias bibliográficas

Adriano, D.C. (2001): *Trace elements in the terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals*. Springer Verlag, New York, 867 p.

Berger, A.L. (1978): "Long-term variations of daily insolation and Quaternary climàtic changes". *Journal of the Atmospheric Sciences*, 35: 2362-2367.

Cañellas-Boltà, N., Rull, V., Vigo, J., Mercadé, A. (2009): "Modern pollen–vegetation relationships along an altitudinal transect in the central Pyrenees (southwestern Europe)", *The Holocene*, 19/8: 1185–1200.

Carcaillet, C., Bouvier, M., Fréchette, B., Larouche, A.C., Richard, P.J.H. (2001) : "Comparison of pollen-slide and sieving methods in lacustrine charcoal analyses for local and regional fire history", *The Holocene*, 11: 467–476.

Carcaillet, C., Bergman, I., Delorme, S., Hornberg, G., Zackrisson, O. (2007): "Long-term fire frequency not lynked to prehistoric occupations in northern Swedish boreal forest". *Ecology*, 88/2: 465–477.

Catalan, J., Pèlachs, A., Gassiot, E., Antolín, F., Ballesteros, A., Batalla, M., Burjachs, F., Buchaca, T., Camarero, Ll., Clemente, I., Clop, X., García, D., Giralt, S., Lluch, L. J., Madella, M., Mazzuco, N., Mur, E., Ninyerola, M., Obea, L., Oltra, J., Pérez-Obiol, R., Piqué, R., Pla-Rabés, S., Rondón, C. R., Rodríguez, J.M., Rodríguez, D., Sáez, A., Soriano, J.M. (2013): "Interacción entre clima y ocupación humana en la configuración del paisaje vegetal del Parque Nacional de Aigüestortes i estany de Sant Maurici a lo largo de los últimos 15.000 años", en: L. Ramírez y B. Asensio (editores): *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2009-2012*, Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid, pp. 71-92.

Cunill, R., Soriano, J.M., Bal, M.C., Pèlachs, A., Rodríguez, J.M., Pérez-Obiol, R. (2013). "Holocene high-altitude vegetation dynamics in the Pyrenees: a pedoanthracology contribution to an interdisciplinary approach". *Quaternary International*, 289: 60-70.

Downes, H., Shaw, A., Williamson, B.J., Thirlwall, M.F., (1997): "Sr, Nd, Pb in Hercynian granodiorites and monzogranites, Massif Central, France". *Chem. Geol.*, 136: 99–122.

Esteban, A., Oliver, J., Còts, P., Pèlachs, A., Mendizàbal, E., Soriano, J.M., Nasarre, E., Matamala, N. (2003): *La humanización de las altas cuencas de la Garona y las Nogueras (4500 aC 1955 dC),* Servicio Nacional de Parques Nacionales, Madrid, 469 p.

Gassiot, E., Pèlachs, A., Bal, M. C.; Garcia, V.; Julià, R.; Pérez, R.; Rodríguez, D., Astrou, A.Ch. (2009): "Dynamiques des activités anthropiques sur un milieu montagnard dans les Pyrénées occidentales catalanes

pendant la période de la préhistoire: une approche multidisciplinaire". *Bibliothèque d'Archéologie Méditerranéenne et Africaine*. 55: 33–43.

Gil-Romera, G., González-Sampériz, P., Lasheras-Álvarez, L., Sevilla-Callejo, M., Moreno, A., Valero-Garcés, B., López-Merino, L., Carrión, J.S., Pérez Sanz, A. (2014): "Biomass-modulated fire dynamics during the Last Glacial–Interglacial Transition at the Central Pyrenees (Spain)" *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 402: 113-124.

Julià, R., Luque, J.A. (2006): "Climatic changes vs. catastrophic events in lacustrine systems: A geochemical approach", *Quaternary International* 158: 162–171.

Liu, Z., Harrison, S.P., Kutzbach, J.E., Otto-Bleisner, B. (2004): "Global monsoons in the mid-Holocene and oceanic feedback", *Climate Dynamics*, 22: 157-182.

Luque Marín, J.A. (2003): *El Lago de Sanabria: un sensor de las oscilaciones climáticas del Atlántico Norte durante los últimos 6.000 años*, Universitat de Barcelona, Barcelona.

Martínez Cortizas, A., García-Rodeja, E., Pontevedra Pombal, X., Nóvoa Muñoz, J.C., Weiss, D., Cheburkin, A. (2002): "Atmospheric Pb deposition in Spain during the last 4600 years recorded by two ombrotrophic peat bogs and implications for the use of peat as archive". *Sci Total Environ*, 292: 33–44.

Patterson, C.C. (1971): "Native copper, silver and gold accessible to early metallurgist", *Am Antiq.,* 36: 286–321.

Patterson, C.C. (1972): "Silver stocks and losses in ancient and medieval times", *Econ Hist Rev*., 25: 205–35.

Pérez-Haase1, A., Carrillo, E., Batriu1, E., Ninot, J.M. (2011). "Diversitat de comunitats vegetals a les molleres de la Vall d'Aran (Pirineus centrals)". *Acta Bot. Barc.*, 53: 61-112.

Reille, M., Lowe, J.J. (1993): "A re-evaluation of vegetation history of the Eastern Pyrenees (France) from the end of the last glacial to the present", *Quaternary Science Reviews*, 12: 47–77.

Reimer, P.J., Bard, E., Bayliss, A., Beck, J.W., Blackwell, P.G., Bronk, C., Buck, C.E. (2013) "IntCal13 and MARINE13 radiocarbon age calibration curves 0-50000 years calBP". *Radiocarbon*, 55(4).

Rosman, K.J.R., Chisholm W., Hong S., Candelone J.P., Boutron C.F. (1997): "Lead from Carthaginian and Roman Spanish Mines Isotopically Identified in Greenland Ice dated from 600 BC to 300 AD", *Environ. Sci. Technol.*, 31: 3413-3416.

Shotyk, W., Weiss, D., Appleby, P.G., Frei, R., Gloor, M., Kramers, J.D., Reese, S., Knaap, Van Der (1998). "Historory of atmospheric lead deposition since 12,370 14C yr BP recorded in a peat bog profile, Jura Mountains, Switzerland", *Science* 281: 1635-1640.

Stuiver, M., Reimer, P.J., (1993). "Extended ^{14}C data base and revised CALIB 3.0 14C age calibration program", *Radiocarbon*, 35: 215–230.

Webb III, T., Ruddiman, W.F., Street-Perrot, F.A., Markgraf, V., Kutzbach, J.E., Bartlein, P.J., Wright Jr., H.E., Prell, W.L. (1993): "Climatic changes during the past 18,000 years: regional syntheses, mechanisms and causes", en: H.E. Wright Jr., John E. Kutzbach, Thompson Webb III, William F. Ruddiman, Street-Perrott F. Alayne, and Patrick J. Bartlein (editors): *Global Climates since the Last Glacial Maximum*. University of Minessota Press, pp. 515–535.

Whitlock, C., Larsen, C., (2002). *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*. Springer, Netherlands.

Williams, M. (2003): *Deforesting the Earth: From Prehistory to Global Crisis*, University of Chicago Press Material, Chicago, 715 p.

CARACTERIZACIÓN MESOLÓGICA Y BIOGEOGRÁFICA DE DOS HAYEDOS MONTANOS EN EL NORTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

Cadiñanos, J.A. (1), La Roca, N. (2), Lozano, P.J. (1) y Cámara, R. (3).

(1) Universidad del País Vasco; (2) Universidad de Valencia; (3) Universidad de Sevilla.
joseantonio.cadinanos@ehu.es

Resumen:
Se ofrecen los resultados de la aplicación del MIFC (Método de Inventario de Fanerófitas y Caméfitas) de caracterización de la vegetación y su relación con factores bioclimáticos, geomorfológicos, sedimentarios y edafológicos, de dos hayedos del norte peninsular. Para acotar los primeros se aplica una metodología basada en Montero de Burgos y González (1977), mientras que para los condicionantes edáfico-sedimentológicos utilizamos un método clásico a partir de los análisis sobre el terreno y en el laboratorio.

Palabras clave: Gentry, MIFC, hayedo, bioclima, edafología, umbrisol, Álava, Burgos.

Abstract (title of contribution): Mesological and biogeographical characterization of two montane beech forests in the North of the Iberian Peninsula.
This paper presents the results of applying the MIFC (Method of Phanerophytes and Chamaephytes Inventory) to characterize two iberian beech forests considering their eco- and mesological relationships. For climate assessment, a relatively proved but for many years forgotten methodology based in Burgos Montero and Gonzalez (1977) has been applied. For soil evaluation a classical method based on field and laboratory analysis has been used.

Key words: Gentry, MIFC, beech forest, bioclimate, edaphology, umbrisol, Álava, Burgos.

INTRODUCCIÓN

La presente comunicación ofrece los resultados de la aplicación del método MIFC (Método de Inventario de Fanerófitas y Caméfitas) de caracterización de la vegetación y su relación ecológico-mesológica, con una orientación biogeográfica más atenta a la relación de la vegetación con los factores bioclimáticos, geomorfológicos, sedimentarios y edafológicos, que los métodos utilizados hasta ahora en el estudio de las formaciones vegetales en España. A partir del presente trabajo y con la experiencia adquirida en ámbitos y sectores muy diversos, pretendemos desarrollar un método propio satisfactorio, que soslaye las debilidades de las metodologías aplicadas hasta la fecha. A tal efecto, partimos de una comunicación previa (Lozano *et al.,* 2012), expuesta en el VII congreso de Biogeografía en la que ya se empleó una modificación previa del método de Gentry para determinar cuantitativamente la abundancia, cobertura, estructura y diversidad de individuos de especies leñosas en el conjunto de las formaciones vegetales. En aquel caso se expuso una caracterización pormenorizada de los dos hayedos estudiados, situados ambos en el norte peninsular, uno en la comarca de Espinosa de los Monteros (EM a partir de ahora), y, el otro, en la provincia de Álava y, más concretamente, al sur del municipio de Vitoria dentro de la unidad fisiográfica denominada genéricamente como Montes de Vitoria (MV a partir de ahora). Los dos comparten una similar tipología de suelos muy ácidos constituidos sobre sustratos de origen detrítico arenoso.

Se busca la explicación de los dos cortejos florísticos en razón a su interrelación y condicionamiento por factores ecológico-mesológicos como son los datos climáticos y edáficos. Para los primeros se aplica una metodología innovadora basada en Montero y González (1974 y 1987), mientras que para los condicionantes edáficos utilizamos un método clásico a partir de los análisis sobre el terreno y en el laboratorio.

De esta manera, se quiere poner en discusión tanto el método como los resultados y ofrecer a la comunidad biogeográfica una metodología que puede ser aplicada y adecuada a otros ámbitos del contexto ibérico e incluso en otras regiones biogeográficas.

METODOLOGÍA

En cuanto al método para la toma de datos biogeográficos y de transectos de inventariación en base al sistema de Gentry (1982, 1988), se explica detalladamente en una comunicación anterior a la que nos remitimos (Lozano *et al.,* 2012).

Para la obtención de los datos edafológicos hemos seguido las guías oficiales al efecto (FAO, 2009; pero también la versión FAO, 1977). En el análisis de laboratorio[1] hemos seguido en lo esencial a Cobertera (1993) y a López & López (1990) y se han aplicado técnicas clásicas en el análisis de distintos parámetros edáficos. Para la determinación de la distribución del tamaño de grano se aplica un método combinado de tamizado (0,062-2 mm = -0,5 a 4φ) y pipeteo de las fracciones < 0,062 mm (< 4 φ). La textura se ha calculado sumando los pesos obtenidos en el análisis granulométrico correspondientes a sendas fracciones arena (-0,5 – 4 φ), limo (4,5 – 8 φ) y arcilla (< 8 φ). El contenido en materia orgánica se ha obtenido por el método colorimétrico tras oxidar con dicromato potásico (método de Lichterfeld). Para el porcentaje de carbonatos, se ha hecho una determinación rápida atacando con HCl y por diferencia de peso. La medida de la acidez-basicidad se ha obtenido con pH-metro Crison 507 y el color con las Tablas Munsell.

Para su clasificación hemos consultado la abundante bibliografía sobre el particular, pero nos hemos basado principalmente en IUSS Grupo de Trabajo WRB (2007), FAO, ISRIC y SICS (1999) y European Soil Bureau Network-European Commission (2005).

En cuanto al método climatológico, los datos se han obtenido y realizado a partir de las estaciones termopluviométricas de los servicios meteorológicos de Euskadi y la base de datos http://es.climate-data.org/ de AmbiWeb GmbH para las estaciones termopluviométricas de Castilla-León (norte de Burgos) y este de Cantabria realizando los diagramas de balance hídrico de Thornthwaite (Thornthwaite *et al.,* 1956, 1957) y los balances bioclimáticos de Montero de Burgos y González Rebollar (Montero y González, 1974). Se han considerado las variables de Precipitación mensual (P), Temperatura media mensual (T), Índice ombrotérmico de Thornthwaite (IND-OMB), las evapotranspiración potencial (ETP) y real (ETR), y las variables bioclimáticas de intensidad bioclimática potencial (IBP) y real (IBR), la temperatura básica de la IBR (TbIBR) y la paralización vegetativa por causas térmicas (PVT). La intensidad bioclimática potencial es la actividad vegetativa máxima que puede proporcionar un clima en el supuesto de ausencia total de déficit de agua. Por su parte, la IBR recoge la actividad vegetativa que realmente se desarrolla en función de los condicionamientos de humedad. Es un índice de producción de biomasa en función de la temperatura y la precipitación. La temperatura básica es la media ponderada de las temperaturas medias y las intensidades bioclimáticas de un mes y muestra la relación que existe entre la temperatura óptima en la que se desarrolla una especie cuando no hay paralización vegetativa (Montero y González, 1987). La gradación de los regímenes bioclimáticos citados está en función de la PVT cuando exista, y del régimen de humedad marcado principalmente por la precipitación anual, pero también por el Indice ombrotérmico. Para la generación de los mapas se ha empleado el software estadístico R, que ha dado las siguientes ecuaciones para la generación de las cartografías:

a) Mapa de precipitación: P=6.660x10^2latitud-2.769x10^4-4.709 x10^-2ALTIMETRIA.

	Coeficientes	Estimate Std.	Error t	value Pr(>|t|)
Intercepción	-2.769e+04	3.283e+03	-8.433	8.87e-09 ***
Latitud	6.660e+02	7.612e+01	8.749	4.43e-09 ***
Altimetría	-4.709e-02	4.924e-02	-0.956	0.348

Códigos de significación: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
Error standard residual: 64.9 con 25 grados de libertad (DF)
R-cuadrado múltiple: 0.7911,
R-cuadrado ajustado: 0.7744
Test de Fisher (F-statistic): 47.33 con 2 y 25 DF, p-valor: 3.163e-09

b) Mapa de PVT: PVT=-10.1683457 + 0.0015822*altimetría-0.7146957* temperatura

	Coeficientes	Estimate Std.	Error t	value Pr(>|t|)
Intercepción	10.1683457	1.5306048	6.643	5.83e-07 ***
altimetría	0.0015822	0.0005762	2.746	0.011 *
temperatura	-0.7146957	0.1086885	-6.576	6.88e-07 ***

Códigos de significación: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
Error standard residual: 0.4754 con 25 grados de libertad (DF)
R-cuadrado múltiple: 0.9028
R-cuadrado ajustado: 0.895
Test de Fisher (F-statistic): 116con 2 y 25 DF, p-valor: 2.23e-13

[1] Laboratorio de Geomorfología de la Universidad de Valencia

Se ha operado luego con los mapas de PVT y P (sumándole los residuos según interpolación IDW-power 2) según las siguientes fórmulas condicionadas en el calculador Raster de ArcGis10:
La aplicación de estos índices nos permite identificar para la región de estudio tres regímenes bioclimáticos:

a) Euritermo-mesófilo (tipo bioclimático 10), sin paralización vegetativa, y con precipitaciones inferiores a los 2000 mm anuales, con un amplio margen ombrotérmico que se mueve desde el ombroclima árido (-60) al hiperhúmedo (>100)
b) Crio-ombrófilo (tipo bioclimático 8), con paralización vegetativa térmica de 1 a 6 meses, y precipitación anual superior a los 1000 mm, con ombroclima húmedo medio a hiperhúmedo (>100)
c) Crio-mesófilo (tipo bioclimático 7), con paralización vegetativa térmica de 1 a 6 meses, y precipitación anual inferior a los 1000 mm, con ombroclima húmedo medio a semiárido (50<IndOM<-50)

a) Para crio-ombrófilo	**b) Para crio-mesófilo**	**c) euritermo-mesófilo:**
1 PVT (((P-1000)*0.166)/3000)+0.84 2 PVT (((P-1000)*0.166)/3000)+0.67 3 PVT (((P-1000)*0.166)/3000)+0.50 4 PVT (((P-1000)*0.166)/3000)+0.33 5 PVT (((P-1000)*0.166)/3000)+0.16 6 PVT (((P-1000)*0.166)/3000)	1 PVH (((P-300)*0.166)/700)+0.84 2 PVH (((P-300)*0.166)/700)+0.67 3 PVH (((P-300)*0.166)/700)+0.50 4 PVH (((P-300)*0.166)/700)+0.33 5 PVH (((P-300)*0.166)/700)+0.16 6 PVH (((P-300)*0.166)/700)	1-((P-400)/1600)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rasgos bioclimáticos

En el área de estudio existen tres regímenes bioclimáticos que, de norte a sur, son:

-En el litoral el régimen bioclimático euritermo mesófilo con ombroclima húmedo medio a superior (entre 55 y 72), TbIBR en torno a 16ºC e IBR entre 14 y 15 ubc.

-En el tránsito al piedemonte septentrional de los montes de Somo y Valnera al norte de Burgos y los Montes Vascos en Euskadi se distribuye un régimen bioclimático crio-ombrófilo con ombroclima húmedo medio a superior (entre 50 y 80), TbIBR entre 14 y 16ºC e IBR entre 9 y 13 ubc, con una PVT que alcanza los 6 meses en las cumbres de las montañas.

-Al sur del anterior y en el resto del territorio se localiza un régimen bioclimático crio-mesófilo con ombroclima subhúmedo (Arkaute, Oña y Miranda de Ebro) a húmedo superior (entre 4 y 70), TbIBR entre 13.7 y 16ºC e IBR entre 5 y 11 ubc, con una PVT que alcanza, como en el anterior, los 6 meses en las cumbres de las montañas.

En la tabla 1 se reflejan los resultados de los índices climáticos arriba indicados así como, a modo de corolario, los regímenes bioclimáticos (Cámara, 2004) de las estaciones de la zona de estudio. De éstas, las más cercanas a las condiciones mesoclimáticas que imperan en los hayedos son Kapildui (Álava) para MV y Espinosa de Los Monteros (Burgos) para EM, pero no son exactamente las mismas ya que la altitudes se invierten respecto de los de estas estaciones, ya que el hayedo EM está a unos 1200 m de altitud, por los 774 m de Espinosa de Los Monteros, y el de MV está sobre los 800 m, frente a los 1166 m de Kapildui. De ahí que los datos deducidos para ambos hayedos sean más parecidos de lo que en principio cabría esperar:

-EM se encuentra bajo un régimen bioclimático criomesófilo (7.15) con PVT de 5 meses, precipitación anual de 954 mm y temperatura media anual de 9.1 ºC.

-MV se halla en un régimen bioclimático criomesófilo (7.4) con PVT de 4 meses, precipitación anual de unos 776 mm y temperatura media anual de 9.8 ºC.

En definitiva, las condiciones biomesoclimáticas son muy similares y no justificarían por si solas las diferencias tanto estructurales como florísticas entre ambos bosques.

Rasgos edáficos

Según el sistema FAO (IUSS-WRB, 2007) cabría denominar a ambos suelos como umbrisoles, que serían aproximadamente equivalentes a los suelos ácidos ocres u ocres podsólicos de la taxonomía francesa (Duchaufour, 1977) y a los dystrochrept-haplumbrept del sistema USDA (2007), si bien, su extremada acidez, sobre todo en el caso del suelo de EM, y la presencia de un incipiente horizonte E en el de MV indican cierto grado de podsolización. Además, en el caso del suelo de MV existen evidencias de otros procesos que le confieren una mayor complejidad, pues presenta también un (ligero) patrón de color gleico oximórfico en el horizonte B_2, prueba evidente de cierta hidromorfía temporal a este nivel. Esta es a su vez resultado de la impermeabilización en profundidad por argiluviación o acumulación de arcilla en los endopediones. En resumen, los suelos de MV se encontrarían en una posición de integrado hacia o con alisoles gleicos.

Granulométricamente son terrenos relativamente arenosos, aunque en MV a más de 40 cm de profundidad la textura se hace más fina y pasa a franca, a diferencia de EM donde la textura es progresivamente más arenosa con la profundidad. Esto implica que, desde el punto de vista textural, el suelo de MV sea algo mejor.

Los suelos en general más profundos y menos pedregosos en MV explican, en cierta medida, los portes más altos, monocaules y la mayor variedad de tamaños en el hayedo de esta zona (DAP de 25 a 325 cm, frente al DAP de 10 a 75 cm en EM) (Lozano *et al.,* 2012), con algunos árboles trasmochos como vestigios del antiguo bosque y de su gestión. Pero sobre todo estas diferencias morfológicas son debidas a los manejos forestales que parecen más

sostenibles en el caso MV que en EM, el primero en monte alto, con fines madereros y con escasa o nula presencia de ganado, frente a los portes y troncos atormentados de EM que nos hablan de prácticas antrópicas más agresivas, por tratamiento en monte bajo para carboneo y leña, presencia de ganado e incendios reiterados en la pastos y matorrales que lo rodean.

Aunque el hayedo MV presenta una ligera ventaja sobre el EM en cuanto a biodiversidad, sobre todo en lo que respecta a fanerófitas, probablemente debido a la mayor profundidad y mejor textura del suelo, no existen grandes diferencias entre las dos estaciones pues a la postre ambos son suelos muy pobres por la comentada conjunción de materiales de partida de grano silíceo, por lixiviación (y principio de podsolización) y fuerte acidificación, sobre todo en los horizontes superiores (Ah o E), incluso aunque la litología de partida contenga carbonatos, como es el caso de las calcarenitas de MV (descarbonatación y descalcificación previas por corrosión pelicular). No obstante y como es lógico, los horizontes inferiores son algo más moderados a este respecto. En cualquier caso es pronto todavía para discernir si las pocas diferencias de tipo florístico están causadas por factores climáticos, edáfico-geomorfológicos u otros.

Lo que sí queda claro es que no hay grandes contrastes entre ambas localizaciones desde el punto de vista de la geografía física y los factores ambientales abióticos, por lo que la evidente realidad de la diferencia estructural se debe casi exclusivamente al factor humano, más concretamente, a estilos de gestión y aprovechamiento del monte casi antagónicos. Por las fotos aéreas, mapas históricos, etc. sabemos que el bosque de MV lleva mucho tiempo con un uso sostenido en monte alto, para madera y eventualmente carboneo, sin entrada ganado en la actualidad y alejado de impactos traumáticos (incendios, tala a matarrasa), mientras que el monte de EM ha soportado unos aprovechamientos más duros e intensivos, en monte bajo con resalvos trasmochos, aunque en la actualidad parece que está en expansión por su parte alta especialmente.

CONCLUSIONES

Además de las cuestiones más o menos concretas que hemos ido comentando en los resultados anteriores, quizás la conclusión más relevante es que, mediante la aplicación conjunta y sistemática de los diferentes métodos aquí utilizados, se puede entender y explicar mejor el funcionamiento de los ecosistemas forestales, completando y complementando los de raigambre exclusivamente fitosociológica, sobre todo al evidenciar la importancia del factor antrópico y los usos presentes y pasados que se aplican o se han aplicado en las comunidades forestales.

Como retos para el futuro estarían, por un lado, estimar su respuesta ante el aumento de la información fruto de su aplicación sistemática a grandes conjuntos biogeográficos y, por el otro, restaría el de desarrollar una aplicación estadística capaz de conjugar y engarzar los datos obtenidos mediante las distintas técnicas con el fin de proporcionar un soporte cuantitativo más elaborado e integrado.

Referencias bibliográficas

Cámara R. (2004): "Escalonamiento Bioclimático, Regímenes Ecodinámicos y Formaciones Vegetales de la Isla de la Española en República Dominicana". *Estudios en Biogeografía 2004: Libro Homenaje a José Manuel Rubio Recio y Jesús García Fernández*. Terrassa, España. Aster, pp. 39-55

Chorley, R. J., Schumm, S. A. y Sugden, D. E. (1984): *Geomorphology*. Methuen & Co., London, 605 p.

Cobertera Laguna, E. (1993): *Edafología aplicada. Suelos, producción agraria, planificación territorial e impactos ambientales,* Cátedra, Madrid, 326 p.

Duchaufour, P. (1977): *Atlas ecológico de los suelos del mundo,* Toray-Masson, Barcelona, 178 p.

European Soil Bureau Network-European Commission (2005): *Soil Atlas of Europe,* Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 128 p.

FAO (1977): *Guía para la descripción de perfiles de suelo,* FAO, Roma, 70 p. (2ª edición; carpeta)

FAO (2009): *Guía para la descripción de suelos* (4ª edición; formato pdf), FAO, Roma, 99 p.

FAO, ISRIC y SICS (1999): *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo,* FAO, Roma, 90 + 3 anex. (formato pdf)

Gentry, A. H. (1982): "Patterns of neotropical plant species diversity". *Evolutionary Biology.* Hecht, Wallace and Prance, Plenum Publishing Corporation. 15: 1-84.

Gentry, A. H. (1988): Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden,* 75: 1-34.

Gómez, F. (Coord.) (1996): *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Planeta, Barcelona. 572 pp.

IUSS-WRB (2007): *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo.* FAO, Roma, 117 p.

López Ritas, J. y López Melida, J. (1990): *El diagnóstico de suelos y plantas. Métodos de campo y laboratorio,* Mundi-Prensa, Madrid, 363 p.

Lozano, P.M., Cadiñanos Aguirre, J.A., Cámara-Artigas, R. y La Roca, N. (2012): "Aplicación de una metodología de inventariacón biogeográfica a diversos ejemplos de hayedos del norte peninsular para su caracterización y

comparación", *Actas del VII Congreso Español de Biogeografía (CD)*, 238-243. GRAMP-Departamento de Geografía de la Universidad de Barcelona

Montero de Burgos, J.L. y González, J.L. (1974): *Diagramas bioclimáticos*. ICONA. Ministerio de Agricultura. Madrid.

Montero de Burgos, J.L. y González, J.L. (1987): Diagramas bioclimáticos. En: *Memoria del mapa de series de vegetación de España* (Ed. S. Rivas Martínez). Serie Técnica ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Moreno, C.E. (2001): *Métodos para medir la biodiversidad. M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe, UNESCO,* GORFI, Zaragoza.

Rubio, J.M. (1989): *Biogeografía. Paisajes vegetales y vida animal.* Síntesis, Madrid. 169 p.

Schlichting, E., Blume, H-P. y Stahr, K. (1995) *Bodenkundliches Praktikum*, Blackwell Wissenschafts-V, Berlin, 295 p.

Thornthwaite, C. W. y Mather, J. R. (1955): *The Water Balance*. Laboratory of Climatology. Publ. in Climatol., 8: 1-104.

Thornthwaite, C. W. y Mather, J. R. (1957): *Instructions and Tables for Computing Potential Evapotranspiration and the Water Balance*. Drexel Institute of Technology, Laboratory of Climatology. Publ. in Climatology, 10:181-311.

USDA-Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (2007): *Claves para la Taxonomía de Suelos* (10ª edición; formato pdf), USDA, Montecillo, 331 p.

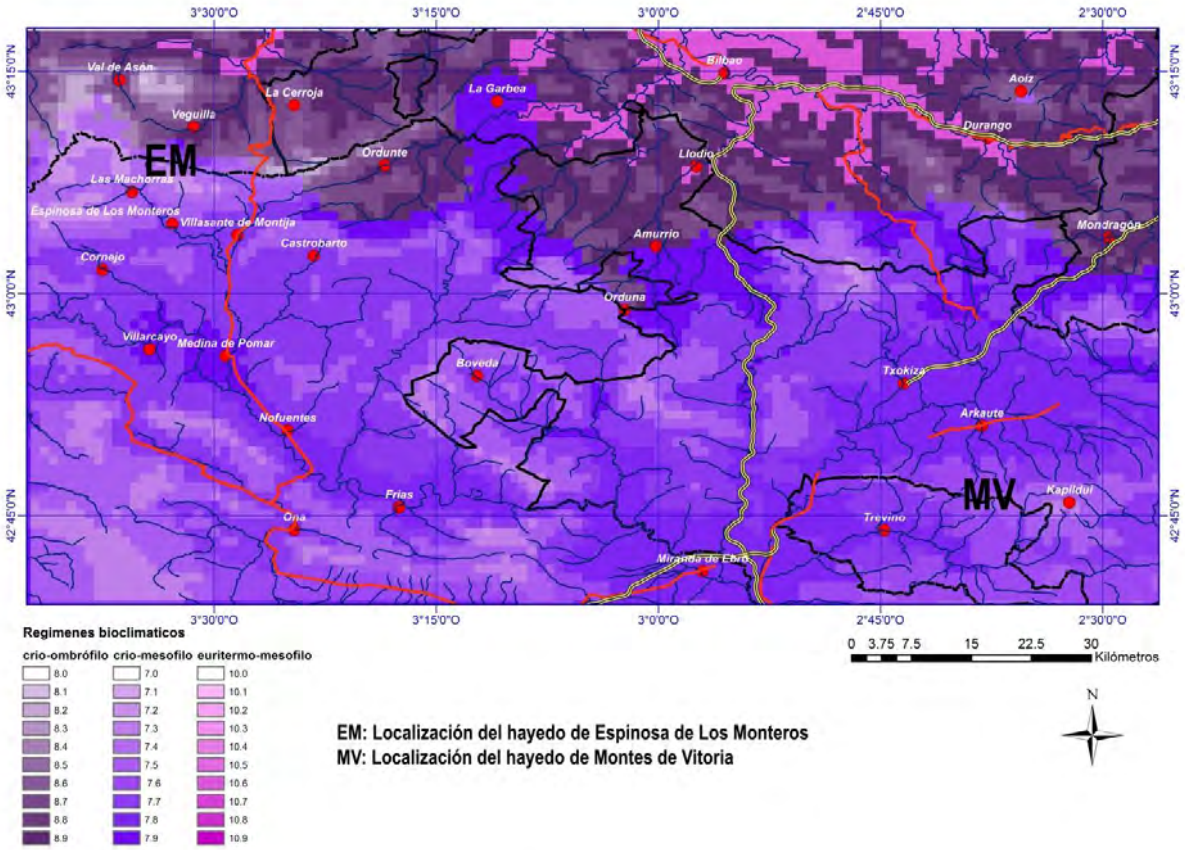


Fig. 1: situación de los hayedos estudiados y mapa de regímenes bioclimáticos (elaboración propia).

Fig. 2: hayedo y suelo de EM (fotografías de los autores; elaboración propia)

Fig. 3: hayedo y suelo de MV (fotografías de los autores; elaboración propia)

X	Y	ESTACION	provincia	ALTIMETRIA	IND_OMB	T	P	ETP	ETR	IBP	IBR	T bIBR	PVT	NOM_ERG
499786.35	4766694.39	Amurrio	Araba	227.00	50.53	13.10	1000.00	664.32	650.71	13.94	13.39	16.44	1.00	criocombrofilo
529733.26	4744357.21	Arkaute	Araba	515.00	4.21	10.81	634.12	608.52	552.52	9.83	8.21	15.59	3.00	criomesofilo
483339.13	4750545.68	Boveda	Araba	700.00	36.51	13.24	917.00	671.76	617.31	14.06	11.85	16.82	2.00	criomesofilo
537835.63	4734817.52	Kapildui	Araba	1166.00	46.95	7.97	775.79	527.94	501.04	6.47	5.81	13.71	6.00	criomesofilo
503444.34	4776689.52	Llodio	Araba	132.00	58.48	13.78	1075.00	679.32	667.07	15.06	14.63	16.48	0.00	euritermomesofilo
522543.00	4749642.00	Trokiza	Araba	519.00	26.11	11.40	782.00	620.08	587.92	10.62	9.73	16.32	3.00	criomesofilo
533135.50	4786172.40	Aoiz	Bizkaia	998.00	56.32	11.63	987.00	631.42	616.72	11.60	11.18	16.96	3.00	criomesofilo
506022.12	4789382.99	Bilbao	Bizkaia	38.00	71.41	14.09	1174.00	684.92	675.79	15.82	15.54	16.44	0.00	euritermomesofilo
530089.40	4780316.10	Durango	Bizkaia	113.00	64.06	14.03	1124.00	685.10	676.66	15.56	15.39	16.72	0.00	euritermomesofilo
466705.14	4784441.46	La Cerroja	Bizkaia	659.00	87.95	10.93	1136.74	604.82	593.60	9.41	9.12	14.94	3.00	criocombrofilo
485249.57	4784852.19	La Galbea	Bizkaia	271.00	59.88	10.53	954.97	597.31	574.55	8.81	8.23	14.80	3.00	criomesofilo
496892.74	4758796.10	Orduña	Bizkaia	909.00	71.86	9.37	982.71	571.82	560.02	7.41	7.15	14.16	5.00	criomesofilo
468401.43	4765589.06	Castrobarto	Burgos	688.00	60.85	10.87	973.00	604.90	596.76	9.44	9.14	15.39	3.00	criomesofilo
449006.06	4763978.36	Cornejo	Burgos	657.00	48.22	10.47	905.00	610.57	598.21	8.28	8.00	14.43	3.00	criomesofilo
455449.84	4769700.06	Espinosa de Los Monteros	Burgos	774.00	59.81	10.55	954.00	596.97	588.48	8.84	8.55	15.23	4.00	criomesofilo
476123.89	4734146.71	Frias	Burgos	564.00	21.59	11.98	773.00	635.75	609.19	11.72	10.77	16.34	3.00	criomesofilo
451791.02	4773705.13	Las Machorras	Burgos	863.00	70.95	9.89	993.00	580.88	574.21	7.96	7.79	14.85	5.00	criomesofilo
460233.59	4753121.39	Medina de Pomar	Burgos	592.00	39.83	11.49	869.00	621.46	605.62	10.66	10.10	15.80	3.00	criomesofilo
504043.31	4726106.03	Miranda de Ebro	Burgos	464.00	13.37	12.42	736.00	649.18	615.73	12.64	11.45	16.73	3.00	criomesofilo
465891.13	4743791.91	Nofuentes	Burgos	567.00	30.01	11.71	816.00	627.66	606.74	11.12	10.37	16.04	3.00	criomesofilo
466446.95	4731377.62	Oña	Burgos	611.00	19.77	11.68	752.00	627.87	599.95	11.20	10.22	16.17	3.00	criomesofilo
474922.69	4776902.24	Orduña	Burgos	309.00	64.73	12.05	1044.72	634.20	599.27	11.43	10.45	15.61	3.00	criocombrofilo
520789.70	4731270.94	Trevino	Burgos	529.00	20.82	11.79	764.00	632.35	609.41	11.52	10.78	16.53	3.00	criomesofilo
453263.46	4753992.34	Villarcayo	Burgos	600.00	38.00	11.46	856.00	620.27	603.83	10.58	9.99	15.72	3.00	criomesofilo
461411.39	4768236.72	Villasante de Montija	Burgos	705.00	58.96	10.76	958.00	602.66	594.37	9.24	8.96	15.28	3.00	criomesofilo
450775.81	4787653.84	Val de Asón	Cantabria	400.00	63.35	12.35	1044.00	639.13	629.89	11.80	11.57	15.65	2.00	criocombrofilo
457460.21	4781764.56	Veguilla	Cantabria	325.00	56.03	12.60	1008.00	646.01	635.58	12.36	12.06	15.91	2.00	criocombrofilo
541278.83	4767935.25	Mondragón	Guipuzkoa	217.00	55.11	13.65	1050.00	676.92	666.54	14.76	14.39	16.76	0.00	euritermomesofilo

Tabla 1. Caracterización bioclimática de la zona de estudio (en sentido amplio); subrayadas en rojo, las estaciones más cercanas a los hayedos (elaboración propia).

SUELO MV / Nº HOR.	1	2	3	4	5	6
SÍMBOLOS HORIZONTES	O_0-O_1	A_h	(E)	B_1	B_2	C-R
ESPESOR cm	10-15	8-10	discontinuo: 0-3	25-30	> 50	No alcanzado en este perfil, pero son areniscas, areniscas calcáreas y arenas del Campaniense
COLOR HÚMEDO	Hojarasca	Pardo negruzco	Ceniciento	Ocre	Ocre variegado (patrón de color gleico oximórfico)	
TEXTURA		*Very Fine Sandy Loam*	*Very Fine Sandy Loam*	*Very Fine Sandy Loam*	*Loam*	
ESTRUCTURA	Migajosa	Migajosa	Masiva	Poliédrica subangular	Poliédrica subangular	
pH	------	4,2	4,0	4,1	4,2	

SUELO EM / Nº HOR.	1	2	3	4	5	6
SÍMBOLOS HORIZONTES	O	A_h	AB	BC_1	BC_2	C-R
ESPESOR cm	0,5-15	14	13	67	40 y +	Areniscas y limolitas del Albiense Medio-Cenomaniense Inferior
COLOR HÚMEDO	Hojarasca	Pardo oscuro	Pardo negruzco	Pardo	Pardo oscuro	
TEXTURA		*Fine Sandy Loam*	*Fine Sandy Loam*	*Sandy Loam*	*Coarse Sandy Loam*	
ESTRUCTURA	Migajosa	Migajosa	Subangular	Poliédrica subangular	muy escasa	
pH	------	3.7	4,2	4,2	4,6	

Tabla 2. Caracterización edáfica de los hayedos (elaboración propia).

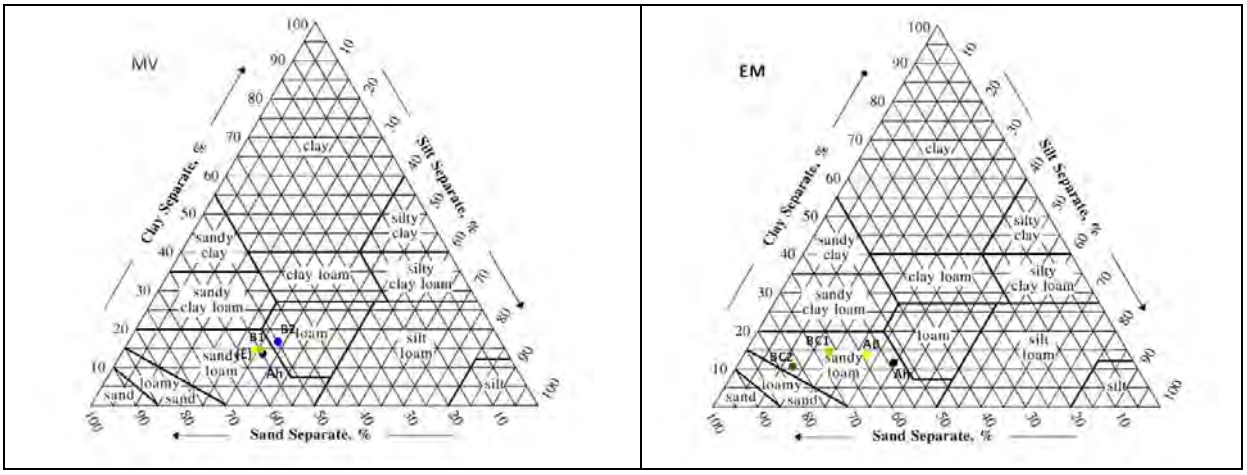


Tabla 3. Triángulo textural de los suelos los hayedos. Izq. MV;der. EM (elaboración propia).

APROXIMACIÓN A LAS TENDENCIAS PLUVIOMÉTRICAS Y ESCENARIOS CLIMÁTICOS FUTUROS EN DOÑANA. POSIBLES EFECTOS SOBRE LA VEGETACIÓN DE HUMEDALES Y LAGUNAS

Aguilar-Alba, M. (1), Vetter, M. (2) y García-Barrón, L. (3)

(1) Dpto. Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla, malba@us.es
(2) Karlsruhe University of Applied Sciences, Faculty of Media Management, mark.vetter@hs-karlsruhe.de
(3) Departamento de Física Aplicada II, Universidad de Sevilla, leoncio@us.es

Resumen: Las variaciones y fluctuaciones climáticas juegan un papel clave en los ecosistemas que se incrementa cuánto más sostenidos son en el tiempo. Presentar los cambios recientes de mayor relevancia que se aprecian en el observatorio situado en el Palacio de Doñana (1979-2013) y en una serie media de la zona que abarcan la escala secular (1903-2008). Se analiza el patrón pluviométrico que parece mostrar como rasgo más destacado un comportamiento decreciente sostenido de la precipitación primaveral y un aumento de la variabilidad en las series invernales que se constata también a escala anual. Estos resultados se evalúan en relación a las salidas el modelo climático regional CLM (*Climate Local Model*) desarrollado por el Max Planck Institute que parecen indicar un proceso general de menor disponibilidad hídrica para Doñana al mantenerse las tendencias seculares detectadas durante el S. XX. Estos resultados podrían ser vitales para la vegetación de humedales y lagunas de Doñana.

