



DESCRIPCIÓN DE UN PROCEDIMIENTO NORMALIZADO PARA CUANTIFICAR EL GRADO DE FRAGMENTACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE BOSQUE Y MATORRAL

Gabriel del Barrio, María E. Sanjuán,
Jaime Martínez-Valderrama, Alberto Ruiz





DESCRIPCIÓN DE UN PROCEDIMIENTO
NORMALIZADO PARA CUANTIFICAR EL GRADO DE
FRAGMENTACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE
BOSQUE Y MATORRAL





Aviso Legal: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización.

El presente documento fue realizado en el marco del proyecto *Establecimiento de un sistema estatal de seguimiento del Estado de Conservación de los Tipos de Hábitat en España*, promovido y financiado por la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, desarrollado entre 2015 y 2017.

Dirección técnica del proyecto

Rafael Hidalgo Martín¹

Realización y producción

Tragsatec

Coordinación general

Elena Bermejo Bermejo² y Juan Carlos Simón Zarzoso²

Coordinación científica

Gabriel del Barrio Escribano³

Autores

Gabriel del Barrio Escribano³

María E. Sanjuán Martínez³

Jaime Martínez Valderrama³

Alberto Ruiz Moreno³

Coordinación y revisión editorial

Jara Andreu Ureta²

Juan Carlos Velázquez Melero²

Íñigo Vázquez-Dodero Estevan²

¹ Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental. Ministerio para la Transición Ecológica

² Tragsatec. Grupo Tragsa

³ Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA - CSIC)

A efectos bibliográficos la obra debe citarse como sigue:

Del Barrio G, Sanjuán M E, Martínez-Valderrama J & Ruiz A. 2019. Descripción de un procedimiento normalizado para cuantificar el grado de fragmentación de los tipos de hábitat de bosque y matorral. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 117 pp.

Las opiniones que se expresan en esta obra no representan necesariamente la posición del Ministerio para la Transición Ecológica. La información y documentación aportadas para la elaboración de esta monografía son responsabilidad exclusiva de los autores.



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Edita:

© Ministerio para la Transición Ecológica

Secretaría General Técnica

Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

<https://cpage.mpr.gob.es>

NIPO: 638-19-088-X

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	9
2. PROCEDIMIENTO NORMALIZADO PARA CUANTIFICAR EL GRADO DE FRAGMENTACIÓN (ESTRUCTURA ESPACIAL) DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE BOSQUE Y MATORRAL	9
2.1. General.....	9
2.1.1. Estado del arte.....	9
2.1.2. Enfoque metodológico y objetivos.....	11
2.2. Fragmentación funcional.....	13
2.2.1. Contexto e hipótesis	13
2.2.2. Métrica.....	15
2.2.3. Sensibilidad.....	16
2.2.4. Datos	17
2.2.5. Interpretación y uso	17
2.3. Fragmentación estructural.....	18
2.3.1. Contexto e hipótesis	18
2.3.2. Métrica.....	19
2.3.3. Datos	20
2.3.4. Interpretación y uso	21
3. CASO PRÁCTICO PARA 25 TIPOS DE HÁBITAT DE LA CARTOGRAFÍA DE LOS TIPOS DE HÁBITAT FORESTALES DE ESPAÑA (CHF50) Y SUS CORRESPONDIENTES TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO	21
3.1. Fragmentación funcional.....	21
3.1.1. General	21
3.1.2. Datos y métodos	22
3.1.3. Resultados.....	24
3.1.4. Discusión y observaciones.....	26
3.2. Fragmentación estructural.....	27
3.2.1. General	27
3.2.2. Datos y métodos	27
3.2.3. Resultados.....	29
3.2.4. Discusión y observaciones.....	37
4. REFERENCIAS	39

ANEXO I. Resultados de fragmentación funcional para un conjunto de tipos de hábitat de la CHEF50 y tipos de hábitat de interés comunitario.....43

111MN_111 Pinares de pino negro boreoalpinos de umbrías, con rododendros y arándanos	44
111MN_112 Pinares de pino negro oromediterráneos, de solanas, con enebros y gayubas	46
111MN_113 Pinares de pino negro xerófilos oromediterráneos, pirenaicos y prepirenaicos centrales con abrinzón (<i>Echinopartum horridum</i>) y sisó (<i>Festuca gautieri</i>)	48
111MN_114 Pinares de pino negro meridionales relictuales en el sistema Ibérico (Castillo de Vinuesa y Gúdar)	50
111MN_221 Hayedos eutótrofos, atlánticos, montanos, muy umbrosos, con cortejo típico medioeuropeo	52
111MN_222 Hayedos oligótrofos, montanos o subatlánticos: cántabro-pirenaicos, ibérico-septentrionales y ayllonenses	54
111MN_223 Hayedos cántabro-pirenaicos en mosaico de facies éutrofas y oligótrofas.....	56
111MN_224 Hayedos submediterráneos calcícolas: subrupícolas de la cordillera Cantábrica	58
111MN_225 Hayedos submediterráneos calcícolas: pirenaicos con boj.....	60
111MN_321 Melojares atlántico-montanos, cantábricos, a menudo seriales en expansión, y relictos en el litoral.....	63
111MN_322 Melojares subatlánticos galaico-leoneses y del sistema Ibérico septentrional	66
111MN_323 Melojares supramediterráneos carpetanos e ibérico-meridionales	69
111MN_324 Melojares subtermófilos oretanos, de Sierra Morena y las Béticas, con madroños, serbales, arces, quejigos y alcornocales.....	71
111MN_430 Manifestaciones relicticas y alcornocales aislados alejados del área de distribución general de la especie.....	73
111MN_431 Alcornocales luso-extremadurenses, a menudo salpicados de encinas y quejigos	76
111MN_432 Alcornocales húmedos gaditanos (a menudo con <i>Quercus canariensis</i> en la Sª del Aljibe) y malagueños (Sª Bermeja).....	78
111MN_433 Alcornocales gaditano-onubenses sobre dunas litorales	80
111MN_434 Alcornocales catalanes (con alsinas)	82
111MN_511 Pinares de pino salgareño o laricio submediterráneos típicos, a menudo con presencia de <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	84
111MN_512 Pinares de pino salgareño o laricio oromediterráneos culminícolas con cortejo almohadillado espinoso	87
111MN_513 Pinares de pino salgareño o laricio subesteparios de las parameras continentales ibéricas	89
111MN_514 Pinares de pino salgareño o laricio relictos, acidófilos, del sistema Central	91
111MN_631 Pinares de pino piñonero de dunas costeras onubenses	93
111MN_632 Pinares de pino piñonero de arenales continentales interiores de ambas mesetas.....	95

111MN_633 Pinares de pino piñonero de batolitos graníticos.....	97
THIC 9120 Hayedos oligótrofos.....	99
THIC 9130 Hayedos eútrofos	102
THIC 9150 Hayedos submediterráneos calcícolas	104
THIC 9230 Melojares o rebollares y bosques mixtos subatlánticos	107
THIC 9330 Alcornocales	109
THIC 9430 Pinares de pino negro (*sobre sustratos yesosos o calcáreos)	111
THIC 9530* Pinares de pino salgareño o laricio	113
THIC 9540 Pinares de pino negral, carrasco y piñonero	116



1. INTRODUCCIÓN

Este informe presenta dos aproximaciones complementarias para hacer operativo el concepto de fragmentación en la observación y seguimiento de los tipos de hábitat de bosque y matorral. La fragmentación es normalmente un tema elusivo en el que se han realizado progresos importantes desde el punto de vista académico, pero todavía carente de implementaciones formales que permitan su aplicación práctica en la gestión territorial. Este trabajo dedica una extensión importante a examinar este problema, y tras ello expone dos medidas de fragmentación complementarias que pueden ayudar a calcular los parámetros de la Matriz General de Evaluación del estado de conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario (THIC; DG Environment 2017¹).