Palabras claves: precipitación, tendencias, escenarios climáticos, vegetación, Doñana, Andalucía

Abstract (**First approach to rainfall trends and future climate scenarios in Doñana. Possible effects on wetland vegetation and ponds**): Climatic variations and trends play a key role in the ecosystem even more if sustained over time. Therefore, the aim of this study is to present the most relevant recent changes observed in the observatory at the Palacio de Doñana (1979-2013) and in an average rainfall series representing the surrounding extending beyond the century (1903-2008). The main rainfall patterns seem to show a sustained downward trend of spring rainfall and increased variability in the winter series also detected at annual scale. These results are evaluated in relation to the outputs of the regional climate model CLM (Climate Local Model) developed by the Max Planck Institute suggesting a general process of lower water availability in Doñana that maintained the secular trends identified during the twentieth century. These results could be vital to Doñana's wetland vegetation and ponds.

Key words: rainfall, trends, climate scenarios, vegetation, Doñana, Andalusia

OBJETIVOS Y ANTECEDENTES

Las variaciones y fluctuaciones climáticas juegan un papel clave en la alimentación y temporalidad de las lagunas. Por ello, las tendencias climáticas seculares son un elemento fundamental para entender no sólo los cambios en las lagunas de Doñana, sino también cómo se ha producido su situación actual. Son muy escasos los trabajos que analizan con detalle la variación climática, a pesar de que son imprescindibles para entender el funcionamiento de los ecosistemas de Doñana y su gestión (Custodio et al.,2009). Las razones de ello son diversas, siendo una de las principales la inexistencia de series meteorológicas que se aproximen al siglo dentro del Parque o sus límites que puedan aportar un patrón a escala secular que permitan contextualizar y valorar los cambios y tendencias que se están registrando, desde hace ya unos años, en el ámbito de Doñana. Quizás este hecho explique por qué mientras que la variabilidad de alta frecuencia, estacional o intraanual, está relativamente bien descrita en la zona, la variabilidad interanual no lo está tanto, a pesar de que se sabe que actúa como uno de los principales factores controladores del funcionamiento de los ecosistemas terrestres y acuáticos mediterráneos (Custodio et al., 2009). Por ello el principal objetivo de nuestro trabajo es presentar algunos de los resultados más relevantes sobre las tendencias pluviométricas en el ámbito de Doñana y su entorno, poniéndolos en relación con lo que puede ocurrir en el futuro a partir de las salidas que los modelos de simulación climáticos regionales ofrecen. Ambos aspectos permitirán una aproximación a las consecuencias e impactos en los valiosos y diversos ecosistemas de Doñana.

FUENTES Y DATOS

La longitud de las series pluviométricas disponibles en el ámbito de Doñana es variable y también su continuidad, por lo que hemos optado por tomar la única estación ubicada dentro del Parque Nacional, en la Reserva de la Biosfera y que, además, a diferencia de otras series de Doñana, como La Mediana, Abalario, Cabezudos, etc., no interrumpe sus registros a finales del S. XX. Esta serie aunque no es larga cubre el periodo mínimo de 30 años establecido por la Organización Meteorológica Mundial para caracterizar el clima de un lugar, y presenta la gran ventaja de ser continua y accesibles sus datos hasta la actualidad. Se trata de la estación manual "Palacio de

Doñana" gestionada por la Estación Biológica de Doñana (CSIC) y el Espacio Natural de Doñana y cuyos registros, tanto para precipitación como para temperatura, se pueden descararse a partir de 1978 en el sitio http://www-bd.ebd.csic.es/Seguimiento/mediofisico.htm. Sin embargo, los 35 años de datos de esta serie (1979-2013) resultan insuficientes para poder evaluar las tendencias climáticas en la zona, por lo que, aprovechando la notable similitud climática del área, se han buscado series suficientemente largas y representativas del ámbito de Doñana que permitan analizar la su evolución y variabilidad a escala secular. En Doñana las principales heterogeneidades espaciales radican en la distribución de la precipitación, que es algo mayor en la franja comprendida entre la zona litoral y El Abalario (Custodio et al., 2009). Las series disponibles en la zona fueron sometidas a un exhaustivo control de calidad y homogeneidad, siendo algunas candidatas cercanas rechazadas, como la serie del observatorio de Sanlúcar de Barrameda. Las series más largas validadas fueron correlacionadas con la serie completa pluviométrica mensual de Palacio, seleccionándose aquellas cuyos coeficientes fuesen superiores a 0,8 (Tabla 1). A partir de ellas, sin incluir la serie de palacio de Doñana, se generó una serie media, que denominaremos en adelante "Serie Media Zonal", que representa el comportamiento pluviométrico a escala secular del entorno de Doñana. Esta serie nos permitía contextualizar el análisis y descripción se la serie de Palacio a una escala temporal secular al extenderse desde 1903 hasta 2008, último año en el que hemos podido obtener datos actualizados.

Codigo/nombre	Provincia	Municipio	Organismo	Altitud	Longitud	Latitud
5906	Cádiz	Sanlúcar de Barrameda	AEMET	22,0	-6,35	36,77
5960	Cádiz	Jerez de la Frontera"Aeropuerto"	AEMET	27,0	-6,06	36,74
5900	Cádiz	Trebujena	AEMET	69,0	-6,17	36,87
4605	Huelva	Huelva	AEMET	26,0	-6,94	37,25
Palacio de Doñana	Huelva	Almonte	CSIC	5,0	-6,26	36,59

Tabla 1: Estaciones con las series pluviométricas más largas en el área de Doñana y su entorno utilizadas para el estudio.

CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA GENERAL Y TENDENCIAS

El ámbito de Doñana se enmarca dentro de un clima mediterráneo subhúmedo con influencia atlántica tal como lo calificaron Vanney (1970) y Emberger et al. (1976). Las precipitaciones medias para el periodo 1979-2010 en la zona son de 561,25 mm, concentrándose las lluvias en de los primeros 6 meses del año hidrológico (otoño e invierno), lo que repercute en el proceso de alimentación y llenado de las cubetas lagunares y, por tanto, en las especies que a ellas se asocian. En el periodo de estudio la distribución estacional supone: invierno (50,3 %), otoño (32,7%) y primavera (20 %), esta última de menor relevancia cuantitativa pero de gran importancia biológica.

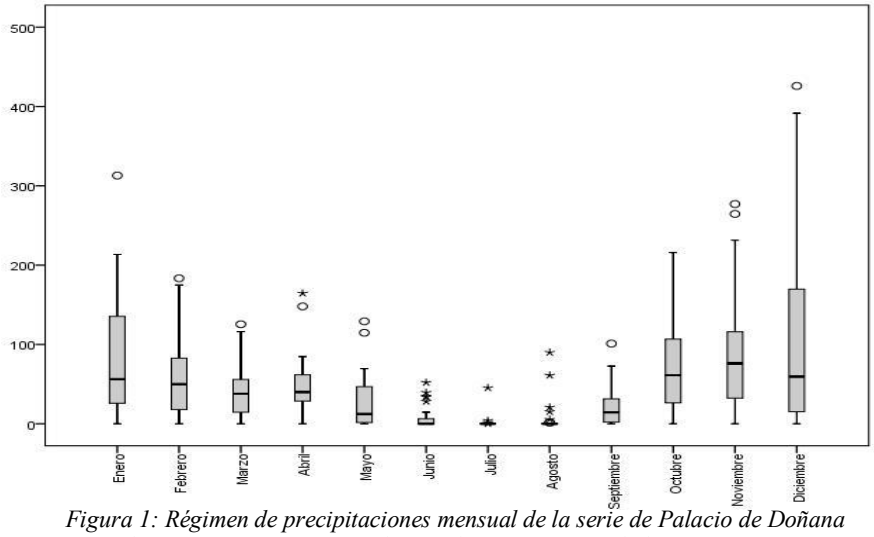


Figura 1: Régimen de precipitaciones mensual de la serie de Palacio de Doñana mostrando sus características estadísticas básicas a partir de la representación en un diagrama Box-Plot. Los círculos corresponden con los valores extremos y las estrellas

La contribución de las lluvias estivales debido a tormentas locales intensas tiene escaso aporte al total anual (2.6 %). En general, en Andalucía la precipitación está muy ligada a la posición e intensidad del anticiclón de las Azores y al valor de la oscilación del Atlántico Norte o NAO (Castro-Díez et al., 2007). El área de Doñana experimenta una continua alternancia de períodos húmedos y secos de diferente duración temporal (Sousa et al., 2010). Así, la irregularidad interanual e intraanual de la precipitación es un rasgo intrínseco del clima de Doñana al que los ecosistemas están adaptados. Son los meses de diciembre y enero, con valores extremos que pueden hasta duplicar promedios anuales los que presentan coeficientes de variación más elevados de 2,5 y 1,1 respectivamente. Por lo tanto, la característica más importante y crucial para los ecosistemas de este espacio es que en los meses de invierno, en los que se registran las mayores precipitaciones y que condicionan, en gran medida, el estado de los humedales y lagunas a lo largo del año hidrológico, son también los que presentan mayor irregularidad. Así el contraste entre unos años y otros puede ser muy notable, tal como reflejan los coeficientes de variación de estos meses en torno al 100%. Un rango de dispersión de unos 900 mm, en el que el año con las precipitaciones más bajas de la serie fue 2004-2005 con 169,8 mm y el más pluvioso corresponde a 1995-1996 con 1027,8 mm. En este año hidrológico los meses de diciembre de 1995 con 312,1 mm

y enero de 1996 con 313,0 mm explican este máximo anual en la serie. Únicamente diciembre de 1996 con 425,9 mm supera estos valores máximos registrados a nivel mensual en toda la serie. Esta enorme diferencia entre unos años y otros es normal y constituye el patrón general de irregularidad en la precipitación del suroeste de la península Ibérica (Custodio et al., 2009; García-Barrón et al., 2011; Sousa et al., 2012). No obstante, si producen cambios en esta distribución de las precipitaciones, o se acentúa su variabilidad, esto supondría un aumento del estrés hídrico para las plantas higrofíticas y freatófíticas que no pueden cambiar su potencial hídrico.

Periodo 1903-1978					
Estadísticos	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Anual
S	63,2	23,5	96,6	101,4	142,5
Q1	95,5	3,2	102,1	136,8	436,6
Q3	183,8	19,9	222,7	259,3	622,8
RIQ	88,3	16,6	120,6	122,5	186,2
CV	0,4	1,4	0,6	0,5	0,3
X	142,0	16,9	167,1	207,8	533,9
Periodo 1979-2008					
S	42,9	18,8	91,5	154,4	201,9
Q1	80,3	1,3	120,6	120,1	365,7
Q3	134,2	22,8	257,8	252,4	616,2
RIQ	53,9	21,6	137,3	132,3	250,4
CV	0,4	1,3	0,5	0,7	0,4
X	104,1	14,7	186,9	207,6	513,4

S=Desviación típica, Q1 = Cuartil primero, Q3 =Cuartil tercero, RIQ=rango intercuartílico, CV= Coeficiente variación de Pearson, X=media

Tabla 2: Estadísticos descriptivos de los dos periodos detectados en la Serie Media Zonal como estadísticamente diferentes en el ámbito de Doñana y su entorno

En la Figura 2 podemos observar las dos series de precipitación primaverales en las que, a pesar de existir una ligera tendencia decreciente, ésta no resulta estadísticamente significativa para la serie media de la zona (1903-2008) según las pruebas del T-test para la pendiente y las de aleatoriedad contra la tendencia de los Rangos de Spearman o de Mann-Kendall al 95% de nivel de confianza. Es destacable que en el suroeste de la península Ibérica a lo largo del s. XX se detecta una tendencia decreciente sostenida de la precipitación primaveral, sobre todo en el mes de marzo, de aproximadamente 1/3 del total estacional (Aguilar-Alba, 2007; García-Barrón, 2007). Aunque esta tendencia secular no resulte significativa, diversas pruebas estadísticas destinadas a la detección de cambios en las series temporales tales como el T-Test, Mann-Whitnet Petit test, Standarized Homogeneity Test de Alexandersson (SNHT) o el Peterson y Easterling test, coinciden en un cambio significativo al 95% de descenso en la media primaveral a partir de 1976, cuantificable según el SNHT en la media entre un periodo y otro de 53, 8 mm.

Lo que sí parece observarse a simple vista, en las figuras, son cambios relevantes en la variabilidad de las precipitaciones que, a partir de 1979, aumentaría en el invierno y disminuiría en primavera, traduciéndose ambos comportamientos en un aumento de la misma a nivel anual. Los estadísticos de dispersión recogidos en el Tabla 2 así lo corroboran, al comparar el periodo 1903-78 con el más reciente 1979-2008 en la serie Media Zonal. En general, se produce un descenso anual y en todas las estaciones del año del primer cuartil, salvo en el otoño que aumenta. Esto determina un aumento del rango intercuartílico general en todas las estaciones menos en la primavera. Es decir, la tendencia consistiría en que los años más secos lo sean aún más por disminuir la cantidad de precipitación. En invierno se registran incrementos en el coeficiente de variación de Pearson de un 50% a un 70% en el segundo periodo, que a nivel anual supondría un incremento del 30% al 40%.

Los únicos cambios que resultan significativos estadísticamente son los que se producen en la primavera. El descenso de la media y la dispersión en esta estación que se ve reflejado en las medidas de dispersión absolutas como el rango intercuartílico que pasa de 88,3 mm a 53,9mm, unos 35 mm menos. Estos cambios en los valores medios y dispersión son relevantes y significativos estadísticamente. Tanto el test de Levene de igualdad de varianzas (*p-value* de 0.045) como el t-test para los cambios en la media (*p-value* p=0,01), confirman su sinificación. El descenso medio estimado es de 37,9 mm en un intervalo de confianza de 13,0m m y 62,9 mm al 95%.

Para los valores anuales el descenso en los años más secos es de 436,6 mm a 365,7 mm, es decir que el 25% de los años se encuentran en el último periodo 1979-2008 unos 70 mm por debajo del valor del periodo anterior.

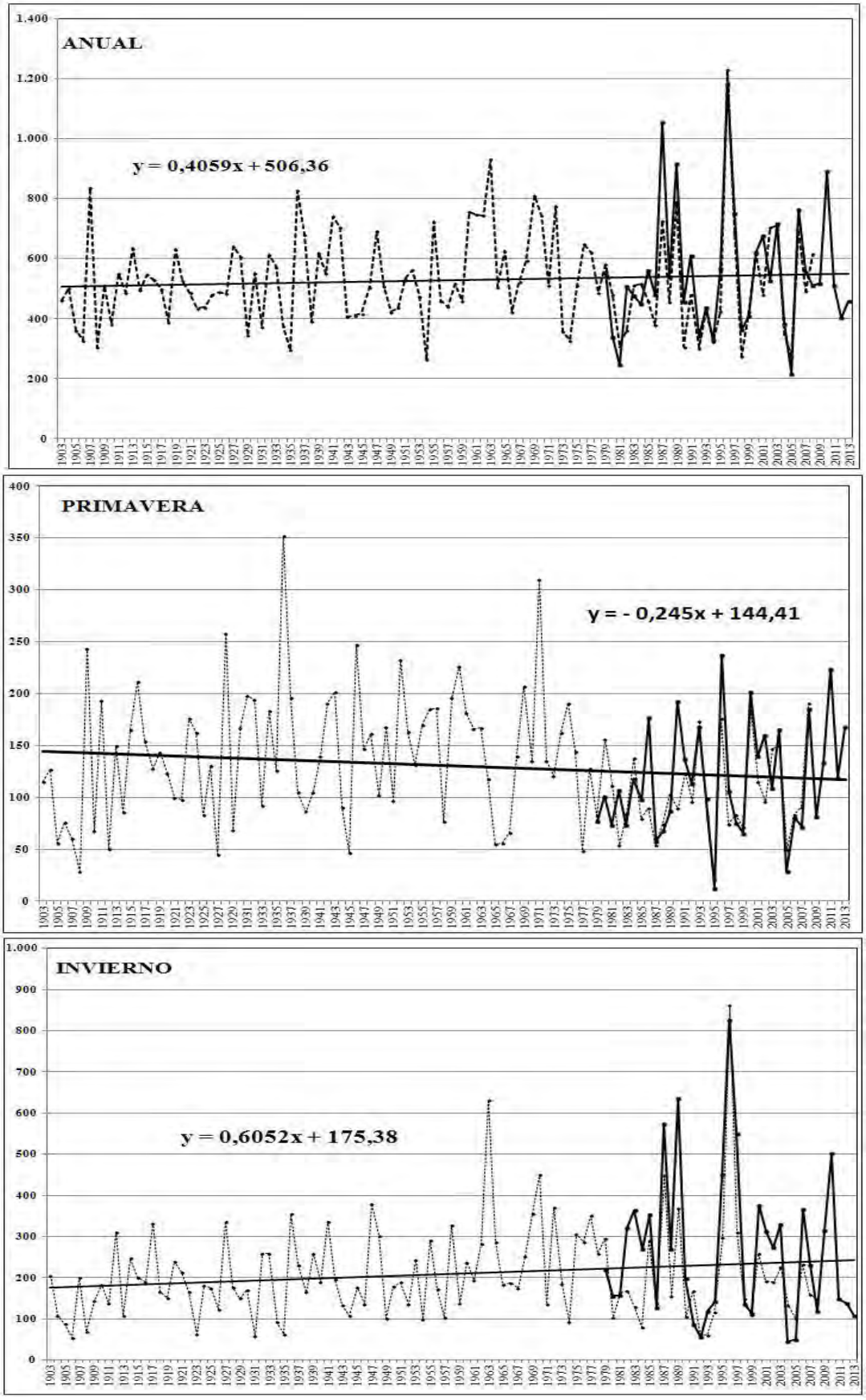


Figura 2, 3 y 4: Series anual, primaveral e invernal Media Zonal (1903-2008) y Palacio de Doñana (1979-2013). La línea de tendencia corresponde a la serie media secular (trazado discontinuo).

El descenso en este umbral pudiera, si se mantiene esta tendencia, tener consecuencias ambientales importantes ya que las lagunas temporales del Parque Nacional de Doñana requieren alrededor de 300 mm de precipitación para su llenado (Custodio et al., 2009). Investigaciones realizadas en el entorno y en la laguna de Charco del Toro demuestran que, para que el acuífero entre «en carga» y comience a alimentarla, es necesario la acumulación previa de entre 200 y 300 mm de precipitaciones, dependiendo de la situación previa de la que se venga, es decir, de si el ciclo hidrológico anterior ha sido húmedo o seco (Borja, et al, 2008). Asimismo, los cambios en la primavera podrían ser vitales para el desarrollo de muchas especies vegetales al ser la estación fenológicamente más activa. Estas tendencias generales ya han sido comentadas por diversos autores para el suroeste peninsular (Aguilar-Alba, 2007; García-Barrón et al., 2011) pero no habían sido cuantificadas específicamente para el ámbito de Doñana. En el futuro parece probable que este patrón se mantenga e incluso se acentúe, por lo que un análisis basado en la aportación de los modelos climáticos regionales, frente a los escenarios climáticos futuros, completa el significado del proceso histórico descrito y el papel que pueden estar jugando forzamientos radiativos antropogénicos.

APROXIMACIÓN A LOS ESCENARIOS CLIMÁTICOS FUTUROS

Los modelos climáticos son una herramienta que complementa el análisis de las series seculares pasadas y permiten proyectar las tendencias climáticas futuras, de acuerdo con los diferentes escenarios socioeconómicos que establece el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC). Los modelos presentan incertidumbres, por lo que sus resultados hay que considerarlos como simulaciones con precaución. Estas incertidumbres proceden de varios aspectos, pero quizás el fundamental, dado enorme desarrollo técnico y matemático actual para modelizar los procesos físicos, es que no conocemos cuál será la evolución económica y demográfica futura. Por ello el IPCC estableció una serie de cuatro familias de escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero (Escenarios A1, A2, B1 y B2) que tratan de recoger las políticas de desarrollo más probables en el futuro. Para aplicar estos escenarios de emisiones existen varios modelos que dependiendo de la escala y del área de interés se pueden emplear Modelos Globales (con celdas por ejemplo de 200x200 km) o Modelos Regionales (con celdas por ejemplo de 10x10 km) (Weinberger y Vetter, 2012). En muchos casos los modelos regionales toman como punto de partida los resultados de los modelos globales, permitiendo hacer simulaciones en celdas más pequeñas. El modelo empleado en nuestro estudio es de este tipo que permite una aproximación válida a áreas más reducidas como Doñana (*downscaling* dinámico).

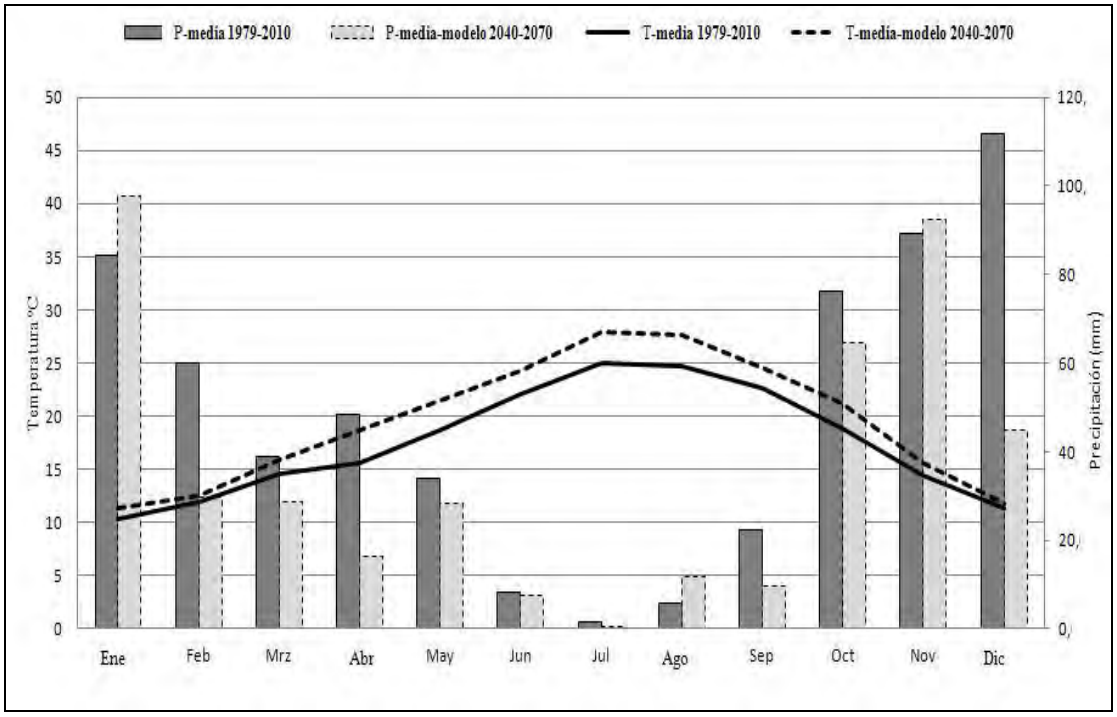


Figura 5. Resultados comparados de la temperatura y precipitación media mensual actual (1979-2010) con la simulación del modelo Climate Local Model para el período 2040-2070.

La utilización de modelos regionales para obtener simulaciones climáticas utilizando series de datos instrumentales para la zona de Doñana, puede completar enormemente el panorama climático de la zona permitiendo a muchos especialistas de otros campos evaluar sus efectos sobre el medio. En nuestro caso, hemos utilizado el modelo climático regional CLM (Climate Local Model), desarrollado por el Max Planck y *German Climate Calculation Center*, en colaboración con el *German Weather Service*. Este modelo fue elaborado para diferentes regiones europeas y su escala varía según cada zona. En el caso del Parque Nacional de Doñana se puede aplicar la

simulación a celdas de 10x10 km, cuyo punto central se localizaría aproximadamente a dos kilómetros de distancia del Palacio de Doñana. El modelo ha sido aplicado al escenario A1B del IPCC, por ser uno de los principales que se recomienda tomar como referencia (Nakicenovic et al., 2000). Este escenario describe un futuro económico de crecimiento muy rápido convergente a nivel mundial (con introducción de tecnologías nuevas y más eficientes) aunque con bajo crecimiento demográfico (Nakicenovic et al., 2000). El modelo ha sido calibrado (Bias) para evitar sesgos sistemáticos ya que es frecuente que las simulaciones tiendan a sobreestimar los valores de precipitación y temperatura en los escenarios futuros (Weinberger y Vetter, 2012).

En la siguiente figura se representa de manera comparada las tendencias mensuales de temperatura del período 1979-2010 con las simuladas para el período 2040-2070 para el Escenario A1B con el modelo regional CLM. Se aprecia claramente un incremento generalizado de la temperatura del aire en el Parque Nacional de Doñana para el período 2040-2070 en el Escenario A1B. Esta simulación estima un incremento de la temperatura media que varía entre 1 K en los meses de enero y 3 K en los meses de julio, es decir un incremento entre 1 y 3 ºC. Estos resultados son coherentes con los obtenidos aplicando escenarios similares en todo el área mediterránea (Gualdi et al. 2013). Sin embargo, en la región mediterránea el factor limitante es la disponibilidad hídrica y no la temperatura (Valladares et al., 2005) que puede, además, afectar a la alimentación de las lagunas y por tanto a las comunidades a ellas asociadas. Ya las previsiones de informes preliminares de impactos del cambio climático en España preveían una tendencia hacia la aridización de los ecosistemas mediterráneos del sur de España durante el S. XXI (Fernández- González et al., 2005).

Hay que destacar que las simulaciones de variables ligadas a la precipitación son siempre más complejas que las variables térmicas. A pesar de ello, resulta relevante apreciar en la figura 5 una disminución de la precipitación primaveral y un ligero incremento en algunos meses del invierno, siguiendo las tendencias que ya se han comentado en las series. Estos resultados muestran que los cambios detectados en la distribución estacional de la precipitación simulados por el modelo CLM para Doñana resultarían muy relevantes. En otros trabajos realizados para el sur y suroeste de la Península se pone también de manifiesto que las precipitaciones primaverales tienden a disminuir en un 1/3 durante la segunda mitad el s. XX, especialmente en el mes de marzo en S. XX (Aguilar-Alba et al., 2006; Aguilar-Alba, 2007; García Barrón, 2007). Por el contrario, las lluvias invernales parecen aumentar ligeramente compensando la disminución primaveral lo que determina que no se detecte ninguna tendencia significativa a escala anual. Por lo tanto, según estos resultados las tendencias seculares detectadas en las series analizadas en el apartado anterior parece que se mantendrán en el futuro según nuestra modelización. No obstante, la incertidumbre es aún grande para la precipitación y podrían mostrar un futuro aún más difícil del obtenido en la simulación para Doñana. En otros estudios recientes, utilizando modelos de alta resolución como el modelo WRF, las proyecciones para la precipitación media y extrema de España, indican que podría estar expuesta a una disminución sustancial de las precipitaciones anuales que oscilan entre -18% y -42% (Argüeso et al., 2012).

CONCLUSIONES

Los ambientes acuáticos españoles son extremadamente sensibles al clima porque la inmensa mayoría tiene un tiempo de residencia del agua reducido y, por tanto, depende de la precipitación anual o, incluso, de la estacional (Álvarez et al. 2006). Las conclusiones se enmarcan en un proceso general de menor disponibilidad hídrica determinado, principalmente, por un aumento de las temperaturas. Según se obtiene en la modelización para la zona de Doñana esté incremento será especialmente significativo en los meses de primavera y verano. En segundo lugar, se constata una continuidad en la tendencia a la disminución de la precipitación primaveral y un ligero incremento en algunos meses del invierno unido a un aumento de la variabilidad. Las salidas del modelo CLM para Doñana muestran que estas tendencias detectadas durante el s. XX se mantendrán en el futuro. Las variaciones en invierno y primavera podrían ser determinantes para los ambientes propensos a la temporalidad, especialmente sobre los sistemas de lagunas epigénicos, y podrían afectar a la vegetación asociada a humedales y lagunas en Doñana. Pudiera ocurrir que algunas asociaciones vegetales (como los brezales húmedos atlánticos de *Erica ciliaris* incluidos en la Directiva Hábitats) vean afectadas su área de distribución reduciéndose o, por el contrario, tendiesen a ampliarse o expandirse como udiera ser el caso de algunas especies de pteridófitas y angiospermas invasoras.

Las tendencias seculares y los escenarios climáticos parecen perfilar un escenario climático futuro para Doñana con una mayor evapotranspiración, y lo que es más importante, con una menor disponibilidad hídrica (especialmente durante la primavera). Sabemos que el importante control sobre la variabilidad interanual que ejerce la Oscilación del Atlántico Norte (NAO) y la reciente tendencia positiva en el índice NAO ha contribuido a una disminución significativa en el flujo disponible en varias cuencas peninsulares a lo largo de la mayor parte del siglo XX (Gámiz-Fortis et al., 2008). Este hecho es especialmente notable en la primavera, confirmándose esta tendencia en las series de precipitación hasta el presente. Estos resultados están en consonancia con los obtenido empleando modelos climáticos globales en escenarios de emisión medio-alto para A2), que concluyen en una reducción de la recarga de aguas subterráneas que oscila entre 14 y un 57 % para 2080 (Guardiola-Albert y Jackson, 2011). Es decir, al aumentar la variabilidad el clima futuro podría estar caracterizado por una menor precipitación pero más concentrada en la ocurrencia de fenómenos extremos. Las proyecciones también indican que, a finales de siglo, los períodos húmedos podrían ser más cortos y los períodos de sequía más significativa (Argüeso, et al. 2012). A pesar de la lógica e inherente incertidumbre de los escenarios futuros, y a los problemas y

dificultad de demostrar los cambios debidos al clima frente los antrópicos, los datos reales y las tendencias climáticas seculares, instrumentales o de proxy data, parecen ir coincidiendo con las proyecciones de datos de los modelos. Esto tendría importantes consecuencias sobre la disponibilidad de agua para los ecosistemas acuáticos continentales que, a largo plazo, podrían desaparecer muchos de los que ahora son temporales, y convertirse en temporales algunos de los que ahora son permanentes. Independientemente de los impactos ligados a la actividad humana, a una escala regional como la Reserva de la Biosfera de Doñana, parece clara la tendencia hacia una disminución de la disponibilidad hídrica edáfica relacionada con los cambios, fundamentalmente estacionales, en la precipitación, lo que probablemente afectará a los ecosistemas, especies vegetales y lagunas temporales.

Referencias bibliográficas

Aguilar-Alba, M., Sánchez, E. y Pita, M.F. (2006): "Tendencia de las precipitaciones en marzo en el sur de la Península Ibérica", en Cuadrat, J.M. et al. (ed): *Clima, sociedad y medioambiente,* Publicaciones de la Asociación Española de Climatología (AEC), Serie A 5, Zaragoza, pp. 41-51.

Aguilar-Alba, M. (2007): "Cambios y tendencias recientes en las precipitaciones de Andalucía", en Sousa, A., García-Barrón, L., Jurado, V. (Coords.): *El cambio climático en Andalucía: evolución y consecuencias medioambientales*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Sevilla, pp. 99-116.

Álvarez Cobelas, M., Catalán, J. et al. (2006): "Impactos sobre los ecosistemas acuáticos continentales", en Moreno, J.M. (ed.): *Evaluación preliminar de los impactos en España por Efecto del Cambio Climático*, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 113-146.

Argüeso, D., Hidalgo-Muñoz, J.M., et al. (2012): "High-resolution projections of mean and extreme precipitation over Spain using the WRF model (2070–2099 versus 1970–1999)", *Journal of Geophysical Research: Atmospheres,* 117(D12): D12108.

Borja Barrera, C., Díaz del Olmo et al. (2008): "Dinámica hidro-geomorfológica de la laguna del charco del toro (complejo palustre del manto eólico litoral de el Abalario Doñana).Parque Nacional de Doñana, Huelva", *Territoris*, Núm. 7. pp. 87-98.

Castro-Díez, Y., Esteban-Parra, M.J., Staudt, M., Gámiz-Fortis, S. (2007): "Cambios climáticos observados en la temperatura y la precipitación en Andalucía, en el contexto de la Península Ibérica y hemisférico", en Sousa, A., García-Barrón, L., Jurado, V. (Coords.): *El cambio climático en Andalucía: evolución y consecuencias medioambientales*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Sevilla, pp. 57-77.

Custodio, E., Manzano, M. y Montes, C. (2009): *Las aguas subterráneas en Doñana. Aspectos ecológicos y sociales*. Agencia Andaluza del Agua, Consejería de Medio Ambiente, Sevilla.

Emberger, L. et al. (1979): *Carte bioclimatique de la zone méditerranéenne*. UNESCO-FAO, Paris.

Fernández-González, F., Loidi, J. y Moreno, J.C. (2005).:"Impactos sobre la biodiversidad vegetal", en Moreno, J.M. (ed.): *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*, Ministerio de Medio Ambiente, pp. 183-248.

García-Barrón, L. (2002): "Evolución de las precipitaciones estacionales en el suroeste español; posibles efectos ambientales", en Guijarro, J., Grimalt, M., Laita, M., Alonso, S. (eds.): *El agua y el clima*, Publicaciones de la Asociación Española de Climatología (AEC) Serie A 3, Mallorca, pp: 209-218.

García-Barrón, L. (2007): "La evolución climática del Suroeste de la Península Ibérica basada en registros instrumentales", en Sousa, A., García-Barrón, L., Jurado, V. (Coords.): *Cambio climático en Andalucía: tendencias y consecuencias ambientales*, Consejería de Medio Ambiente, Sevilla, pp 81-95.

García-Barrón, L., Aguilar-Alba, M. y Sousa, A. (2011): "Evolution of annual rainfall irregularity in the southwest of the Iberian Peninsula", *Theoretical and Applied Climatology,* vol. 103, no 1-2, p. 13-26.

Gámiz-Fortis, S., D. Pozo-Vázquez, et al. (2008): "Quantifying the predictability of winter river flow in Iberia. Part II: seasonal predictability." *Journal of Climate,* 21(11): 2503-2518.

Gualdi, S. et al. (2013): "Future Climate Projections", en Navarra, A., Tubiana, L. (Eds.): *Regional Assessment of Climate Change in the Mediterranean. Advances in Global Change Research*, Volume 50, Springer, Heidelberg, pp 53-118,.

Guardiola-Albert, C. y Jackson, S. R. (2011): "Potential impacts of climate change on groundwater supplies to the Doñana wetland", Spain. *Wetlands* 31, pp. 907-920.

Nakicenovic, N.J., Swart, R. (Eds.) (2000): *IPCC special report on emissions scenarios. Cambridge University Press, Cambridge*, United Kingdom and New York.

Sousa, A., García-Murillo, P., Sahin, S., Morales, J., García-Barrón, L. (2010): "Wetland place names as indicators of manifestations of recent climate change in SW Spain (Doñana Natural Park)". *Climatic Change*, 100, pp. 525-557.

Sousa, A., Morales, J., García-Barrón, L., García-Murillo, P. (2012): "Changes in the Erica ciliaris Loefl. ex L. peat bogs of southwestern Europe from the 17th to the 20th centuries AD", *Holocene* DOI: 10.1177/0959683612455545.

Valladares, F., Peñuelas, J., Luis de Calabuig, E. de (2005): "Impactos sobre los ecosistemas terrestres", en Moreno, J.M. (ed.): *Evaluación preliminar de los impactos en España por Efecto del Cambio Climático*, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 63-108.

Vanney, J.R. (1970): *L'hidrologie du Bas Guadalquivir.* Tesis Doctoral. Dpto. Física Aplicada. CSIC, Madrid.

Weinberger, S. y Vetter, M. (2012): "Using the hydrodynamic model DYRESM based on results of a regional climate model to estimate water temperature changes at Lake Ammersee", *Ecological Modelling,* 244, pp. 38-48.

GEOHISTORIA AMBIENTAL DE LOS ABETALES (*ABIES ALBA* MILL.) DEL PIEDEMONTE PIRENAICO DE LA REGIÓN DE VOLVESTRE (ARIÈGE, MIDI PYRENÉES, FRANCIA). UN ESTUDIO INTERDISCIPLINAR: FUENTES DOCUMENTALES, PEDOANTRACOLOGÍA, PALINOLOGÍA.

Cunill, R. (1) (3), Métailié, J.-P. (1), Galop, D. (1), Poublanc, S. (2), de Munnik, N. (1)

(1) Laboratoire GEODE, UMR 5602 CNRS, Université de Toulouse - Jean Jaurès, 5 allées Antonio Machado, 31058 Toulouse, France
(2) FRAMESPA, UMR 5136 CNRS, Université de Toulouse - Jean Jaurès, 5 allées Antonio Machado, 31058 Toulouse, France
(3) GRAMP, Dpto. Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona. cunillraquel@gmail.com

Resumen: La comunicación se centra en el estudio de la geohistoria ambiental de los abetales de la región del piedemonte pirenaico de Volvestre (Ariège, Francia). Las particularidades de estas masas forestales son su baja altitud (350-450m) y su gran excentricidad septentrional respecto la posición actual del *Abies alba* en el Pirineo. Actualmente el abeto encuentra unas condiciones óptimas en los pisos montano y subalpino (700-2000m). Esta localización ha dado lugar a diferentes hipótesis sobre su origen. Por un lado, se han considerado estos bosques como reliquias heredadas del último período glacial y, por otro lado, se ha contemplado un origen antrópico (plantación medieval). El estudio *multiproxy se ha* basado en la pedoantracología, la palinología y la consulta de fuentes documentales. Los resultados muestran un paisaje dinámico durante los últimos 5.000 años con una presencia milenaria del abeto en la zona en coherencia con los datos de colonización histórica por el *Abies alba* en el Pirineo. Se han registrado tres períodos de máxima actividad antrópica y transformación del paisaje.

Palabras clave: *Abies alba*, pedoantracología, palinología, fuentes documentales, antropización.

Abstract: Communication focuses on the study of environmental geohistory of pyrenean foothills fir forests of Volvestre region (Ariège, France). The particularities of these forests are its low altitude (350-450m) and great northern eccentricity respects the current position of *Abies alba* in the Pyrenees. Currently fir found the optimal conditions in the montane and subalpine belt (700-2000m). This location has led to different hypotheses about its origin. On one hand, these forests have been considered as relics of the last glacial period and, on the other hand, have been referred to an anthropic origin (medieval plantation). The multiproxy study was based on pedoanthracology, palynology and consultation of documentary sources. The results show a dynamic landscape during the past 5,000 years with an ancient fir presence in the area consistent with historical *Abies alba* colonization data in the Pyrenees. There have been three periods of high human activity and landscape transformation.

Key words: *Abies alba*, pedoanthracology, palynology, documental sources, anthropization

INTRODUCCIÓN

El abeto (*Abies alba* Mill.) ocupa un lugar importante en los pisos montano y suabalpino del territorio Pirenaico (700-2000m). Pero los abetales de la región de Volvestre suponen una excepción a este marco general. Por un lado, estos bosques se encuentran alejados hacia el norte del eje Pirenaico de abetales. Por otro lado, se sitúan a una altitud de tan solo 350-400m. Esta localización ha dado a pie a la formulación de dos hipótesis para explicar el origen de estos abetales. Si bien hay quien los considera relictos ligados a las áreas refugio del abeto durante las últimas glaciaciones, también hay quien defiende una plantación de abetos durante la edad media por parte de las religiosas de la abadía instalada en Sainte Croix-Volvestre. De esta forma la pregunta es clara: ¿origen natural o antrópico?

A nivel Pirenaico y europeo sabemos que el abeto había tenido una distribución mucho más amplia que la actual a medianos del Holoceno. Diferentes estudios paleobotánicos, sobre todo palinológicos, no hacen sino confirmar esta presencia pretérita (Wick y Möhl 2006; Tinner et al. 1999; Tinner, Wick y Möll 2005; Lotter, 2006; Cheddadi et al. 2013; Tinner et al., 2013; Jalut, 1988; Galop et al, 2013; Pèlachs et al. 2009). Del mismo modo hoy conocemos que la extensión potencial del abeto es mucho mayor a su distribución actual (Alba et al. 2009; Alba-Sánchez et al. 2010; Serra-Diaz et al. 2012). Según Alba et al. (2009) la distribución actual del abeto en el Pirineo no superaría un 30% del potencial geográfico óptimo. El estudio del peculiar abetal nos aporta información de la historia holocénica del *Abies* en la cordillera pirenaica que nos pueda ayudar a entender su distribución actual.

La investigación se ha realizado a partir de un entorno interdisciplinar. La pedoantracología (estudio de los carbones del suelo) y la palinología han permitido llevar a cabo la investigación a nivel paleobotánico. A nivel

histórico los datos se han obtenido a partir de consulta de fuentes documentales. Fuentes históricas y paleobotánicas se han entrelazado dando continuidad temporal al estudio.

La investigación que aquí se presenta forma parte del proyecto "*Histoire et paléo-écologie des sapinières du Volvestre*" que se realizó dentro el marco general del programa de investigación *Caractérisation génétique et origine du Sapin pectiné (*Abies alba *Mill.)de Ste Croix Volvestre (Ariège) et du massif pyrénéen.*

SITUACIÓN

Los abetales del Volvestre se encuentran en la cordillera de piedemonte denominada como los "Pequeños Pirineos". Esta se extiende de Este a Oeste con alturas máximas que van de los 300 a los 530 m. de altitud. Los materiales que la componen son calizas, margas y areniscas del Jurásico, Cretácico y Eoceno. Las crestas están cubiertas por restos de terrazas de material plio-cuaternario que aportan material aluvial a las vertientes del valle.

Fig, 1: Localización de los abetales del Pays de Volvestre y localización de las masas de Abies alba en la cara norte del Pirineo. Fuente: Institut national de l'information géographique et forestière.

El clima es oceánico moderado, con una temperatura media anual de 11 °C y precipitaciones medias anuales de 900 mm. La temperatura media en verano alcanza los 21°C y no hay sequía estival (Gonin, 2012). La vegetación de la zona viene dominada por bosques perennes de roble (Quercus petrea y Quercus pedunculata) con *Fagus sylvativa* L. y *Castanea sativa* Miller. En las solanas calizas podemos encontrar *Quercus ilex* L. acompañada de otras especies mediterráneas. Los abetos se concentran en el Bosque de Ste-Croix-Volvestre (200 ha, bosque propiedad de una antigua Abadía) y Montbrun-Bocage (140 ha, antiguo bosque señorial hoy comunal), pero su superficie de dispersión en Volvestre se acerca a las 1.500 ha. Ambos se hallan en el interior del Parque Natural Regional de los Pyrenées Ariègeoises.

METODOLOGÍA

En el seno del Pays de Volvestre se ha trabajado en los dos bosques ya citados: Bosque de Ste-Croix-Volvestre y Montbrun-Bocage. En ambos se ha realizado el analisis pedoantracológico y el estudio de las fuentes documentales. El muestreo palinológico se ha realizado en una área próxima (menos de 1 km) al bosque de Sainte Croix.

Fuentes documentales

La investigación se ha realizado en los fondos de los archivos departamentales de la Haute-Garonne y de Ariège y se ha centrado en dos tipos de concretos de documentos: los archivos forestales y los archivos de las municipalidades. Los fondos señoriales y de la abadía del bosque Montbrun y el de St. Croix han desaparecido por completo. Existen muy pocas fuentes anteriores al siglo XVI referidas a los bosques. Los archivos forestales empiezan esencialmente con la «Réformation des forêts» en 1667. Encontramos datos a lo largo del siglo XVIII pero estos devienen más abundantes durante el momento de la Revolución y del s. XIX. Los archivos de las municipalidades se refieren sobre todo a actas de procesos verbales de los Consulados en el marco del Antiguo Régimen y a comunas y cantones después de la Revolución. Para el s. XIX también se han consultado fuentes administrativas y estadísticas de la administración central (departamentos y Ministerios). Las estadísticas de transporte y comercio de productos forestales por el río Garona es una fuente en fase de explotación.

A nivel cartográfico, disponemos del catastro " napoleónico" (1836) y de las actas de los mapas del Estado Mayor realizadas en 1849.

Pedoantracología

La pedoantracología es una disciplina que utiliza los carbones vegetales del suelo para la interpretación de la dinámica de la vegetación arbórea de un lugar. Mediante la cuantificación, identificación y datación del carbón podemos interpretar las dinámicas vegetales arbóreas con alta precisión espacial (Talon y Carcaillet, 1996).

Para poder obtener una información espacial precisa dentro de los dos bosques y captar las dinámicas dentro del mismo bosque se ha muestreado en tres puntos diferenciados de cada bosque: umbría, solana i fondo de valle.

Las muestras fueron extraídas cavando fosas de una profundidad de entre 100 y 190 cm. La separación e identificación del carbón se realizó en base al procedimiento descrito por Thinon y Carcaillet (1996) y Talon et al. (1998).

Antes de identificarlos, los carbones son aislados de la tierra mediante el tamizado en agua y la posterior selección manual del carbón con la ayuda de una lupa binocular. Las mallas de tamizado y los consecuentes tamaños de los carbones son 5, 2 y 0,8 mm. Se ha realizado la identificación taxonómica de 100 carbones por nivel de muestreo siempre que la cantidad de carbones lo ha permitido. Se ha utilizado un microscopio episcópico Olympus BX 51 (100x, 200x y 500x). Los taxones fueron determinados con la ayuda de los atlas de anatomía de maderas y carbones (Schweingruber 1990, Vernet 2001) y la propia antracoteca del GEODE. En estos momentos se cuenta

con 15 carbones datados con AMS en los laboratorios de Beta Analytic (Miami, Florida, USA) y Poznan Radiocarbon Laboratory (Poznan, Poland).

Palinología

El testigo sedimentario (PELIS) fue extraído con una sonda rusa (tipo GIK, 50 cm de largo, 10 cm de diámetro). El punto de muestreo se encuentra en pequeña turbera localizada en una terraza aluvial del río Paris (312m). Se extrajeron 4 testigos de 50 cm y se dataron (^{14}C-AMS dating, BetaAnalytic Inc.) un total de 5 macrorestos. El testigo cubre 5.200 años (Fig. 3), la segunda mitad del Holoceno.

Las submuestras para el análisis polínico consistían en un cm^3 cada 5 centímetros de intervalo. La preparación polínica ha seguido el método estándar usando un tratamiento con 10% KOH (35 mn), HF (24 h), tamizado a 150 µm y acetolysis (7mn) y una montura final con glicerina. (Faegri and Iversen, 1989).

Todos los palinomorfos se han definido según Faegri y Iversen (1989) y Beug (2004), sin embargo algunas identificaciones han requerido la consulta de atlas de polen (Reille, 1992–98) o la consulta de la colección propia del laboratorio GEODE (Université de Toulouse - Jean Jaurès).

DATOS e INTERPRETACIÓN

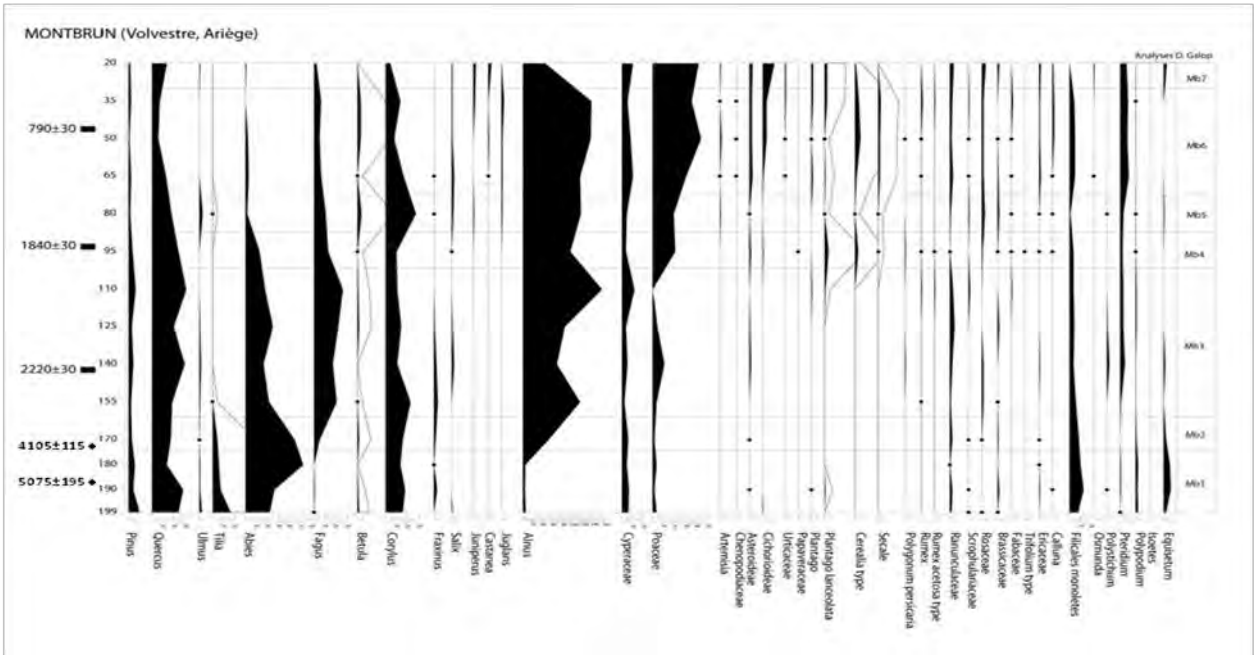


Figura 2. Diagrama polínico del testigo sedimentario de Pélissie

Sample Point	Deep (cm)	Taxa	Code	Laboratory code	Age 14C	Calibration (cal BP)
Montbrun1	30-50	*Fagus*	M1IIFAGUS	Poz-60280	300 ± 30 BP	461-296
Montbrun1	80-95	*Abies*	M1VIABIES	Poz-60281	760 ± 30 BP	731-666
Montbrun1	50-65	*Abies*	M1IVABIES	Poz-60282	340 ± 30 BP	481-311
Montbrun1	85-110	*Quercus*	M1VIIQUERCUS	Poz-60287	810 ± 40 BP	790-674
Montbrun1		*Abies*	M1IXABIES	Beta-323065	870 ± 30	905-701
Montbrun1		*Abies*	M1XABIES	Beta-337801	3560 ± 30	3965-3724
Montbrun1		*Fagus*	M1XFAGUS	Beta-337802	670 ± 30	677-559
Montbrun1	180-200	*Abies*	M1XIABIES	Beta-337803	1850 ± 30	1865-1715
Montbrun1	180-200	*Quercus/Castanea*	M1XIQUERCAST	Beta-337804	850 ± 30	898-690
Montbrun2	17-30	*Abies*	M2IVABIES	Poz-60283	310 ± 30 BP	465-301
Montbrun2	30-50	*Quercus*	M2IIIQUERCUS	Poz-60284	295 ± 30 BP	460-291
Montbrun2	50-80	*Juniperus*	MONTBRUN2-1	Poz-56965	1770 ± 35	1814-1573
Montbrun2	80-100	*Abies*	MONTBRUN2-2	Poz-56966	1780 ± 25	1810-1618
Montbrun3	17-40	*Quercus*	M3IIQUERCUS	Poz-60287	5820 ± 110 BP	6905-6356
Montbrun3	70-100	*Abies*	M3VABIES	Poz-60286	3170 ± 50 BP	3550-3246

Tabla 1. Resultados de las dataciones realizadas en los carbones de Montbrun calibrados con el programa Oxcal 4.2, basado en la curva Intcal13.14c (Reimer et al. 2013)

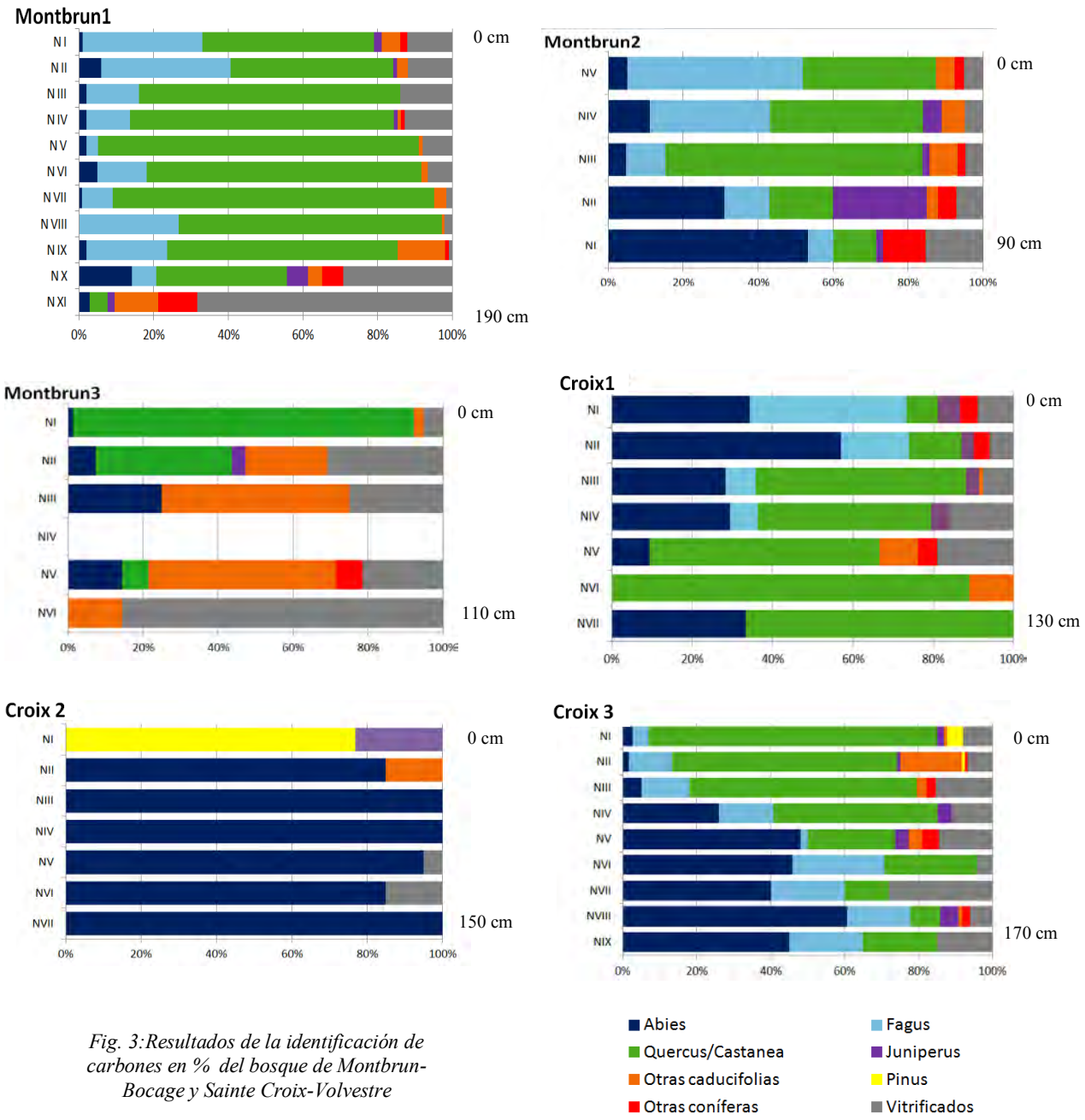


Fig. 3:Resultados de la identificación de carbones en % del bosque de Montbrun-Bocage y Sainte Croix-Volvestre

Lo primero que vemos observando los datos de todas las *proxies* es la continuidad histórica a corto y largo plazo del abeto en la región. La primera información que tenemos de su existencia viene dada por el polen y nos lleva a cinco mil años atrás. Estos datos nos permiten confirmar el origen natural del abeto en el lugar y por lo tanto a desestimar un origen antrópico. Polen, carbones y documentos históricos confirman su presencia en el lugar de forma continua pero no de forma estable. El paisaje se va transformando durante esta segunda mitad del período holoceno y el abeto padece estos cambios que van debilitando su presencia en la zona. Si bien el origen no es antrópico, los efectos de la actividad humana en el lugar serán claves para explicar su historia.

A 5.300 años cal BP el diagrama polínico nos muestra un paisaje vegetal mixto de *Quercus*, *Corylus* o *Tilia* donde el abeto tiene un papel importante. De hecho, es en este momento cuando el valor de polen de *Abies* és más elevado. Esto, unido a los macrorestos encontrados, nos lleva a pensar en la existencia de una importante masa forestal de abeto en la zona. Pero este paisaje empieza a cambiar alrededor de hace 4.200 años intensificándose a partir de 3.800 años cal BP. Una nueva especie arbórea entra en la partida: el haya.

El abeto padece el primer decrecimiento al verse absorbido por la nueva especie entrante. Pero no solo acontece este cambio sino que en el paisaje ganan peso especies como *Alnus* o *Corylus*, hecho que nos hace pensar en un paisaje mesófilo. Pero los cambios en este período continúan. Los carbones del suelo nos indican fuego que afecta al abeto (3.900-3.200 años cal BP). El aumento de indicadores antrópicos relacionados con el pastero nos llevan a pensar en quemas de origen humano. A nivel pirenaico esta es una época de apertura del paisaje y de aumento de la actividad ganadera (Galop, 1995, 2003; Pèlachs, 2005). Otro momento de modificación del paisaje llega en el

período galoromano. La antropización del paisaje es un hecho: disminuyen todos los taxones arbóreos excepto *Corylus* y *Juglans*, aumentan los indicadores de actividad pastoral y aparecen los indicadores de actividad agrícola (Cerealia, *Secale*). Otra vez el fuego es una herramienta de cambio del paisaje. Nos encontramos carbones de roble y de abeto pertenecientes a esta época. De hecho el abeto vuelve a ser uno de los damnificados por este aumento de la actividad humana en el área. Numerosos son los estudios a nivel europeo y pirenaico que demuestran la disminución del abeto debido a la explotación del medio durante la Antigüedad (Küster 1994; Nakagawa et al. 2000, Galop 2005, Muller 2007, Pélachs 2005). En el Volvestre el abeto pierde peso de forma clarísima llegando a mínimos de los que poco se recuperará en épocas posteriores. Este cambio también se refleja en los carbones del suelo de Montbrun2. En el nivel más profundo del perfil vemos como abunda el carbón de abeto, acto seguido se abre el bosque y aparecen taxones de espacios abiertos como el *Juniperus*. Y en los niveles superiores el *Quercus* y el *Fagus* se imponen de forma clara. Este cambio es datado a partir de dos carbones del nivel V y IV a 1800-1600 años cal BP.

La alta Edad Media, lejos de ser un momento de declive o de abandono del territorio vuelve a ser un momento de explosión de antropización del territorio. El polen y los carbones no hacen sino mostrarnos el aumento de la actividad agraria y ganadera en la zona. Aunque con una presencia mucho más menguada, los carbones datados de esta época no siguen mostrando la existencia del abeto en el bosque de Montbrun. Polen y pedoantracología muestran de forma clara la alta antropización del paisaje. Los indicadores de actividades ganaderas y agrícolas están en su momento más álgido y nueve de los quince carbones pertenecen a la época medieval. Las fuentes documentales son otro de los indicadores de la continuidad de la presencia de *Abies* en la zona y de la antropización del medio. En el primer documento hallado en el que se cita el bosque de Sainte Croix (s. XII) no se encuentran referencias de forma directa al abeto pero sí que en un segundo documento (s. XIII) se usa el topónimo *lavede*; (abeto en occitano) para referir-se a un caserio cerca del bosque. Estos documentos proceden de la abadía de Sainte Croix instalada en la zona en el siglo XII y básicamente se refieren a conflictos de uso con los habitantes del pueblo. La información más precisa sobre los bosques llega con los documentos realizados por la gran "Reformation" de los bosques del reino lanzada en 1661. Ésta llega a Volvestre en 1667 de la mano del reformador Louis de Froidour. És el quien labra la descripción del bosque ya mencionando y explica los abetos de Sainte Croix. En general el bosque es descrito como degradado y se pone énfasis en la necesidad de conservar y aumentar las zonas de abeto por ser considerados como recurso útil y de interés para el reino. Los datos paleoecológicos provenien-tes de la pedoantracología no hacen más que confirmar estas informaciones. La existencia de carbones de *Abies* de esta época nos informa de quemas que podrían dar el aspecto degradado que señala Froidour y por otro lado nos confirma la misma presencia de abeto en la región. En el diagrama polínico la cantidad de polen de *Abies* es tan baja que podríamos pensar que desaparece de la región. Sin embargo, este ejercicio de interdisciplinariedad nos permite ver que el *Abies* sigue en la región aunque sea de forma más mermada. En documentos del siglo XVIII continuamos teniendo noticias del bosque a partir de informaciones referidas a conflictos de explotación del abetal. Sin embargo parece que las prescripciones de la "Reformation" han tenido resultados y el bosque parece estar en buen estado aunque se sigue explotando. Poe ejemplo en Montbrun la mayor cantidad de documentos referidos a los abetos hacen referencia a demandas de autorización de corte de pies de abeto y las descripciones de visitantes de la región hablan de la existencia de abetos de diferentes tamaños y con una buena regeneración del bosque. Después de la Revolución francesa, el bosque de Sainte Croix deviene bien nacional y los conflictos no cesaran debido a la demandas de uso de los habitantes. En Montbrun los datos que se tiene de explotación del bosque son casi siempre referidos al *Abies*. En 1849, la confección de la carta topográfica del Estado Mayor nos ofrece la primera cartografía relativamente precisa. A pesar de que en estos momentos Francia llega a sus mínimos forestales, l'Ariège y el Volvestre son regiones aún con elevado recubrimiento vegetal. La importancia económica del bosque en la área de Volvestre para la economía local es un hecho, la explotación de abeto se acompaña de las plantaciones y los vástagos de haya y de roble. En este mismo siglo el bosque de Sainte Croix es vendido a particulares y redistribuido de tal forma que la comunidad sólo es propietaria de 86 ha. En 1884 se realiza el primer plan de aprovechamiento del bosque.

En resumen podemos decir que si bien desde la época medieval el bosque (los abetales) han pasado épocas de gran explotación también se ha testimoniado su vitalidad que aún hoy en día perdura.

CONCLUSIONES

Mediante este estudio aun en progreso, hemos podido confirmar el origen natural de los abetales del pays de Volvestre. Origen que no les desvincula de una larga historia de antropización del paisaje del lugar y de explotación de sus recursos por parte de la sociedad. Por otro lado, y con una visión espacialmente más amplia este trabajo ha sido un paso más para la comprensión de la historia holocénica del abeto en el Pirineo y de su situación actual.

La interdisciplinariedad nos ha sido básica para poder dar continuidad temporal y espacial al estudio pero también para poder comparar datos y confirmar dinámicas. Sin embargo el camino metodológico queda aun abierto. Por ejemplo el estudio de las carboneras nos permitiría completar los datos de áreas privadas de donde hoy tenemos pocos documentos históricos y sería una buena herramienta de anclaje de la parte paleoecológica y de historia ambiental.

AGRADECIMIENTOS
Esta investigación se enmarca dentro del proyecto "Caractérisation génétique et origine du Sapin pectiné (*Abies alba* Mill.) de Ste Croix Volvestre (Ariège) et du massif pyrénéen" coordinado por el Centre national de la propriété forestière (CNPF) y el Parc naturel régional des Pyrénées Ariégeoises y financiado por el Fondos Europeo de Desarrollo Regional. (FEDER). Raquel Cunill ha disfrutado de una beca posdoctoral Beatriu de Pinós (BP-DGR 2013) promovida por la Generalitat de Catalunya. Nos gustaría dar las gracias a Jacques Hubschman, Gillian Gomez y Vanessa Py por su ayuda en el campo y sus conocimentos.

Referencias bibliográficas

Alba-Sánchez, F., López Sáez, J.A., Benito de Pardo, B., López Merino, L., 2009. Historia paleoecológica y modelo de idoneidad de Abies Alba Mill. en la cordillera Pirenaica. Pirineos 164, 93-116.

Alba-Sánchez, F., López-Sáez, J. A., Pando, B. B. D., Linares, J. C., Nieto-Lugilde, D., López-Merino, L., 2010. Past and present potential distribution of the Iberian Abies species: a phytogeographic approach using fossil pollen data and species distribution models. Diversity and Distributions, 16(2), 214-228.

Beug, H.-J., 2004. Leitfaden der Pollenbestimmung für Mitteleuropa und angrenzende Gebiet. Pfeil, München (D). 542 pp.

Carcaillet, C., & Thinon, M., 1996. Pedoanthracological contribution to the study of the evolution of the upper treeline in the Maurienne Valley (North French Alps): methodology and preliminary data. Review of Palaeobotany and Palynology 91(1), 399-416

Caracaillet, C,. and Talon, B., 1996. Aspects taphonomiques de la stratigraphie et de la datation de charbons de bois dans les sols : exemple de quelques sols des Alpes. Géographie physique et Quaternaire 50(2), 233-244

Cheddadi, R.; Birks, H.J.; Tarroso, P.; Liepelt, S.; Gömöry, D.; Dullinger, S.; Meier, E.; Hülber, K.; Maiorano, L.; Laborde H. 2013. Revisiting tree-migration rates : Abies alba (Mill.) , a case study. Vegetation History and Archaeobotany pp. 1-10.

Cunill, R., Soriano, J. M., Bal, M. C., Pèlachs, A., Pérez-Obiol, R., 2012. Holocene treeline changes on the south slope of the Pyrenees: a pedoanthracological analysis. Vegetation history and archaeobotany 21(4-5), 373-384.

Cunill, R., Soriano, JM., Bal, MC., Pèlachs, A., Pérez-Obiols, R., 2013. Holocene treeline changes on the south slope of the Pyrenees: a pedoanthracological analysis. Quaternary International, 21(4-5), 373-384

Faegri, K., Iversen, J., 1989. Textbook of Pollen Analysis, 4th edition. Chichester, 328 pp.

Galop, D., Vanniere, B., Fontugne M., 2000. Human activities and fire history since 4500 BC on the northern slope of the Pyrenees: a record from Cuguron (Central Pyrenees, France) ,in: S. Thièbault (Ed.), Charcoal Analysis: Methodological Approaches, Palaeological Results and Wood Uses. Proceedings of the Second International Meeting of Anthracology, Paris, BAR International Series, 1063 , pp. 43–51

Galop, D., 2006. La conquête de lamontagne Pyrénéenne au Néolithique. Chronologie, rythmes et transformations des paysages à partir des données polliniques. In: Guilaine, J. (Ed.), Populations néolithiques et environnement. Editions Errance, pp. 279–295

Galop, D., Rius, D., Cugny, C., & Mazier, F. (2013). A History of Long-Term Human–Environment Interactions in the French Pyrenees Inferred from the Pollen Data. In Continuity and Change in Cultural Adaptation to Mountain Environments.Springer New York. pp. 19-30

Gonin, P. (coord.), Fady, B., Musch, B., Métailié, J-P., Galop, D., Cunill, R., Poublanc, S., Corriol, G., Sajdak, G., Delarue, A., Vallette, P., Drenou, Ch., 2012. Caractérisation génétique et origine du Sapin pectiné (Abies alba Mill.) de Ste Croix Volvestre (Ariège) et du massif pyrénéen. PNR Pyrénées Ariégeoises, IDF, 107 pp.

Küster, H., 1994. The economic use of Abies wood as timber in central Europe during Roman times. Vegetation History and Archaeobotany 3(1), 25-32.

Jalut, D., Galop, J.M., Belet, S., Aubert, A., Esteban, A., Bouchette, J.J., Dedoubat, I., Fontugne, M., 1988. Histoire des forêts du versant nord des Pyrénées au cours des 30000 dernières années. Journal de la Société Botanique Française 5, 73–84

Lotter, A. F., Heiri, O., Hofmann, W., van der Knaap, W. O., van Leeuwen, J. F., Walker, I. R., Wick, L. 2006. Holocene timber-line dynamics at Bachalpsee, a lake at 2265 m asl in the northern Swiss Alps. Vegetation history and archaeobotany 15(4), 295-307.

Muller, S. D., Nakagawa, T., De Beaulieu, J. L., Court Picon, M., Carcaillet, C., Miramont, C., & Bruneton, H. (2007). Post glacial migration of silver fir (Abies alba Mill.) in the south western Alps. Journal of biogeography 34(5), 876-899.

Nakagawa, T., de Beaulieu, J. L., & Kitagawa, H., 2000. Pollen-derived history of timber exploitation from the Roman period onwards in the Romanche valley, central French Alps. Vegetatio history and archaeobotany 9(2), 85-89.

Pèlachs, A., 2005. Deu mil anys de geohistòria ambiental al Pirineu Central Català. Aplicació de tècniques paleogeogràfiques per a l'estudi del territori i el paisatge a la Coma de Burg i a la Vallferrera. Phd dissertation. Universitat Autònoma de Barcelona.

Pèlachs, A., Pérez-Obiol, R., Ninyerola, M., & Nadal, J., 2009. Landscape dynamics of< i> Abies</i> and< i> Fagus</i> in the southern Pyrenees during the last 2200 years as a result of anthropogenic impacts. Review of palaeobotany and palynology 156(3), 337-349.

Reimer, P.J., Bard, E., Bayliss, A., Beck, J.W., Blackwell, P.G., Bronk Ramsey, C., Buck, C.E., Edwards, R.L., Friedrich, M., Grootes, P.M., Guilderson, T.P., Haflidason, H., Hajdas, I., Hatté, C., Heaton, T.J., Hoffmann, D.L., Hogg, A.G., Hughen, K.A., Kaiser, K.F., Kromer, B., Manning, S.W., Niu, M., Reimer, R.W., Richards, D.A., Scott, E.M., Southon, J.R., Turney, C.S.M., van der Plicht, J., 2013. IntCal13 and Marine13 radiocarbon age calibration curves, 0-50,000 years cal BP. Radiocarbon 55, 1869-1887

Serra-Diaz, J. M., Ninyerola, M., & Lloret, F., 2012. Coexistence of< i> Abies alba</i>(Mill.)–< i> Fagus sylvatica</i>(L.) and climate change impact in the Iberian Peninsula: A climatic-niche perspective approach. Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants 207(1), 10-18.

Schneider. R., Tobolski, K., 1985. Lago di Ganna — Late glacial and Holocene environments of a lake in the southern Alps . Diss Bot 87, 229–271

Schneider, R., 1978. Pollenanalytische Untersuchungen zur Kenntnis der spät- und postglazialen Vegetationsgeschichte am Südrandder Alpen zwischen Turin und Varese (Italien). Botanische Jahrbücher für Systematik 100, 26–109

Schweingruber, F. H., 1982. Mikroskopische Holzanatomie : formenspektren mitteleuro-päischer Stamm- und Zweighölzerzur Bestimmung von rezentem und subfossilem Material = anatomie microscopique du bois = microscopic wood anatomy. Birmensdorf.

Tinner, W., Hubschmid, P., Wehrli, M., Ammann, B., & Conedera, M., 1999. Long term forest fire ecology and dynamics in southern Switzerland. Journal of Ecology 87(2), 273-289.

Tinner, W., Colombaroli, D., Heiri, O., Henne, P., Steinacher, M., Untenecker, J., Vescovi, E., R. M. Allen, J., Carraro, G., Conedera, M., Joos, Lotter, A.F., Luterbacher, J., Samartin, S., and Valsecchi, V., 2013. The past ecology of Abies alba provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. Ecological Monographs, 83(4), 419–439

Talon, B., Carcaillet, C., Thinon, M., (1998). Études pédoanthracologiques des variations de la limite supérieure des arbres au cours de l'Holocène dans les Alpes françaises. Géographie physique et Quaternaire, 52(2), 195-208.

Vernet, J.-L., Ogereau, P., Figueiral, I., Machado Yanes, C., Uzquiano, P., 2001. Guide d'identification des charbons de bois préhistoriques et récents, Sud-Ouest de l'Europe: France, Péninsule ibérique et Îles Canaries. CNRS, Paris, pp. 395

Wick, L., 1989 .Pollenanalytische Untersuchungen zur spät- und postglazialen Vegetationsgeschichte am Luganersee . Eclogae Geologica Helveticae 82, 265–276

Capítulo VII

Posters:

Biogeografía Estructural y Dinámica

LAS POBLACIONES DE *JUNIPERUS TURBINATA* EN EL VALLE DEL RÍO GUADALHORCE (MÁLAGA, ESPAÑA) COMO INDICADORAS DE TERRITORIOS RELICTOS PALEOBIOGEOGRÁFICOS

Hidalgo, N. (1)*, Pérez, A. V.* (1)*, Cabezudo, B.* (1)

(1) Departamento de Biología Vegetal (área de Botánica). Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga. nhidalgo@uma.es .

Resumen: Los sabinares de *Juniperus turbinata* se encuentran distribuidos en las zonas litorales y dunas del Sur y Este de la Península Ibérica y Baleares, llegando hasta Italia y Noroeste de África. Sin embargo, en Andalucía Oriental, además de encontrar poblaciones de *Juniperus turbinata* en dunas y acantilados litorales, también hay poblaciones de gran singularidad en determinadas zonas del interior (Valle del Guadalhorce, Málaga). El objetivo es estudiar si el origen de estos sabinares de zonas de interior podría deberse a la existencia de influencia marina en el pasado, a pesar de que en su configuración geomorfológica actual no existe dicha influencia, al encontrarse en un medio claramente continental. Utilizando SIG, se han georreferenciado las poblaciones de *J. turbinata* (pliegos de herbario en BIOCASE) en el Valle del Guadalhorce junto a la extensión en el pasado del mar Pliocénico. Los resultados indican que, en épocas pasadas, la costa del mar Pliocénico, pudo ser el origen de estos sabinares. Esto les aporta una fuerte condición relictual, lo que aumentaría la importancia biogeográfica y conservacionista de los sabinares paleolitorales.

Palabras clave: sabinares interiores; *Juniperus turbinata;* paleoislas; relicto; Valle del Guadalhorce.

Abstract: (Inland populations of *Juniperus turbinata* in the Guadalhorce river Valley (Malaga, Spain) as indicators of paleobiogeographic relict areas). The communities of *Juniperus turbinata* are distributed in coastal areas and dunes of South and East of the Iberian Peninsula and the Balearic Islands, reaching Italy and North Africa. However, in eastern Andalusia, populations of *Juniperus turbinata* can be found in dunes and cliffs and in certain inland areas (Guadalhorce Valley, Malaga). The aim of this work is to study whether the origin of these inland communities of *J. turbinata* could be due to the existence of marine influence in the past even though without marine influence at present. Populations of *Juniperus turbinata* have been geo-referred using SIG and herbarium data (BIOCASE) in the Guadalhorce Valley related to the extension of the Pliocene sea. The results indicate that, in the past, the coast of the Pliocene sea could be the origin of the populations of *J. turbinata*. This fact gives a strong relict condition to those juniper shrublands, increasing the biogeographical and conservation importance of these inland juniper communities.

Key words: inland juniper shrublands; *Juniperus turbinata;* paleo-islands; relict; Guadalhorce Valley.

INTRODUCCIÓN

Tanto la flora como la vegetación relíctica son de gran importancia en Biogeografía por la información que aportan sobre eventos paleobiogeográficos y paleoclimáticos y su influencia en el presente (Blanco et al., 1997).

En el Sur y Este de la Península Ibérica (Mediterráneo Occidental, Cámara et al., 2013), se encuentra un taxón, *Juniperus turbinata* Guss., que por su carácter relictual aporta una gran información de tipo paleobiogeográfico (Cabezudo et al., 2003). Este taxón habita tanto zonas dunares y costeras (localidades clásicas) como determinadas zonas de interior (paleoislas y paleocostas) (Cabezudo et al., 2003; Blanca et al., 2011; Díez-Garretas y Asensi 2013; Hidalgo y Pérez Latorre, 2013) formando comunidades arbustivas conocidas como sabinares.

En la provincia de Málaga, los sabinares de costa se encuentran en las zonas dunares de Marbella y Estepona, mientras que los sabinares de interior se encuentran concentrados en la Sierra de Huma, El Chorro, de Álora, de Pizarra, de Cártama y en los alrededores de Almogía y Casarabonela, con centro en El Valle del Guadalhorce (Cabezudo et al., 2003; Hidalgo y Pérez Latorre, 2013).

Fitosociológicamente hablando, para el caso de las zonas de interior, los sabinares forman una asociación que se incluye dentro de *Asparago horridi-Juniperetum turbinatae* Díez-Garretas, Asensi y Martín Osorio 1996 (Hidalgo y Pérez Latorre, 2013) (*Asparago albi-Rhamnion oleoidis* Rivas Goday ex Rivas-Martínez 1975), presentando cierta afinidad con los sabinares de *Phlomido purpurae-Juniperetum turbinatae* Capelo, Lousã y Costa 1994 (río Guadiana, Capelo et al., 1994). Se diferencian claramente del *Osyrio quadripartitae-Juniperetum turbinatae* Rivas Martínez ex Rivas Martínez et al. 1990 que se localiza en zonas costeras y con la presencia de *Juniperus oxycedrus* susbp. *macrocarpa* como principal especie diferencial (*Juniperion turbinatae* Rivas Martínez 1987) (Díez-Garretas et al., 1996, Díez-Garretas y Asensi, 2013).

Ambas formaciones son sabinares con la diferencia de que, en la actualidad, no comparten ni la ecología ni el hábitat. Esto ha llevado a diversos autores (Cabezudo et al., 2003; Hidalgo y Pérez Latorre, 2013) a pensar que han podido tener un origen común en el pasado y que por diversos cambios geomorfológicos, en la actualidad hay divergencias poblacionales entre ellos. Este origen común podría explicarse por la existencia de influencia marina en épocas pasadas, tanto en los sabinares costeros como en los sabinares que en la actualidad se encuentran en el interior (Cabezudo et al., 2003). Dicha influencia podría estar relacionada con la existencia de un mar Pliocénico (Serrano y Guerra, 2004) que ponía en contacto a los sabinares de interior con los costeros, pudiendo los sabinares de interior ocupar estas áreas ecológicamente potenciales en el pasado.

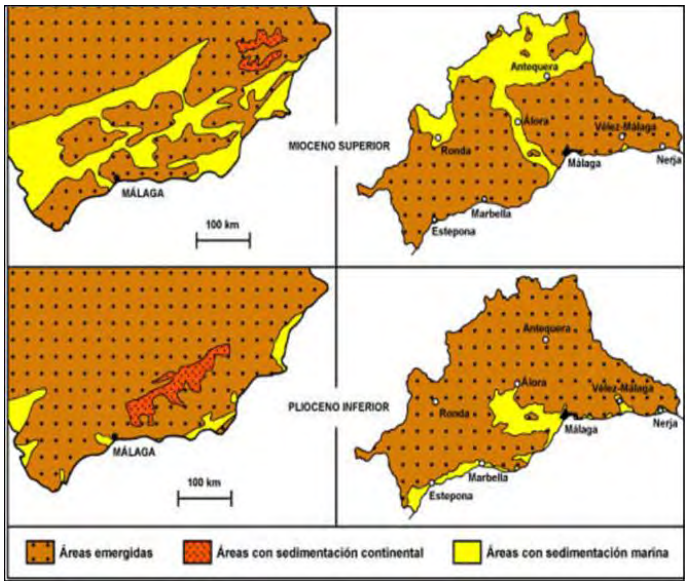


Fig. 1. Paleogeografía de la Cordillera Bética y de la provincia de Málaga durante el Mioceno y Plioceno (Serrano y Guerra, 2004).

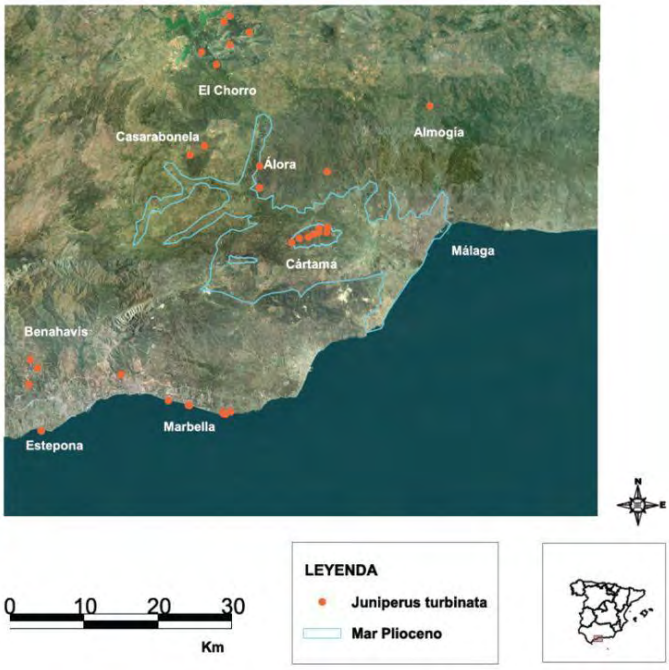


Fig. 2. Distribución de Juniperus turbinata en el Valle del Guadalhorce y litoral occidental de Málaga (elaboración propia).

Así, el objetivo de este trabajo es demostrar si la presencia actual de los sabinares está ligada a la influencia marina que existió en épocas pasadas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Especie y área de estudio

El taxón estudiado es *Juniperus turbinata* (Blanca et al., 2011) (*Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata* (Guss.) Nyman; Castroviejo et al., 1986).