2. PROCEDIMIENTO NORMALIZADO PARA CUANTIFICAR EL GRADO DE FRAGMENTACIÓN (ESTRUCTURA ESPACIAL) DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE BOSQUE Y MATORRAL

2.1. General

En este proyecto se considerará que la fragmentación se refiere al conjunto de propiedades espaciales (geométricas, topológicas y de escala) de la distribución de un tipo de hábitat terrestre que inciden directamente en su funcionalidad y persistencia. Desde este punto de vista, la fragmentación es una componente de la condición ecológica junto con el estado y las tendencias de madurez. A su vez, la condición ecológica es requerida para evaluar el parámetro ‘Estructura y función’ de la Matriz General de Evaluación. Los estados y tendencias de condición son tratados en Del Barrio *et al.* (2019a), mientras que la fragmentación es tratada en este trabajo.

2.1.1. Estado del arte

La fragmentación del territorio es uno de los principales intereses de la ecología del paisaje dado su impacto en la biodiversidad y otras funciones críticas de los ecosistemas (Fahrig 2003; Li & Yang 2015). Ello ha espoleado el desarrollo de índices que permitan describir de manera sintética los cambios que tienen lugar en un territorio. Existen diversos *software*, todos ellos desarrollados en la última década del siglo pasado, para implementar el uso de estos indicadores, como por ejemplo FRAGSTATS (McGarigal & Marks 1995), *Patch Analyst* (Elkie *et al.* 1999) o el módulo r.le de GRASS (Baker & Cai 1992).

La ingente variedad de indicadores propuesta –existen más de 100 medidas estadísticas acerca de la estructura del paisaje (McGarigal 2002)– se convierte, en muchas ocasiones, en un farragoso campo en el que los investigadores no saben muy bien por qué método decantarse.

¹ http://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17



Inicialmente, la fragmentación del paisaje se evaluaba mediante indicadores sencillos como el número de *patches*² su tamaño medio o su densidad (Llausàs & Nogué 2012). Con el tiempo los indicadores se han ido sofisticando (He *et al.* 2000; Jaeger 2000, entre otros) para medir características específicas de la fragmentación. Así, han ido surgiendo algoritmos como el índice de Shannon, la distancia de un *patch* a otro de similares características o diversas medidas de conectividad.

Muchos de los indicadores existentes están relacionados entre sí debido a la asociación real que hay entre diversos aspectos de la estructura de un paisaje. Por tanto, una de las primeras tareas consiste en cuantificar la redundancia de la métrica del paisaje y reunir una selección de aquellos indicadores que son más representativos de un paisaje.

En este sentido, hay numerosos estudios dirigidos a buscar la colección de indicadores esenciales. Por ejemplo, Schindler *et al.* (2008) estudian nueve clases en el Parque Nacional de Dadia (Grecia) aplicando 119 variables o algoritmos y realizando un análisis de factores para hallar los más representativos. Por su parte, Lausch & Herzog (2002) buscan los indicadores que mejor reflejen cambios en el tiempo estudiando paisajes mineros en Alemania. En esta línea hay muchos más trabajos (Cain *et al.* 1997; Cifaldi *et al.* 2004; Griffith *et al.* 2000; Linke & Franklin 2006; McGarigal & McComb 1995; Riitters *et al.* 1996; Skånes & Bunce 1997; Tinker *et al.* 1998). El problema es que cada uno de ellos apunta en una dirección. La falta de un criterio único sugiere que no hay aspectos universales o comunes a todos los paisajes, sino que más bien, dado un problema, cada paisaje tiene su propia estructura y combinación de indicadores más adecuada.

Así, por ejemplo, una métrica que es muy útil para evaluar el impacto en la fragmentación del paisaje de la expansión urbana (Jaeger *et al.* 2010), no es apropiada para problemas cuyo origen es la construcción de una autopista que atraviesa un bosque. Las metodologías difieren según el origen de la fragmentación.

La inconsistencia de algunos indicadores se pone de manifiesto cuando una misma métrica da valores muy diferentes al cambiar la formación paisajística (Cushman *et al.* 2008; Hargis *et al.* 1998; Peng *et al.* 2010). Además, la escala a la cual se analiza el paisaje también distorsiona los resultados y su interpretación (Colson *et al.* 2009; Pascual-Hortal & Saura 2007).

Pese a ello, la búsqueda de indicadores consistentes y universales prosigue. Cushman *et al.* (2008) sugieren que la imposibilidad de hallar indicadores con estas características radica en la falta de métodos estadísticos que ayuden a identificar los componentes más relevantes, y en que no se hace uso del mismo banco de indicadores. Para abordar estos aspectos su trabajo implementa sobre FRAGSTATS un análisis de componentes principales y un análisis de clústeres. A nivel de clase (agregación de *patches*) identifica 24 componentes independientes, siete de los cuales son universales y consistentes en sentido estadístico. A nivel de paisaje (agregación de clases) encuentra 17 componentes independientes, ocho de los cuales son universales y consistentes. Una conclusión importante que se deriva de estos resultados es que ni siquiera con un estudio tan exhaustivo se hallan indicadores que trasciendan la escala del estudio.

Wang *et al.* (2014) sostienen que la elevada correlación entre la distribución del tipo de hábitat o clases y su abundancia complica la evaluación de la fragmentación. El origen de esta correlación es

² En la ecología del paisaje tradicional, *patch* o mancha es la unidad mínima para este tipo de análisis. Su agregación da lugar a clases o tipos de hábitat, y la composición de estos resulta en un tercer nivel de estudio, el paisaje.



doble. Así, las manchas del tipo de hábitat han de tener un tamaño suficientemente grande para que su núcleo sea medible y poder utilizar el índice TCA (*Total Core Area*). Por otra parte, una correlación de tipo funcional surge cuando se emplea el índice ENN_MN (distancia media mínima al tipo de hábitat más cercano) puesto que su valor decrece de manera no-lineal a medida que aumenta la cantidad de tipo de hábitat e independientemente de la distribución espacial de las clases o tipos de hábitat.