La distribución de este taxón se limita al Mediterráneo Occidental (desde el S de Francia y Sicilia hasta Marruecos), y por tanto se distribuye por el S y E en la Península y Baleares. Los hábitats en los que se encuentran principalmente son dunas y acantilados litorales, además de calizas y margas yesíferas del interior (Blanca et al., 2011).

El área de estudio se sitúa en la provincia de Málaga, en una zona de interior, el Valle del Guadalhorce, y el litoral occidental de Málaga más cercano a este valle (Costa del Sol). El Valle del Guadalhorce se encuentra situado en el Centro-Sur de dicha provincia (figs. 1 y 2).

Metodología

La metodología de este trabajo se basa en elaborar un mapa que contenga la distribución de Juniperus turbinata, en base a pliegos de herbario, sobre una reconstrucción del Valle del Guadalhorce en el Plioceno.

La base de datos utilizada para la consulta de los pliegos de herbario ha sido el portal de biodiversidad "The Biological Collection Access Service for Europe, BIOCASE", el cual ha permitido generar una tabla que contenía la localización georreferenciada de dichos pliegos. Para la realización de la búsqueda se tuvo en cuenta la sinonimia del taxón y por tanto se consultaron pliegos tanto de Juniperus turbinata como de Juniperus phoenicea subsp. turbinata, y además se limitó la búsqueda a la provincia de Málaga y a la zona del Valle del Guadalhorce y litoral occidental.

Para elaborar el mapa de reconstrucción del mar en el Valle del Guadalhorce, se ha tomado como base la información aportada por Serrano y Guerra (2004) "Valle del Guadalhorce en el Plioceno" (Fig. 1) y la información proporcionada por la capa de unidades litológicas consultada en el Instituto de Estadística y Cartografía de la Junta de Andalucía (DERA). El software utilizado ha sido gvSIG (v. 1. 12).

Una vez que se tenían los datos de los pliegos de herbario georreferenciados, éstos fueron representados sobre el mapa de reconstrucción del mar en el Valle del Guadalhorce en el Plioceno, con el debido ajuste de proyección y

geoprocesamiento mediante el software gvSIG. La ortofotografía digital de referencia utilizada ha sido el vuelo 1:60.000 en color 24 bit, UTM huso 30 de la Junta de Andalucía.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El resultado principal de este trabajo es el mapa (fig. 2) que representa la distribución actual conocida de *Juniperus turbinata*, en el entorno del Valle del Guadalhorce y zona más cercana del litoral occidental de Málaga.

La fig. 2 indica que la distribución de *Juniperus turbinata* en el Valle del Guadalhorce y litoral occidental de Málaga se puede dividir en dos grupos bien diferenciados: los sabinares de zonas litorales y los sabinares de zonas de interior. Además, se pueden diferenciar una serie de subgrupos si se atiende a sus diferencias ecológicas y fitosociológicas:

1. Sabinares de zonas de litoral

Se trata de sabinares que se pueden considerar como "típicos" de la alianza *Juniperion turbinatae*, que habitan dunas y acantilados litorales. En este grupo se engloban los sabinares de las dunas de Estepona y Marbella.

Estos sabinares se desarrollan sobre arenales litorales y presentan distribución discontinua debida al uso urbanístico del suelo. Corresponden a la asociación *Osyrio quadripartitae-Juniperetum turbinatae*.

2. Sabinares de zonas de interior

Se trata de sabinares en localidades "atípicas" ya que, en la actualidad, no se encuentran en dunas ni acantilados o sierras insulares. Éstos se integran en la alianza *Asparago albi-Rhamnion oleoidis*. Dentro de estos sabinares, se pueden diferenciar los siguientes subgrupos:

2.1. Benahavís-Marbella-Estepona

Se trata de formaciones de *Juniperus turbinata* sobre mármoles en la gargantas del río Guadalmina y en la base de Sierra Blanca. Ambas zonas estaban en el límite del mar Pliocénico (fig. 1, Serrano y Guerra, 2004). Se incluyen en *Asparago horridi-Juniperetum turbinatae ceratonietosum siliquae* Hidalgo y Pérez Latorre 2013.

2.2. El Chorro

Son sabinares sobre calizas y calcarenitas, incluso yesos, relativamente alejados de los núcleos del Valle del Guadalhorce (Díez-Garretas et al., 1996). Corresponden a *Asparago horridi-Juniperetum turbinatae typicum*. Según Serrano y Guerra (2004) (fig. 1) antes del mar Pliocénico, hubo un mar Miocénico que alcanzaba también estas zonas, pero con mayor potencia al norte hacia la vega de Antequera y que pudo ser el origen de estas poblaciones.

2.3. Álora-Pizarra

Son representaciones puntuales de *Juniperus turbinata* que se hayan exclusivamente en sierras cercanas al margen del mar Pliocénico, que podrían corresponder a *Asparago-Juniperetum turbinatae ceratonietosum siliquae* (Pérez Latorre et al., 2008).

2.4. Casarabonela-Almogía

Éstas localidades podrían indicar que el brazo de mar propuesto (Serrano y Guerra, 2004), ascendía más, siguiendo las cuencas de los arroyos de las Cañas y Cupiana. Podrían corresponder a *Asparago-Juniperetum turbinatae typicum* (Pérez Latorre et al., 2008). Destaca la población del río Guadalmedina, bastante alejada del entrante de mar Pliocénico en las cercanías de Málaga y que se asemeja en la posición topográfica y geomorfológica a los sabinares de *Phlomido-Juniperetum turbinatae* del río Guadiana, en cuencas fluviales pero con influencia marina (estuarios) (Pérez Latorre et al., 2006).

Existe otra población a confirmar en el margen sur del mar Pliocénico (Alhaurín de la Torre) sobre mármoles dolomíticos que podría ratificar la relación de esa orilla sur con *J. turbinata*.

2.4. Cártama.

Los sabinares que se encuentran en este grupo son las mayores representaciones de sabinares del valle del Guadalhorce (Hidalgo y Pérez Latorre, 2013). La explicación de ello podría deberse a que esta sierra fue la mayor isla del mar Pliocénico. Se incluyen en *Asparago-Juniperetum turbinatae ceratonietosum siliquae* (Hidalgo y Pérez Latorre, 2013).

CONCLUSIONES

La distribución de *Juniperus turbinata* en el interior de la provincia de Málaga coincide en gran parte con los márgenes del antiguo Mar Pliocénico, lo que concuerda con sus apetencias ecológicas: termófila, edafoxerófila y litoral (Pérez Latorre et al., 1999). Secundariamente, su existencia al interior en cuencas fluviales más o menos encajadas concuerda con las localidades del estuario y curso bajo del río Guadiana (Capelo et al., 1994), localidades también de influencia marina-fluvial. Las localidades aún más al interior de El Chorro-Sierra de Huma y yesos de la comarca de Antequera hasta Olvera y Coripe (Sevilla-Cádiz), podrían tener relación con la existencia del mar Miocénico en aquellos territorios (Serrano y Guerra, 2004). El caso de la Sierra de Cártama es el más llamativo, ya que se trataba de la isla mayor del mar Pliocénico, asemejándose a una isla de tipo tirrénico-occidental (Gianguzzi et al., 2012) y por ello aún guarda las mejores representaciones de los sabinares de *J. turbinata* en el Valle del Guadalhorce.

Se confirma una separación fitosociológica de los sabinares, representados en las alianzas *Juniperion turbinatae* (arenales y acantilados costeros) y *Asparago albi-Rhamnion oleoidis* (sabinares de interior).

Implicaciones en conservación

A pesar de que los sabinares estudiados son comunidades mediterráneas amparadas por la ley, puesto que están protegidas por la Directiva 92/43UE de "Hábitats" (9560), la condición de comunidades relictas sustentada por este trabajo, aumentaría la importancia biogeográfica y conservacionista de estas comunidades vegetales.

Referencias bibliográficas

BIOCASE. Biological Collection Access Services. [Online] Disponible en:< http://www.biocase.org > [Último acceso marzo 2014]

Blanca, G., Cabezudo, B., Cueto, M., Morales Torres, C. y Salazar, C. (eds.) (2011): *Flora Vascular de Andalucía Oriental* (2ª edición corregida y aumentada). Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Blanco, E., Casado, M. A., Costa, M., Escribano, R., García, M., Génova, M., Gómez, A., Gómez, F., Moreno, J. C., Morla, C., Regato, P., Saínz, H. (1997): *Los bosques ibéricos, una interpretación geobotánica*, Planeta, Barcelona, 598 p.

Cabezudo, B., Pérez Latorre, A. V., Navas, D., G. Caballero, O. Gavira (2003): "Aportaciones a la flora de Andalucía II". *Acta Botanica Malacitana*, 28: 254-257.

Cámara Artigas R., Díaz del Olmo F., Borja Barrera C. (2013): Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (MIFC) (II): estudio de los sabinares de la Reserva Biológica de Doñana (RBD) (España), *Estudios Geográficos*, 74: 89-114.

Capelo, J. H., Lousã, M. F., Costa, J. C. (1994): "Phlomido purpureae-Juniperetum turbinatae, ass. nova: uma nova comunidade de Juniperus turbinata Guss. ssp. turbinata em xisto na bacia hidrográfica do rio Guadiana", *An. Inst. Agro*. 44: 515-530.

Castroviejo S., Lainz M., López González G., Montserrat P., Muñoz Garmendia F., Paiva J., Villar L. (eds.) (1986): *Flora iberica 1*, Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

DERA. Datos Espaciales de Referencia de Andalucía. [Online] Disponible en: <http://www.juntadeandalucia.es/institutodeestadisticaycartografia/ DERA> [Último acceso abril 2014]

Díez Garretas, B., Asensi, A. y Martín Osorio V. E. (1996): Comportamiento fitosociológico de *Juniperus phoenicea* L. s.l. en el sur de la Península Ibérica. *Lazaroa* 16: 159-167.

Díez Garretas, B., Asensi, A. (2013): "The coastal plant communities of Juniperus macrocarpa in the Mediterranean region". *Plant Biosystems* DOI: 10.1080/11263504.2013.778351.

Gianguzzi, L., Ilardi, V., Caldarella, O., Cusimano, D., Cuttonaro, P., Romano, S. (2012): Phytosociological characterization of the Juniperus phoenicea L. subsp. turbinata (Guss.) Nyman formations in the Italo-Tyrrhenian Province (Mediterranean Region). *Plant Sociology*, 49(2): 3-28.

Hidalgo Triana, N., Pérez Latorre A. V. (2013): "Vegetación y flora de la Sierra de Cártama (Valle del Guadalhorce, Málaga, España)". *Acta Botanica Malacitana*, 38: 119-149.

Pérez Latorre, A. V., Galán De Mera, A. y Cabezudo, B. -1999- Propuesta de aproximación sintaxonómica sobre las comunidades de gimnospermas de la provincia Bética (España). *Acta Bot. Malacitana* 24: 257-262.

Pérez Latorre, A. V., Gavira, O., Cabezudo, B. (2006): Notas sobre la vegetación de Andalucía. VII. *Acta Botanica Malacitana 31: 177-180*.

Pérez Latorre A. V., G. Caballero, F. Casimiro-Soriguer Solanas, O. Gavira y B. Cabezudo (2008): Vegetación del sector Malacitano-Axarquiense (comarca de la Axarquía, Montes de Málaga y Corredor de Colmenar). Málaga (España). *Acta Bot. Malacitana 33: 215- 270.*

Serrano Lozano, F., A. Guerra Merchán (2004): Geología *de la Provincia de Málaga*, Servicio de publicaciones, Centro de Ediciones de la Diputación de Málaga. Málaga.

CADUCIFOLIOS ARBÓREOS RELÍCTICOS EN ZONAS MEDITERRÁNEAS (ANDALUCÍA, ESPAÑA): TIPOS FUNCIONALES, FITOCENOLOGÍA Y CONSERVACIÓN

Pérez, A.V. (1), Pavón, M. (2), Hidalgo, N. (1), Cabezudo, B. (1)

(1) Departamento de Biología Vegetal (Botánica). Universidad de Málaga. avperez@uma.es
(2) IES Playamar. Torremolinos. Málaga.

Resumen: Las zonas con ecosistemas relictos presentan gran interés biogeográfico. Se ha estudiado un conjunto de cuatro taxones arbóreos caducifolio-templados en una de estas zonas (Sierra de Tejeda, Málaga-Granada, España). El objetivo es estudiar sus tipos funcionales y su fitosociología para comprobar su status relíctico y entender cómo consiguen habitar un entorno mediterráneo. Los resultados indican que se trata de componentes de sintaxones con óptimo en otras zonas del norte ibérico y europeas y con adaptaciones al macrobioclima templado. También se realiza un estudio poblacional y sobre el grado de amenaza a nivel andaluz, cuyos resultados inciden en la necesidad de su conservación, ya que no se encuentran catalogados ni protegidos.

Palabras clave: *Sorbus; Fraxinus; Populus;* bosques relictos; Andalucía

Abstract (Relict winter-deciduous trees in Mediterranean areas (Andalusia, Spain): functional types, vegetation and conservation): Areas with relict ecosystems have a great biogeographical interest. We have studied a set of four temperate taxa (deciduous trees) in one of those areas (Sierra de Tejeda, Malaga-Granada, Spain). The aim is to study their functional types and phytosociology to check their relict status and get to understand how they manage to live in a Mediterranean environment. The results lead to consider them as components of syntaxa with optimal in north Iberian and other European areas, which show adaptations to temperate macrobioclimate. A populational study about the degree of threat in Andalusia is also performed, which points to the need for conservation because they are not listed or protected.

Key words: *Sorbus; Fraxinus; Populus;* relict forests; Andalusia

INTRODUCCIÓN

La flora y vegetación relíctica tiene gran importancia en Biogeografía por la información que aporta sobre eventos paleobiogeográficos y paleoclimáticos (Blanco et al., 1997). En el sur de la Península Ibérica y bajo macrobioclima Mediterráneo, existen enclaves montañosos con una confluencia de una serie de factores ambientales que hacen posible el desarrollo de comunidades vegetales boscosas templado-caducifolias de índole relictual. Estas comunidades están restringidas a zonas microclimáticas de extensión limitada y de alta fragilidad ecológica, en las cuales habitan taxones arbóreos y su cortejo florístico en su límite de distribución meridional, pertenecientes al elemento florístico Eurosiberiano (Medioeuropeo), lo cual constituye una singularidad a nivel bioclimático, ecológico, florístico y fitogeográfico en plena región Mediterránea.

Las Cordilleras Béticas albergan ecosistemas de esta índole, caracterizados por vegetación boscosa caducifolia y sus orlas herbáceas escionitrófilas, de óptimo eurosiberiano y apetencias macrobioclimáticas templadas o de hábitats riparios (Pavón y Pérez Latorre, 2010; Pavón et al., 2012). Una de estas zonas, se sitúa en la Sierra de Tejeda (Granada-Málaga), donde existen estas formaciones boscosas relictas además de especies en límite de distribución sur europeo como *Gymnocarpium robertianum.* Recientemente (Cabezudo et al., 2011; Casimiro-Soriguer et al., 2013), se han localizado cuatro taxones de óptimo y tipo fisionómico eurosiberiano (árboles caducifolios de invierno).

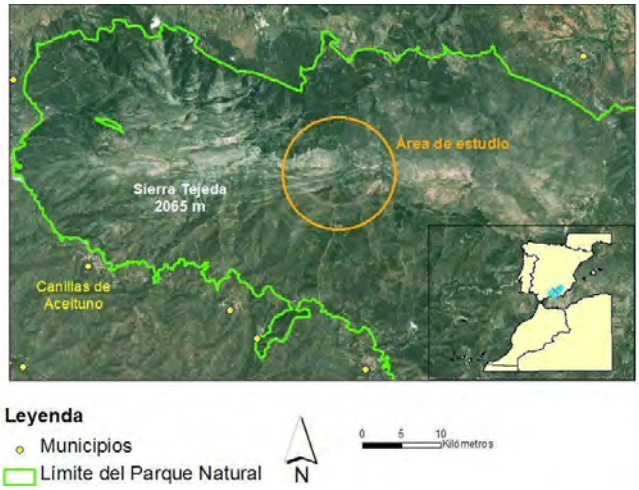


Figura 1. Círculo: área de estudio.

El objetivo de este trabajo es contribuir al conocimiento de los caracteres ecomorfológicos y fitocenológicos que favorecen la existencia de estas

plantas y hacer una primera evaluación de su grado de amenaza en Andalucía.

MATERIAL Y MÉTODOS

Especies y área de estudio

Las cuatro especies objeto del presente estudio son (Castroviejo 1986-2013; Blanca et al., 2011): *Sorbus latifolia*, *Sorbus domestica*, *Fraxinus excelsior* y *Populus tremula*.

Todas ellas habitan en la Sierra de Tejeda (Alhama de Granada, Granada, España) (figura 1) dentro del Parque Natural de las Sierras Tejeda, Almijara y Alhama. Los pliegos se encuentran depositados en el herbario MGC (Universidad de Málaga). El área de estudio corresponde a los biotopos donde habitan los taxones estudiados en una franja entre los 1100 y 1600 m. en vertiente norte, en el piso supramediterráneo (Pérez Latorre et al., 2004).

Metodología

Tipos Funcionales

Para cada especie se han estudiado una serie de caracteres funcionales ecomorfológicos y dos fenofases (Orshan, 1986), para confirmar su inclusión en un mismo coenomorfo o grupo de especies con similares características funcionales (Pérez Latorre y Cabezudo, 2007). Los datos se tomaron tanto de individuos en el campo como de material de herbario (MGC) y bibliográficos (Castroviejo, 1986-2013, Blanca et al., 2011, Ruiz de la Torre, 2006) (tabla 1).

Fitosociología

Se ha comprobado si las especies estudiadas son características de sintaxones (Rivas Martínez, 2011). Se ha realizado un estudio fitosociológico (Braun-Blanquet, 1979) con el fin de determinar su inclusión en asociaciones descritas en la zona (Pérez Latorre et al., 2004). Para ello se realizaron inventarios en los biotopos donde se encuentran poblaciones de las especies estudiadas (tabla 2).

Conservación

Se ha realizado un estudio del grado de amenaza en Andalucía, ya que ninguno de estos taxones se encuentra protegido a nivel andaluz. Se han contabilizado individuos y poblaciones, fragmentación y ocupación, de los 4 taxones en base a visitas de campo y registros en bases de datos (GBIF, BIOCASE, ANTHOS, SIVIM), prevaleciendo los pliegos de herbario confirmados. Estos datos son utilizados para comprobar el grado de amenaza según los criterios B y D de UICN (tabla 3).

Carácter	*S. latifolia*	*S. domestica*	*F. excelsior*	*P. tremula*
Yemas de renovación	MePh	MePh	MePh	MePh
Caída de órganos	Hojas	Hojas	Hojas	Hojas
Altura de la planta	10	15-20/ 5-12*	40	30/ 10-30*
Diámetro de copa	7-8m	4-5m	7-8m	6-7 m.
Densidad de copa (%)	>90	50-75	>90	75-90
EBS	71,25	23,9	142,5	123,5
Consistencia del tallo	Holóxilo	Holóxilo	Holóxilo	Holóxilo
Tipo de corteza	Escamosa	Escamosa	Agrietada	Lisa/Agrietada
Espinescencia	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Área hoja	76,5	70,5	71,5	29
Color hoja	Verde/gris	Verde	Verde	Verde
Ángulo de inserción	Vertical	Vertical	Horizontal	Vertical
Tomentosidad hoja	Envés	Glabra	Glabra	Glabra
Consistencia hoja	Malacófila	Malacófila	Malacófila	Malacófila
Resinas de superficie	No	No	No	No
División hoja	Entera	Dividida	Dividida	Entera
Duración de la planta**	100-150	-	120-150	120
Duración hoja	6 meses	menor 1 año	menor 1 año	menor 1 año
Estacionalidad hoja	Caducifolio	Caducifolio	Caducifolio	Caducifolio
Estación crecimiento	Primavera	Primavera	Primavera	Primavera
Estación floración	Mayo-Junio	Abril-Mayo/Abril-Mayo*	Abril-Mayo	Febrero-Abril/Marzo-Abril*
Rebrote**	Cepa (raíz)	Cepa y raíz	Cepa	Raíz
Tipo trófico	Autótrofo	Autótrofo	Autótrofo	Autótrofo
Tipo de fruto	Carnoso	Carnoso	Seco	Seco

*Tabla 1. Tipos Funcionales ecomorfológicos. Elaborada con datos de Flora Iberica y propios. *: Datos de Blanca et al. (2011). **: Datos de Ruiz de la Torre (2006). MePh: mesofanerófito. EBS: estimación de biomasa volumétrica.*

RESULTADOS

Tipos funcionales

Los caracteres comunes que definen un mismo grupo funcional (coenomorfo) para las especies estudiadas es: mesofanerófitos caducifolios autótrofos, holóxilos, sin espinescencia; hojas malacófilas que se desprenden periódicamente, sin resinas, con duración menor a 1 año; duración de la planta entre 100 y 150 años; principal estación de crecimiento y floración en primavera (tabla 1). Algunos caracteres agrupan por parejas a los taxones estudiados: *Fraxinus* y *Populus* son grandes árboles (alta biomasa volumétrica) de corteza agrietada y fruto seco, mientras que *Sorbus* son pequeños árboles (mediana biomasa volumétrica), de corteza escamosa, rebrote de cepa y raíz, y fruto carnoso. *Populus* muestra el menor tamaño de hoja y de biomasa y *S. latifolia* la única hoja con tomento.

Fitosociología

En los hábitats de las especies estudiadas, las características de *Querco-Fagetea* y *Rhamno-Prunetea* son importantes en cobertura y presencia (tabla 2). Destaca *Daphne laureola* como la única común en los cuatro inventarios. *Sorbus latifolia* es un constituyente de los robledales con arces del *Adenocarpo-Quercetum pyrenaicae aceretosum granatensis*. *Sorbus domestica* aparece también en el dominio de dichos bosques, pero en una zona con piornal de *Adenocarpus decorticans* y *Pinus pinaster*. *Fraxinus excelsior* se encuentra en acerales del *Daphno-Aceretum granatensis*, tanto en laderas como en cercanías de cursos de agua. *Populus tremula* forma bosquetes de ribera de transición hacia *Betulo-Populetalia tremulae*.

INVENTARIO Nº	1	2	3	4
Orientación	NE	N	NE	N
Inclinación (º)	0	5	30	30
Área (m^2)	100	100	150	100
Litología	Dol	Dol	Esq	Mes
Altitud (m x 10)	110	134	137	152
Altura de la veg. (m)	20	15	10	10
Salici-Populetea y Populetalia albae				
Populus alba	2	.	.	.
Populus nigra	+	.	.	.
Betulo pendulae-Populetalia tremulae				
Populus tremula	1	.	.	.
Populus x canescens	3	.	.	.
Querco-Fagetea				
Daphne laureola	+	3	3	1
Hedera helix	1	+	.	.
Helleborus foetidus	+	+	.	.
Polygonatum odoratum	.	1	1	.
Primula veris	.	1	3	.
Sorbus aria	+	+	3	.
Taxus baccata 1 en 3. *Viola riviniana* + en 1.				
Fagetalia sylvaticae				
Fraxinus excelsior	.	1	.	.
Quercetalia pubescenti-petraeae				
Sorbus latifolia	.	(+)	.	.
Quercion pyrenaicae				
Quercus pyrenaica	.	+	2	3
Quercus x neomarei	.	.	.	+
Aceri granatensis-Quercion fagineae				
Acer granatense	.	4	.	.
Quercus faginea	.	.	.	2
Adenocarpion decorticantis				
Adenocarpus decorticans	.	.	+	4
Rhamno cathartici-Prunetea spinosae				
Berberis hispanica	+	+	+	.
Crataegus granatensis	.	1	1	.
Lonicera arborea	.	+	1	.
Rubus ulmifolius	2	+	.	1
Crataegus monogyna				+
Ononis aragonensis	+			
Rosa micrantha		+		
Rosa pouzinii	+			
Sin adscripción				
Sorbus domestica	.	.	.	(+)

Compañeras: En **1:** *Asparagus acutifolius* +, *Brachypodium sylvaticum* 1, *Carex mairii* 3, *Clematis flammula* +, *Daphne gnidium* +, *Euphorbia characias* +, *Oryzopsis paradoxa* +, *Pteridium aquilinum* 4, *Rubia peregrina* 1, *Scirpus holoschoenus* 1, *Tamus communis* 2. En **2:** *Aquilegia nevadense* 1, *Brachypodium sylvaticum* 1, *Cystopteris fragilis* +, *Lapsana communis* 1, *Nepeta tuberosa* +, *Oryzopsis paradoxa* 1, *Silene melifera* +, *Tamus communis* 2. En **3:** *Centaurea triumfetii* subsp. *lingulata* +, *Cerastium boissieri* 1, *Clinopodium vulgare* +, *Cynosorus equinatus* +, *Doronicum plantagineum* 1, *Galium aparine* +, *Geranium purpureum* 1, *Lapsana communis* 1, *Paeonia coriacea* +, *Pteridium aquilinum* 1, *Rhagadiolus stellatus* +, *Silene latifolia* +. En **4:** *Aristolochia longa* +, *Brachypodium sylvaticum* 1, *Clinopodium vulgare* +, *Geum sylvaticum* 1, *Geranium lucidum* 1, *Geranium purpureum* 1, *Juniperus oxycedrus* +, *Luzula forsteri* subsp. *baetica* +, *Pteridium aquilinum* 2, *Silene vulgaris* +.

Localidades. Granada. Alhama de Granada. Parque Natural Sierras de Tejeda, Almijara y Alhama. 30SVF1083: **1.** Arroyo del Cerezal. **2.** Arroyo de la Cueva de la Parra. **3.** Las Llanadas. 30SVF1982: **4.** Cabecera del Arroyo Añales, Dol: dolomías, Esq: esquistos, Mes: micaesquistos.

Tabla 2. Inventarios fitosociológicos.

Conservación

Todos los taxones estudiados presentan poblaciones disyuntas en determinadas Serranías Béticas y en ocasiones en Sierra Morena (tabla 3). Tanto *Sorbus latifolia* como *Fraxinus excelsior*, presentan muy escaso número de individuos y una sola población en Andalucía, aunque se han detectado juveniles en *S. latifola*. *Populus tremula* presenta tres poblaciones y se considera DD según Blanca et al. (2011). *Sorbus domestica* presenta numerosas poblaciones aunque no se conoce el número exacto de individuos y parte de ellas podría corresponder a plantaciones. Está considerado LC según Blanca et al. (2011).

DISCUSIÓN

El coenomorfo que agrupa los 4 taxones se ajusta al grupo de árboles formadores de bosques caducifolios de invierno y adaptados a macrobioclimas templados (Rivas Martínez, 2011), lo que contrasta con la posición biogeográfica y macrobioclimática Mediterránea en que se encuentran. Dicho coenomorfo no coincide con el propio de bosques esclerófilos mediterráneos (Pérez Latorre y Cabezudo, 2002). Podría considerarse a estas especies como relictos en el sentido macrobioclimático, por lo que su posición mesobioclimática (altitud, orientación N, suelos profundos, piso supramediterráneo) debe de influir para su permanencia.

	Sorbus latifolia	*Sorbus domestica*	*Fraxinus excelsior*	*Populus tremula*
Nº de individuos				
Adultos	9	2	3	2
Juveniles	13	1		
Pliegos	1	20	1	3
Nº Poblaciones	1	21	1	3
Distribución en Andalucía	Gr	Al, J, Gr, Co, M	Gr	Gr
Categoría UICN				
Criterio B	CR	VU	CR	EN
Criterio D	CR	VU	CR	CR

Tabla 3. Estudio poblacional y corológico. Propuesta de grado de amenaza en Andalucía.

Los taxones estudiados son componentes de bosques caducifolios climatófilos o edafohidrófilos de *Querco-Fagetea* y *Salici-Populetea*, con principal área de distribución templado-medioeuropea y con isleos en las altas montañas ibéricas (Rivas Martínez, 2011). El hecho de que estos 4 taxones aparezcan en comunidades también aisladas geográfica y bioclimáticamente, con un cortejo florístico de tipo templado, debe revalorizar dichas comunidades en la Directiva 92/43UE, al menos cuando se encuentran en estos límites relictuales. Así mismo, una gestión especial debe de serles aplicada en los PORN y PRUG del Parque Natural donde se encuentran.

Los taxones estudiados presentan muy escasas poblaciones (salvo *S. domestica*), disyuntas, con pocos individuos y aisladas de las más próximas (aislamiento orográfico) y se encuentran amenazados en base a los criterios B y D de UICN, por lo que sería necesario establecer medidas de protección en Andalucía.

Del mismo modo que existen hotspots para la fitodiversidad (Médail y Diadema, 2009) y zonas de importancia para especies amenazadas (Bañares et al., 2003), sería necesaria una catalogación de hotspots para los ecosistemas relictos.

Referencias bibliográficas

Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S. (2003): *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España*, DGCONA y SEBICOP, Madrid, 1072 p.

Blanca, G., Cabezudo, B., Cueto, M., Morales Torres, C., Salazar, C. (eds.) (2011): *Flora Vascular de Andalucía Oriental* (2ª edición corregida y aumentada), Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 802 p.

Blanco, E., Casado, M. A., Costa, M., Escribano, R., García, M., Génova, M., Gómez, A., Gómez, F., Moreno, J. C., Morla, C., Regato, P., Saínz, H. (1997): *Los bosques ibéricos, una interpretación geobotánica*, Ed. Planeta, Barcelona, 598 p.

Braun-Blanquet, J. (1979): *Fitosociología*, Ed. Blume, Madrid, 820 p.

Cabezudo, B., Pérez Latorre, A. V., Casimiro-Soriguer Solanas, F., Pavón Núñez, M., Hidalgo Triana, N. (2011): Algunas plantas interesantes de Andalucía Oriental I (Málaga-Granada), *Acta Bot. Malacitana*, 36: 213-225.

Casimiro-Soriguer Solanas, F., Pérez Latorre, A.V., Hidalgo Triana, N.; García Sánchez, J., Pavón Núñez, M., Cabezudo, B. (2013): Algunas plantas interesantes de Andalucía Oriental II (Málaga-Granada), *Acta Bot. Malacitana*, 38: 202-206.

Castroviejo, S. (coord.) (1986-2013): *Flora Iberica*, Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

Médail, F. y Diadema, K. (2009): Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean basin, *Journal of Biogeography*, 36: 1333-1345.

Orshan, G. (1986): Plant form as describing vegetation and expressing adaptation to environment, *Annali di Botanica*, 44: 7-38.

Pavón Nuñez, M. y Pérez Latorre, A. V. (2010): Sobre las avellanedas subbéticas con Ulmus glabra Huds. en las sierras de Cazorla-Segura-Alcaraz, Jaén-Albacete (España), *Lagascalia*, 30: 393-405.

Pavón Nuñez, M., Hidalgo Triana, N., Pérez Latorre, A. V. (2012): Las comunidades escionitrófilas de Alliaria petiolata (M. Bieb.) Cavara & Grande en el sur de la Peninsula Ibérica, *Lagacalia*, 32: 269-282.

Pérez Latorre, A. V. y Cabezudo, B. (2002): Use of monocharacteristic growth forms and phenological phases to describe and differentiate plant communities in Mediterranean type ecosystems, *Plant Ecol.*, 161: 231-249.

Pérez Latorre, A. V., Navas, D., Gavira, O., Caballero, G., Cabezudo, B. (2004): Vegetación del Parque Natural de las Sierras Tejeda, Almijara y Alhama (Málaga-Granada, España). *Acta Bot. Malacitana*, 29: 117-190.

Pérez Latorre, A. V., Gavira, O., Cabezudo, B. (2007): Ecomorphology and phenomorphology of Mediterranean heathlands (SW Iberian Peninsula), *Phytocoenologia*, 37(2): 239-268.

Rivas Martínez, S. (2011): Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España. Memoria del Mapa de Vegetación Potencial de España. Parte II, *Itinera Geobot.*, 18(1): 5-424.

Ruiz de la Torre, J. (2006): *Flora Mayor*. O. A. Parques Nacionales, Madrid, 1756 pp.

CARTOGRAFÍA DE LA VEGETACIÓN CON DETALLE ESCALONADO (FUENVELLIDA Y VALDEOLMEÑA, GUADALAJARA)

García-Abad, J. J. (1) y Rodríguez, V. M. (1)

(1) Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá. Grupo de Investigación "Tecnologías de la Información Geográfica (TIG) y Análisis Territorial". juanj.garciaabad@uah.es

Resumen: Se pretende representar el paisaje vegetal con un ajuste fiel y detallado a la verdad-terreno, así como adaptable a la abstracción conceptual propia de escalas medianas y de síntesis. Se aplica el método cartográfico ensayado en Cataluña por Panareda et al. (2004) a un pequeño sector (12 km²) de La Alcarria de Guadalajara. Se emplea un recurso técnico-metodológico combinado de rastreo sistemático en campo para inventario de la vegetación, interpretación de ortofotografías digitales, entrada y gestión de datos en un SIG. Se presentan los usos y formaciones fundamentales, y cuantificaciones sobre número de polígonos y categorías detectadas hasta en siete niveles jerárquicos escalonados. En el Poster se muestran algunas de las muchas representaciones posibles. Las cubiertas vegetales seminaturales cubren el 45,22% de un territorio actualmente dominado por áreas cultivadas. Se concluye que el detalle informativo susceptible de ser expresado debe cuidar al menos hasta tres planos diferentes de versatilidad formal-conceptuales.

Palabras clave: Cartografía de la Vegetación. Despoblados de Fuenvellida y Valdeolmeña. Escala local. Formaciones vegetales. Geografía de la Vegetación.

Abstract (Vegetation Mapping in scaling detail –Fuenvellida and Valdeolmeña, province of Guadalajara): We try to represent the vegetation landscape in a way that allows both an accurate to ground truth and his adaptability to medium and synthesis scales. The cartographic method tested in Catalonia by Panareda et al. (2004) is applied to a small sector (12 km^2) of La Alcarria (province of Guadalajara). A combined technical and methodological systematic tracking resource in field inventory of vegetation, interpretation of digital orthophotos, input and management of data in a GIS is employed. This communication presents data on the number of polygons and categories detected up to seven tiered hierarchical levels, and the Poster displays some of the many possible representations. Semi-natural plant covers represent 45.22% of the area, currently dominated by cultivated areas. We conclude that the informative detail capable of being expressed must take care at least up to three different levels of formal-conceptual versatility.

Key words: Vegetation Mapping. Fuenvellida and Valdeolmeña deserted villages. Local scale. Plant communities. Vegetation Geography

INTRODUCCIÓN

Los avances tecnológicos y la cada vez mayor conjunción de Ortofotografía, Cartografía y SIG han aportado bastante versatilidad en el trabajo habitual del geógrafo para gestionar datos e información espacial. En este contexto de consolidación de las Tecnologías de Información Geográfica (TIG), las labores de trabajo de campo y de documentación propias de los estudios fitogeográficos de base se ven fuertemente respaldadas, animando a proseguir con iniciativas para profundizar en el conocimiento y análisis de los paisajes y sistemas vegetales.

De este modo, en un pequeño sector de La Alcarria (Meseta meridional) que ocupa el tramo del interfluvio Tajo-Tajuña (límite Guadalajara-Madrid) donde se había detectado hace lustros la existencia de una mancomunidad de pastos de origen medieval (García-Abad, 1998), se efectuó un estudio de la vegetación. El interés venía dado por la constatación de evidencias naturales y materiales todavía visibles en el paisaje de restos de esa mancomunidad ("La Común"), cuyas actividades pecuarias tradicionales están ya en bastante desuso y en trance de abandono. Los usos agrícola, cinegético y forestal están suplantándolas paulatinamente (García-Abad y Rodríguez, 2013).

METODOLOGÍA

En 2011 y 2012 se efectuaron los trabajos de levantamiento de información en 12 cuadrículas UTM (ED50) de 1×1 km que, por acomodarse a la configuración de las entidades territoriales involucradas, dio lugar a un rectángulo alargado de 2 km de ancho (eje x) por 6 km de largo (eje y). Este área pertenece a una cuadrícula de 10×10 km (30TVK85) e incluye en su mayor parte sectores de la entidad "Despoblados de Fuenvellida y Valdeolmeña", municipio de Almoguera, provincia de Guadalajara en su límite con la de Madrid (Figura 1).

Se combinaron dos métodos tradicionales en Fitogeografía: a) rastreo sistemático de campo para inventariar flora y vegetación; y b) interpretación de las ortofotografías digitales más recientes disponibles (SIGPAC/IBERPIX). Se aplicó el método ensayado para la cartografía de la vegetación y usos del suelo del macizo del Montseny (Panareda, 1996-97; Panareda *et al.* 2004), adaptada a la realidad biogeográfica alcarreña. La leyenda se estructura

hasta en siete niveles jerárquicos, desde el general hasta el más detallado. Permite la permanente actualización y ampliación según se van analizando más áreas. De este modo, en este momento la leyenda contiene las categorías originales empleadas en el Montseny más aquellas incorporadas en los distintos niveles tras la prospección por nuestra parte de nuevos territorios en La Alcarria y Mesa de Ocaña (García-Abad, 2009). Técnicamente, la cartografía se confecciona mediante apoyo en ortofotografías y uso de *ArcGIS* 10.1.

DATOS

Así pues, como resultados de representación cartográfica, se puede ensayar la confección de mapas del paisaje vegetal en diferentes niveles. De entre ellos, se pueden elegir los más elocuentes en función de los tamaños y formatos que cada circunstancia aconseje. Atendiendo a los establecidos para la exhibición en Poster en el VIII Congreso de Biogeografía, se muestran dos representaciones con discriminación mediante color (Niveles 1 y 3), a las que se suman otras dos con discriminación mediante fronteras de polígonos (Niveles 4 y 6).

Se exponen datos de otros resultados obtenidos. En un primer nivel de máxima síntesis, poco más de la mitad de la superficie de los 12 km² analizados está ocupada por cultivos. Pero, es muy importante también la ocupada por áreas de vegetación espontánea en medios semi-naturales, tal y como podía esperarse de un área con la referida tradición ganadera. La extensión del resto de cubiertas es nula o anecdótica (Tabla 1).

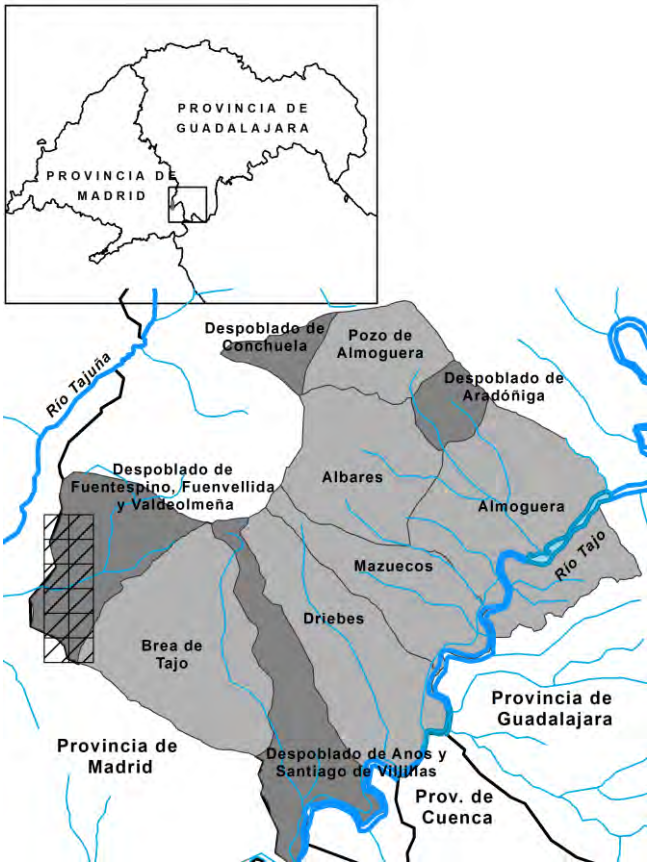


Fig. 1: Situación del Área de estudio: 12 cuadrículas U.T.M. de 1×1 km al oeste de la Mancomunidad de Pastos de Almoguera. Municipios que participan de los bienes de "La Común" (gris medio) y entidades territoriales de los Despoblados que la constituyen en sentido estricto (gris oscuro)

C1	DENOMINACIÓN	%
1	Superficie cultivada	54,00
2	Superficie cubierta de vegetación	45,22
3	Sup. rocosa/sin cub. veg. significativa	0,41
4	Sup. construida	0,26
5	Otras superficies	0,11
6	Superficies de agua	0
7	Superficies no conocidas	0

Tabla 1. Porcentaje de superficie ocupada. Categorías del Nivel 1 (C1)

En un segundo nivel todavía bastante sintético de discriminación escalar, las cinco categorías iniciales presentes en el área de estudio se desagregan en once (Tabla 2); esto es, poco más del doble. Sólo los cultivos herbáceos ocupan casi la mitad de la superficie, expresando su elevado porcentaje la importante suplantación que la agricultura tradicional ha ejercido sobre el uso pecuario mayoritario históricamente. Los matorrales ocupan casi la tercera parte del territorio. En este contexto geohistórico, su significado ambiental debe interpretarse no tanto como expresión de una fuerte degradación sucesional regresiva debida a la acción humana, sino en buena medida como una modesta regeneración progresiva de antiguas áreas de pastos ovi-caprinos. Los herbazales propios de este uso ancestral no suponen hoy más que una pequeñísima porción de esa octava parte que indica el tercer porcentaje, puesto que la ganadería hoy casi no se practica. Por tanto, estas formaciones herbáceas responden sobre todo a dinámicas de otros aprovechamientos variados. El cuarto lugar es ocupado por plantaciones forestales, que es el tercer uso en importancia que suplanta hoy al ganadero. Sobresale también la ínfima presencia de bosques, seña de identidad del duradero uso pecuario que tuvo el área. Y, en fin, pese a constituir una pequeña parte, algunos cultivos agrícolas se diversificaron a los arbóreos.

En esta comunicación, sólo expondremos datos completos hasta el tercer nivel. En éste, con veinticuatro categorías, comienzan a discriminarse usos más concretos que ayudan a entender mejor el paisaje vegetal y su relación con la estructura territorial de los aprovechamientos (Tabla 3). Y lo muestra ya con el detalle propio de escalas medianas (1:100.00, 1:50.000). Destacan el amplísimo liderazgo de los labrantíos cerealistas y, también, la elevada proporción que las formaciones sufruticosas tienen dentro de los matorrales. Este porte tan modesto de plantas leñosas puede vincularse, entre otros factores, a que el uso ganadero todavía perduró con relativa vitalidad hasta hace varias décadas. El coscojar es la única formación que aún, con extensión significativa, expresa el potencial de elementos leñosos vigorosos que cabe esperar de este ámbito climático mediterráneo continental;

puesto que bosques esclerófilos y montes bajos de mayor talla sólo quedan como reliquias testimoniales. En este nivel ya se aprecia cómo, aunque minoritaria, una parte importante de los herbazales tiene raigambre agrícola frente a la pascícola tradicional.

C2	DENOMINACIÓN	%
11	Cultivos herbáceos	45,01
21	Matorrales	31,28
22	Prados y herbazales	12,50
12	Plantaciones forestales	5,22
13	Cultivos agrícolas arbóreos	3,77
23	Bosques y monte bajo	1,45
31	Superficie rocosa denudada	0,34
41	Construcciones aisladas	0,16
51	Otras zonas de vertido	0,11
42	Red viaria	0,10
32	Superficie rocosa natural	0,07

Tabla 2. Porcentaje de superficie ocupada. Categorías del Nivel 2 (C2).

N	C	DENOMINACIÓN	%
4	2211	Herbazales vivaces xéricos graminosos	3,72
5	22111	Espartales	3,62
6	221111	Espartales con quercíneas	1,87
7	**2211111**	**Espartales con coscojas**	**1,78**
	2211112	Espartales con quercíneas y tomillar/salviar/esplegar	0,05
	2211113	Espartal con quercíneas y romeros	0,04

Tabla 4. Formación más detallada que ocupa más superficie. Categoría (C). Nivel (N)

C3	DENOMINACIÓN	%
111	Campos de cereales	43,92
211	Matorrales bajos	25,56
221	Herbazales mediterráneos	7,71
212	Coscojares y (otros) montes bajos	5,71
121	Plantaciones de árboles	4,79
222	Herbazales de campos abandonados	4,38
131	Campos de fruta seca (olivares,…)	3,77
231	Monte bajo (mayor talla/desarrollo)	1,10
112	Campos de cultivos industriales	0,75
122	Viveros	0,42
232	Bosques esclerófilos mediterráneos	0,33
113	Campos de forrajeras	0,31
223	Herbazales higrófilos	0,29
311	Áreas de extracción abandonadas	0,27
411	Construcciones aisladas en uso	0,13
224	Herbazales ruderales	0,12
511	Vertidos sobre cubiertas vegetales	0,11
421	Carreteras	0,10
321	Afloramientos rocas cohesionadas	0,07
312	Aflor. denudación antropozoógena	0,06
114	Prados antropogénicos xéricos	0,03
412	Constr. en ruinas/abandonadas	0,02
233	Bosques ribereños	0,02
213	Arbustedas espinosas	0,01

Tabla 3. Porcentaje de superficie ocupada. Categorías del Nivel 3 (C3)

Cuando la relevancia de la composición florístico/fisionómica de la formación vegetal lo requería, se llegaron a discriminar en campo categorías hasta de un Nivel 7 (escala 1:5.000). A este nivel, fueron veintisiete las categorías detectadas (5,62% del área), siendo "Matorrales bajos" (3,15%) y "Herbazales mediterráneos" (1,94%) los agregados más subdivididos y con mayor área involucrada. Con objeto de valorar el grado de máxima especificidad alcanzada por este método cartográfico, se expone como ejemplo un caso concreto (Tabla 4).

Las herramientas SIG implementadas hacen amigable la gestión de los datos internos consustanciales a la confección cartográfica. Las funciones de geoprocesamiento características de estos sistemas también resultan de gran utilidad, aportando, entre otra, información cuantitativa con la que apoyar muchos de los posibles análisis a realizar; en este sentido, aquí se han empleado las recogidas en *ArcGIS* 10.1., como algunas de generalización (*dissolve*, para eliminar límites de elementos poligonales con igual valor en un campo temático) u otras relacionadas con zonificación espacial (*multipart to singlepart*, para descomponer en entidades los elementos previamente "disueltos").

C	NP1	NP2	NP3	NP4	NP5	NP6	NP7
1	133	179	192	197	199	204	204
2	139	359	562	664	916	1009	1022
3	16	16	16	16	16	16	16
4	4	6	6	6	6	6	6
5	1	1	1	1	1	1	1
T	293	561	777	884	1138	1236	1249
C	**NC1**	**NC2**	**NC3**	**NC4**	**NC5**	**NC6**	**NC7**
1	1	3	7	14	17	22	22
2	1	3	10	18	57	90	104
3	1	2	3	6	6	8	9
4	1	2	3	4	4	4	4
5	1	1	1	1	1	1	1
T	5	11	24	43	85	125	140
C	**R1**	**R2**	**R3**	**R4**	**R5**	**R6**	**R7**
1	133	59,7	27,4	14,1	11,7	9,3	9,3
2	139	119,7	56,2	36,9	16,1	11,2	9,8
3	16	8,0	5,3	2,7	2,7	2,0	1,8
4	4	3,0	2,0	1,5	1,5	1,5	1,5
5	1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
T	59	51,0	32,4	20,6	13,4	9,9	8,9

Tabla 5. Polígonos, Categorías y Ratios

C, Categorías del Nivel 1 (ver Tabla 1). NP, Número de Polígonos (del Nivel 1, 2, etc.). NC, Número de Categorías (*ídem*). R, Ratio Polígonos/Categorías (*ídem*). *T*, Total.

De este modo, la confección cartográfica a que da lugar el proceso metodológico se cifra como resultado en mapas, leyendas y asignación de variables visuales (ver Poster). Pero el proceso técnico aplicado se describe también por otros elementos cartográficos intrínsecos al escalado jerarquizado que plantea el método (Tabla 5).

Vincular el número de polígonos que se representaron con el de categorías establecidas y determinar sus ratios, y desagregado todo ello en los diferentes niveles jerárquicos, ayuda a entender mejor tanto el alcance del método como el detalle de la estructura territorial.

CONCLUSIONES

La metodología general y el recurso técnico-metodológico específico permiten generar una cartografía escalonada en varios niveles de resolución espacial (entre 1:200.000 y 1:5.000, aproximadamente). El detalle informativo que se puede mostrar es expresión de la conjunción de tres planos de versatilidad: el permitido por la calidad de los datos levantados mediante trabajo de campo experto, el acomodado por la estructura lógica del sistema de clasificación de la vegetación y, finalmente, el propiciado por el uso de las TIG.

Al ser mapas de vegetación los fines del estudio, son formaciones vegetales las que con mayor detalle se discriminan y, por tanto, las que poseen más polígonos, más categorías y ratios más elevadas. Pero, por expresar en última instancia los efectos de la conjunción naturaleza/acción humana, sus cifras además dan cuenta también del grado de fragmentación paisajística y de la geodiversidad del territorio.

Referencias bibliográficas

García-Abad, J.J. (1998). "Fitogeografía de la Mancomunidad de Almoguera. Formaciones leñosas climatófilas no gipsícolas". *Estudios Geográficos*, 230: 35-60.

García-Abad, J.J. (2009): "Geografía de las Plantas en la Alcarria Occidental y Mesa de Ocaña (I). Análisis florístico en cinco localidades representativas". *Anales de Geografía de la Complutense*, 29 (2): 127-153.

García-Abad, J.J. y Rodríguez, V.M. (2013): "Paisajes actuales abandonados. Diversidad de evidencias materiales y naturales de una Mancomunidad de Pastos (Despoblados de Fuenvellida y Valdeolmeña, Guadalajara)" en *XXIII Congreso de Geógrafos Españoles. Espacios insulares y de frontera. Una visión geográfica*. Univ. Illes Balears. pp. 555-566.

Panareda, J.M. (1996-97): "Cartografía de la vegetación y del uso del suelo del macizo del Montseny (Cordillera Prelitoral Catalana). *Revista de Geografía*, 30-31: 25-33.

Panareda, J.M., Salvà, M. y Nuet, J. (2004): *Mapa de vegetació del Parc Natural del Montseny*. Diputació de Barcelona. Servei de Parcs Naturals. Barcelona. 49 p., 1 CD.

LAS SAUCEDAS EN LAS RIBERAS MEANDRIFORMES DEL NORA EN PRIAÑES Y DEL DEVA EN BUELLES (ASTURIAS)

Poblete, M.A. Ruiz-Fernández, J., Beato, S., Marino, J.L., García, C. y Gallinar, D.

Departamento de Geografía. Universidad de Oviedo. Campus del Milán. Avda. Tte. Alfonso Martínez, s/n. 33011-Oviedo (Asturias), España. mpoblete@uniovi.es.

Resumen: Se analizan bajo una perspectiva integradora los sotos ribereños del Nora y Deva, en concreto las saucedas de Priañes (Oviedo-Las Regueras) y de Buelles (Peñamellera Baja) catalogadas como las de mayor valor paisajístico de Asturias y protegidas bajo la figura de Monumento Natural. Los objetivos de la investigación se centran en el estudio de la estructura, composición y distribución espacio-temporal de las comunidades vegetales; así como en la evolución del comportamiento hidrológico y los cambios morfodinámicos experimentados por dichas arterias, dado el papel crucial que desempeña el agua en estos bosques. Por último, se tiene en cuenta también la presión antrópica ejercida mediante la explotación de las tierras de cultivo de las vegas (Buelles) y la regularización de las corrientes hídricas a través de obras hidráulicas (Priañes). El análisis diacrónico se ha realizado mediante los fotogramas aéreos del vuelo Americano (1956-1957, *Army Map Service* -AMS-), y del conocido como vuelo Catalán (1999).

Palabras clave: Bosques galería, riberas meandriformes, saucedas**,** Monumento Natural, Asturias.

Abstract (Nora and Deva's riverside willow forests in Priañes and Buelles, Asturias): Nora and Deva's riverside groves namely Priañes and Buelles' willow forests are analyzed through an integrated methodology. Both willow forest are considered as the greatest landscape value in Asturias and are protected as Natural Monument. The objectives of this research focus on the study of the structure, composition and spatial-temporal distribution of vegetal communities. The hydrological behaviour evolution, morphodynamic change experienced by these rivers and anthropic pressure exerted by cultivation the river fertile lowlands and the regulating flow rates through hydraulic works are also studied. The diachronic analysis was carried out using the AMS aerial photographs (1956-1957) and of the known in Principado de Asturias as Catalan flight (1999).

Key words: Gallery forests, meandering banks, willow forests, Natural Monument, Asturias.

INTRODUCCIÓN

Aunque las investigaciones biogeográficas en Asturias no son muy abundantes, no obstante, cabe destacar los trabajos realizados a finales del último tercio del siglo XX, pues en ellos se analiza por vez primera el papel jugado por la actividad antrópica y los condicionantes físicos en la distribución de las formaciones vegetales (Morales, 1983 a, b; Fernández et al., 1988); y, sobre todo, se pone en práctica un nuevo método para el estudio del paisaje natural, a saber, el análisis integrado (Bertrand, 1972 y 1974). Más prolíficos, por contra, han sido los de carácter botánico y ecológico sobre la vegetación de Asturias en general y de algunos bosques en particular (Rivas, 1971; Díaz y Fernández, 1994; Fernández y Bueno, 1996; Mayor, 1999; Lastra, 2001).

Desde finales del siglo XX se relanzan desde el punto de vista punto de vista biogeográfico los estudios paisajísticos, lo que ha dado como resultado publicaciones muy interesantes (Cue-llo et al., 2001; Ruiz, 2006 a, b; Beato, 2012).

Los objetivos de la investigación se centran en el análisis no sólo de la estructura y compo-sición de las comunidades vegetales que inte-gran estas saucedas; sino también la dinámica natural y antrópica a la que han estado sometidas y que han condicionado su evolución y, en definitiva, el estado actual de estos paisajes fluviales, muy frágiles ante la constante presión antrópica.

ZONA DE ESTUDIO

La sauceda del Nora (43º22'N/5º58'W), de-clarada Monumento Natural en 2003 y Lugar de Interés Comunitario en 2005, está situada en Priañes, localidad del concejo de Oviedo, a apenas 9 km al oeste de la capital homónima (Fig. 1 A). Se halla confinada a los meandros encajados modelados por el río Nora en su curso bajo, justo antes de su desembocadura en el Nalón, sobre el sustrato paleo-zoico formado por calizas de Montaña del Car-bonífero superior pertenecientes a la Región de Pliegues y Mantos, en concreto, a la unidad de Sobia-Bodón. Se desarrolla bajo un clima templado-húmedo, de tipo $Cfsb_2$, caracterizado por unas abundantes precipitaciones, entre 950 y 980 mm, bien repartidas a lo largo del año y sin ningún mes por debajo de 25 mm de plu-viosidad. Por otro lado, las temperaturas son moderadas entre los 18,8º C del mes más cálido (agosto) y los 8º C del mes más frio (enero), con una media anual de 13º C y más de 4 meses por encima de 10º C.

En cuanto a la sauceda de Buelles (43º19'N/4º32'W), declarada Monumento Natural en 2002, se halla en el extremo oriental de Asturias, a saber, en el concejo de Peña-mellera Baja, entre las localidades de El Mazo y Buelles, colonizando los meandros libres tra-zados por el río Deva antes de cruzar la Sierra del Cuera, dentro de la Región de Mantos (Fig. 1 B). Disfruta también de un clima templado oceánico pero de tipo Cfb_2, es decir, con mayores precipitaciones, en torno a 1.365 mm, y abundantes en todas las estaciones, con todos los meses por encima de 60 mm. Las tempe-raturas son muy benignas y oscilan entre los 18,8º C del mes de agosto y los 8º C de febrero, con una media anual de 13º C y más de 4 meses superiores a 10º C.

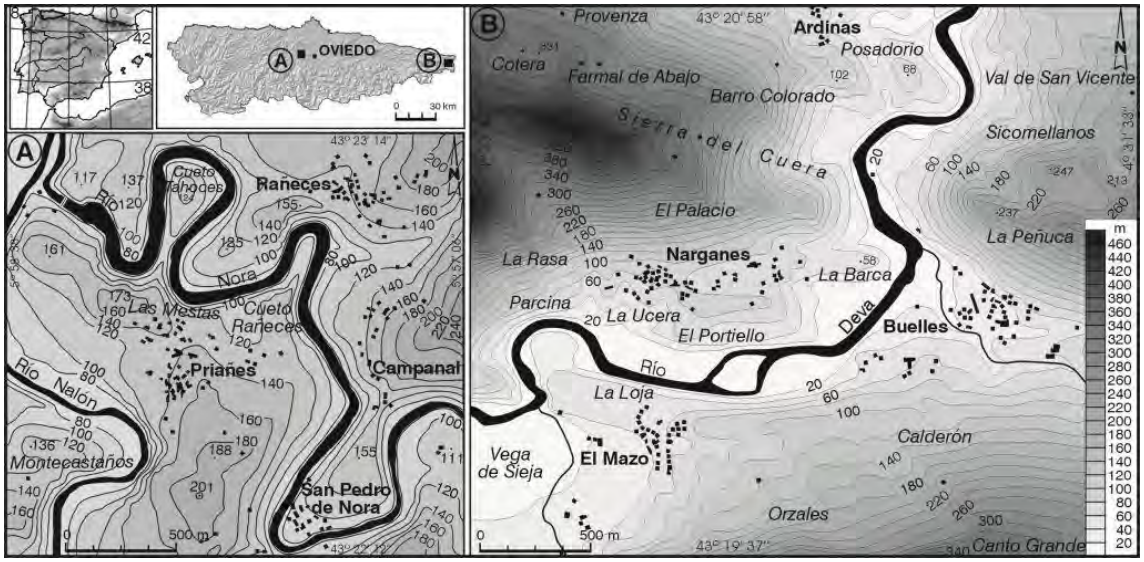


Fig. 1: Localización de las zonas de estudio. A) Sauceda de Priañes en los meandros encajados del Nora y B) Sauceda de Buelles en el río Deva.

METODOLOGÍA

La metodología empleada ha consistido, al igual que en otras investigaciones sobre vegetación de riberas (Molina, 2003; Casulleras y Pana-reda, 2006), en el trabajo de campo, llevando a cabo en primer lugar herborizaciones en dife-rentes ámbitos de los fondos de valle con el fin de caracterizar la estructura, composición y di-námica de las formaciones vegetales; así como un estudio de la geomorfología de las arterias fluviales y de la dinámica de las corrientes hí-dricas. Para ello se ha recurrido a la consulta de documentación fotográfica, en concreto, foto-gramas aéreos verticales correspondientes a los vuelos conocidos como Americano (1957-AMS) a escala 1: 30.000 y Catalán realizado en 1994 por el Instituto Cartográfico de Cataluña para el Principado de Asturias a escala 1:18.000, a fin de reconstruir la dinámica y evolución de los sotos.

DATOS

La sauceda de Priañes es un bosque de ribera atípico tanto por su formación como por su dis-posición y estructura. Se trata de un bosque an-trópico surgido a raíz de la construcción del sal-to hidroeléctrico homónimo entre 1945 y 1953, que supuso el embalsamiento de las aguas y la progresiva decantación de los aluviones arras-trados por el río, así como su rápida coloniza-ción a cargo de comunidades pioneras helofí-ticas, en concreto, de espadañas (*Typha latifo-lia*) (Fig. 2 A y C). Adopta una disposición peculiar en forma de estrecha banda no paralela y además discontinua, pues se desarrolla sólo en las márgenes convexas, cambiando de orilla. Carece de zonación transversal, dada la ausencia de llanura aluvial propiamente dicha, al tratarse de meandros encajados entre 90 y 100 m sobre el sustrato calcáreo, y con laderas muy escarpadas en torno a 70º de inclinación. En cualquier caso, la sauceda presenta una es-tructura de bosque maduro con un denso estrato arbóreo, anegado de agua, formado mayorita-riamente por sauces blancos (*Salix alba*) que alcanzan los 20 m, acompañados de *Salix ca-prea*; el arborescente se compone en su mayor parte de *Salix atrocinerea* además de algunos pies sueltos de avellanos y alisos (Fig. 2 B y D). El estrato arbustivo, más alejado del agua, cuenta con abundancia de arces (*Acer pseu-doplatanus*), majuelos (*Crataegus monogyna*), cornejos (*Cornus sanguínea*) y saúcos (*Sam-bucus nigra*). En un ambiente muy húmedo y nemoral con profusión de líquenes y musgos completan el cortejo florístico la presencia de herbáceas tales como *Carex pendula, Fili-péndula ulmaria, Cyperius longus, Polystichum setiferum, Urtica dioica* y *Lamium maculatum.* Culminan la organización pequeños cordones dispuestos en la primera línea del agua constituidos por espadañales de *Typha latifolia* y juncos de *Scirpus lacustris*, encargados de la fijación de los aluviones finos. Por último, las laderas escarpadas del Nora están tapizadas por pequeños bosquetes y matorrales de encinares (*Q. ilex ilex*), acompañados de aladiernos, majuelos, jaras (*Cistus salvifolius*) y retamas locas (*Osyris alba*). Otras especies del cortejo florístico son el rusco (*Ruscus aculeatus*) y múltiples enredaderas y rosáceas, que los hacen impenetrables.

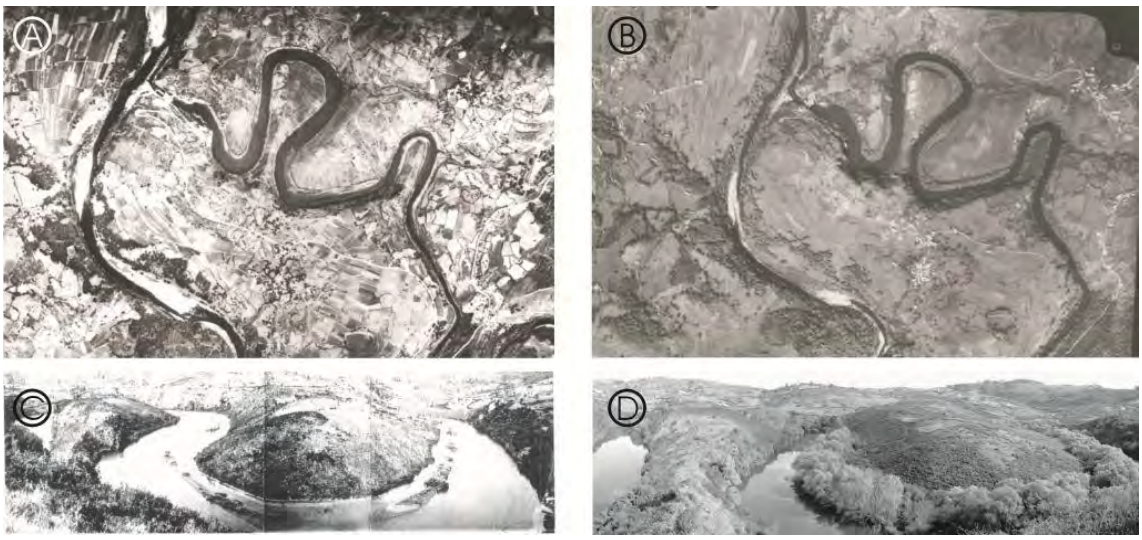


Fig. 2. Sauceda de Priañes. A. Embalsamiento de las aguas del Nora (fragmento del fotograma aéreo nº57.880 del vuelo Americano, agosto de 1957). B. Sauceda muy evolucionada (fragmento del fotograma nº 4955 del vuelo Catalán o ICC, 1994). C. Imagen de Ángel Ricardo tomada en los años 60, en la que se observa el proceso de colonización vegetal. D. Sauceda colonizando las márgenes convexas de los meandros (foto tomada en 2005).

En cuanto a las vegas del Deva en Buelles, si bien han sido secularmente explotadas (actualmente se dedican básicamente a prados y plantaciones de maíz), arrinconando al bosque a la mera vera del río; no obstante, ha sido su propia dinámica torrencial (crecidas y avenidas), con alteraciones notables en el trazado, la responsable de los principales cambios espaciales acaecidos en la sauceda (Fig. 3A y B). A grandes rasgos en la sauceda de Buelles puede distinguirse (Fig. 3C): una primera orla arbustiva de *Salix elaeagnos* que soporta los embates de la fuerza del agua durante las crecidas, y que se expande sobre las barras de gravas y cantos; seguida de un esbelto dosel arbóreo formado exclusivamente de *Salix alba,* y cortejado en el estrato arborescente de arces, alisos (*Alnus glutinosa*), álamos negros (*Populus nigra*) y saúcos (3 D). En los brazos ciegos inundados periódicamente, que circundan estos angostos cordones, se extienden amplios herbazales de *Juncus effusus, Cyperus longus, Mentha aquatica, y Mentha longifolia,* etc. Por útimo, ocupando las márgenes externas del fondo aluvial destaca el dosel arbóreo del bosque mixto ripícola, formado principalmente por *Acer pseudoplatanus* y *Populus nigra.*

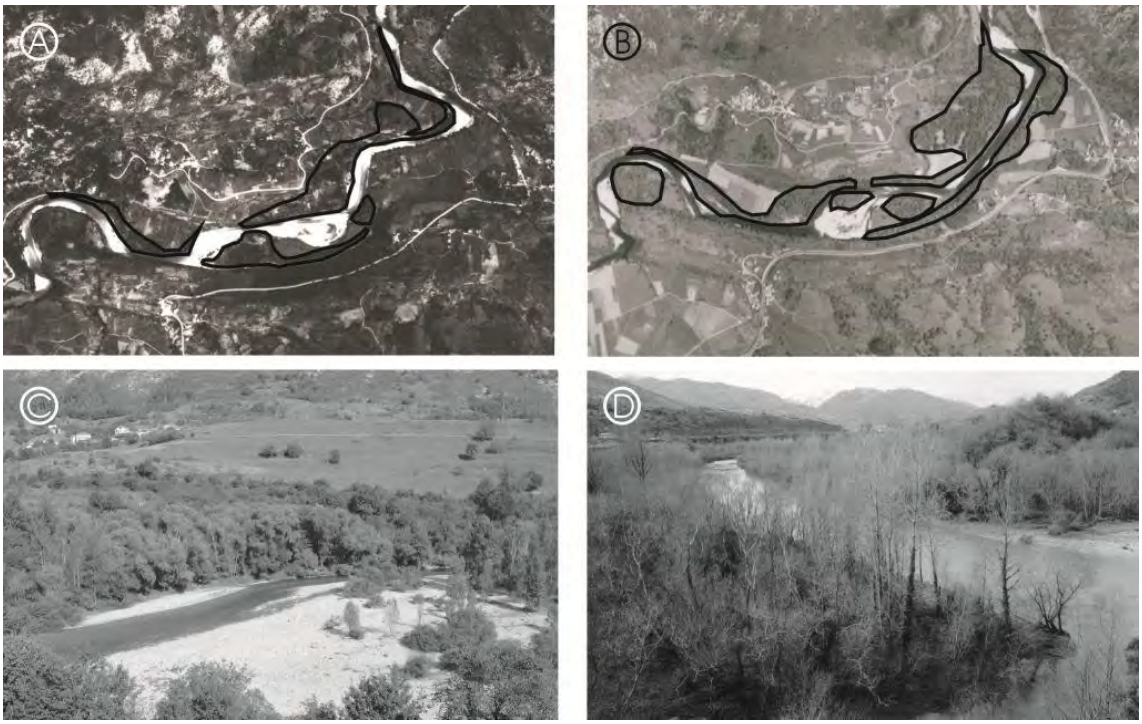


Fig.3. Sauceda de Buelles. A. Remarcado en línea negra y continua el desarrollo y extensión de la sauceda en 1957 (fragmento del fotograma nº 56755 del vuelo Americano, julio de 1957). B. Remarcado en línea negra y continua el desarrollo y extensión de la sauceda en 1994 (fragmento del fotograma nº 3580 del vuelo Catalán o ICC, 1994). C. Imagen de la sauceda tomada por los autores desde El Mazo en 2005. D. Fotografía captada por los autores de la sauceda desde Buelles en 2005.

CONCLUSIONES

Las saucedas son bosques ripícolas muy escasos en Asturias, razón por la cual las de Priañes y Buelles han sido protegidas, dado su alto grado de evolución, bajo la figura de Monumento Natural en 2003 y 2002 respectivamente. No obstante, sendas saucedas presentan un origen y una evolución muy contrapuestos. Si bien es cierto que el río Nora aún conserva a su paso por el concejo de Oviedo pequeñas manchas de saucedas; en Priañes, donde el río labra profundos meandros encajados sobre el sustrato calcáreo, la razón de este bosque obedece a su origen antrópico. En efecto, la sauceda de Priañes es fruto de la construcción del salto hidroeléctrico homónimo entre los años 1945 y 1953, que supuso el embalsamiento de las aguas y la lenta deposición de los aluviones, de los que carecía hasta entonces, y su rápida colonización por los espadañales. Por esta razón, presenta una atípica disposición, sin zonación transversal y sin formar una auténtica galería, toda vez que se encuentra encajada dentro de los meandros y ocupando sólo las márgenes convexas, donde la acumulación de sedimentos es mayor. También su estructura es peculiar, pues la primera línea está formada por cordones de espadañales de *Typha latifolia* y juncales de *Scirpus lacustris*, que ejemplifican la nula dinámica de la corriente hídrica. A continuación destaca un denso estrato arbóreo muy evolucionado formado básicamente de *Salix alba* y en menor medida de *Salix caprea,* mientras que el estrato arborescente se compone en su mayor parte de *Salix atrocinerea.*

Por el contrario, las vegas del Deva en Buelles han estado destinadas secularmente a la explotación agrícola, por lo que las formaciones vegetales han quedado relegadas a las márgenes de los cauces, donde la dinámica torrencial del río Deva, en especial durante los episodios de crecidas y avenidas, han producido cambios notables en el trazado meandriforme del río y como consecuencia en la propia fisonomía bosque, que se ha visto destruido en varias ocasiones. Como resultado, la sauceda de Buelles sí presenta la típica disposición en gale-ría, con formaciones vegetales a ambas orillas, y con una estructura más propia de un paisaje fluvial. En concreto, presenta una primera orla arbustiva formada exclusivamente por *Salix eleagnos subp. angustifolia* encargada de frenar la fuerza de los embates del agua durante las crecidas, que prospera colonizando las barras de gravas y cantos; seguida de un esbelto dosel formado de *Salix alba*. Amplios herbazales de *Juncus effusus*, *Menta aquatica* y *Menta longifolia* ocupan los brazos ciegos inundados periódicamente. Por último, ocupando las márgenes externas del fondo aluvial destaca el bosque mixto ripícola formado principalmente de *Acer pseudoplatanus y Populus nigra.*

Referencias bibliográficas

Beato, S. (2012): "El paisaje vegetal de la Sierra del Aramo, un medio de montaña en transformación (Montaña Central de Asturias)", en Cunill, R., Pèlachs, A., Pérez-Obiol, R., Soriano, J.M. (coords.): *Las zonas de montaña: gestión y diversidad*, Deparament de Geografía de la Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, pp. 321-335.

Bertrand, G. (1972): "Les structures naturales de l'espace géographique. L'exemple des Montagnes Cantabriques centrales", *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, XLIII/2: 175-206.

Bertrand, G. (1974): *Essais sur la systématique des paysages. Les Montagnes Cantabriques centrales (Nord-Ouest de l'Espagne)*, Tesis d'Estad, Univ. de Toulouse-Le Mirail, Toulouse, 966 p.

Casulleras, G. y Panareda, J.Mª (2006): "Factores antrópicos en la formación del paisaje vegetal de ribera del río Foix (Barcelona)", *Actas del III Congreso Español de Biogeografía*, Servicio Editorial del País Vasco, 273-277.

Cuello, P., Poblete, M.A. y Tomé, S. (2001): "La vegetación en el Alto Valle del Narcea (Macizo Occidental asturiano)", *Actas del XVII Congreso de Geógrafos Españoles,* Oviedo, 146-150.

Díaz, T. y Fernández, J.A. (1994): "La vegetación de Asturias", *Itinera Geobotánica*, 8:243-528.

Fernández, J.A. y Bueno, A. (1996): *La reserva integral de Muniellos: flora y vegetación*, Servicio de Publicaciones del Principado de Asturias, Oviedo, 172 p.

Fernández-Pello, L., Frochoso, M., González, R., Martínez de Pisón, E., Quirantes, F. (1988): "Tipos de bosques en los Picos de Europa asturianos", *Ería. Revista de Geografía*, 15:5-14.

Lastra, J.J. (2001): *Los bosques naturales de Asturias*, Servicio de Publicaciones de la Universidad de Oviedo, Oviedo, 235 p.

Mayor, M. (1999): *Ecología de la flora y vegetación del Principado de Asturias*, Real Instituto de Estudios Asturianos, Oviedo, 276 p.

Molina, P. (2003): *Análisis y comparación de la vegetación de las riberas de los ríos Ebro, Tajo y Jarama*, Ediciones de la U.A.M., Madrid, 545 p.

Morales, G. (1983a): "Notas sobre el bosque de Muniellos", *Ería. Revista de Geografía,* : 107-116.

Morales, G. (1983b): "El paisaje vegetal asturiano", en Quirós, F. (dir,): *Geografía de Asturias*, Ayalga Ediciones, tomo I, Salinas, pp. 1-271.

Rivas, S. (1971): "Sobre la flora y vegetación del Macizo de Peña Ubiña", *Trab. Dep. Bot. Fisiol. Veg.*, 3:47-123.

Ruiz, J. (2006a): "El paisaje vegetal de la Sierra de Juan Robre y Jana (Oriente de Asturias)", *Estudios Geográficos*, 67/260:141-168.

Ruiz, J. (2006b): *El paisaje natural de la Sierra de Juan Robre y Jana (Oriente de Asturias)*, Real Instituto de Estudios Asturianos, Oviedo, 191 p.

ADENDA A LAS FORMAS ETOLÓGICAS DE RAUNKIAER PARA TERRITORIOS MEDITERRÁNEOS: LOS BIOTIPOS INTERMEDIOS

Laguna, E. (1,2), Ferrer-Gallego, P.P. (2, 3), Guara, M. (4), Currás (1, 4)

(1) Generalitat Valenciana. Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Centro para la Investigación y Experimentación Forestal (CIEF). laguna_emi@gva.es
(2) Generalitat Valenciana. Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Servicio de Vida Silvestre
(3) Generalitat Valenciana. Vaersa. flora.cief@gva.es
(4) Universitat de València, Departament de Botànica. miguel.guara@uv.es

Resumen: Se propone una ampliación de la clasificación actual de formas etológicas o biotipos de los vegetales terrestres de Raunkiaer, para incluir dos grupos de estrategias observadas a menudo en la flora mediterránea: 1) las anfífitas, en las que una especie puede exhibir adaptativamente más de un biotipo, y 2) las clases intermedias, cuando la forma etológica de una especie no encaja claramente en los biotipos descritos por Raunkiaer, sino que participa de caracteres de 2 o más de ellos. Entre los biotipos de transición más abundantes se reseñan los hemicriptogeófitos, hemicriptocaméfitos, geocaméfitos, geofanerófitos y fanerocaméfitos. Igualmente, se plantea la opción de considerar de modo más flexible la altura de las yemas vegetativas en época desfavorable, elevándola hasta 50 cm en los caméfitos.

Palabras clave: Biotipos internedios, Anfífitos, Biotipos de Raunkiaer, Formas etológicas, Plantas mediterráneas

Abstract (Addendum to the Raunkiaer's life-form for the Mediterranean territories: The intermediate biotypes): We propose to enlarge the current Raunkiaer's classification of biotypes or terrestrial plant life-forms, in order to include a couple of strategies often seen in the Mediterranean flora: 1) the amphiphytes, when a species can show adaptatively more than one biotype, and 2) the intermediate classes, when a species' etological form does not match clearly the biotypes described by Raunkiaer, but it shares characteristics from 2 or more of them. Amongst the more abundant intermediate biotypes we outline the hemicrypto-geophytes, hemicrypto-chamaephytes, geo-chamaephytes, geo-phanerophytes and phanero-chamaephytes. In addition we propose the option to consider in a more flexible way the height of dormant buds during the unfavorable season, raising it up to 50 cm for the chamaephytes.

Key words: Intermediate biotypes, Amphiphytes, Raunkiaer's biotypes, Life-forms, Mediterranean plants.

INTRODUCCIÓN

Uno de los conceptos más utilizados en el estudio de la flora y la caracterización biogeográfica de los territorios es el de 'biotipo', 'forma vital' o 'forma etológica' introducido por Raunkiaer (1905, 1934), y matizado mediante diferentes estudios posteriores por otros autores, entre los que cabría destacar el de Ellenberg y Mueller-Dombois (1967) o el más flexible de las 'formas de crecimiento' de Daubenmire (1968). Básicamente la clasificación de Raunkiaer establece 5 grandes biotipos de plantas vasculares terrestres -terófitos, hemicriptófitos, geófitos, caméfitos y fanerófitos- y uno acuático -hidrófitos-, además de casos especiales en parte encuadrables en los anteriores, como ocurre con los epífitos. Para las formas terrestres, puede establecerse una primera separación por la duración del ciclo vital -anual en los terófitos, y plurianual en el resto-, diferenciando posteriormente entre los 4 biotipos de plantas vivaces terrestres por la posición de las yemas vegetativas durmientes en la época de descanso: subterránea en los geófitos, a nivel del suelo en los hemicriptófitos, hasta 25 cm en los caméfitos, y superior en los fanerófitos. En estos últimos es habitual diferenciar entre los genuinos fanerófitos -2 m o más- y los nanofanerófitos o grandes arbustos -0,25 a 2 m-. En general las variaciones posteriores como la de Ellenberg y Mueller-Dombois (1967) han profundizado en la clasificación 'intrabiotipo', estableciendo subclases más ajustadas que la descripción original de Raunkiaer.

Raunkiaer partió de sus observaciones personales realizadas en muchas áreas -incluida España- y de la información de los textos que consultaba, pero todo indica que su trabajo tomó en consideración sobre todo las pautas ambientales climáticas de su zona de origen - Dinamarca- y otras próximas. Autores posteriores que han usado su trabajo como elemento fundamental en la descripción de la vegetación, como Braun-Blanquet (1979), han seguido un guión similar de modo que las formas etológicas propuestas por Raunkiaer pueden usarse sin excesivos problemas en la descripción de la flora y vegetaciones de óptimo Eurosiberiano o Atlántico septentrional europeos; como ejemplo de ello hemos asimilado casi intuitivamente que los geófitos y hemicriptófitos carecen de partes aéreas en época desfavorable, siendo ésta preferentemente el invierno. Frente a lo anterior, la flora mediterránea demuestra unos patrones comportamentales a menudo discordantes con los ideados por Raunkiaer. Conforme a

nuestras observaciones, antes que abundar en la clasificación intrabiotipo, sería relevante considerar al menos dos situaciones peculiares, que no han acabado de resolverse con las propuestas existentes hasta el momento:

1) Que una misma especie, a veces en el mismo sitio o ambiente, puede manifestarse a través de más de una forma etológica. Para estos casos se viene utilizando en diversos trabajos el término 'anfífito', sobre todo en estudios ecomorfológicos y fenomorfológicos (v.g., Pérez-Latorre et al., 2012). Aunque adoptaremos también aquí ese término, cabe indicar que no se encuentra recogido en el conocido diccionario botánico de Font Quer (1985), y que su equivalente en la botánica anglosajona -amphiphyte- suele reservarse para las plantas con biotipo de transición entre los helófitos e hidrófitos. Como mero ejemplo de anfífito terrestre, la única población mundial del endemismo *Limonium perplexum*, de escasos metros cuadrados en los acantilados litorales de Peñíscola (Castellón), contiene normalmente ejemplares anuales y perennes (v. Aguilella et al., 2010), y estos últimos pueden presentarse además como hemicriptófitos o como caméfitos.

2) Que en no pocas ocasiones, especies que tradicionalmente se han incluido en un biotipo concreto, expresan en parte o la totalidad de sus ejemplares manifestaciones propias de otro, particularmente en lo relativo a la altura de localización de las yemas vegetativas en la época anual desfavorable. En estas situaciones, insuficientemente resueltas en la clasificación vigente de formas de Raunkiaer, creemos que puede hablarse abiertamente de formas vitales o biotipos 'intermedios' o transitorios entre dos diferentes, aun cuando resulte a menudo dominante la expresión de una forma etológica concreta. En algunos trabajos previos (Laguna, 1995, 1997 y 2006) hemos abordado ya una primera tentativa de clasificación de estas formas intermedias, aunque sin formalizarlas suficientemente y sin establecer una clara diferenciación respecto a los anfífitos.

Además de lo anterior, es frecuente que el empleo estricto de las alturas propuestas por Raunkiaer para la situación de las yemas vegetativas en la estación desfavorable, dé lugar a contradicciones patentes, que derivarían de la mayor talla que las especies suelen mostrar en climas cálidos como el Mediterráneo, sin que ello implique diferencias funcionales significativas respecto a su enclave en otro biotipo al crecer en climas más fríos. Por ejemplo, si visitamos zonas septentrionales del arco Mediterráneo Nordoccidental, como el Sur de Francia, podemos encontrar que *Thymus vulgaris* subsp. *vulgaris* debe considerarse claramente como caméfito, que apenas alcanza los 20 cm de talla, encajando bien en la propuesta de Raunkiaer. Sin embargo, esta misma planta posee mayor talla al descender de latitud, y en buena parte de su área de distribución en la Península Ibérica se sitúa en torno a 25-30 cm de talla, lo que obligaría a transferirlo al grupo de los fanerófitos, que engloba a los árboles y grandes arbustos.