A partir del estudio de 64 indicadores a nivel de clase, Wang *et al.* (2014) buscan indicadores que sorteen el inconveniente de la correlación y el de la agregación espacial. Neel *et al.* (2004) solventaron el primero de los obstáculos con el uso de ED (*edge density*), PD (*patch density*), DCAD (*disjuntion core area density*) y LSI (*landscape shape index*). Por su parte, Wang *et al.* (2014) detectan nueve indicadores robustos que superan los dos inconvenientes y abarcan casi todas las características que definen una clase o paisaje, incluyendo superficie, forma, proximidad/aislamiento, contraste y contagio/dispersión.

Si algunas tendencias van por el camino de la simplificación otras muy recientes complican aún más la elección de indicadores adecuados. Así ocurre con el planteamiento de la *European Landscape Convention*³ (Florencia, 2000), que aboga por la inclusión del componente cultural, histórico y social del paisaje. De esta manera un indicador de la fragmentación del paisaje podría integrar los indicadores cuantitativos desarrollados por la ecología del paisaje y la visión que la sociedad o la comunidad tiene sobre este fenómeno (Llausàs & Nogué 2012).

2.1.2. Enfoque metodológico y objetivos

La revisión precedente permite extraer algunos aspectos que son relevantes para definir la orientación de este estudio. En primer lugar, la variedad de métodos sobre fragmentación y conectividad sugiere la carencia de un enfoque unificado, y probablemente de una base teórica consolidada. No hay nada malo en ello, puesto que lo reciente de la mayoría de las aproximaciones demuestra que se trata de un campo vivo y en plena evolución. Pero ello dificulta la selección de un método de consenso.

El segundo aspecto llamativo es la falta de valores de referencia para la mayoría de las métricas examinadas. Por ejemplo, en ecología de poblaciones se conocen las relaciones entre parámetros como el número de individuos, su capacidad reproductiva o la capacidad de carga del medio. En la teoría de la sucesión ecológica, por otra parte, se conoce el significado de la relación entre producción y biomasa. En esos y otros muchos ejemplos, es posible medir parámetros en el campo y definir intervalos admisibles de variación, así como la respuesta esperada en el sistema. Este problema se ve agravado por la fuerte dependencia de las métricas empleadas respecto a la codificación, generalmente arbitraria, de los patrones y escalas a investigar (Levin 1992).

Esas referencias no existen, sin embargo, para la mayoría de los estudios sobre fragmentación y conectividad, se parte de que ambas propiedades han cambiado intensamente con el uso humano del paisaje, y a partir de ahí se trabaja sobre el paradigma de que la fragmentación es indeseable, y la conectividad debe ser maximizada. Pero a falta de referencias más precisas, ese es un supuesto peligroso que podría invertir sus beneficios permitiendo, por ejemplo, que una población se extinga al sincronizarse sus perturbaciones en un ambiente de máxima conectividad (Fernández-Sirera *et al.* 2012; García-González *et al.* 1992; Marco *et al.* 2011; Roy *et al.* 2008).

³ <https://www.coe.int/en/web/landscape>



El tercer aspecto destacable es que, probablemente a causa de los anteriores, la aplicación práctica del concepto de fragmentación ha permeado poco en los cuerpos administrativos encargados de gestionar y conservar el paisaje. Eso no es porque no haya demanda. Existe una preocupación social justificada por la fragmentación evidente de tipos de hábitat y ecosistemas, que se refleja en numerosas iniciativas y convocatorias demandando estudios. El problema es que las técnicas disponibles en la actualidad requieren datos de gran calidad que, en el mejor de los casos, deben ser adquiridos en campañas *ad hoc* que no pueden considerarse periódicas. Además, se presentan problemas de validación que pueden ser insolubles si de su resultado depende una inversión importante.

Este estudio se encuentra enmarcado especialmente por el tercer aspecto. Responde a la demanda de una medida de fragmentación de bosques y matorrales zonales que pueda ser usada para determinar su nivel de conservación. El instrumento especificado para ello es la Matriz General de Evaluación.

Dada la pregunta, y en vista de las consideraciones precedentes, cabe definir un conjunto de requisitos que el procedimiento debería cumplir:

- La herramienta debe:
 - facilitar la incorporación de un complemento de fragmentación a la Matriz General de Evaluación del estado de conservación de los ecosistemas;
 - resolver cuestiones concretas sobre fragmentación, evitando generar información enciclopédica o espuria de difícil interpretación directa;
 - maximizar la relación entre calidad de sus resultados y esfuerzo invertido en su desarrollo;
 - ser actualizable y compatible con otras herramientas comparables que valoren la fragmentación;
 - ser publicable, y preferiblemente tener dedicada una aplicación de código abierto que permita su replicación, valoración y mejora por sujetos independientes;
 - ser armonizable y susceptible de normalización en los ámbitos de política ambiental del Estado español y la Unión Europea.
- Los resultados deben:
 - reflejar directamente la fragmentación, no requiriendo validación adicional respecto a este atributo;
 - permitir explorar distintas configuraciones encontradas en el mundo real, con objeto de hallar empíricamente la relevancia de la fragmentación para la conservación de ecosistemas.
- Los datos de entrada deben proceder exclusivamente de bases geoespaciales públicas, normalizadas y sometidas a una política de actualización definida.
- El algoritmo debe:
 - separar netamente los procesos computacionales de los interpretativos;
 - operar con parsimonia, eligiendo las soluciones más simples y directas.



- La métrica de fragmentación debe:
 - ser intuitiva, interpretable y basada directamente en datos reales;
 - ser topológicamente métrica y comprendida en un intervalo finito;
 - ser referible a un dominio geográfico;
 - ser susceptible de geolocalización.

El objetivo de este estudio fue desarrollar un método para valorar la fragmentación que cumpla los requisitos anteriores y aplicarlo a un conjunto de tipos de hábitat de bosque que sirvan como banco de pruebas (caso práctico del apartado 3).

Se proponen dos medidas de fragmentación. Una, funcional, se refiere a la resistencia que puede encontrar un ecosistema para dispersarse dentro de un entorno espacial, independientemente de cómo esté distribuido. La otra, estructural, se basa en las frecuencias de manchas de distintos tamaños y su impacto sobre la persistencia del ecosistema.

El procedimiento elegido para la fragmentación funcional se desarrolló a partir de un método propuesto originalmente para valorar la Infraestructura Verde en la Unión Europea (Ruiz *et al.* 2007), y posteriormente adaptado para formar parte de un "Sistema de indicadores del estado de conservación de hábitats de interés comunitario en España" (Simón *et al.* 2013). En aquellos casos se valoraba el parecido entre el conjunto de usos del suelo dentro de la Red Natura 2000 y su entorno, en el dominio espacial de regiones NUTS⁴. El supuesto era que dicho parecido era proporcional a la conectividad global para la Red Natura 2000 en el dominio considerado. La adaptación para este estudio consiste en valorar el parecido, en términos de estados y tendencias de condición ecológica, entre el área ocupada por un ecosistema dado y su entorno, en el dominio de su distribución potencial.

El procedimiento aplicado a la fragmentación estructural tiene su origen en un hecho generalizado en la naturaleza, por el que los eventos grandes son menos frecuentes que los pequeños, y las relaciones entre tamaño y frecuencia pueden describirse mediante una función no lineal. En esta aplicación, se trata de extraer dicha relación para cada ecosistema usando el tamaño de sus manchas.

2.2. Fragmentación funcional

2.2.1. Contexto e hipótesis

Los tipos de hábitat de bosque considerados en este trabajo corresponden a las mejores representaciones que quedan de la vegetación natural. En general, cada ecosistema está identificado por un conjunto de manchas con un grado de dispersión variable. Debido a las fuertes presiones humanas de uso y explotación del suelo, esas manchas tienden a ser pequeñas y de forma muy irregular, la matriz en que se encuentran inmersas presenta coberturas del suelo con niveles variables de degradación, y que no tienen necesariamente relación con los ecosistemas objetivo. Además, y por esas mismas presiones, no es raro que las manchas se encuentren en localizaciones marginales alejadas del óptimo ecológico del ecosistema en cuestión (por ejemplo, zonas rocosas o de fuerte pendiente).

⁴ <https://ec.europa.eu/eurostat/web/gisco/geodata/reference-data/administrative-units-statistical-units/nuts>



La fragmentación relevante para esos ecosistemas concierne, por tanto, más al espacio entre manchas que al interior de ellas. Los problemas ecológicos que cabe esperar de esa fragmentación particular incluyen que las manchas puedan no alcanzar un tamaño crítico para mantener sus funciones ecológicas internas, que su separación sea tan grande como para impedir conexiones funcionales entre ellas, o que sea tan pequeña como para facilitar la extinción del ecosistema frente a una perturbación catastrófica, y que la irregularidad de sus formas module indeseablemente la interacción con las coberturas de suelo adyacentes. Naturalmente, estos y otros problemas similares pueden presentarse combinados, con impactos añadidos sobre la persistencia del ecosistema debido a interacciones entre ellos.

En sentido estricto, los problemas asociados a la fragmentación deben relacionarse con escenarios de procesos y formularse en términos de conectividad. Por ejemplo, la vulnerabilidad de cierto ecosistema forestal a una plaga requiere un análisis de conectividad, que tendrá entre sus elementos la fragmentación de partida de dicho ecosistema. En paralelo, el análisis de conectividad para investigar la fertilización cruzada entre manchas de ese ecosistema será diferente y se basará en una codificación igualmente diferente de la fragmentación de partida. Obsérvese que, en ambos casos, la estructura espacial de las manchas es la misma. En definitiva, es importante reconocer que, dado un ecosistema con una configuración espacial concreta, no existe un valor genérico de conectividad, y consecuentemente tampoco existe un valor universal de fragmentación.

Es importante reforzar esa última afirmación, y para ello puede recurrirse a otro ejemplo. Imagínese un ecosistema con una configuración espacial dispersa de manchas de diversos tamaños. Es posible valorar la fragmentación mediante un indicador fractal que use la relación tamaño/frecuencia de las manchas (Krummel *et al.* 1987), y también usar contrastes estadísticos como la I de Moran (Moran 1950) para determinar si su patrón espacial es aleatorio, contagioso o regular. La cuestión de fondo es que la medida de distancia aplicada en esas técnicas controlará el tipo de problema que se puede analizar. Si se usa una distancia euclídea según la posición de las manchas en un plano, el riesgo evaluado solo puede ser de tipo extinción masiva por una causa cuya escala espacial trasciende al ecosistema, como la caída de un meteorito o una urbanización incontrolada. Pero si se pretende indicar la viabilidad del ecosistema frente a factores de mayor escala, como mantener conexiones funcionales entre manchas (efecto positivo) o la vulnerabilidad a una plaga (efecto negativo), la distancia euclídea no sirve. En su lugar, sería necesario usar una medida paramétrica de la distancia de coste que tenga en cuenta barreras y corredores naturales.

Podría argumentarse entonces que es necesario producir una lista de problemas espaciales (positivos y negativos) que pueden afectar a un ecosistema, y generar un conjunto de soluciones e incluso escenarios de amenaza. Pero los hechos son que los organismos administrativos responsables de la conservación tienen un presupuesto limitado, y que se carece de información funcional sobre muchos de los ecosistemas identificados. Por todo ello, esta aproximación cae fuera de la perspectiva de este proyecto.

Se puede, sin embargo, proponer una solución suficientemente abstracta como para tratar la fragmentación sin tener que analizar configuraciones espaciales concretas. La fragmentación está controlada principalmente por las interacciones entre el ecosistema y su entorno. Asumiendo que los usos del suelo dominan dichas interacciones, y que por ello la distribución actual del ecosistema está restringida respecto a su óptimo, cabe suponer que su tendencia natural sería expandirse tanto como pueda o le sea permitido.



La mayoría de los ecosistemas identificados corresponde a formaciones maduras, no pioneras en el sentido de la sucesión ecológica. Por tanto, el límite para ese potencial de expansión se encuentra en el grado de madurez ecológica del entorno. Es decir, cuanto más parecido sea el grado de madurez del entorno al del ecosistema, más fácil será para este expandirse a aquel. Por decirlo en términos electrónicos, la conectividad entre un ecosistema y su entorno es máxima cuando ambos tienen la misma impedancia ecológica.

Así mirada, esta solución examina realmente las condiciones de contorno de la fragmentación, más que la fragmentación en sí misma. Pero sus resultados son proporcionales a la fragmentación funcional, más que a la geométrica, del ecosistema. Por ejemplo, un ecosistema geoméricamente muy fragmentado que estuviese inmerso en una matriz con un estado de madurez muy similar a él, sería muy parecido a su entorno. Aunque los usos y coberturas del suelo en este fueran distintos, las posibilidades del ecosistema para expandirse serían muchas tras un abandono eventual de esos usos. Luego la fragmentación funcional sería baja. Inversamente, un ecosistema extremadamente distinto a su entorno en madurez ecológica estaría prácticamente aislado, y su fragmentación funcional sería alta cualquiera que fuese su grado de fragmentación geométrica.

La medida de fragmentación funcional propuesta en este estudio examina el parecido entre un ecosistema y su entorno comparando las distribuciones de frecuencia de estados tendencias de madurez ecológica. Estos datos son cualitativos y proceden del producto 2dRUE-ES (del Barrio *et al.* 2010; Martínez-Valderrama *et al.* 2016; Sanjuán *et al.* 2014), por lo que el procedimiento de comparación aplica un índice de disimilaridad. El entorno se define como el área geográfica donde cabe esperar la presencia del ecosistema.

2.2.2. Métrica

La forma más sencilla de expresar la distribución de una variable cualitativa dentro de cierto dominio es mediante un vector, es decir, una serie de frecuencias en orden arbitrario que correspondan a las clases o modalidades de dicha variable. El parecido entre dos dominios diferentes dada una variable puede valorarse comparando sus vectores respectivos.

En este estudio la variable es la posición en un gradiente de madurez-degradación; sus clases son los estados y tendencias, según el producto 2dRUE-ES; y los dominios a comparar son, respectivamente, el interior de los polígonos que delimitan a un ecosistema dado, y su entorno. Estos datos se explican con detalle en el apartado 2.2.4 de este documento.