En el presente trabajo se propone una adenda a las clasificaciones actuales basadas en los biotipos de Raunkiaer, a fin de abarcar estas situaciones especiales, ejemplificándolas con algunos casos relevantes. Igualmente, se propone una visión flexible de la altura de las yemas vegetativas para diferentes formas etológicas.

METODOLOGÍA

El trabajo abordado es fundamentalmente teórico, por lo que se ha basado en la consulta de obras básicas -Raunkiaer (1934); Ellenberg y Mueller-Dombois (1967)-, y en las observaciones de campo sobre flora local realizadas repetidamente por los autores en el ámbito geográfico de la Comunidad Valenciana desde la década de 1980, y en menor medida en abundantes lugares de toda la cuenca del Mediterráneo. Para la nomenclatura y autoría de las especies vegetales se ha seguido la indicada en el manual de Mateo y Crespo (2009), que a su vez refleja la de *Flora iberica* (Castroviejo, 1986-2014) para los volúmenes ya editados de dicha obra.

DATOS

1. Altura de las yemas

En relación a la altura de las yemas resultan convenientes dos modificaciones sobre la clasificación de los tipos y subtipos de Raunkiaer:

- En referencia a los geófitos, se observa que existen especies de rizomas o bulbos emergidos de la altura del suelo, con o sin pérdida de las rosetas y tallos foliares en época desfavorable, pero que ni por su morfología ni por su funcionalidad pueden encajarse en formas vitales diferentes. Ejemplos evidentes son la mayoría de lirios rizomatosos como *Iris lutescens* o *I. germanica*, que pueden presentar yemas enterradas, pero a menudo las poseen en los primeros 2-3 cm emergidos del suelo. En otros territorios de clima mediterráneo y en los de tendencia subtropical se dan también geófitos de grandes bulbos emergidos, cuyas yemas en época desfavorable se alojan en la zona media o superior del bulbo, a distancias que pueden alcanzan los 5 cm, como ocurre en las especies ornamentales del género *Crinum* (obs. pers., E. Laguna).

- En lo relativo a los caméfitos, según lo ya avanzado en la introducción, la morfología y funcionalidad de la mayoría de pequeños arbustos mediterráneos similares a los que en latitudes más septentrionales no superan los 25 cm, alcanzan alturas de las yemas vegetativas más elevadas en torno a los 50 cm -p.ej. *Lithodora fruticosa, Helichrysum stoechas, Globularia alypum, Santolina chamaecyparissus* subsp. *squarrosa, Satureja obovata* subsp. *valentina, Sideritis tragoriganum, S. juryi, S. murgetana, Thymus hyemalis, Th. webbianus, Th. mastichina,* etc.

2. Biotipos intermedios

Se proponen diversas formas etológicas cuyos nombres abarcan los de aquéllas de las que presentan caracteres:

-Hemicriptocaméfitos: Es una estrategia muy frecuente, ya sea en especies usualmente consideradas camefíticas, pero que en condiciones de estrés pueden adquirir hábito hemicriptofítico, como en los hemicriptófitos que en zonas cálidas de veranos poco severos acaban por lignificar parte de sus tallos. Son ejemplos, entre otros, *Hedysarum boveanum* subsp. *europaeum, Lotus corniculatus* subsp. *corniculatus*, *Medicago suffruticosa* subsp. *leiocarpa*, *Convolvulus althaeoides*, etc. Una forma peculiar de hemicaméfitos son las plantas en las que las yemas axilares de las tallos florales funcionan como vegetativas, emitiendo rosetas y nuevos tallos elevados del suelo, como ocurre con *Foeniculum vulgare, Piptaherum miliaceum*, diversas especies del género *Limonium*, etc.

-Hemicriptogeófitos: Reservamos este apelativo para las plantas que, pudiendo incluirse por su aspecto y funcionalidad en el grupo de los hemicriptófitos, poseen yemas protegidas por estructuras propias de geófitos -p. ej. bases engrosadas de las vainas foliares-. En parte abarcaría lo que Braun-Blanquet (1979) consideraba 'geófitos con yemas radicales'. Son ejemplos óptimos algunas umbelíferas como *Thapsia villosa* o *Distichoselinum tenuifolium*.

-Geocaméfitos: Incluimos aquí sobre todo plantas turionales, cuyos tallos nacen de estructuras subterráneas de almacenamiento o resistencia, y desarrollan todo su crecimiento en una sola estación, pero que luego perviven durante muchos años; excepcionalmente los tallos pueden poseer yemas que le permitan en años posteriores una segunda elongación muy breve o la producción de yemas florales. El ejemplo más claro podría ser *Asparagus horridus*.

-Geofanerófitos: Este caso es similar al anterior, pero con especies que alcanzan mucha más talla como *Asparagus acutifolius, A. aphyllus, Ruscus aculeatus, R. hypophyllus*, etc.

-Fanerocaméfitos: Plantas habitualmente de 0,5 a 1,5 m -excepcionalmente mayores- cuyo aspecto externo es más cercano al de un caméfito o pequeño arbusto, que al de los genuinos fanerófitos -árboles y arbustos arborescentes-. Incluimos aquí a muchas de las especies representativas de los matorrales seriales mediterráneos como *Rosmarinus officinalis, Cistus albidus, Erica multiflora*, etc., aunque adaptativamente algunas especies de estos mismos géneros sí que deben considerarse genuinos fanerófitos –p.ej. *Erica arborea*.

3. Anfífitos y su nomenclatura

Para los anfífitos proponemos usar la combinación de formas vitales que exhibe la especie como en los biotipos intermedios, pero precediéndola del prefijo *anfi-*; en lengua inglesa y francesa su equivalente sería *amphi-*, mientras en italiano o portugués sería similar al castellano. Los casos de anfífitos son particularmente frecuentes en los biotipos a los que se suele atribuir vida más breve, desde los terófitos hasta los caméfitos. Los terófitos no pueden tener transiciones a otras formas, ya que su característica distintiva es la duración del ciclo vital -un año, o hasta 2 si se aceptan en ese grupo las plantas bianuales-, por lo que la presencia en una misma población o territorio de otra forma vital para la misma especie no puede interpretarse como un biotipo intermedio. Los más habituales observados son:

-Anfiterohemicriptófito: Frecuente en especies como *Plantago coronopus, P. lagopus, Geranium robertianum, Centaurium quadrifolium* subsp. *barrelieri, Erodium malacoides*, etc. A menudo en una misma población el comportamiento es una simple respuesta a las condiciones del sustrato en el que ha germinado la semilla, actuando como terófito en los más desfavorables.

-Anfihemicriptocaméfito: Se observa en ocasiones en las mismas especies que tienen estrategia hemicriptocamefítica, pero expresándose las estrategias puras por separado entre diferentes ejemplares de una misma población -p. ej. en *Biscutella stenophylla*.

-Anfiterohemicriptocaméfito: Lo hemos observado sobre todo en diversas especies del género *Limonium* (*L. dufourii, L. perplexum*) y en poblaciones de algunas plantas nitrófilas como *Conyza sumatrensis*. En ocasiones lo que se observa es que una fracción poblacional se expresa como terófito y otra como hemicriptocaméfito -p. ej. en la misma *C. sumatrensis*.

CONCLUSIONES

Se propone que la altura de las yemas en época desfavorable, como factor discriminante para la clasificación de los biotipos, se estime de modo flexible, particularmente en los geófitos -hasta unos 5 cm por encima del nivel del suelo, siempre que se trate de plantas bulbosas o rizomatosas- y en los caméfitos -hasta 50 cm, excepcionalmente más-. Como solución para las especies que exhiben en una misma planta estrategias transitorias entre dos biotipos, se propone adoptar un sistema de biotipos intermedios, siendo los casos aquí expuestos los de hemicriptocaméfitos, hemicriptogeófitos, geocaméfitos, geofanerófitos y fanerocaméfitos. Cuando lo que se observa son diferentes formas vitales para una misma especie en una misma zona, observándose que la estrategia adoptada responde aparentemente a razones ambientales y no taxonómicas, se proponen nombrarlas como diversas formas de anfífitos: anfiterohemicriptófito, anfihemicriptocaméfito y anfiterohemicriptocaméfito.

Referencias bibliográficas

Aguilella, A., Laguna, E. y Fos, S. (2010): *Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas,* Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge de la Generalitat Valenciana, Valencia, 358 p.

Braun-Blanquet, J. (1978): *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Blume, Barcelona, 820 p.

Castroviejo, S, (coord. edit.) (1986-2014): *Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. CSIC-Real Jardín Botánico, Madrid, 19 vols.

Daubenmire, R.F. (1968): *Plant communities: a textbook of plant sinecology*. Harper & Row, Nueva York, 300 p.

Ellenberg, H. y Mueller-Dombois, D. (1967): "A key to Raunkiaer life-forms with revised subdivisions" *Berichte del Geobotanischen Institutes ETH Stiftung Rübel, Zurich* 37: 56-73

Font Quer, P. (1985). *Diccionario de Botánica*, 9ª reimpr., Labor, Barcelona, 1244 p.

Laguna, E. (1995): *Fenología de la flora y comunidades vegetales del carrascal basófilo mesomediterráneo en la Umbría del Fresnal de Buñol (Sierra de Malacara, Valencia).* Tesis Doctoral, Universidad de Valencia-Facultad de CC. Biológicas, Valencia, 3 vols.

Laguna, E. (1997): *Vegetación y flora de la Umbría del Fresnal (Sierra de Malacara, Hoya de Buñol-Chiva)*. Colección de Estudios Comarcales, nº 2. Instituto de Estudios Comarcales Hoya de Buñol-Chiva, Buñol, Valencia, 142 pp.

Laguna, E. (2006). Caducifolios y perennifolios de porte bajo del parque natural del Carrascar de la Font Roja (Alcoi-Ibi, Alicante). *Iberis* 6: 11-20.

Mateo, G. y Crespo, M.B. (2009). *Manual para la determinación de la flora valenciana*, 4ª ed., Librería Compas, Alicante, 508 pp.

Pérez-Latorre, A.V., Hidalgo, N. y Cabezudo, B. (2012). "Los tipos funcionales de la flora y la vegetación de las peridotitas de Sierra Bermeja (Málaga): estudio preliminar", en Cunill, R., Pélachs, A., Pérez-Obiol, R. y Soriano, J.M. (eds.): *Las zonas de montaña: Gestión y Biodiversidad. VII Congreso Español de Biogeografía*. Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, pp. 75-81.

Raunkiaer, C. (1905): "Types biologiques pour la géographie botanique". *Oversigt over Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Fohrandlinger / Bull. Soc. Acad. Sci. Danemark* 1905: 347-438.

Raunkiaer, C. (1934): *The life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford University Press, Oxford, 632 p.

DISTRIBUCIÓN DE LA VEGETACIÓN FLOTANTE DE NENÚFARES EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO GUADIANA (ESPAÑA) MEDIANTE FOTOINTERPRETACIÓN. RESULTADOS PRELIMINARES.

Gosálvez, R.U. (1), Flores, T. (2)

(1) Dpto. de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Castilla-La Mancha. rafaelu.gosalvez@uclm.es
(2) Dpto. de Biología Animal, Universidad de Málaga. tflores@uma.es

Resumen: La vegetación flotante de nenúfares está protegida legalmente en Castilla-La Mancha, recomendándose para su gestión un seguimiento que evalúe su estado; seguimiento que no se ha realizado hasta hoy, entre otras causas, por su distribución dispersa en los ríos y su baja accesibilidad. Ello justifica el empleo de la teledetección, en este caso la fotointerpretación de fotografías aéreas de 1956, 1984, 1997, 2006 y 2012, constatándose que los nenúfares aparecen sólo en el río Guadiana y en su afluente el Bullaque, ocupando tramos remansados. Se han reconocido 205 manchas en el Guadiana, con un tamaño promedio de 489 m^2, ocupando una superficie total de 100,421 m^2, y 69 manchas en el río Bullaque, con un tamaño promedio de 435 m^2, y una superficie de 29,924 m^2. Entre 1956 y 2006 se observa una pérdida local de manchas y con ello una reducción de su área total de distribución.

Palabras clave: Distribución, Fotointerpretación, Guadiana, Nenúfares, Vegetación.

Abstract (Distribution of the floating vegetation of "water lilies" in the upper Guadiana river basin (Spain) by means of aerial photo interpretation. Preliminary results.): The floating vegetation of "water lilies" is protected in Castilla-La Mancha, being suggested their tracking to assess the status, tracking that has not been made until now, among other causes by their way of distribution in the rivers and their low accessibility. This justifies the use of remote sensing, in this case the photo interpretation of the digital aerial orthophotos taken in 1956, 1984, 1997, 2006 and 2012, confirming the presence of the "water lilies" only in the Guadiana river and its tributary the Bullaque, in stagnant sections of these rivers. A total of 205 patches have been recognized in the Guadiana that cover an area of 100,421 m^2, with an average patch size of 489 m^2, and 69 patches in the Bullaque river, total area of 29,924 m^2, average patch size of 435 m^2. Between 1956 and 2006 is locally observed a loss of patches and thus decreasing in their full distribution range.

Key words: Aerial photo interpretation, Distribution, Guadiana, Vegetation, Water lilies.

INTRODUCCIÓN

Los macrófitos acuáticos son plantas bioindicadoras de la salud de los ecosistemas acuáticos (Paillisson y Marion, 2006; Hinojosa-Garro et al., 2008; Sondergaard et al., 2010). El estar vinculados a ambientes muy dinámicos como son los ecosistemas acuáticos ha hecho que muchas especies se encuentren amenazadas. Una evaluación de la flora mediterránea durante el período 1886-2001 realizada por Lavergne et al. (2006) reveló que los hidrófitos y otras especies ligadas a la presencia del agua tienen las mayores tasas de regresión y extinción entre las plantas vasculares de esta región biogeográfica.

Dentro de los macrófitos acuáticos, los nenúfares son plantas de gran vistosidad, en las que destacan sus grandes hojas verdes, flotantes y dotadas de un peciolo muy largo y en las que el color de sus flores da el nombre vulgar a las dos especies más extendidas en España: el nenúfar blanco *Nymphaea alba* y el nenúfar amarillo *Nuphar luteum*. Originarios de África y Asia, ocupan masas de aguas de nula o escasa corriente, cálidas, bien iluminadas, con pocos nutrientes y con profundidades de hasta 3 m.

En la Cuenca Alta del río Guadiana los nenúfares se encontraban ampliamente distribuidos cuando los ríos y humedales eran ecosistemas bien conservados y poco alterados, pero continuas presiones de todo tipo los han llevado a convertirse en una planta escasa y con poblaciones fragmentadas (Cirujano y Medina, 2002).

La Ley 9/1999 de Conservación de la Naturaleza de Castilla-La Mancha recoge la vegetación flotante de nenúfares en la categoría A del Catálogo de Hábitat de Protección Especial. Entre las recomendaciones de gestión propuestas está la de realizar un seguimiento de su distribución para evaluar el estado de sus poblaciones (Martín et al., 2003). Hasta la fecha no se ha realizado este seguimiento por las dificultades de accesibilidad y localización a lo largo de la longitud de los ríos y por la particular forma de distribuirse estos táxones en múltiples fragmentos, por ello la teledetección es una herramienta alternativa para su estudio.

Numerosas características de este tipo de vegetación pueden ser estimadas a partir de la teledetección como la composición de especies, la estructura, la biomasa, su distribución en el espacio e incluso algunos parámetros

fisiológicos. Además, la información que proporciona la teledetección puede ser usada para la modelización ambiental y para comprender mejor la dinámica ecológica de las comunidades de plantas acuáticas.
El uso de la teledetección para el estudio de la vegetación está bien establecido, desde la temprana aplicación para cartografía, empleando la fotografía aérea y la interpretación visual, hasta el uso moderno de sistemas digitales de alta resolución y la clasificación automatizada (Silva et al., 2008).

De todos los productos que proporciona la teledetección, las fotografías aéreas son la forma más utilizada para estudiar y cartografiar la vegetación acuática (Lehmann y Lachavanne, 1997) teniendo la ventaja de que son más baratas de adquirir y tiene una mejor resolución espacial que las imágenes de satélite (Chuvieco, 2010).

El objetivo de este trabajo ha sido evaluar la distribución espacial y los cambios históricos de la vegetación flotante de nenúfares en la Cuenca Alta del río Guadiana utilizando las fotografías aéreas digitales disponibles.

METODOLOGÍA

El área de estudio se corresponde con los ejes fluviales principales de la Cuenca Alta del río Guadiana, entendida aguas arriba del embalse de Cíjara, extendiéndose toda ella en la comunidad autónoma de Castilla-La Mancha. Comprende el río Guadiana y sus principales afluentes: el Gigüela, Bañuelos, Bullaque, Alto Guadiana, Azuer, Jabalón y el Tirteafuera.

Las poblaciones de nenúfares se han digitalizado manualmente mediante un SIG a partir del estudio visual de las fotografías digitales ortorrectificadas y georreferenciadas disponibles, lo que ha permitido generar varios mapas de distribución, presentando aquí la situación del año 2006.

Las técnicas de fotointerpretación visual son muy adecuadas para el estudio de macrófitos acuáticos de hojas flotantes como los nenúfares (Marshall y Lee, 1994; Silva et al., 2008). Cualidades visuales como la forma, la textura, el color y el tono son usadas para distinguir este tipo de vegetación de otros elementos presentes en las fotografías aéreas y definir sus límites.

Las fotografías analizadas se corresponden con el vuelo americano de 1956 (meses de julio a septiembre), el vuelo del IGN de 1984 (mes de agosto), el vuelo nacional del SIG Oleícola de 1997 (meses de agosto y septiembre) y los vuelos en color del PNOA de 2006 y 2012 (meses de junio). Estos vuelos cumplen con las recomendaciones de Marshall (1994) en el sentido de que se realizaron en una ventana temporal que abarca el período de máxima abundancia y biomasa de los nenúfares.

Los objetivos concretos que se persiguen en este trabajo son: (1) la identificación de cada mancha o fragmento de vegetación flotante de nenúfares y su representación espacial, (2) la obtención de medidas de la estructura espacial de las manchas de nenúfares que contribuyan a explicar su distribución en el área estudiada y (3) la evolución de algunas áreas desde la mitad del siglo XX.

La caracterización de la estructura espacial de las manchas de nenúfares se analizó de acuerdo a los siguientes parámetros descriptores (Forman, 1995; McGarigal y McComb, 1995; Turner et al., 2001): la superficie total de manchas de nenúfares (STM), el número de manchas (NM), el perímetro total de las manchas (PTM), el índice de la mancha mayor (IMM), el tamaño medio de mancha (TmM), el tamaño de la mancha menor (Tmm) y, por último, el tamaño de la mancha mayor (TMM). Para llevar a cabo los análisis se ha empleado un Sistema de Información Geográfica libre y de código abierto, QGIS 2.2. (QGIS Development Team, 2014).

DATOS

Las poblaciones de nenúfares aparecen en la Cuenca Alta del río Guadiana sólo en el propio río Guadiana y en su afluente el río Bullaque (Figura 1). Los nenúfares ocupan tramos remansados y permanentes de estos dos cursos fluviales. Se descarta la presencia de nenúfares en el resto de ejes fluviales principales de esta cuenca hidrográfica en su parte Alta, al no ser encontrada ninguna población en los mismos.

	Río Guadiana	Río Bullaque
STM (m^2)	100,421	29,924
NM	205	69
PTM (km)	21.7	5.5
IMM (%)	6.2	41.4
TmM (m^2)	489.9	435.4
Tmm (m^2)	8.23	6.23
TMM (m^2)	6255.5	12,439.3

Tabla 1. Parámetros descriptores de la estructura espacial de las manchas de nenúfares en la Cuenca Alta del río Guadiana

En el río Guadiana los nenúfares se extienden desde el paraje de El Batán (municipio de Luciana), hasta la cola del embalse del Cíjara (Puebla de Don Rodrigo, Arroba de Los Montes y Villarta de Los Montes), cartografiándose 205 manchas cuya estructura espacial se presenta en la Tabla 1. En el río Bullaque las manchas de nenúfares aparecen desde el núcleo urbano de Pueblonuevo del Bullaque (Retuerta del Bullaque), hasta el paraje de El Vado de la Torrecilla (Piedrabuena), inventariándose 69 núcleos de población de nenúfares cuyas características se muestran en la Tabla 1.

El río Guadiana alberga el mayor número de manchas y la mayor superficie de nenúfares, aunque las poblaciones se encuentran más fragmentadas que su tributario el río Bullaque. El fragmento más grande de nenúfares se localiza en el río Bullaque, en el paraje de Las Casas del Río (Porzuna). El IMM y el PTM son parámetros indicativos de la fragmentación espacial de las

manchas de nenúfares, pues en el río Bullaque representa el 41.4% y 5.5 km, frente al 6.2 % y 21.7 km del río Guadiana. Estos datos se refieren a la situación del año 2006, pues la fotografía digital de esta fecha es de los cinco vuelos disponibles la que presenta una mayor resolución espacial y angular para fotointerpretar las manchas de nenúfares. La resolución angular de la fotografía de 2012 es menor que la de 2006 como consecuencia de importantes efectos de reflectividad bidireccional (Chuvieco, 2010). Hay que indicar que la fotointerpretación no permite distinguir entre nenúfares blancos y amarillos.

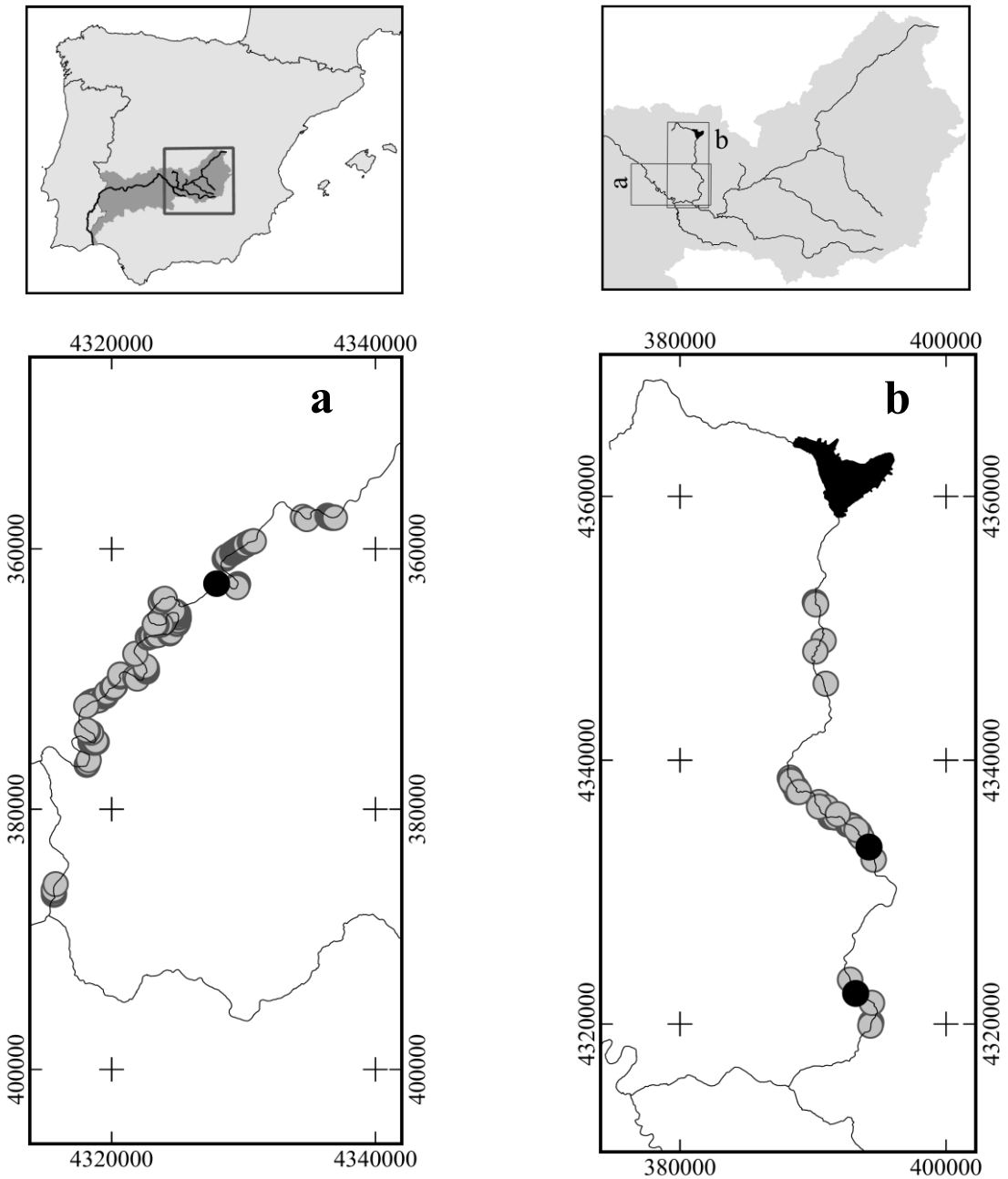


Fig. 1: Distribución espacial de las poblaciones de nenúfares en la Cuenca Alta del río Guadiana (a: río Guadiana; b: río Bullaque). Año 2006. Sistema de referencia ETRS89 / UTM zona 30N.
Leyenda: Círculo gris: mancha nenúfares; Círculo negro: mancha nenúfares desaparecida.
Línea continua: ríos; Tesela negra: embalse

En cuanto a la evolución de las poblaciones entre 1956 y 2006, cabe destacar la desaparición de los nenúfares en dos parajes tradicionales en el río Bullaque, la Tabla de Sagasta (Porzuna) y la Tabla de la Yedra (Piedrabuena), y en uno en el río Guadiana, la Tabla de los Ahogados (Puebla de Don Rodrigo).

CONCLUSIONES

En este trabajo se presentan los resultados preliminares de un estudio de la situación de las poblaciones de nenúfares en la Cuenca Alta del río Guadiana, empleando para ello una herramienta alternativa y complementaria

al trabajo de campo, la fotointerpretación. Esta técnica ha permitido la localización, cartografiado y determinación de los principales descriptores de la estructura espacial de este tipo de vegetación acuática, y nos permitirá evaluar su dinámica en el último medio siglo. Los primeros resultados muestran una pérdida y fragmentación de las poblaciones de nenúfares en ambos ríos.

Referencias bibliográficas

Chappuis, E., Gacia, E., Ballesteros, E. (2011): "Changes in aquatic macrophyte flora over the last century in Catalan water bodies (NE Spain)", *Aquatic Botany*, 95:268-277.

Chuvieco, E. (2010): *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio.* Editorial Ariel, Madrid.

Cirujano, S. y Medina, L. (2002): *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha*, Real Jardín Botánico (CSIC)/JCCM, Madrid.

Forman, R.T.T. (1995): *Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions*, Cambridge University Press, Cambridge.

Hinojosa-Garro, D., Mason, C.F., Underwood, G.J.C. (2008): "Macrophyte assemblages in ditches of coastal marshes in relations to land-use, salinity and water quality". *Fundam. Appl. Limnol*., 172:325-337.

Klink, A. (2004): "Content of selected chemicals in two protected macrophytes: *Nymphaea alba* L. and *Nuphar lutea* (L.) Sibith. & SM. in relation to site chemistry", *Polish Journal of Ecoloy*, 52(2):229-232.

Lavergne, S., Molina, J., Debussche, M., (2006): "Fingerprints of environmental change on the rare Mediterranean flora: a 115-year study". *Glob. Change Biol.*, 12, 1466-1478.

Lehmann, A, Lachavanne, J.-B. (1997): "Geographic information systems and remote sensing in aquatic botany", *Aquatic Botany*, 58:195-207.

Marshall, T. R, Lee, P.F. (1994): "Mapping aquatic macrophytes through digital image analysis of aerial photographs: an assessment", *J. Aquat. Plant Manage.*, 32:61-66.

Martín, J., Cirujano, S., Moreno, M., Peris, J.B., Stübing, G. (2003): *La vegetación protegida en Castilla-La Mancha. Descripción, ecología y conservación de los hábitats de protección especial*, JCCM, Madrid.

Ot'ahel'ová, H., Ot'ahel', J., Pazúr, R., Hrivnák, R., Valachovič (2011): "Spatio-temporal changes in land cover and aquatic macrophytes of the Danube floodplain lake", *Limnologica*, 41:316-324.

Paillisson, J.M. y Marion, L. (2006): "Can small water level fluctuations affect the biomass of *Nymphaea alba* in large lakes?", *Aquatic Botany*, 84:259-266.

QGIS Development Team (2014): *QGIS Geographic Information System.* Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org.

Silva, T.S.F, Costa, M.P.F., Melack, J.M., Novo, E.M.L. (2008): "Remote sensing of aquatic vegetation: theory and applications", *Environ. Monit. Assess.*, 140:131-145.

Sondergaard, M., Johansson, L.S., Lauridsen, T.L., Jorgensen, T.B., Liboriussen, L., Jeppesen, E. (2010). "Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes". *Freshw. Biol.*, 55:893-908.

Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V., (2001): *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*, Springer, New York.

Valta-Hulkkonen, K., Pellikka, P., Tanskanen, H., Ustinov, A., Sandman, O. (2003): "Digital false color aerial photographs for discrimination of aquatic macrophyte species", *Aquatic Botany*, 75:71-88.

McGarigal, K.. y McComb, W.C. (1995): "Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range", *Ecological Monographs*, 65(3): 235-260.

DINÁMICA RECIENTE DE LAS FORMACIONES BOSCOSAS EN LA SIERRA DEL ARAMO (MONTAÑA CENTRAL ASTURIANA) EN RELACIÓN CON LOS CAMBIOS SOCIOECONÓMICOS

Beato, S., Poblete, M. A., Ruiz-Fernández, J., Marino, J. L., García, C., Gallinar, D.

Departamento de Geografía. Universidad de Oviedo. Campus del Milán. Avda. Tte. Alfonso Martínez, s/n. 33011-Oviedo (Asturias), España. uo187213@uniovi.

Resumen: El despoblamiento rural resultado del fin de la sociedad tradicional agroganadera ha auspiciado grandes transformaciones en el paisaje vegetal de Asturias, principalmente el crecimiento de la superficie forestal. Se analiza aquí la evolución reciente de las formaciones vegetales de porte arbóreo y arborescente en la Sierra del Aramo a partir de la fotointerpretación de imágenes aéreas (1957, 1985) y ortofotomapas (2011), el trabajo de campo, la elaboración de cartografía y su integración en un SIG.

Palabras clave: Reforestación natural, cambios socioeconómicos, SIG, Sierra del Aramo, Montaña Central Asturiana.

Abstract (Recent dynamics of forest formations in Sierra del Aramo [Central Asturian Mountain] in relation to socio-economic changes): The rural depopulation result of the end of agricultural-livestock traditional society has caused major changes in the asturian vegetation, chiefly an increase in forest area. The recent evolution of tree formations in the Sierra del Aramo is analysed here using the photointerpetration of aerial photographs (1957, 1985) and orthophotographs (2011), fieldwork, mapping and its integration in a GIS.

Key words: Natural reforestation, socio-economic changes, GIS, Sierra del Aramo, Central Asturian Mountain.

INTRODUCCIÓN

El análisis histórico de la acción antrópica es indispensable en los estudios biogeográficos toda vez que el paisaje vegetal es expresión de la sociedad que lo genera. Así se ha puesto de manifiesto con el desarrollo de la Biogeografía cultural o histórica (Guerra, 2001, Meaza et al, 2002, Cadiñanos et al, 2006).

Es conocida la validez de de la realización de cartografía temática sobre imágenes aéreas y satelitales para el análisis de los diferentes elementos que componen el paisaje. Además del análisis espacial es posible aplicar un estudio diacrónico, comparando fotografías de distintas fechas y sus representaciones cartográficas. De este modo se puede conocer la dinámica temporal de cualquier superficie forestal (Lallana y González, 2012).

El objetivo de esta investigación es conocer la dinámica reciente de las formaciones boscosas de la Sierra del Aramo, espacio rural y montano que está sufriendo importantes cambios al igual que otras zonas con estas características.

ÁREA DE ESTUDIO

La Sierra del Aramo es un cordal de unos 12 kilómetros de largo y 7 de ancho que se encuentra en el sector más septentrional de la Montaña Central Asturiana en la Cordillera Cantábrica. Concretamente, se extiende por los territorios de los concejos de Quirós, Morcín y Riosa.

Se trata básicamente de un espigón calizo coronado por una gran plataforma entre los 1.300 y los más de 1.700 metros de altitud, dominada por superficies de pasto y de afloramiento rocoso, donde se suceden *cuetos* y depresiones fruto de la disolución de las calizas. Esta unidad se eleva sobre los valles labrados en las pizarras y areniscas, dentro de las cuencas del Trubia (al Oeste) y del Caudal (al Este), donde conviven acebedas, robledales, hayedos y castañedos con superficies de pasto y matorral; así como prados, aldeas y pueblos que en otro tiempo practicaban la agricultura en gran parte de su territorio.

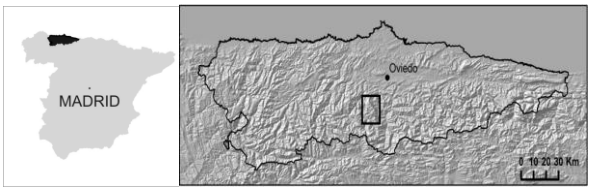


Fig. 1: Localización del área de estudio.

Las características climáticas de la zona son básicamente oceánicas (clima genuino atlántico o templado) aunque las diferencias altitudinales incluyen modificaciones locales, haciendo más rigurosas las condiciones a mayor altitud. Los suelos son esqueléticos de tipo protorendsina entorno a los roquedos calizos, anmoor ácido en las depresiones cimeras y ránker pardo en las laderas y valles.

METODOLOGÍA

El trabajo ha consistido en la fotointerpretación de imágenes aéreas, su inclusión en un Sistema de Información Geográfica, la creación de bases de datos y una cartografía integrada. En primer lugar se recopilaron las imágenes aéreas y ortofotomapas correspondientes al denominado vuelo Americano (1956-57), del Instituto Geográfico Nacional (1985) y los ortofotomapas del PNOA (2011). Posteriormente fueron georreferenciadas con el programa informático ArcMap 9.3 a partir de más de 50 puntos de control para cada una. Con dicho software se crearon dos mosaicos que componían dos fotografías fijas de dos fechas concretas de la misma área. La tercera fue obtenida a partir del mosaico fruto de la unión de dos partes de las hojas nº 52 y 77 de los ortofotomapas del PNOA.

Para el análisis de la evolución espacio-temporal de las masas forestales se procedió a la delimitación de las mismas en cada una de las tres composiciones fotográficas con el programa mencionado. Esta tarea se llevó a cabo a partir de la fotointerpretación de las imágenes, un exhaustivo trabajo de campo y la realización de inventarios de vegetación presentes en su mayoría en la Tesina *El paisaje natural de la Sierra del Aramo* (Beato, 2012c).

Con toda la información generada se creó una base de datos y un mapa asociado que integra las tres capas correspondientes a cada fecha de estudio.

Aunque el trabajo ha sido realizado con el mayor rigor científico, la deformación de las propias fotografías de origen y de los mosaicos durante su confección obligan a ser cautelosos con los resultados obtenidos.

RESULTADOS

El medio natural asturiano ha sido transformado en un proceso de evolución sociocultural a lo largo de siglos, en los que se han organizado sociedad y recursos dando lugar a un modo de vida que pervivió desde prácticamente la Edad Media hasta finales del siglo XIX. Es en ese momento cuando el contexto socioeconómico empuja a los campesinos a emigrar en lo que se convertió en un auténtico éxodo en las décadas siguientes. A partir de entonces, se inicia también el desmoronamiento de las estructuras sociales y territoriales en el Aramo, con importantes transformaciones en su paisaje vegetal (Beato 2012b). Hasta esa fecha las formaciones vegetales estaban dominadas por las superficies de prados y pastos para alimento de ganado, así como por tierras de labor y zonas de matorral que también cumplían su función en los medios de producción de las aldeas. Sin embargo, el bosque quedaba reducido a su mínima expresión, acantonado en lugares inaccesibles o limitado en pequeñas áreas de producción de frutos y madera. Esta situación, no obstante, cambia a lo largo del siglo XX en un proceso que continua actualmente.

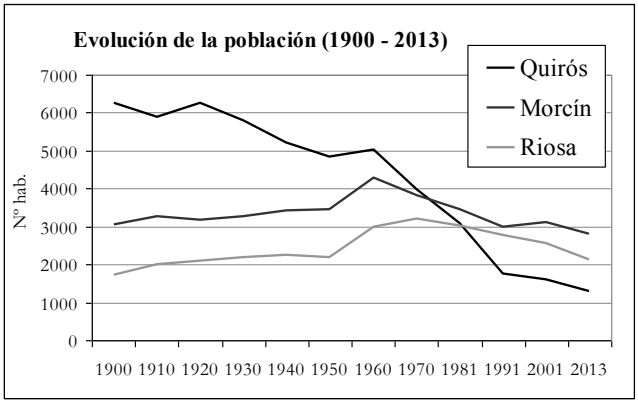


Fig. 2: Evolución de la población en los concejos de Quirós, Morcín y Riosa. Fuente de los datos: INE (1900-1991) y SADEI (2001-2013).

Además de las tendencias generales que vivió el medio rural asturiano, el gráfico de evolución de la población (Fig. 2) nos muestra la influencia de la actividad minera en las inmediaciones del Aramo, haciendo crecer la población en los concejos de Riosa y Morcín, no así en Quirós, con un pico al alza en los años 50 y 60. Buena parte de las familias se sustentaban directa o indirectamente de la minería del carbón que, no sólo aportaba salarios sino también capitales derivados de otras actividades asociadas (construcción, venta de madera, abastecimiento de alimentos). La agricultura y la ganadería pervivían en segundo plano como complemento de la economía del hogar, llevadas por el minero en su tiempo libre, por las mujeres y por los hijos (Beato, 2012a). Así, aunque la presión demográfica sobre el medio no era como a finales del siglo XIX y principios del XX, era bastante alta como se ha comprobado con el análisis de las imágenes del 57, dado que la extensión forestal alcanzada era de 3.878 ha, un 23,31% del total (17.000 ha).

Con el cese de la minería se elimina el freno a la pérdida de población que continuará imparable en la segunda mitad del siglo XX y los comienzos del XXI. La superficie boscosa se recupera hasta las 4.747 ha, según los cálculos realizados con el mosaico de 1985, alcanzándose un 28,54 % del área estudiada (Fig. 3), un 5% más en 28 años. Aunque la actividad minera desaparece casi por completo en el concejo de Quirós (no así en Riosa y Morcín, donde permanece abierto el pozo Monsacro), muchos de sus habitantes continúan vinculados a este sector económico trabajando en otras cuencas mineras asturianas o cobrando subsidios por prejubilación que les permiten dedicar más tiempo a la ganadería (Beato, 2012).

Por último, la siguiente imagen es de 2011. Permitió delimitar 5.391 ha de bosque, que representarían el 32,41% de la superficie, un 9% más que en 1957. La mayor ampliación de la superficie boscosa se ha producido entre el fondo de valle y los 1.100 m., esto es, en el área correspondiente a prados y cultivos, merced a su abandono y el crecimiento de las formaciones boscosas preexistentes (robledales de *Quercus pyrenaica* y *Quercus petraea* en la media montaña a poniente y hayedos de *Fagus sylvatica* a naciente; casteñedos de *Castanea sativa* y bosques mixtos de planocaducifolias en el piso colino). También por encima de esa cota han experimentado un crecimiento

importante las acebedas y avellanedas en las laderas más pronunciadas y sobre pedreras estabilizadas por la dinámica natural. Mientras que el acebo se ha visto beneficiado por su protección gubernamental (desde 2001 *Ilex aquifolium* está reconocida como especie "de interés especial" en territorio asturiano), el avellano responde a su condición de especie colonizadora.