Los coeficientes de asociación usados normalmente en taxonomía numérica tienen precisamente la finalidad de comparar dos vectores de frecuencias y son apropiados para el problema aquí planteado. Existe una gran variedad, y un procedimiento previo de selección basado en sus propiedades y sensibilidad (Ruiz *et al.* 2007) condujo a seleccionar el índice de cuerda de Orlóci (Orlóci 1967) para esta aplicación.

El índice de disimilaridad de Orlóci (S) mide la disimilaridad entre dos vectores $Y1$ e $Y2$, cada uno de los cuales contiene la serie de frecuencias absolutas de p clases de una variable cualitativa. Su formulación es la siguiente (Legendre & Legendre 1998):



$$S(Y_1, Y_2) = \sqrt{2 \left(1 - \frac{\sum_{j=1}^p y_{1j} y_{2j}}{\sqrt{\sum_{j=1}^p y_{1j}^2 \sum_{j=1}^p y_{2j}^2}} \right)}$$

donde y_1 e y_2 son las frecuencias de la clase j en sus vectores respectivos.

Las propiedades del índice de Orlóci son:

- Disimilaridad: mide distancia.
- Métrico: puede ser representado en un espacio euclídeo, incluyendo gráficos convencionales.
- Lineal: valores proporcionales a la diferencia.
- Rango de valores finito: intervalo 0–1,414.
- Normalizado: permite comparar muestras de distintos tamaños.
- Asimétrico: excluye frecuencias iguales a cero en ambos vectores.

2.2.3. Sensibilidad

Las pruebas de sensibilidad incluyeron generar conjuntos de vectores para explorar la variación del índice de Orlóci frente a la magnitud de los cambios de frecuencias. La Tabla 1 muestra un ejemplo, en el que se comparan dos vectores 'Ecosistema' y 'Entorno', identificados por sus frecuencias para nueve clases de una variable que puede asimilarse a grado de madurez ecológica. Inicialmente (paso 0), ambos vectores son iguales. A continuación, las clases 2 y 8 del vector 'Entorno' son alteradas progresivamente, manteniendo constante el tamaño de la población total, disminuyendo la primera a expensas de la segunda, hasta alcanzar el paso 8 en que la clase 2 queda a cero y la clase 8 muestra su máximo crecimiento posible. El valor de Orlóci aumenta proporcionalmente con este ejercicio, desde cero hasta situarse más allá del 50% de su rango.

Tabla 1 Comparación de dos vectores de frecuencias 'Ecosistema' y 'Entorno' mediante el índice de Orlóci. El vector 'Entorno' se hace variar alterando progresivamente las frecuencias de las clases 2 y 8. Fuente: elaboración propia.

	Clase									Orlóci
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Ecosistema	10000	10000	5000	5000	1000	1000	100	100	10	
Entorno paso 0	10000	10000	5000	5000	1000	1000	100	100	10	0
Entorno paso 1	10000	9999	5000	5000	1000	1000	100	101	10	8E-5
Entorno paso 2	10000	9990	5000	5000	1000	1000	100	110	10	8E-4
Entorno paso 3	10000	9900	5000	5000	1000	1000	100	200	10	8E-3
Entorno paso 4	10000	9000	5000	5000	1000	1000	100	1100	10	8E-2
Entorno paso 5	10000	7500	5000	5000	1000	1000	100	2600	10	0,2
Entorno paso 6	10000	5000	5000	5000	1000	1000	100	5100	10	0,5
Entorno paso 7	10000	2500	5000	5000	1000	1000	100	7600	10	0,7
Entorno paso 8	10000	0	5000	5000	1000	1000	100	10100	10	0,9



2.2.4. Datos

Los datos requeridos para aplicar este procedimiento se muestran a continuación. Todos ellos están descritos en Del Barrio *et al.* (2019a) y no recibirán más detalle aquí, excepto los relativos al entorno.

- Tipos de hábitat de bosque. Capas vectoriales de la Cartografía de los Tipos de Hábitat Forestales de España a escala 1:50.000 (CHFE50; Sánchez de Dios *et al.* 2019).
- Entorno: para cada ecosistema, los dominios climáticos o regiones biogeográficas donde tenga presencia.
- Estados de madurez: Mapa de la Condición de la Tierra en España (del Barrio *et al.* 2010; Martínez-Valderrama *et al.* 2016; Sanjuán *et al.* 2014). Se trata de un producto en formato ráster.

En este procedimiento, se entiende por entorno del ecosistema el área geográfica que podría ser ocupada potencialmente por él, y que por tanto es comparable a la que ocupa actualmente. Una identificación precisa del entorno es necesaria para valorar la fragmentación y también para otros indicadores relacionados, como la tensión o diferencia entre las distribuciones potencial y actual. Por ello es un dato de uso múltiple y gran valor.

La expresión más aproximada a esa definición de entorno es la distribución potencial del ecosistema. Existen antecedentes de producción de bibliotecas de distribuciones predictivas de formaciones vegetales en España (Benito-Garzón *et al.* 2008; Márquez-Barraso *et al.* 2015), pero en ningún caso la especificación de la variable dependiente se ajusta a la descripción de los ecosistemas terrestres considerados en este proyecto. La producción de una biblioteca apropiada, posiblemente usando los datos climáticos descritos en Del Barrio *et al.* (2019b), debería estar entre las actividades subsiguientes a este proyecto. Mientras tanto, puede recurrirse a subrogados climáticos o biogeográficos como aproximación.

2.2.5. Interpretación y uso

La fragmentación funcional puede interpretarse como directamente proporcional al aislamiento del ecosistema respecto a su entorno. Cuanto mayor resulte el valor del índice de Orlóci, menos integrado estará el ecosistema.

No existen valores funcionales teóricos que puedan usarse como referencia para contrastar los resultados de este procedimiento en una aplicación concreta. Dichas referencias deben ser adquiridas empíricamente. Para ello, lo más práctico es examinar el rango de variación obtenido en un conjunto de ecosistemas suficientemente representativo, y después examinarlos caso a caso.

El índice de Orlóci es independiente de la estructura espacial. Su función principal es crear una alerta sobre ecosistemas que presenten un elevado grado de aislamiento en su entorno. Esos casos deberían ser objeto de un análisis detallado del tipo DPSIR (*Driving forces - Pressures - States - Impacts - Responses*) y, cuando el caso lo requiera, plantear los problemas correspondientes en términos de conectividad ecológica. Dichos análisis, muy detallados, requieren una inversión importante y el procedimiento aquí propuesto puede servir para establecer prioridades.



El índice de Orlóci se presta a dos tipos de uso exploratorio. El más evidente, que ya sugiere la Tabla 1, es comparar escenarios que impliquen cambios en la condición de la tierra, como por ejemplo políticas agrarias o urbanísticas, o incluso cambios de clima.