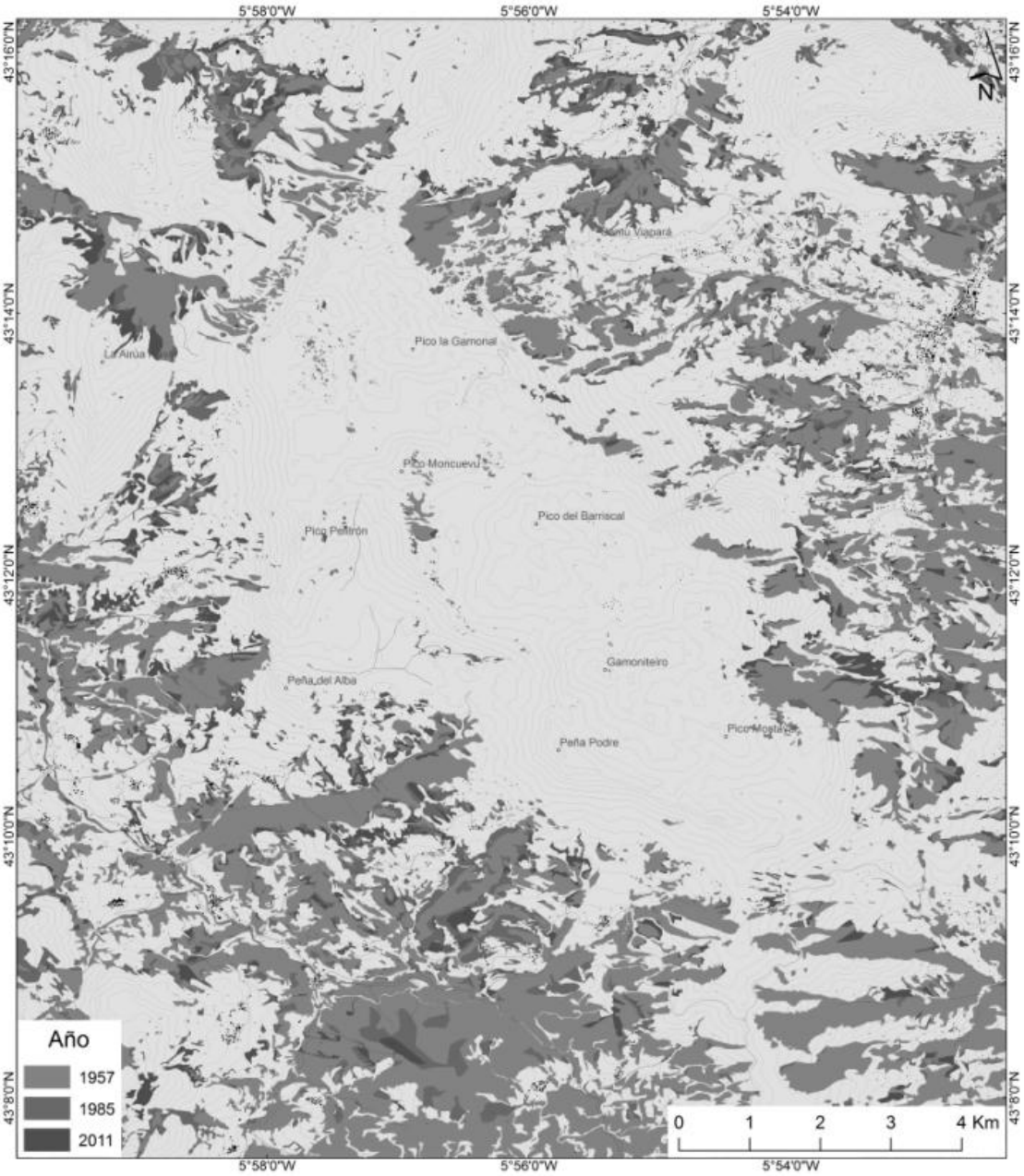


Fig. 3: Mapa de las superficies boscosas en los años 1957, 1985 y 2011.

Para contextualizar estos datos hay que tener en cuenta que unas 2.500 ha se encuentran sobre los 1.300 m. de altitud correspondiéndose con afloramientos rocosos y superficies de pasto donde el desarrollo de especies vegetales de porte arbóreo es muy escaso ya que se encuentra limitado por las condiciones geoecológicas y una activa ganadería extensiva. Esto explica que no haya experimentado ninguna transformación relevante y el recubrimiento forestal sea apenas cartografiable.

En cuanto a la densidad de las formaciones boscosas no se ha realizado ninguna distinción al representarlas, pues todas alcanzan una cobertura mayor del 75% en superficie debido a su aparición como crecimiento de formaciones densas estables. Sólo la generación del bosque como etapa serial natural por abandono de pastizales de media montaña participa en recubrimientos menores (básicamente las acebedas septentrionales), prefiriéndose cartografiar fragmentadas con pequeñas parcelas en lugar de una única superficie.

CONCLUSIONES

La despoblación del medio rural asturiano y el crecimiento de las formaciones boscosas tienen una relación directamente proporcional. Como se puede comprobar en los pueblos y aldeas de la Sierra del Aramo, a medida que estos han ido perdiendo población, la superficie boscosa ha aumentado. En este sentido, cabe destacar que

ocupa casi la mitad de toda el área estudiada por debajo de los 1.300 m de altitud, excluyendo así los principales afloramientos rocosos y los pastizales de montaña.
No cabe duda por tanto, de que el paisaje se está transformando, sufriendo una pérdida de patrimonio cultural íntimamente relacionado con el medio (desaparición de la organización tradicional del territorio y de algunos de sus elementos). Esto conlleva un proceso de homogeneización que muestra una dominancia de las dinámicas naturales sobre las de un modo de vida que se desvanece, mientras la dinámica progresiva de las formaciones boscosas sobre áreas de prado y pasto, aumenta el valor del paisaje vegetal y de los bosques.

Referencias bibliográficas

Beato, S. (2012a): *La construcción del paisaje en la Sierra del Aramo. El caso de la parroquia de Bermiego.* Trabajo de Fin de Máster (inédito), Universidad de Oviedo, 80 p.

Beato, S. (2012b): "El paisaje vegetal de la Sierra del Aramo, un medio de montaña en transformación (Montaña Central de Asturias)", en R. Cunill, A. Pèlachs, R. Pérez-Obiol y J. M, Soriano (ed.): *Las zonas de montaña: gestión y biodiversidad. VII Congreso español de Biogeografía*, GRAMP, Barcelona, pp. 315 - 321.

Beato, S. (2012c): *El paisaje natural de la Sierra del Aramo.* Tesina de Llicenciatura (inédito), Universidad de Oviedo, 210 p.

Cadiñanos, J. A., Ibabe, A., Lozano, P., Meaza, G., Onaindia, M. (2006) (eds.): *III Congreso Español de Biogeografía. Comunicaciones*. Universidad del País Vasco, 469 p.

Guerra, J. C. (2001): "La acción humana, el paisaje vegetal y el estudio biogeográfico", *Boletín de la AGE*, nº 31, pp. 47-60.

Lallana, V y González, R. (2012): "Transformación del paisaje forestal en un sector de la montaña cantábrica central: el Valle de Polaciones (Cantabria)", en R. Cunill, A. Pèlachs, R. Pérez-Obiol y J. M, Soriano (ed.): *Las zonas de montaña: gestión y biodiversidad. VII Congreso Español de Biogeografía*, GRAMP, Barcelona, pp. 402 - 407.

Meaza, G., Cadiñanos, J. A. y Lozano, P. (2002): Bases para un análisis integrado de las diversas vertientes de la biogeografía cultural, en Arozena, M.E., Beltrán, E. y Dorta, P. (2003) (dir.): *La biogeografía: ciencia geográfica y ciencia biológica, II Congreso Español de Biogeografía*, Univ. La Laguna, pp 51 - 58.

DISTRIBUCIÓN DE *Centaurea aspera* (2n), *C. seridis* (4n) Y SU HÍBRIDO *C. x subdecurrens* (3n) A DIFERENTES ESCALAS

Ruiz, P. (1), Garmendia, A. (2), Ferriol, M. (2), Merle, H. (1).

(1) Departamento de Ecosistemas Agroforestales. Universitat Politècnica de València. humerfa@upvnet.upv.es
(2) Instituto Agroforestal Mediterráneo. Departamento de Ecosistemas Agroforestales. Universitat Politècnica de València. algarsal@upvnet.upv.es, mafermo@upvnet.upv.es

Resumen: Entre los mecanismos responsables de la gran diversificación del género *Centaurea* se encuentran la poliploidización y la hibridación. En este trabajo se caracteriza la distribución a macro, meso y microescala de *C. aspera* subsp. *stenophylla* (2n), *C. seridis* subsp. *maritima* (4n) y su híbrido estéril *C. x subdecurrens* (3n). La distribución a macroescala de ambos parentales presenta regiones de solape a lo largo de la franja mediterránea de la Península Ibérica, apareciendo complejos híbridos en puntos del litoral de la Comunitat Valenciana y Murcia, así como en el valle del río Vinalopó (Alicante). Frecuentemente, el híbrido aparece próximo al parental diploide, lo cual puede deberse a que éste actúe como hembra en el proceso de polinización cruzada. *C. seridis* aparece en dunas inestables y cerca de caminos, mientras que *C. aspera* prefiere zonas con baja cobertura arbustiva. En dunas alteradas antrópicamente pueden aparecer juntas, compartiendo el mismo microhábitat.

Palabras clave: Centaurea, hibridación, complejo poliploide, dunas litorales, distribución espacial.

Abstract (Distribution at different scales of *Centaurea aspera* (2n), *C. seridis* (4n) y su híbrido *C. x subdecurrens* (3n)): Among the mechanisms causing the great diversification of the genus *Centaurea*, polyploidization and hybridization are worth mentioning. In this work, we characterize the distribution at macro, meso and microscales for *C. aspera* subsp. *stenophylla* (2n), *C. seridis* subsp. *maritima* (4n) and their sterile hybrid *C. x subdecurrens* (3n). Macroscale distribution for both parentals has overlapping regions along the Mediterranean fringe in the Iberian Peninsula, which leads to the presence of hybrid complexes in several points of the coast of Comunitat Valenciana and Murcia, as well as inland, along the Vinalopó river valley (Alicante). Frequently, the hybrid is located near the diploid parental, suggesting that the latter is acting as the female parental in the cross pollination process. *Centaurea seridis* occurs on unstable dunes and near paths, while C. aspera prefers zones with low shrub cover. On anthropically perturbed dunes, both can coexist, sharing the same microhabitat.

Key words: Centaurea, hybridization, polyploid complex, coastal dunes, spatial distribution.

INTRODUCCIÓN

La poliploidización es uno de los motores de diversificación a largo plazo y de formación de nuevas especies. Tras su creación, los neopoliploides pasan por una fase de inestabilidad, antes de adaptarse y convertirse en eficaces competidores de sus parentales diploides (Comai, 2005). Esta competición es muy patente cuando individuos diploides y tetraploides -que pueden pertenecer o no a especies distintas, de ahí que se les denomine citotipos- coexisten en zonas híbridas.

Frecuentemente, la coexistencia entre citotipos puede resultar en la producción de descendencia híbrida, sobre todo individuos triploides. Los triploides pueden ser estériles, y por lo tanto actuar como una barrera reproductiva entre los citotipos. En este caso, la supervivencia del citotipo más raro está amenazada, cumpliendo el principio del citotipo minoritario, debido a que el citotipo más común poliniza proporcionalmente más al citotipo minoritario que recíprocamente. Consecuentemente, el citotipo minoritario producirá mayor proporción de descendientes triploides estériles, provocando una disminución paulatina de sus poblaciones (Levin, 1975). Sin embargo, varios factores pueden asegurar la supervivencia de ambos citotipos en estas zonas de contacto, como la segregación espacial, mediante la ocupación de nichos ecológicos distintos, o la segregación temporal, mediante divergencia fenológica. Además, el citotipo minoritario puede incrementar las tasas de autopolinización a través de la purga de alelos deletéreos, que conlleva una disminución de la consanguinidad, y el aumento del tamaño floral, lo que mejora su atractivo hacia los insectos polinizadores.

Los mecanismos de poliploidía, disploidía e hibridación son el origen de la diversificación y especiación en el género *Centaurea* (Romaschenko et al., 2004).

La especie diploide *Centaurea aspera* y la tetraploide *C. seridis* pertenecen a la sección *Seridia* y comparten el número cromosómico básico n=11 (García-Jacas et al., 2006). Ambas especies coexisten en distintos puntos de la costa mediterránea del levante español, en hábitats de dunas de arena y/o cantos rodados, generando en muchas ocasiones híbridos triploides estériles *C. x subdecurrens* (Garmendia et al 2010, Ferriol et al 2012).

En este trabajo se pretende determinar la distribución espacial de estos tres taxones a diferentes escalas para tratar de comprender la posible estructura biogeográfica de los citotipos, así como caracterizar las zonas de solape e hibridación. En el análisis de microescala se observarán las diferencias en el tipo de distribución de los individuos y las relaciones espaciales entre los diferentes taxones.

METODOLOGÍA

Se realizó una búsqueda bibliográfica de citas, mediante consulta de bases de datos y publicaciones a nivel nacional y regional. La principal fuente de información fue el sistema de información sobre las plantas de España (ANTHOS 2013), con más de 800 citas aportadas. Éstas fueron complementadas con las del Sistema de Información de la Vegetación Ibérica y Macaronésica (SIVIM 2013), el Atlas de la Flora de Burgos (Alejandre et al., 2006), Atlas de la flora de Aragón (Gómez, 2013), y los bancos de datos de biodiversidad de Catalunya (Font, 2013) y la Comunitat Valenciana (BDBCV, 2013).

Las citas de los complejos híbridos han sido recopiladas y actualizadas recientemente por nuestro equipo de investigación, y publicadas parcialmente en Garmendia et al., 2010.

Las citas fueron procesadas mediante el software libre Quantum GIS 1.8.0-Lisboa, y representadas en un mapa sobre una malla de cuadrículas UTM 10x10 km, mientras que los datos de localización del complejo poliploide constituido por los tres congéneres, se han representado como puntos exactos georreferenciados.

los datos de microescala fueron obtenidos en muestreos de campo efectuados durante Marzo y Abril de 2012, en cuatro parcelas de dunas arenosas localizadas en El Saler y una parcela de cantos rodados en la Marjal dels Moros (Valencia), centradas en el complejo híbrido y con superficies que oscilan entre 3.000 y 13.000 m^2 (ver tabla 1).

Id. Parcela	Delimitación UTM (WGS84, 30S)	Área (m^2)	Nº individuos (tres taxones)	Densidad (i/m^2)
1. Marjal Moros	A: 735806 4389584 B: 735782 4389591 C: 735724 4389480 D: 735749 4389463 E: 735861 4389546	7.730	659	0,085
2. Pinedo	A: 729851 4364855 B: 729931 4364518 C: 729966 4364529 D: 729864 4364858	8.661	423	0,049
3. Final Ctra Sidi	A: 730716 4361306 B: 730721 4361286 C: 730858 4361314 D: 730842 4361336	3.066	484	0,158
4. Sidi Saler	A: 731005 4360295 B: 731011 4360277 C: 731182 4360329 D : 731176 4360348	3.316	165	0,050
5. Casal d' Esplai	A: 732347 4356538 B: 732383 4356487 C: 732574 4356551 D: 732556 4356609	12.877	205	0.016
	Valores medios	**7.130**	**387**	**0,054**

Tabla 1. Caracterización de las cinco parcelas de muestreo empleadas en el presente estudio.

Utilizando un GPS se registró la ubicación exacta de todos los ejemplares de los tres taxones, así como un polígono que representara el área de muestreo. Estos datos fueron analizados con el paquete Spatstat (Baddeley & Turner, 2005) de R para ver el patrón de distribución intraespecífica, la relación de proximidad entre el híbrido y los parentales (que puede dar claves acerca de la maternidad y paternidad, ya que los aquenios se dispersan a distancias menores que el polen) y la competencia por el espacio entre los parentales.

Además se realizó un análisis de distancia por pares (Ripley's K function) con un Test de Monte Carlo con 300 repeticiones independientes para obtener la desviación típica, un test de Kolmogorov-Smirnov para comparar las distribuciones y "Quadrat counting tests for CSR", que analiza la distribución esperada con una chi-cuadrado dividiendo la parcela en tres superficies iguales correspondientes a tres niveles de densidad.

DATOS

En la Península Ibérica *C. aspera* tiene una distribución más amplia que *C. seridis*, que se restringe a la costa, aunque se interna en ocasiones varios kilómetros siguiendo los valles fluviales (figura 1).

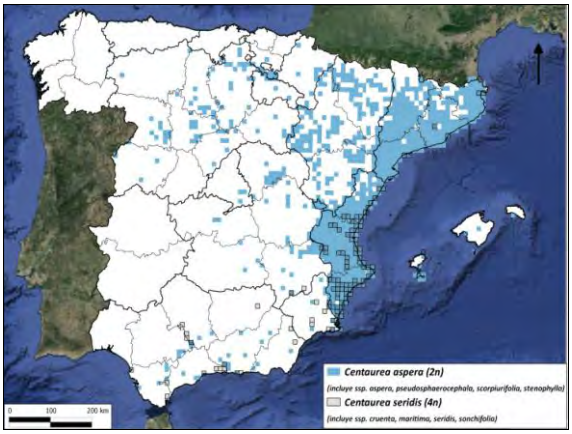


Fig. 1: Mapa de distribución a macroescala de los citotipos parentales.

En todos los lugares encontrados en los que las áreas de distribución de los dos parentales se solapan realmente, aparecen individuos triploides, dando lugar a complejos híbridos poliploides.

En una escala intermedia como la representada en el

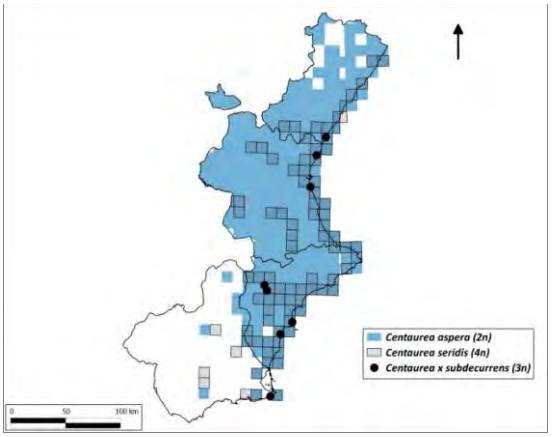


Figura 2: Mapa de distribución de los complejos híbridos poliploides

mapa de la figura 2 puede parecer que las áreas de distribución solapan en más lugares, pero en estos casos, ambas especies están separadas por barreras físicas (acantilados, salinas, paseos marítimos, etc.).

En el análisis a microescala se aprecia una tendencia general en los tres taxones a crecer de manera agregada, de manera que las plantas suelen acumularse en determinadas zonas de las parcelas, dejando áreas vacías o con muy pocos individuos. Esta agregación es muy marcada en *C. seridis* (densidad media (dm)=0,270 individuos/m^2), algo menos en *C. aspera* (dm=0,132 i/m^2) y más variable en el híbrido *C. x subdecurrens* (dm=0,039 i/m^2) (ver figura 3).

Como es lógico, los resultados muestran que los híbridos son más abundantes allí donde coinciden altas densidades de *C. aspera* y *C. seridis*, dado que hay mayor probabilidad de que se produzca la polinización cruzada.

La afinidad del híbrido con *C. aspera* ha resultado significativa en las cinco parcelas, mientras que con *C. seridis* sólo ha resultado significativa en dos de ellas.

Además, es frecuente que los híbridos aparezcan en zonas con elevada densidad de *C. aspera*, a pesar de que la densidad de *C. seridis* en dichas zonas sea muy baja o nula, ocurriendo en menor medida lo contrario. Resultados muy similares se obtienen con el "Quadrat counting test"(ver figura 4).

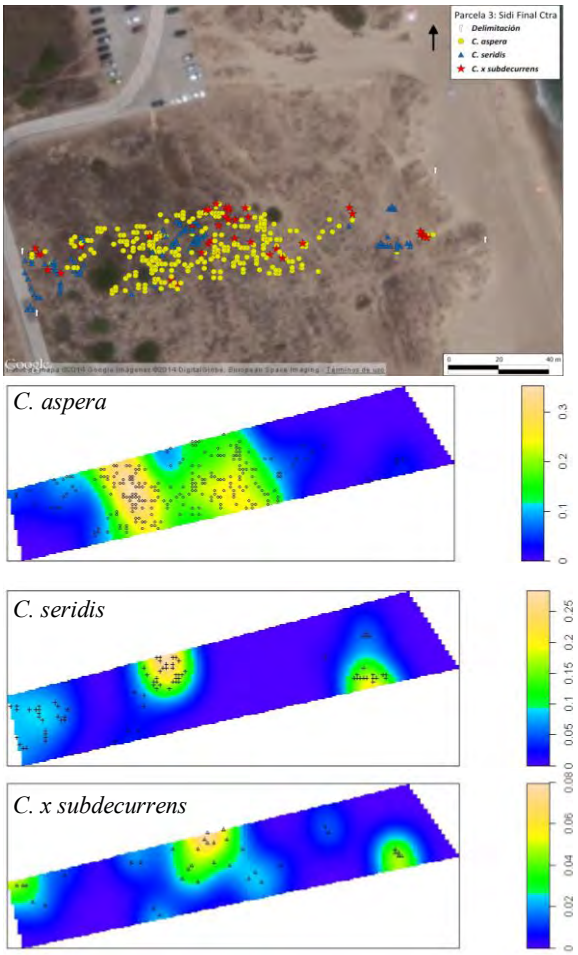


Figura 3: Localización y densidades de cada uno de los taxones en la parcela 3. Final Carretera Sidi (a modo de ejemplo).

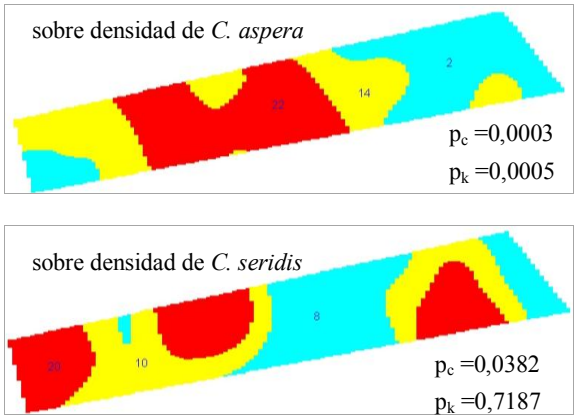


Figura 4: Quadrat counting test para el número de individuos de C. x subdecurrens en tres areas iguales con densidades altas (rojo), intermedias (amarillo) y bajas (azul) de C. aspera (arriba) y C. seridis (abajo). La p_c representa la significación en el test de la chi-cuadrado y la p_k representa la significación en el test de Kolmogorov-Smirnov realizado a partir de las densidades.

CONCLUSIONES

El estudio de la distribución a macroescala señala que *C. seridis* crece fundamentalmente en la costa mediterránea y que *C. aspera* lo hace tanto en la costa como en el interior peninsular. Por tanto, las áreas de distribución de ambas especies presentan regiones de solape a lo largo de la franja mediterránea peninsular.

A nivel de mesoescala, se observa una segregación espacial entre *C. aspera* y *C. seridis* en función de la distancia al mar. El complejo poliploide híbrido aparece en zonas costeras de la Comunitat Valenciana y Murcia, habiéndose encontrado también en el valle fluvial del río Vinalopó (interior de Alicante).

En cuanto a la distribución a microescala, el patrón de distribución intraespecífica es agregado en los tres taxones; siendo más patente en *C. seridis*, luego *C. aspera* y por último *C. x subdecurrens*. La relación híbrido/parental muestra que *Centaurea x subdecurrens* tiende a aparecer más próximo a *C. aspera* que a *C. seridis*. Esto puede indicar que *C. aspera* actúa como madre; o bien que *C. seridis* desplaza por competencia a *C. x subdecurrens*. Respecto a la competencia interparental, no existe un patrón definido de competencia entre *C. aspera* y *C. seridis*; lo que podría deberse a que ambas especies ocupan un nicho ecológico parecido en ecosistemas dunares que presentan un grado variable de alteración antrópica.

Referencias bibliográficas

Alejandre, J.A., García, J.M., Mateo, G. (Eds.) (2006): *Atlas de la flora vascular silvestre de Burgos,* Jolube Editor y Consultor Ambiental.

ANTHOS. (2013): *Sistema de información de las plantas de España*. Real Jardín Botánico, CSIC Fundación Biodiversidad. Recurso electrónico en www.anthos.es

Baddeley, A., Turner, R. (2005): "Spatstat: an R package for analyzing spatial point patterns." *Journal of Statistical Software* 12/6: 1–42. URL: www.jstatsoft.org

BDBCV. (2013): *Banco de Datos de Biodiversidad de la Comunitat Valenciana. Generalitat Valenciana*. Recurso electrónico en http://bdb.cma.gva.es

Comai, L. (2005): "The advantages and disadvantages of being polyploid." *Nature Rev. Genet.* 6: 835-846.

Ferriol, M., Garmendia, A., Ruiz, J.J., Merle, H., Boira, H. (2012): "Morphological and molecular analysis of natural hybrids between the diploid *Centaurea aspera* L. and the tetraploid *C. seridis* L. (Compositae)." *Plant Biosystems* 146: 86-100.

Font, X. (2013): *Mòdul Flora i Vegetació. Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya*. Generalitat de Catalunya i Universitat de Barcelona. http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html

Garcia-Jacas, N., Uysal, T., Romaschenko, K., Suárez-Santiago, V.N., Ertuğrul, K., Susanna, A. (2006): "Centaurea revisited: a molecular survey of the Jacea group." *Annals of Botany* 98: 741-753.

Garmendia, A., Merle, H., Segura, I., Ferriol, M. (2010): "Biogeografía de *Centaurea x subdecurrens* Pau nothosubsp. *subdecurrens* como indicador del estado de degradación de las dunas litorales del levante español", en P. Giménez, J.A. Marco, E. Matarredona, A. Padilla, A. Sánchez, (coords.) *Biogeografía: una ciencia para la conservación del medio*. Universitat d'Alacant, Alicante, pp. 463-469.

Gomez, D. (ed.) (2013): *Atlas de la flora vascular de Aragón*. Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC) y Gobierno de Aragón. Recurso electrónico en http://proyectos.ipe.csic.es/floragon/

Levin, DA. (1975): "Minority cytotype exclusion in local plant populations." *Taxon* 24: 35-43.

Romaschenko, K., Ertugrul, K., Susanna, A., García-Jacas, N., Uysal, T. y Arslan, E. (2004): "New chromosome counts in the *Centaurea Jacea* Group (Asteraceae, cardueae) and some related taxa." *Bot. J. Linn. Soc.* 145: 345-352.

SIVIM. (2013): *Sistema de Información de la vegetación Ibérica y Macaronésica*. Recurso electrónico en http://www.sivim.info/sivi/

FITODIVERSIDAD GEOGRÁFICA DE FUENVELLIDA Y VALDEOLMEÑA (GUADALAJARA) EN CUADRÍCULAS U.T.M. DE 2×2 KM. ANÁLISIS TAXONÓMICO Y DE RIQUEZA

García-Abad, J. J. (1)

(1) Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá. Grupo de Investigación "Tecnologías de la Información Geográfica (TIG) y Análisis Territorial". juanj.garciaabad@uah.es

Resumen: Se inventaría la flora de 12 cuadrículas U.T.M. de 1×1 km (ED50) situadas en La Alcarria Occidental (provincias de Madrid y Guadalajara), en los Despoblados de Fuenvellida y Valdeolmeña, que constituyen una parte de la Mancomunidad de Pastos de Almoguera. Forman un rectángulo de 2×6 km. El inventario aporta datos de la riqueza vascular y del espectro taxonómico. Se emplea una estrategia espacio-temporal de inventario que evite parte de los escollos de avistamiento de plantas por razones fenológicas. De este modo, cada cuatro cuadrículas se agrupan en una de 2×2 km (4 km²), visitándose aquéllas en cuatro periodos diferentes que cubran en ésta la totalidad del ciclo floral anual. Además de establecer los análisis para el agregado del conjunto analizado (12 km²), se agregan también los datos obtenidos en 2 unidades de 1×5 km (5 km²) abarcadas circunstancialmente.

Palabras clave: Despoblados de Fuenvellida y Valdeolmeña. Diversidad biológica. Escala local. Geografía de las Plantas. Riqueza vascular.

Abstract (Geographical phytodiversity in Fuenvellida and Valdeolmeña -province of Guadalajara- using 2×2 km U.T.M cells. Taxonomic and richness analysis): A systematic and exhaustive vascular plant inventory has been carried out in twelve 1×1 km U.T.M (ED50) contiguous grid cells. These are located in Western "La Alcarria" (provinces of Guadalajara and Madrid, Central Spain) consisting of a part of the Pasturage Community of Almoguera (Fuenvellida and Valdeolmeña deserted villages). They shape a rectangle of 2×6 km. Vascular richness and taxonomic spectrum data are summarized. A space-time strategy is employed to avoid pitfalls of sighting plants by phenological reasons. Thus, four 1×1-km grid cells are grouped in a 2×2 km aggregate (4 km²), visiting those in four different periods that cover a complete annual floristic cycle. In addition to analyzing the data corresponding to the studied area (12 km²) we also give the data obtained in two sample units 1×5 km (5 km²) in size that we covered incidentally.

Key words: Fuenvellida and Valdeolmeña deserted villages. Biological diversity. Local scales. Geography of plants. Vascular richness.

INTRODUCCIÓN

A partir de una metodología de rastreo sistemático del territorio para levantar información florística detallada con fines geográficos (García-Abad, 2009; García-Abad y Panareda, 2012), se prosigue su uso en otros territorios de la región natural de La Alcarria Occidental (Guadalajara y Madrid), con objeto de seguir recabando más datos sobre riqueza y composición vasculares. Consiste en el empleo de la cuadrícula UTM (ED50) de 1×1 km como unidad mínima de información de base. De este modo, en un tramo del interfluvio Tajo-Tajuña (límite Guadalajara-Madrid) donde se había detectado hace lustros la existencia de una mancomunidad de pastos de origen medieval, se eligió una pequeña área para analizar la flora (Figura 1). El interés venía dado por la constatación de evidencias naturales y materiales todavía visibles en el paisaje de restos de esa mancomunidad, cuyas actividades pecuarias tradicionales están ya en bastante desuso y en trance de abandono. Los usos agrícola, cinegético y forestal están suplantándolas paulatinamente (García-Abad y Rodríguez, 2013). En esta comunicación se presentan datos sobre: a) las riqueza detectada; y b) los espectros taxonómicos.

METODOLOGÍA

En 2011 y 2012 se efectuaron los trabajos de levantamiento de información en 12 cuadrículas de 1 km² que, por acomodarse a la forma de las entidades territoriales involucradas, dio lugar a un rectángulo alargado de 2 km de ancho por 6 km de largo. Estas 12 unidades se integran en 3 cuadrículas completas de 2×2 km. Se aplica el método de inventario y consulta de floras para determinación taxonómica establecidos en García-Abad (2009). Además se añade una variante de normalización temporo-fenológica en los recintos de 4 km² ensayada por primera vez en García-Abad *et al.* (2009): cada una de sus cuatro cuadrículas de 1×1 se visitan en cuatro periodos diferentes del año: periodo A (Abril y Mayo), B (Junio y Julio), C (Agosto y Septiembre) y D (resto del año).

De este modo, con una sola visita a cada recinto de 1 km², es posible comparar una riqueza vascular amplia entre los tres recintos de 4 km², pues corresponden al todo el ciclo fenológico anual. Así, se evitan parcialmente los escollos fenológicos para la detección de plantas, pues la merma de riqueza detectable por esta razón es menor. La asignación del periodo en cada cuadrícula a inventariar se hace al azar. Se emplean las quincenas como unidades temporales de base. A su vez, se atribuyeron dentro de cada recinto de 4 km² quincenas suficientemente separadas entre los periodos más pródigos floralmente (A, B y C). En el periodo D, se eligieron de manera forzada los meses con menos restricciones de avistamiento floral (Octubre y Marzo).

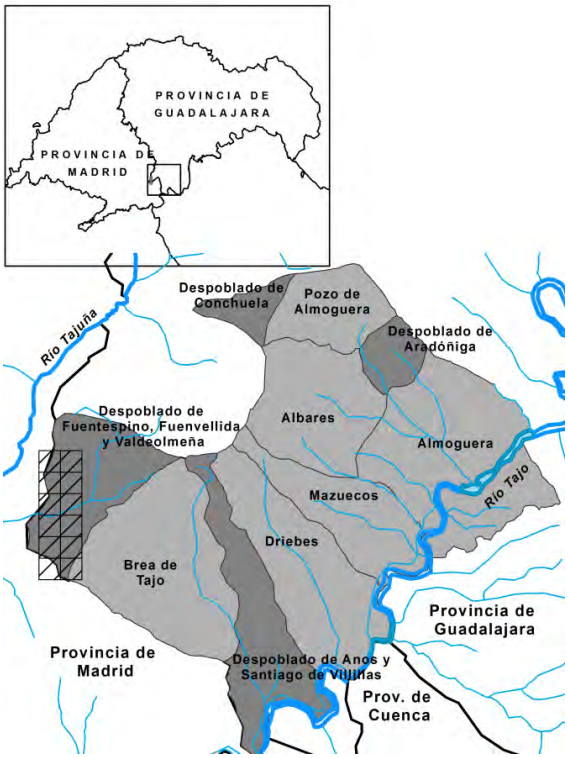


Fig. 1: Situación del Área de estudio: Mancomunidad de Pastos de Almoguera. Municipios que participan de sus bienes (gris medio) y entidades territoriales de los Despoblados que la constituyen en sentido estricto (gris oscuro). Las 12 cuadrículas U.T.M. de 1×1 km inventariadas se sitúan al oeste

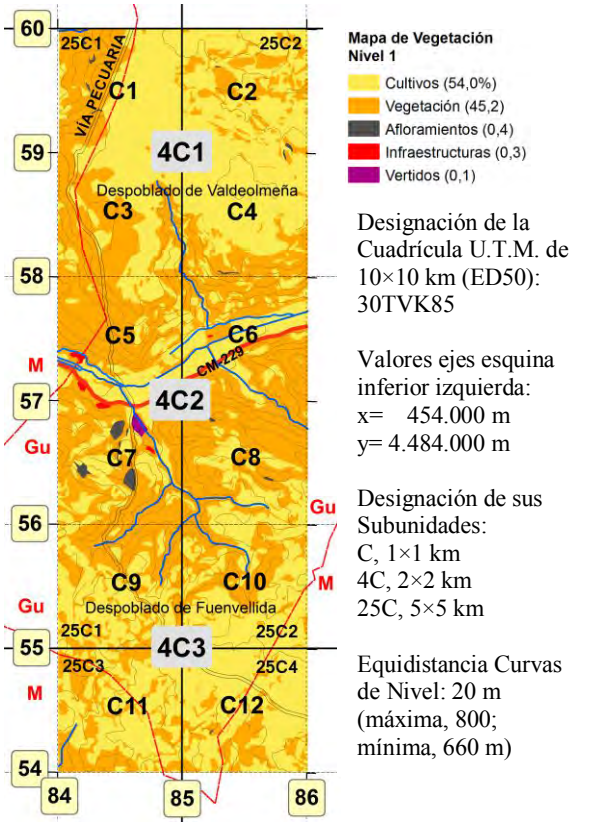


Fig. 2: Área de estudio: Detalle de las 12 cuadrículas de 1×1 km, 3 de 2×2 y parte de las 4 de 5×5 (líneas continuas gruesas) abarcadas

Además de los tres agregados de 4 km², la configuración del área y su encaje cartográfico hizo aconsejable aprovechar otros dos agregados circunstanciales de 2 unidades de 1×5 km (5 km²), pues ambas pertenecen a dos cuadrantes de 5×5 km diferentes dentro de la cuadrícula U.T.M. de 10×10 km (Figura 2) y, además, el reparto temporal de visitas fue razonablemente apto para su comparación.

RESULTADOS

La Tabla 1 muestra el número de plantas vasculares detectado. El rango de riqueza de autóctonas y alóctonas en unidades de 1 km² es muy amplio (190-390), debido en parte a la consustancial diversidad ambiental que hay entre cuadrículas (pese a la relativa homogeneidad paisajística existente); pero sobre todo a la diferente época fenológica de visita. Sin embargo, la amplitud del rango se reduce considerablemente en las unidades de 4 km² (450-530) y de 5 km² (520-570), gracias a la estrategia fenológica adoptada. En conjunto, el área tiene una riqueza en el rango 625-650. La Tabla 2 muestra el espectro taxonómico de plantas autóctonas en las unidades agregadas. Compuestas (15,9%) y gramíneas (10,8%) son las dominantes, pero destaca la importante presencia de leguminosas (8,4%), debido al pasado pecuario del área. Esto se evidencia por el mayor peso que tienen en el sector occidental (25C1), más ampliamente atravesado por vías pecuarias. Respecto al espectro de la flora de La Alcarria y Mesa de Ocaña (García-Abad, 2009), destaca el aumento de compuestas y crucíferas por la presencia de medios más ruderalizados, así como el de labiadas y escrofulariáceas. Por el contrario, desciende el de rosáceas, ciperáceas, orquidáceas y ranunculáceas, plantas propias de medios más nemorales y/o menos antropizados.

CONCLUSIONES

La estrategia temporo-fenológica empleada cubre de manera grosera la totalidad del ciclo fenológico anual con resolución de 4 km², pero evita la necesidad de visitar reiteradamente la misma cuadrícula de 1 km² en varias épocas del año (García-Abad y Panareda, 2012). Ello supone una solución intermedia de compromiso entre la deseable comparación con gran detalle espacial (1 km²) y el esfuerzo en tiempo de las prospecciones. Así, se consigue que el rastreo sistemático avance más en el cubrimiento de territorio, pero sin gran pérdida de resolución espacial ni merma excesiva de datos florísticos.

FT	P	Q	CUTM	Av	As	Ae	N	S	Es	PD	PI	H	Cu	TOTAL
1×1	D	3a	C1	200	200	197	3	2	**205**	32,6	2,7	0	4	208
1×1	B	6b	C2	332	332	329	6	1	**339**	54,0	4,5	0	3	341
1×1	A	5a	C3	374	373	369	8	3	**384**	61,1	5,1	0	3	387
1×1	C	8b	C4	266	266	264	4	2	**272**	43,3	3,6	0	2	273
2×2	**ABCD**	**-**	**4C1**	**480**	**479**	**473**	**13**	**6**	**498**	**79,3**	**6,6**	**0**	**4**	**499**
1×1	C	9a	C5	331	331	328	13	7	**351**	55,9	4,7	1	8	356
1×1	B	7a	C6	298	298	294	6	5	**308**	49,0	4,1	1	21	327
1×1	A	5b	C7	375	374	371	3	5	**382**	60,8	5,1	2	8	389
1×1	D	3b	C8	185	185	184	2	2	**189**	30,1	2,5	1	2	190
2×2	**ABCD**	**-**	**4C2**	**485**	**484**	**479**	**14**	**14**	**511**	**81,4**	**6,8**	**2**	**26**	**529**
1×1	A	4a	C9	260	260	258	5	1	**266**	42,4	3,5	1	3	268
1×1	B	6a	C10	334	333	328	7	1	**341**	54,3	4,5	0	1	342
1×1	C	8a	C11	257	256	252	8	4	**268**	42,7	3,6	0	11	275
1×1	D	10b	C12	228	228	225	8	2	**238**	37,9	3,2	0	4	241
2×2	**ABCD**	**-**	**4C3**	**432**	**431**	**423**	**13**	**8**	**452**	**72,0**	**6,0**	**1**	**12**	**457**
1×5	**A_3CD**	**-**	**25C1**	**532**	**531**	**524**	**17**	**13**	**559**	**89,0**	**7,5**	**2**	**11**	**565**
1×5	**B_3CD**	**-**	**25C2**	**484**	**483**	**477**	**14**	**8**	**503**	**80,1**	**6,7**	**1**	**22**	**521**
2×6	**$A_3B_3C_3$ D_3**	**-**	**100C**	**592**	**591**	**581**	**21**	**19**	**628**	**100**	**8,4**	**2**	**32**	**646**

Tabla 1. Cómputo de plantas vasculares presentes en las 12 cuadrículas U.T.M. de 1×1 km y en los agregados resultantes de las anteriores. Fuente: Trabajo de Campo (20011-12). Elaboración propia

Abreviaturas: FT, Forma y tamaño de la Unidad. P, Periodo del año en que se inventarió (A: Abril-Mayo, B: Junio-Julio, C: Agosto-Septiembre, D: Resto de meses). Q, Quincena del año en que se inventarió (Ver última Nota). CUTM, Cuadrícula U.T.M (ED50). Av, Taxones Autóctonos hasta el rango de variedad. As, subespecie. Ae, especie. N, Taxones Alóctonos naturalizados (igual valor en los tres rangos). S, Taxones Alóctonos asilvestrados de cultivo (*idem*). Es, Taxones espontáneos hasta subespecie (As+N+S) – Redundancias (en los casos en que una misma planta se presenta con varios caracteres de naturalizada, asilvestrada, etc., se contabiliza una sola vez). PD, % de "Es" respecto al total de taxones equivalentes en las 12 cuadrículas (628). PI, % de "Es" respecto a los taxones espontáneos equivalentes de la Península Ibérica y Baleares (≈7500, cifra adoptada en García-Abad y Panareda, 2012, p. 252). H, Híbridos (o nothotaxones). Cu, Taxones y nothotaxones cultivados leñosos. TOTAL = (Av+N+S+H+Cu) – Redundancias (*idem*). NOTAS:

- Las filas con Unidades agregadas de 2×2 km (ó 4C) se colocan bajo las cuatro CUTM 1×1 km (o C) que la integran. Éstas se nombran con la "C" seguida de un número arábigo de orden (Ver Figura 2).
- La saturación del sombreado en filas de CUTM 1×1 km las vincula a su Unidad agregada de 1×5 km, encontrándose cada una en una CUTM de 5×5 km diferente (25C o cuadrante de una CUTM de 10×10 km).
- Las CUTM 1×1 km sin sombreado no se encuentran en ningún agregado de 1×5, siendo las únicas inventariadas en la 25C correspondiente.
- Los subíndices que siguen a cada periodo del año indican el número de cuadrículas inventariadas en el mismo. Cuando no aparece subíndice, se entiende que se inventarió una sola cuadrícula.
- La última fila corresponde al cómputo conjunto de las 12 cuadrículas inventariadas de 1×1 km. Esta Unidad agregada se encuentra en la CUTM 30TVK85 de 10×10 km
- Las quincenas se identifican con el número arábigo del mes, seguido por "a" (primera quincena del mes) o "b" (segunda). Sólo se indican en las unidades C.