Un uso adicional, que arroja un interesante corolario, es explorar el tipo de gestión que puede administrarse a lo que llamamos entorno para reducir el aislamiento del ecosistema. Cabe esperar que la condición de la tierra en el ecosistema sea mejor que la de su entorno, ya que este suele estar sometido a algún tipo de explotación. Una política estrictamente conservacionista puede tender a mejorar en lo posible la condición del ecosistema. Pero así, el índice de Orlóci demostraría que también se está aumentando su grado de aislamiento, lo que puede traer consecuencias indeseables. Por otra parte, las clases de condición tienen asociados usos del suelo concretos. Luego se podría usar este concepto de fragmentación funcional para identificar los usos del suelo en el entorno del ecosistema sobre los que habría que actuar para mejorar su integración. El corolario es que los ecosistemas a conservar no deben ser considerados como sistemas cerrados, y que las políticas de conservación deben operar también sobre su entorno.

2.3. Fragmentación estructural

2.3.1. Contexto e hipótesis

Los ecosistemas definidos sobre biotopos coherentes, como en este proyecto, tienden a ocupar todo el espacio óptimo para sus condiciones dentro del espacio disponible. Esta tendencia tiene dos tipos de obstáculos. El primero está controlado por la fracción no óptima del espacio, y depende principalmente de factores abióticos que imponen intervalos inadecuados de gradientes o barreras ambientales. Esta limitación es detectable a escalas poco detalladas. El segundo depende de relaciones con otros ecosistemas, que teniendo similares requisitos ambientales pueden competir con, o explotar el ecosistema en cuestión, impidiendo que ocupe ciertos sectores óptimos. Normalmente, esta limitación opera a escalas de detalle.

Los ecosistemas terrestres manejados en este proyecto son zonales, y por definición eso implica que están definidos a escalas relativamente pequeñas en las que predominan los aspectos abióticos, especialmente climáticos y meso-topográficos. Cabe esperar, por tanto, que al ocupar el espacio disponible se sitúen en intervalos óptimos de esos gradientes ambientales, y al hacerlo su estructura espacial se acople a la de estos. Esa estructura espacial se refleja, entre otras propiedades, en la distribución de frecuencias de los tamaños de sus manchas.

Si lo anterior es cierto, desviaciones respecto a la relación esperada de tamaños y frecuencias pueden atribuirse al segundo tipo de limitaciones mencionadas al principio. En este caso, los ecosistemas competidores o explotadores son los usos del suelo. Se trata de una hipótesis razonable en un territorio como el español, que ha sido constantemente ocupado, modificado y gestionado por poblaciones humanas durante todo el Holoceno reciente. La vegetación zonal ha sido relegada a zonas marginales que en muchos casos pueden calificarse como extrazonales, y la intensidad de estas modificaciones ha fluctuado en el curso del tiempo dependiendo del clima y de factores socio-económicos. Considerando el orden de magnitud del tiempo de generación de esas formaciones zonales, las desviaciones del paisaje actual respecto al potencial sin influencia humana recogen la memoria de los últimos dos o tres siglos. En ella se alternan fases intensas de cambio, como la



ocurrida durante el pico de población rural a finales del siglo XIX, con fases de relativo abandono como la ocurrida en la transición de los siglos XX y XXI tras la entrada en la Unión Europea.

El tamaño de las manchas individuales de un ecosistema, y especialmente la distribución de frecuencias de los tamaños, indican su persistencia en el tiempo (Hastings *et al.* 1982; Irvine *et al.* 2016). El tamaño es proporcional a la resiliencia y homeostasis, facilitando estructuras demográficas y tróficas con las que el ecosistema puede responder a perturbaciones. Una distribución adecuada de tamaños favorece conexiones funcionales entre manchas y optimiza el balance entre diversidad genética global y sensibilidad a la propagación de perturbaciones.

Los gradientes abióticos que conciernen a los ecosistemas zonales les imponen unas condiciones evolutivas que han conducido, entre otros rasgos, a optimizar su relación relativa entre tamaños de manchas.

En este punto conviene hacer una inserción metodológica. Hay otros atributos además del tamaño que indican respuestas similares de los ecosistemas. Uno de los más conocidos es la forma de las manchas y su irregularidad que determina, por ejemplo, el grado de interacción con otros ecosistemas en su entorno (Forman 1995). El problema es que la forma es mucho más sensible que el tamaño frente a errores cartográficos y de escala espacial de trabajo (Levin 1992), ya que en este caso necesariamente hay que recurrir a líneas que separan mediante fronteras, a veces artificiales, dos ecosistemas contiguos. Eso justifica la elección del tamaño para este trabajo.

2.3.2. Métrica

La relación entre el tamaño de un evento y su frecuencia es decreciente, de modo que los eventos grandes suelen ser menos frecuentes que los pequeños. Puede aproximarse ajustando una función hiperbólica:

$$N(a) = c \cdot a^{-B}$$

donde N es el número de eventos de tamaño mayor que a , c es una constante y B es un exponente que varía en un intervalo pequeño para el tipo de evento considerado. Esta relación fue explorada inicialmente por Korcak usando el tamaño de islas en el mar Egeo (Imre & Novotný 2016), y ha sido posteriormente aplicada a otros problemas que incluyen magnitud de terremotos (Lai 2000) e islotes pancreáticos (Hastings *et al.* 1992).

El exponente B de Korcak expresa la tasa de cambio de la frecuencia en función del tamaño y es específico del fenómeno considerado, por lo que sus desviaciones tienen propiedades diagnósticas como las que aquí se buscan. Además, permite una interpretación fractal del fenómeno en cuestión (Hastings & Sugihara 1993), que recientemente ha sido puesta en duda (Imre *et al.* 2012), pero esa rama no es pertinente a este estudio y no será desarrollada aquí.

La forma más sencilla de obtener el exponente B para un juego de datos es ajustar una función lineal a la transformación logarítmica de la ecuación anterior:

$$\log_e(N) = \log_e(c) - B \cdot \log_e(A)$$



Así fue hecho para un estudio pionero (Hastings *et al.* 1982) sobre regularidad de manchas de vegetación natural en los pantanos de Okefenokee, y otras aplicaciones más recientes (Imre *et al.* 2011).

Debería tenerse en cuenta que esta aproximación tiene algunos problemas inherentes al error típico de las predicciones una vez hecha la transformación inversa; a la dificultad de rechazar la hipótesis de distribución hiperbólica cuando los datos no la siguen; y al hecho de que una línea de regresión no es una distribución válida. Por ello es preferible obtener los parámetros mediante estimadores de máxima verosimilitud, comprobar la bondad del ajuste y comparar la distribución obtenida con otras posibles mediante razones de verosimilitud (Clauset *et al.* 2009). Por ello, estudios más recientes que pretendían obtener predicciones de la variable dependiente han seguido este método (Kéfi *et al.* 2007).

En el caso de este estudio solo se pretende obtener el exponente B y se anticipa la necesidad de explorar intervalos de tamaños dentro del rango total disponible para cada ecosistema. Esto, junto a la complejidad de los cálculos asociados al método expuesto en el párrafo precedente, justifica usar el procedimiento 'tradicional' basado en ajustes lineales.