FT−−→	2×6 km	1×5 km		2×2 km		
UNIDADES −−→ ↓GRUPOS↓	100C	25C1	25C2	4C1	4C2	4C3
Pteridophyta	**2 (2)**	**2 (2)**	**1 (1)**	**1 (1)**	**1 (1)**	
Gymnospermae	**4 (2)**	**4 (2)**	**3 (2)**	**3 (2)**	**3 (2)**	**2 (2)**
Dicotiledones	**500 (51)**	**452 (51)**	**408 (50)**	**410 (49)**	**410 (51)**	**370 (44)**
Compositae	94	80	83	79	73	77
Leguminosae	50	48	38	39	45	32
Cruciferae	39	35	30	30	27	32
Caryophyllaceae	32	30	24	27	24	26

Labiatae	31	27	26	25	27	28
Scrophulariaceae	24	21	17	20	16	13
Umbelliferae	21	19	19	18	19	16
Rubiaceae	15	15	14	14	14	14
Cistaceae	15	13	15	15	13	12
Rosaceae	13	12	11	11	12	9
Euphorbiaceae	13	11	7	10	7	9
Boraginaceae	12	12	11	11	12	11
Papaveraceae	12	12	10	11	12	9
Ranunculaceae	9	9	5	7	5	5
Gerianaceae	8	8	6	7	5	6
Polygonaceae	8	6	8	6	7	4
Dipsacaceae	7	6	6	6	6	7
Plantaginaceae	6	6	5	5	6	4
Chenopodiaceae	6	5	5	5	5	4
Orobanchaceae	6	5	2	5	3	1
Malvaceae	6	4	5	3	5	4
Resto de Familias	73	69	61	56	67	47
Monocotiledones	**86 (5)**	**74 (5)**	**72 (3)**	**66 (4)**	**70 (5)**	**60 (5)**
Gramineae	64	55	56	50	53	43
Liliaceae	14	12	13	12	12	10
Resto de Familias	8	7	3	4	5	7
Hasta Familia	60	60	56	56	60	51
Hasta Género	306	286	267	271	272	251
Hasta Especie	581	524	477	473	479	423
Ratio Esp/Gen	1,90	1,83	1,79	1,75	1,76	1,67

Tabla 2. Número de taxones autóctonos por grupos taxonómicos hasta el rango de variedad. Entre paréntesis aparece el número de familias. Fuente: Trabajo de Campo (2011-12). Elaboración propia

Referencias bibliográficas

García-Abad, J.J. (2009): "Geografía de las Plantas en la Alcarria Occidental y Mesa de Ocaña (I). Análisis florístico en cinco localidades representativas". *Anales de Geografía de la Complutense*, 29: 127-153.

García-Abad, J.J., M. Gómez, y V.M. Rodríguez (2009): "Cartografía detallada de plantas vasculares en un sector de la Alta Alcarria, Guadalajara. Utilidad en la detección de enclaves naturales de interés". *Lazaroa*, 30: 161-175

García-Abad, J.J. y J.M. Panareda (2012): "Fitodiversidad geográfica de Miralrío comparada con la flora de La Alcarria Occidental de Guadalajara. Análisis taxonómico y de riqueza". *Boletín de la AGE*, 59: 245-274.

García-Abad, J.J. y Rodríguez, V.M. (2013): "Paisajes actuales abandonados. Diversidad de evidencias materiales y naturales de una Mancomunidad de Pastos (Despoblados de Fuenvellida y Valdeolmeña, Guadalajara)" en A.G.E.: *XXIII Congreso de Geógrafos Españoles.* Universitat Illes Balears. pp. 555-566.

ESTUDIO DE LA FENOLOGÍA DE LOS PINARES DE PINO PIÑONERO EN ANDALUCÍA OCCIDENTAL MEDIANTE EL ANÁLISIS DE IMÁGENES MODIS.

Aragonés, D. (1), Díaz-Delgado, R. (2), Afán, I. (3), Bustamante, J. (4) y Moreno, E. (5)

(1) Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica y Teledetección (LAST), Estación Biológica de Doñana. CSIC daragones@ebd.csic.es
(2) LAST, Estación Biológica de Doñana. CSIC rdiaz@ebd.csic.es
(3) LAST, Estación Biológica de Doñana. CSIC isabelafan@ebd.csic.es
(4) Dpto. Ecología de Humedales, Estación Biológica de Doñana. CSIC. jbustamante@ebd.csic.es
(5) Dpto. Agroforestales, Universidad de Huelva. emoreno@uhu.es

Resumen: El presente trabajo explora los cambios temporales en la fenología de la superficie terrestre (LSP, Land Surface Phenology) de 5 parcelas de pinares de pino piñonero en Andalucía Occidental, utilizando la serie temporal del producto NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) a bordo del satélite Terra, desde Febrero de 2000 hasta Febrero de 2014. Se ha utilizado el método BFAST (Breaks For Additive Seasonal and Trend), para la descomposición de series temporales. No se aprecian diferencias significativas en el componente estacional de las parcelas en donde no existen puntos de corte estacionales. Se aprecian diferencias en la componente de tendencia, con puntos de corte diferentes para cada parcela, con un solo punto común para las cinco parcelas situado en el ciclo 2005-2006

Palabras clave: BFAST, Fenología de la superficie terrestre, NDVI, MODIS, *Pinus pinea*, Andalucía.

Abstract (Phenology Study of Stone Pine Forest in Western Andalusia by Analizing Modis Images): This paper explores the temporal changes in the Land Surface Phenology (LSP) of 5 Stone pine plots in western Andalusia, using the NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) time series product of MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) on board of spacecraft Terra from Feb-2000 until Feb-2014. We used the BFAST method (Breaks For Additive Seasonal and Trend) for temporal series descomposition. No significant differences among the plots in their seasonal component are appreciated where there exist no seasonal cut points. Differences in the trend component are detected with different cut points for each plot,with only one common point for the five plots in the 2005-2006 cycle.

Key words: BFAST, Land Surface Phenology, NDVI, MODIS, *Pinus pinea*, Andalusia.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la fenología de la vegetación mediante teledetección, también conocida como fenología de la superficie terrestre (Land Surface Phenology, LSP), se puede definir como el patrón estacional de variación en las superficies con vegetación observado a partir de sensores remotos (Reed et al., 2009). Las mediciones se basan principalmente en series temporales de índices de vegetación de imágenes procedentes de sensores ópticos (Beurs y Henebry, 2010). De los índices de vegetación, el más popular es el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (Tucker, 1979). Su utilidad en la evaluación y el seguimiento por satélite de la cubierta vegetal mundial ha sido bien demostrada en las últimas dos décadas (Jiang et al., 2006). El producto de Índice de vegetación derivado de los datos recogidos por el sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) instrumento que viaja a bordo de los satélites de la NASA, Terra (desde el año 2000) y Aqua (desde el 2002), esta disponible en resoluciones temporales altas y con pixeles desde 250 metros, apropiado para el análisis regional de series temporales y utilizado cada vez más en estudios sobre cambios en la vegetación (Watts y Laffan, 2013).

En la actualidad hay alrededor de 0,7 millones de hectáreas de bosques dominados por pino piñonero (*Pinus pinea* L.) en el mundo, ocupando en España cerca de 0,3 millones de hectáreas (Mutke et al., 2012). La zona de mayor abundancia se encuentra en el Suroeste: Huelva, Sevilla y Cádiz. Siguen en importancia las manchas de la Meseta Norte, apareciendo en Valladolid, Zamora, Ávila y Toledo (Ruiz de la Torre, 1979)

La mayoría de los estudios de la fenología de la superficie terrestre se han centrado en extraer los puntos críticos del ciclo de crecimiento estacional, sin explorar por completo el detalle temporal. El método de puntos de corte para la descomposición aditiva de series en sus componentes estacional y de tendencia (BFAST: Breaks For Additive Seasonal and Trend) (Verbesselt et al., 2010a, b) ha demostrado ser una herramienta válida para detectar cambios fenológicos.

Como parte del trabajo fin de grado que se ha desarrollado este año (Aragonés, 2014), el objetivo de esta comunicación ha sido poner de manifiesto la utilidad de esta herramienta para: ¿Existen diferencias fenológicas en

los distintos pinares de pino piñonero en Andalucía occidental?, y de existir, ¿dónde se encuentran dichas diferencias, en la componente estacional o de tendencias? y en ¿qué momentos o ciclos?

METODOLOGÍA

El conjunto de datos de NDVI utilizados en este trabajo provienen del producto de MODIS de índices de vegetación del satélite Terra (MOD13Q1). Se proporcionan cada 16 días a una resolución espacial de 250 metros. Se pueden descargar desde el sitio web (http://modis.gsfc.nasa.gov). Abarcan el periodo comprendido entre el 16/02/2000 hasta el 16/02/2014. Se seleccionaron 5 parcelas (250 x 250 metros) distribuidas por las masas homogéneas de *Pinus pinea* de las provincias de Huelva, Sevilla y Córdoba, repartidas con un gradiente altitudinal, de distancia a la costa y en las dos regiones de procedencia existentes, (Figura 1).

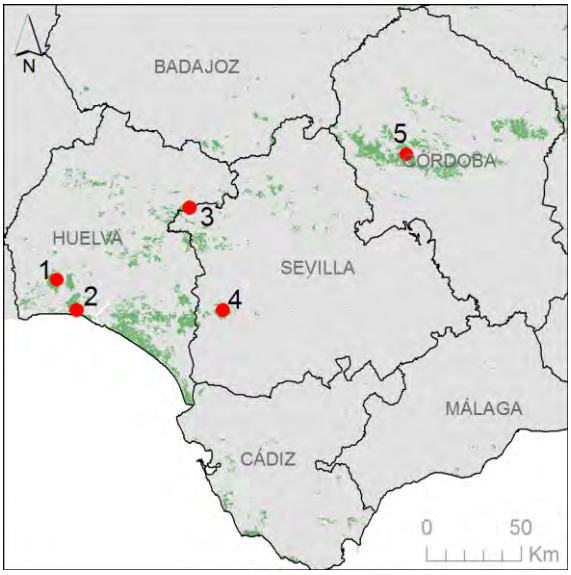


Fig. 1: Mapa de la distribución de las parcelas seleccionadas (puntos rojos numerados) de entre las masas de Pinus pinea (zonas de color verde)

Una vez descargadas las imágenes se procedió a extraer del archivo hdf la banda que contenía los valores de NDVI y a unir en un archivo multibanda todas las fechas descargadas.

Se extrajeron los valores de los cinco pixeles para cada una de las 323 fechas con el programa ENVI®. La serie temporal de valores de NDVI para cada parcela, se analizó con el programa R, y posteriormente se corrió el paquete BFAST (Verbesselt et al., 2010b) para la descomposición de las series temporales (ver anexo metodológico para la descripción del método utilizado en el paquete BFAST).

Este método está disponible en el paquete bfast para R (R Core Team, 2014) en (http://CRAN.R-project.org/package=bfast).

Posteriormente se extrajeron las componentes estacionales y de tendencia para graficarlas de forma conjunta (Figura 2).

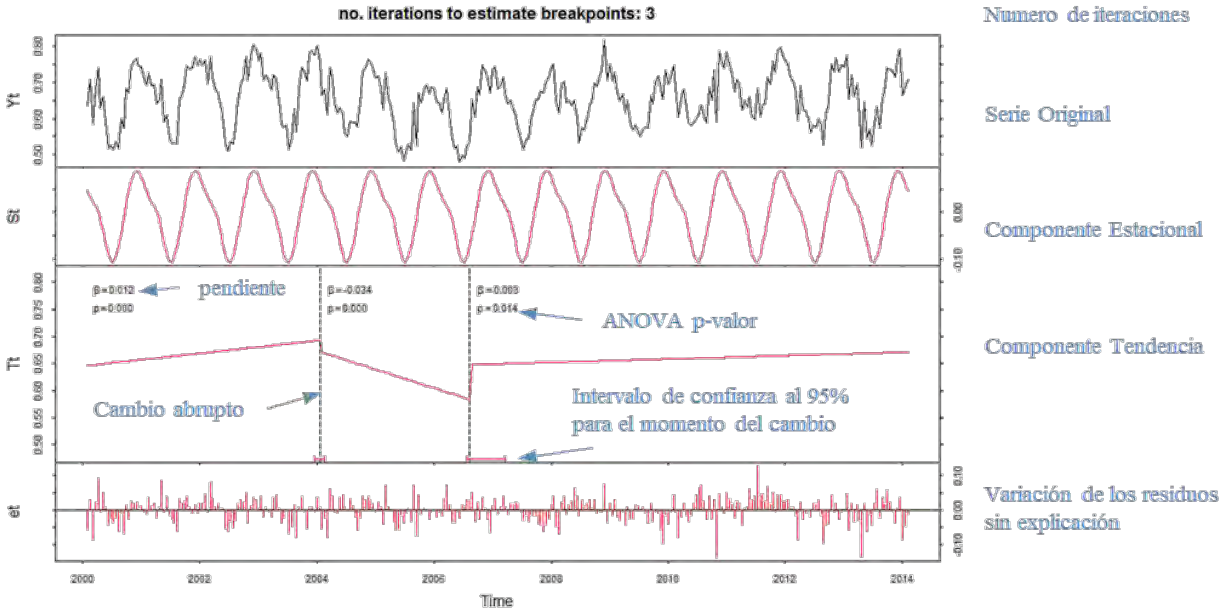


Fig. 2: Componentes de la descomposición de series temporales por el método BFAST de la parcela 5.

RESULTADOS

Con respecto a la componente estacional (Figura 3), las 5 parcelas se comportan de forma muy parecida, teniendo su máximo a principios de diciembre y su mínimo a mediados de julio y sin puntos de corte estacionales.

Sin embargo, la componente de la tendencia (Figura 4) presenta diferentes puntos de corte en momentos distintos para cada parcela. Algunos de estos momentos se repiten en varias parcelas:

- En el ciclo 2005-2006 se repiten todas las parcelas,
- En los ciclos 2008-2009 y 2011-2012 con tres parcelas en donde se repite y
- En el ciclo 2002-2003 con solo dos parcelas.

Los puntos de corte parecen agruparse aproximadamente cada 2 ó 3 años.

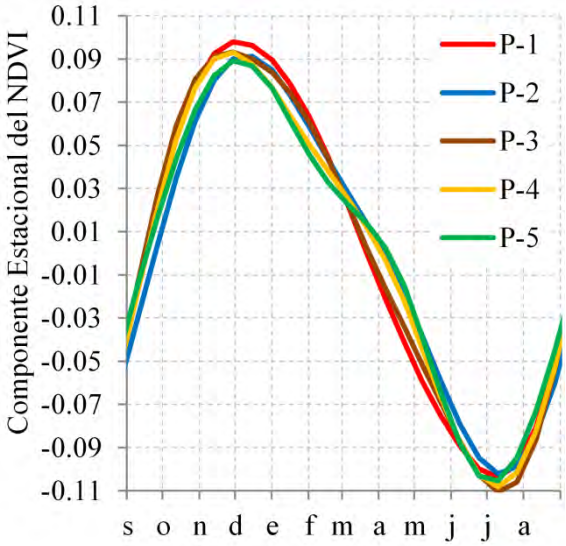


Fig. 3: Componente estacional del NDVI de las parcelas a lo largo del año.

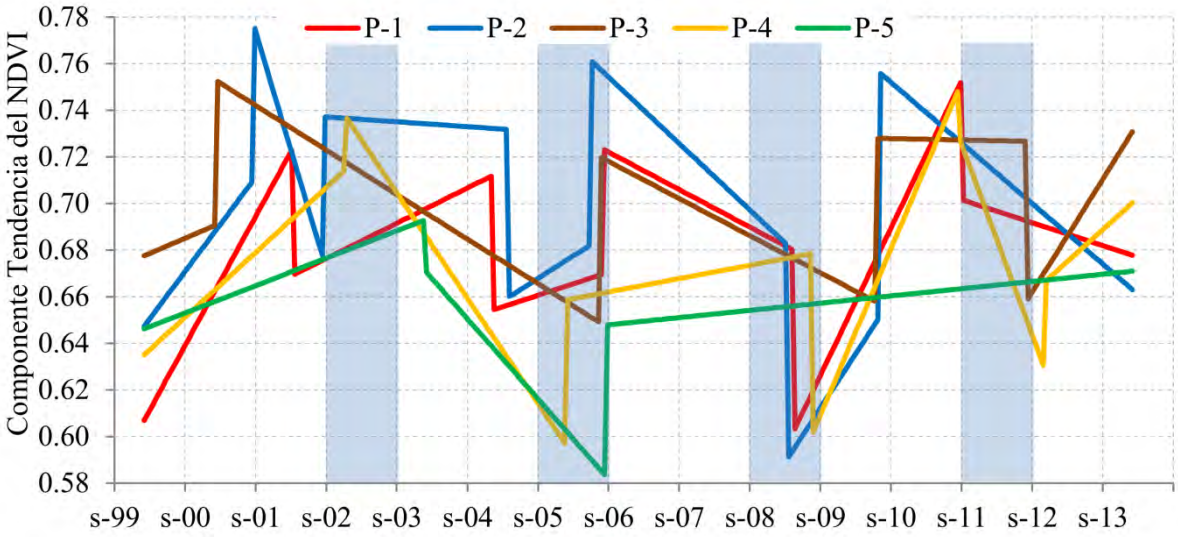


Fig. 4: Componente de la tendencia del NDVI de las parcelas desde febrero de 2000 hasta febrero de 2014.

CONCLUSIONES

Con respecto a la componente estacional los datos obtenidos coinciden con los obtenidos en trabajos previos con el sensor Landsat para masas de pino piñonero en imágenes normalizadas (Díaz-Delgado et al, 2012). El máximo de la componente estacional del NDVI se sitúa tras las lluvias otoñales cuando los pastizales mediterráneos están en pleno crecimiento y el mínimo estacional a mediados de julio cuando el déficit hídrico es máximo, los pastizales han desaparecido por completo y la deposición de acículas empieza a ser alta (Aragonés, datos sin publicar).

En cuanto a la componente de la tendencia, la Parcela 5 que es la más distanciada del resto con una menor temperatura media y la de mayor altitud, difiere del resto en todos los puntos menos uno, solo coincidiendo en el ciclo 2005-2006, ciclo posterior al más seco de los últimos 35 años. El intervalo entre puntos de corte entre dos y tres años, coincide con la maduración del fruto (dos años y medio). Es importante reseñar el carácter vecero de la especie, en donde la producción de fruto viene limitada por factores climáticos asociados a momentos claves en el desarrollo del mismo junto con una inhibición en la inducción floral por parte de una cosecha abundante (Mutke et al., 2005).Además, la longitud del brote se determina en la yema del ciclo anterior y las acículas del árbol adulto se secan a partir del verano del tercer año (Mutke et al., 2012).

En próximos trabajos intentaremos responder preguntas como:

¿Tienen los puntos de corte en la componente de la tendencia relación con la producción?

Referencias bibliográficas

Aragonés D.(2014): "Relación del NDVI con la fenología del pino piñonero (*Pinus pinea L.*) en Andalucía occidental". Trabajo fin de grado en Ingeniería Forestal y del Medio Natural, Escuela técnica superior de ingeniería, Universidad de Huelva

Beurs K. M. de, Henebry G. M.(2010): "Spatio-Temporal Statistical Methods for Modelling Land Surface Phenology," in Phenological Research, I. L. Hudson and M. R. Keatley, Eds. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 177–208.

Diaz-Delgado R., Aragones D., Afan I., Bustamante J.(2012): "Evaluación del proceso de normalización radiométrica en la cartografía histórica de áreas inundadas en Doñana con series temporales largas de Landsat" XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica, Madrid, AGE-CSIC

Jiang Z., Huete A. R., Chen J., Chen Y., Li J., Yan G., and Zhang X.(2006): "Analysis of NDVI and scaled difference vegetation index retrievals of vegetation fraction," Remote Sensing of Environment, vol. 101, no. 3, pp. 366–378.

Mutke S., Calama Sainz R. A., González-Martínez S. C., Montero Gonzalez G.(2012): "Mediterraneas Stone Pine: Botany and Horticulture," Horticultural Reviews, vol. 39, pp. 153–201.

Mutke S., Gordo J., Gil L.(2005): "Variability of Mediterranean Stone pine cone production: yield loss as response to climate change" Agricultural and forest meteorology, 132, pp. 263-272

R Core Team (2014): "R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria, URL http://www.R-project.org/

Reed B. C., Schwartz M. D., Xiao X.(2009): "Remote Sensing Phenology: Status and the Way Forward," in Phenology of Ecosystem Processes, A. Noormets, Ed. Springer. New York.

Ruiz de la Torre J.(1979): Árboles y Arbustos de la España peninsular, Fundacion . Madrid.

Tucker, C. J. (1979): "Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation." Remote sensing of Environment, 8(2), 127-150.

Verbesselt, J., Hyndman, R., Newnham, G., Culvenor, D. (2010a): "Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series". Remote sensing of Environment, 114(1), 106-115.

Verbesselt, J., Hyndman, R., Zeileis, A., Culvenor, D. (2010b): "Phenological change detection while accounting for abrupt and gradual trends in satellite image time series." Remote Sensing of Environment, 114(12), 2970-2980.

Watts, L. M., Laffan, S. W.(2013): "Sensitivity of the BFAST algorithm to MODIS satellite and vegetation index." 20th International Congress on Modelling and Simulation, Adelaide, Australia.

ANEXO METODOLÓGICO

Descripción del método BFAST

La metodología BFAST utiliza un modelo de descomposición aditiva de series temporales para ajustar iterativamente una tendencia lineal segmentada y un modelo estacional segmentado.

El modelo general es de la forma

$$Y_t = T_t + S_t + e_t \quad (t = 1, \dots, n)$$

Y_t son los datos observados en cada momento t

$$T_t = \alpha_i + \beta_i t \quad (\tau_{i-1}^{*} < t \leq \tau_i^{*})$$

T_t es la componente de la tendencia, una línea segmentada cuyos segmentos vienen caracterizados por una pendiente (β_i) y un intersecto(α_i), entre dos puntos de corte de la componente de tendencia (τ_i^{*})

$$S_t = \sum_{k=1}^{K} \left[\gamma_{j,k} sin\left(\frac{2\pi kt}{f}\right) + \theta_{j,k} cos\left(\frac{2\pi kt}{f}\right) \right]$$

$$(\tau_{j-1}^{\#} < t \leq \tau_j^{\#})$$

S_t es la componente estacional, un modelo de regresión lineal armónica múltiple segmentada cuyos segmentos vienen caracterizados por los coeficientes $\gamma_{j,k} = a_{j,k} cos(\delta_{j,k})$ y $\theta_{j,k} = a_{j,k} sin(\delta_{j,k})$ donde la amplitud es $a_{j,k}$, la fase es $\delta_{j,k}$, la frecuencia es f y K el número de términos armónicos, entre dos puntos de corte de la componente estacional ($\tau_j^{\#}$)

e_t es la componente residual

Los puntos de corte tanto de la componente de la tendencia (τ_i^{*}) como de la estacional ($\tau_j^{\#}$) se determinan mediante el un proceso iterativo del test OLS-MOSUM (Ordinary Least Squares residuals-based MOving SUM), Zeileis, 2005 citado en Verbesselt et al., 2010b.

Obtenemos la descomposición mediante el comando:

```
bfast(ts,h=.07,season="harmonic",max.iter=10)
```

En donde h es el tamaño mínimo de segmento entre puntos de corte de la componente de la tendencia dado como fracción relativa al tamaño de la muestra (es decir, el número mínimo de observaciones en cada segmento dividido por la longitud total de las series de tiempo (23/323=0.07 al menos uno al año).

Se ha fijado un máximo de 10 interacciones aunque con nuestros datos no se llega a la 5ª.

HEALTH STATUS OF THE MICROBIAL COMMUNITIES IN SOILS ON PLAINS OF THE WESTERN CASPIAN

Zubkova T.A. (1), Kotenko M.E. (2), Gorlenko M.V. (1)

(1) Lomonosov Moscow State University, Faculty of Soil Science, dusy.taz@mail.ru
(2) Dagestan State Technical University, Makhachkala.

Abstract (Soils on plains of the Western Caspian and Functional Diversity of Microbial Communities in their): The Caucasus Mountains and the Caspian Sea influence the soil formation of the Terek-Sulak piedmont-seaside plain (Dagestan). This influence can be seen in the soil regionalization on soil types, the use in agriculture, the level and type of groundwater, soil salinization. The health status of microbial communities in soils was estimated on the basis of data on their functional diversity. The health status decreased in the number of soils: typical meadow soil> meadow-chestnut soil> dark chestnut soil> saline soil (solonchak). Parameters of functional diversity of microorganisms (W and N) in soils are changed in the same direction. The low concentration of soluble salts (less than 1%) had a positive effect on the functioning of the microbial communities. The health status of the microbial communities also depended on the soil humus content and pH.

Keywords: The Terek-Sulak plain, chemical properties of soils, Functional Diversity of Microbial Communities

INTRODUCTION

The Terek-Sulak Piedmont-seaside plain (Dagestan) represent a special landscape. Unlike other plains they consist of three specific parts: piedmont plain, seaside plain, or coast, and central part (Fig.1).

In these three components the landscape, soils and a vegetable cover significantly differ (Kotenko, Zubkova, 2012). Their functioning is interconnected. On the one hand plains are influenced by Caucasian Mountains, with another – the Caspian Sea. The connecting links between the constituent elements of the Terek-Sulak plain are the mountain-plains rivers Sulak, Aktash, Aksai, Âmansu and water of reclamation systems (Kotenko et al., 2013). The rivers bring humus substances and biophil elements on the territory of the Western Caspian that significantly increases fertility of soils. They also have a freshening effect on the soil and reduce the amount of soluble salts in the upper soil horizons. The high concentration of salts has a negative effect on the functioning of microorganisms and plants. Salts increase the osmotic pressure of soil moisture and, hence, reduce moisture availability for plants; they disturb the normal proportion between mineral nutrients and adversely affect the soil properties; salts can exert a specific toxic influence on plants. However, the toxicity of readily soluble salts with respect to microorganisms has yet to be studied. The role of low concentrations of toxic salts in the life of soil microorganisms is poorly known.

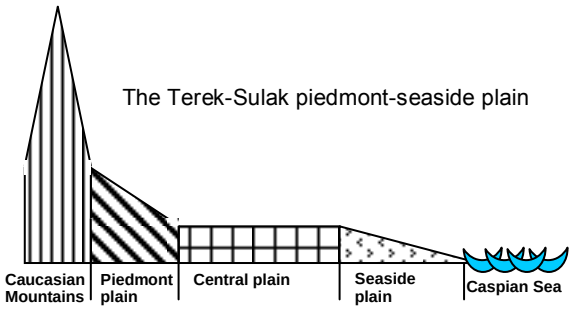


Fig.1: Components of the Terek-Sulak piedmont-seaside plain.

The purpose of this work was to determine behavior of microbial communities in soils on plains of the Western Caspian.

METHODS

The functional diversity of the microflora was assessed by the method of multisubstrate testing with the help of an "Ecolog" automated system for microbiological monitoring (Gorlenko, Kozhevin, 1994, 2005). The multivariate data array (the spectrum of substrate consumption) obtained during the multisubstrate testing can be considered a unique functional portrait of the soil microbial community. These data can be used for the determination of parameters characterizing its functional diversity. On their basis, the integral index of the quality "health" of microbial community (G) can be calculated according to the following formula: $G = N/N_{max} \times 100/d$, where N_{max} is the number of test substrates (47), N is the number of consumed substrates, and d is a measure for the stability of the microbial community calculated on the basis of the coefficient of rank distribution for the intensity of substrate consumption by the microbial community. The samples were also assessed according to the parameters of the functional diversity of microbial communities; in particular, parameter W characterizing the metabolic activity of microbial community was used.

The analyses of soil chemical properties (the humus content, pH, concentrations of ions of soluble salts, solid residue, exchange capacity, and exchangeable bases) were performed by routine methods.

OBJECTS

The following soils of the Terek-Sulak plain (Dagestan) were studied: typical loamy meadow solonchak (soil profile 1), typical clay loamy meadow soil (soil profile 2), slightly solonetzic meadow-chestnut soil on the alluvial clay loam (soil profile 3), calcareous clay loamy dark chestnut soil on colluvial deposits (soil profile 4), and calcareous loamy dark chestnut soil (soil profile 5 and 6; 100 m from the factory of phosphorus fertilizers in the city of Kizilyurt). The soil profiles were excavated at different distances from the Caspian Sea coast along the Sulak-Babayurt motorway.

RESULTS AND DISCUSSION

The Caucasus Mountains and the Caspian Sea influence on the soil cover formation on Terek-Sulak plain (Kotenko, Zubkova, 2012). This relationship can be seen in agricultural areas on the piedmont-seaside Terek-Sulak plain. There are three groups of soil cover on soil types, their agricultural use, and by the nature of salt accumulation processes in their (Fig.2.).

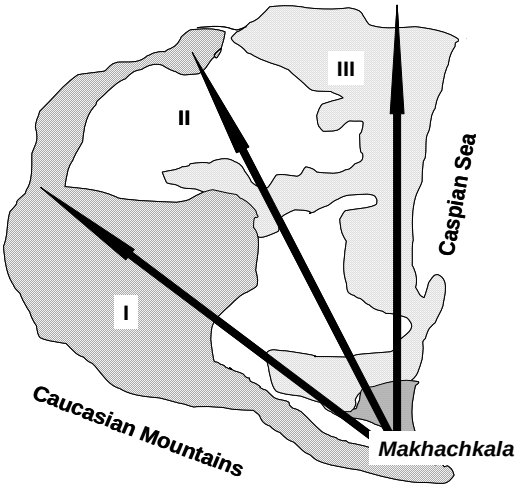


Fig.2: Soil groups in the Terek-Sulak piedmont-seaside plain (explanations in the text).

The soils of the second group (II) occupy 262 hectares. There are complex of soils: light chestnut alkaline -saline soils, meadow- chestnut alkaline-saline, saline meadow and solonchak soils, meadow-forest and meadow-swamp drained. All soils are clay and loamy soil texture. Meadow and meadow-chestnut soils with high salinity at the depth of 50-70 cm and deeper are dominated. Soil areas of the second group are used as winter pasture, grasslands and also in agriculture.

Soils third group (III) occupy 147 hectares and presented by solonchakous meadow bog soils, saline clay loam soils and drift sands with fixed sands. Weak drainage and high salinity of soil and groundwater are characterized for these areas.

The location of three soil groups can be present in fan shape (Fig.2). The most valuable in farming soils (group I) are located close to Caucasus Mountains from the South-western part of the plain. The second group of soils occupies the central plain. Saline soils and Sands (group III) are located in the seaside lowland. This figure demonstrates the unity of all parts of the Terek-Sulak piedmont-seaside plain.

The values of the integral index of the health (quality) of microbial communities (G) show that the solonchak has the most unhealthy microbial community (Fig.3).

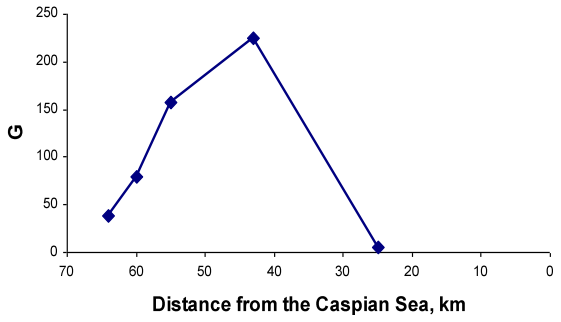


Fig.3: The health status of soil microbial communities (index G) depending on distance from the Caspian Sea.

The best health status of the microbial community is noted for the typical meadow soils, which is found close to the colonchak. Thus, the soils with a sharp contrast in the character of functioning of their microbial communities are close neighbors in the geographical space. Thus, the soils with a sharp contrast in the character of functioning of their microbial communities are close neighbors in the geographical space. The main difference between these soils is in the content of soluble salts. Therefore, salts may be toxicants inhibiting the soil microbial cenoses. In the solonchak, the content of soluble salts reaches 30% in the meadow soil, it is less than 1 % (0.1% in the top layer and 0.6 % at a depth of 50 cm).

The meadow-chestnut (soil profile 3) and dark chestnut (soil profile 4) soils occupy transitional positions according to their G values. Two dark chestnut soils with similar physiochemical and morphological properties (soil profiles 4 and 5) differ in the vitality of their microbial communities (it was higher in the soil profile 4) by two times. This may be to different distances of the soil profile from the fertilizers factory: soil profile 5 and 6 were made near the factory, and profile 4 was excavated relatively far from the factory (the source of soil pollution), on the territory of abandoned gardens. These soils had similar solid residues (total contents of salts), similar compositions of exchangeable cations. It could be supposed that the soil pollution with heavy metals from the fertilizer factory had an inhibiting effect on the soil microbial communities in soil profiles 5 and 6. To test this hypothesis, the mobile forms of heavy metals were determined in these soils. It was found that the concentrations of mobile heavy metals in the soils of garden are even higher than those in the soil near the factory (Table 1).

The concentrations of Cu, Zn, Cr and Pb in the soils of the garden exceeded the tentatively permissible and maximum permissible concentrations, and one could suppose that the health of the soil microbial community in

these soils should be worse than that in the soil near the factory. However, in reality, an opposite picture was observed (Table 1).

This could be due to some other factors. In particular, the soil humus content and soil pH values were analyzed. It was found that the health of the soil microbial communities is directly related to the humus content (from 2% to 5%) independently from the degree of salinization (probably, because the accumulation of humus is a function of salinization).

Soil profile, object	Depth, cm	Heavy metals, mg/kg					
		Pb	Cd	Cu	Zn	Mn	Cr
4, gardens	0-20	40	0	26	25	35	51
	20-35	13	0.5	23	19	35	63
5, Kizilyurt	0-10	5	0.2	6	17	18	23
	15-50	10	1.0	6	19	15	8
6, Kizilyurt	0-10	7	0	4	15	20	11
	10-20	7	0.5	6	13	18	8

Table 1. Concentrations of mobile forms of heavy metals in soils

Soil pH is also a factor limiting the functioning of microbial communities. The upper horizons of the soils studies differed in their pH values: from pH 6.6 in the solonchak to pH 7.6 in the meadow-chestnut soil. The functioning of the soil microbiota (for the studied range of soils) depended on the soil reaction: the health index somewhat improved with the rise in the soil alkalinity (Kotenko, Zubkova, 2009).

Very low concentrations of ions (less than 1 meq/100 g of soil) of potentially toxic elements (Cl^-, Na^+ and SO_4^{2-}) had a positive effect on the vitality of the soil microbial communities. However, their high concentrations (40-400 meq/100 g of soil) characteristic of the solonchak completely suppressed the microbial activity.

The health of microbial communities may be estimated from data on their metabolic work W and the number of utilized substrates N. In the solonchak, the diversity of microorganisms is minimal (N ~ 5), whereas in the meadow and dark chestnut soils, this value is five times higher. The differences in the metabolic work of microbial communities in these soils are less contrasting (Table 2).

Soil Type	W	N
Solonchak	550	5
Meadow soil	1360	24
Meadow-chestnut	1160	23
Dark chestnut	1280	24
Dark chestnut	1120	17

Table 2. Parameters of the functional diversity of microorganisms in soils on the Terek-Sulak plain

Thus, the health of microbial communities (G) in the salt-affected soils of Terek-Sulak piedmont-seaside plain depends on the soil humus content and pH conditions. The solonchaks have the lowest humus content, slightly acid reaction in the upper horizon, and the high concentration of soluble salts. These soil properties hamper the functioning of microbial communities (G<5). All the other soils with a low concentration of readily soluble salts are characterized by much higher values of the health index G (from 38 to 225).

Microorganisms are adsorbed on the solid soil particles and are held there by different forces (Zvyagintsev, 1987; Zubkova and Karpachevsky, 2001). Hence, properties of the solid soil phase, such as the exchange capacity an the composition of exchangeable cations, may also affect the functioning of the soil microbial communities, especially in arid regions, where adsorbed water plays an important role. However, no definite relationships between the vitality of the microbiota and the soil exchange capacity and the contents of exchangeable bases have been found.

CONCLUSION

(1). The Caucasus Mountains and the Caspian Sea influence the soil formation of the Terek-Sulak piedmont-seaside plain. This influence can be seen in the soil regionalization on soil types, the character of their use in agriculture, the level and type of groundwater and soil salinization.

(2). The health status of microbial community in the soils on the Terek-Sulak plain decrease in the following order: the typical meadow soils (G = 225), meadow-chestnut, dark chestnut, typical solonchak (G = 5). In the meadow soils, including the meadow-chestnut and slighly solonetzic varieties, G reaches 160-230. These soils of Terek-Sulak plain are characterized by the most favorable conditions for the microbiota. In the dark chestnut soils in the area adjacent to the mountains, G is 30-80, which attested to less favorable conditions for the microbiota.

(3). Content of soluble salts in soils decreases sharply with increasing distance from the Caspian Sea coast. The health of microbial communities is improved, peaking at meadow and meadow-chestnut soils (35-50 km from the Caspian Sea). Further, in the piedmont zone (55-65 km from the sea), health status is somewhat reduced. This may be due to a deficiency of soil moisture.

Minimum concentrations of readily soluble salts (less than 1%) have a positive effect on the functioning of the microbial communities^ the higher the salt concentration within this limit, the higher the G value.

(4) Soils with the highest and lowest indices of the microbial health – solonchaks and meadow soils – are close neighbors in space. The contrasting state of the microbial communities in these soils is related to sharp differences in the contents of readily soluble salts,solid residue, soil humus, and pH values. Health status of microbial communities is also proportional to humus content (in the range of 2% to 5%) and acidity (pH range 6.6-7.6). No definite relationships between the health index of the microbial community and the composition of exchangeable cations have been found.

(5). The microbial community of the dark chestnut soils in the impact zone of the chemical factory in Kizilyurt is characterized by a lower index of the health f microbial community in comparison with the analogous soils in agrolandscapes (abandoned gardens), though the latter soils are less polluted with heavy metals (Cu, Pb, Cd, Zn, Mn, and Cr).

References

Gorlenko M. V., Kozhevin P. A. (1994): "Differentiation of soil microbial communities by multisubstrate testing", *Microbiology*, *Maik Nauka/Interperiodica Publishing (Russian Federation)*, v.63 (2), pp. 158-161.

Gorlenko, M.V. and Kozhevin, P.A. (2005) Multisubstrate Testing of Natural Microbial Communities. Moscow.

Zvyagintsev, D.G. (1987) Soil and Microorganisms. Moscow.

Zubkova T.A. and Karpachevsky L.O. (2001) Matrix Organization of Soils. Moscow.

Kotenko M. E., Zubkova T.A. (2012): "Soils and vegetable communities on the piedmont-seaside plains at the Western of Caspian Sea". DGTU Press, Makhachkala. 176 p.

Kotenko M. E., Zubkova T.A. Gadzhieva E.M. (2013): "Features of a soil cover on the Terek-Sulak piedmont-seaside plain" *Altai Agrarian University Bulletin*, no. 11, pp. 37-41.

Kotenko M.E., Zubkova T.A., Gorlenko M.V. (2009): "Functionsl Diversity of Microbial Communities in Saline Soils of the Semidesert Zone" *Moscow University Soil Science Bulletin*, v.64, No. 2, pp. 89-92

Biogeografía de Sistemas Litorales: Dinámica y conservación

Vicerrectorado de Investigación

Universitat de Barcelona

Universidad de Córdoba

Proyecto JUNITUR
CSO 2011-24425

Grupo de Cooperación US
Estudios Tropicales y
Cooperación al Desarrollo

Doñana Parque Nacional Parque Natural

CSIC

Centro de Ciencias Humanas y Sociales, CSIC

AGE Asociación de Geógrafos Españoles

Grupo de Geografía Física de la AGE

ISBN 978-84-617-1068-3
9 788461 710683