2.3.3. Datos

Este procedimiento opera sobre el conjunto de manchas de un ecosistema dado dentro de un ámbito interpretable. El ecosistema en cuestión será uno de los tipos de hábitat de la CHF50 generados en Sánchez de Dios *et al.* (2019) o el resultado de agrupar estos en tipos de hábitat de interés comunitario.

Es conveniente evitar ruido innecesario en los valores de tamaño, por lo que se considera preferible extraerlos del campo que contiene el área en las capas vectoriales originales ('Shape_Area').

Respecto al ámbito, es lógico que sea suficientemente grande para contener la distribución geográfica completa del ecosistema en cuestión. A diferencia de la fragmentación funcional, que examina el entorno inmediato de una mancha de ecosistema, aquí se examina todo el conjunto de manchas a la vez y carecería de sentido recortarlas mediante mapas temáticos que, si son importantes, ya están implícitos en la distribución geográfica. Por ello este procedimiento debe aplicarse usando límites naturales, como el contorno de la península ibérica, para definir el área de estudio. Esto implica que el procedimiento se debe ejecutar solo una vez para cada tipo de hábitat de la CHF50 o para cada THIC, sin considerar subdivisiones asociadas a dominios climáticos o regiones biogeográficas.

Una vez extraída la serie de tamaños del fichero de atributos de la capa vectorial, el siguiente paso es formar clases de frecuencias. Conviene que estas sean relevantes en la escala numérica logarítmica a la que se realizara el ajuste, no en la escala numérica original (como sería, por ejemplo, creando clases de igual anchura en esta última). Algunas opciones en esta línea incluyen usar pasos fotográficos ('*f-stops*', mediante la transformación $af_i = a_{min} \cdot \sqrt{2^{n_i}}$ en la que af_i es el límite superior de la clase número n_i), intervalos regulares en la transformación logarítmica de a , o dividir por la mitad sucesivamente empezando por a_{max} . Todas ellas son válidas, y aquí se recomienda arbitrariamente usar la última.

El último paso es obtener una serie de pares de valores (f_i, a_i) , que representan respectivamente el número de manchas (f) mayores que cierta área (a) en el par i . Esta serie es entonces usada como datos para el ajuste lineal.



2.3.4. Interpretación y uso

De modo general, el exponente B es negativo y su magnitud indica la rapidez con que las manchas grandes se vuelven cada vez más escasas. Los modelos fractales restringen sus valores al intervalo $0,5 \leq B \leq 1$ (Hastings & Sugihara 1993), pero no hay razón para que esto sea así y en la práctica pueden resultar valores fuera de este rango, especialmente en ecosistemas alterados.

A su vez, y con más alcance, la fragmentación estructural indicada por B puede interpretarse como inversamente proporcional a la persistencia del ecosistema. Esto no implica necesariamente un mal estado ni una mala tendencia, sino más bien cierta fragilidad frente a condiciones externas cambiantes, y menor viabilidad a largo plazo.

El exponente B es útil de esa manera para medir el grado de fragmentación estructural. Pero la ausencia de referencias teóricas sobre sus valores óptimos sugiere que puede ser mejor usarlo de modo relativo. Por ejemplo, el mismo ecosistema puede compararse en dos zonas diferentes, o pueden identificarse intervalos de tamaños dentro del rango disponible en los que la variación de la frecuencia no sea uniforme. En particular, el uso excesivo y la degradación aumentan la fragmentación estructural afectando principalmente a las manchas mayores, que se vuelven anormalmente escasas y pueden truncar la función hiperbólica ajustada (Kéfi *et al.* 2007).

3. CASO PRÁCTICO PARA 25 TIPOS DE HÁBITAT DE LA CARTOGRAFÍA DE LOS TIPOS DE HÁBITAT FORESTALES DE ESPAÑA (CHFE50) Y SUS CORRESPONDIENTES TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO

Este apartado presenta los resultados de aplicar los conceptos y procedimientos de fragmentación anteriormente descritos a un conjunto piloto de tipos de hábitat de bosque; concretamente a tipos de hábitat de la CHFE50 y sus agrupaciones resultantes en los THIC. Se ofrecen resultados pormenorizados para cada uno de estos elementos, así como sus claves de interpretación. Sin embargo, no se realiza una interpretación detallada de los mismos, la cual requeriría un nivel de detalle que excede el enfoque metodológico de este trabajo.

Estos resultados deben considerarse como un banco de pruebas dentro del desarrollo experimental de un procedimiento para incorporar la fragmentación al parámetro 'Estructura y función' de la Matriz General de Evaluación. Son sólidos en términos académicos, pero todavía requieren enlaces prácticos con la política de conservación. Por ello no se recomienda incorporarlos en esta fase a la Matriz General de Evaluación.

3.1. Fragmentación funcional

3.1.1. General

La métrica se basa en aplicar el índice de disimilaridad de Orlóci a dos vectores de frecuencias absolutas, que se refieren respectivamente al ecosistema considerado y a su entorno inmediato.



El valor de disimilaridad resultante se encuentra en el rango 0–1,414. La interpretación es que, cuanto mayor sea este valor, mayor es la fragmentación funcional o grado de aislamiento, y menor el grado de integración del ecosistema respecto a su entorno inmediato.

3.1.2. Datos y métodos

Las frecuencias usadas para calcular el índice de Orlóci corresponden a las clases de estados de condición de la tierra del producto 2dRUE-ES (Figura 1), que se describe en Del Barrio *et al.* (2019a). Uno de los vectores fue extraído consultando este mapa para la población de celdas ocupadas por el tipo de hábitat de la CHF50 o por el THIC. El otro, resume el entorno del ecosistema.

La definición operativa de entorno fue aplicada de dos maneras. Por un lado, y en la línea principal de este estudio, el entorno de un tipo de hábitat de la CHF50 o de un THIC se define como la intersección del dominio climático donde este tiene presencia significativa o relevante (Figura 2; del Barrio *et al.* 2019a), y el espacio en un radio de 30 km a su alrededor. Con lo primero se pretendió evitar combinaciones [CHF50 x DOM] o [THIC x DOM] puramente incidentales, proclives a dar resultados desfavorables por la falta de asociación del ecosistema con ese dominio, y por ello carentes de valor interpretativo. Con lo segundo se aseguró que las frecuencias eran obtenidas con una proximidad razonable a las celdas donde los tipos de hábitat de la CHF50 o los THIC tienen presencia. La distancia de 30 km fue fijada tras algunas pruebas preliminares que constan en los resultados.

Por otro lado, el entorno también fue definido, en un ejercicio separado, por las regiones biogeográficas manejadas oficialmente por la Agencia Europea de Medio Ambiente. La finalidad aquí fue facilitar los informes periódicos que presenta el Estado español sobre la Red Natura 2000. Dichas regiones son de información obligatoria y, a los efectos operativos de este estudio, se consideran como si fueran delimitaciones administrativas. Por ello se obtuvo el índice de Orlóci para todas las combinaciones posibles, de nuevo intersectadas por un radio de 30 km alrededor de la distribución de cada tipo de hábitat de la CHF50 o cada THIC.

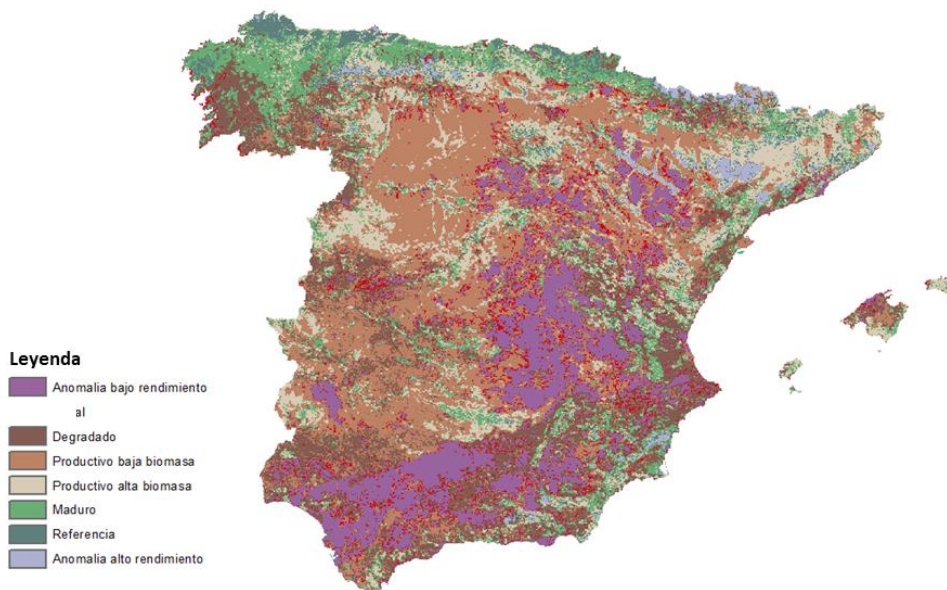


Figura 1 2dRUE-ES Condición de la Tierra en España. Estados de madurez ecológica (del Barrio *et al.* 2019a). Fuente: elaboración propia.

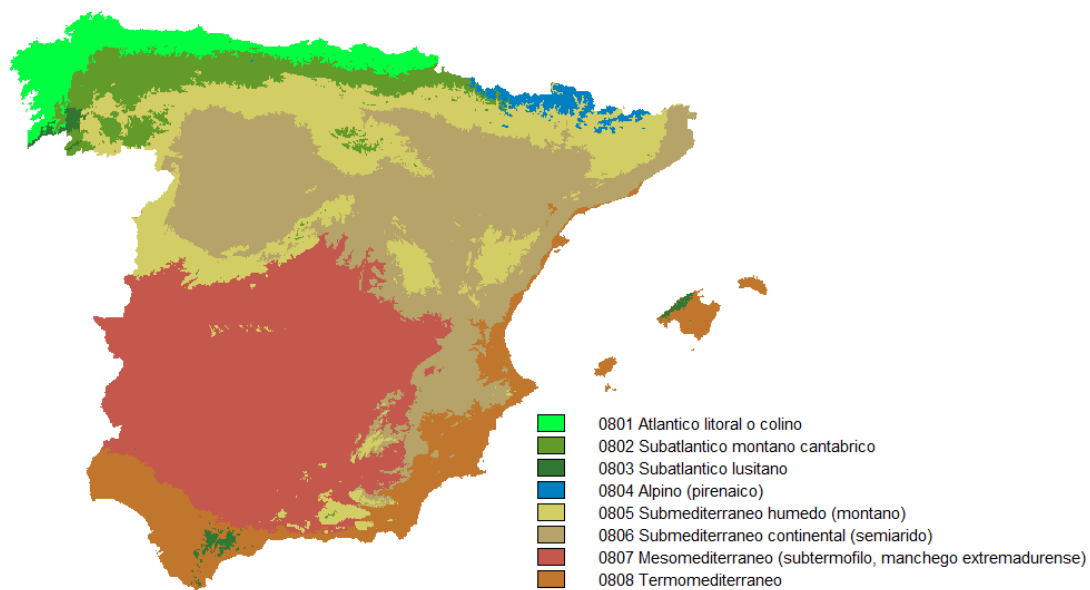


Figura 2 Dominios climáticos (del Barrio *et al.* 2019b). Fuente: elaboración propia.



3.1.3. Resultados

Los resultados del índice de Orlóci se presentan conjuntamente para todos los tipos de hábitat de la CHEF50 y los THIC en las Tablas 2 a 5, e individualmente para cada uno de ellos en el Anexo I.

Tabla 2 Diferencias entre la distribución de los tipos de hábitat de la CHEF50 y su entorno en un radio de 30 km dentro de los dominios climáticos (DOM) donde tienen presencia significativa o relevante. Las entradas son valores del índice de Orlóci, y el fondo de color indica el tercio inferior (verde) o superior (naranja) del rango posible. Fuente: elaboración propia.

Nota: 0801= Atlántico litoral o colino; 0802= Subatlántico montano cantábrico; 0803= Subatlántico lusitano; 0804= Alpino (pirenaico); 0805= Submediterráneo húmedo (montano); 0806= Submediterráneo continental (semiárido); 0807= Mesomediterráneo (subtermófilo manchego extremadurens); 0808= Termomediterráneo.

Código CHEF50	DOM							
	0801	0802	0803	0804	0805	0806	0807	0808
111MN_111				0,45				
111MN_112				0,44				
111MN_113				0,57				
111MN_114								
111MN_221		0,37						
111MN_222		0,51			0,71			
111MN_223	0,41	0,30						
111MN_224		0,46			0,67			
111MN_225		0,45		0,74	0,78			
111MN_321		0,29			0,83			
111MN_322		0,49			0,15	0,54		
111MN_323					0,22	0,45	0,87	
111MN_324					0,38		0,61	
111MN_430		1,15	0,13		0,61	0,97		
111MN_431							0,65	0,30
111MN_432			0,83					0,87
111MN_433								0,76
111MN_434					0,26	0,56		
111MN_511					0,33	0,58	0,97	
111MN_512					0,40	0,43		
111MN_513					0,37	0,65		
111MN_514								
111MN_631								0,67
111MN_632					0,88	0,84	0,82	
111MN_633						0,39		



Tabla 3 Diferencias entre la distribución de tipos de hábitat de interés comunitario y su entorno en un radio de 30 km dentro de los dominios climáticos (DOM) donde tienen presencia significativa o relevante. Las entradas son valores del índice de Orloci, y el fondo de color indica el tercio inferior (verde) o superior (naranja) del rango posible. Fuente: elaboración propia.

Nota: 0801= Atlántico litoral o colino; 0802= Subatlántico montano cantábrico; 0803= Subatlántico lusitano; 0804= Alpino (pirenaico); 0805= Submediterráneo húmedo (montano); 0806= Submediterráneo continental (semiárido); 0807= Mesomediterráneo (subtermófilo manchego extremeño); 0808= Termomediterráneo.

Código THIC	DOM							
	0801	0802	0803	0804	0805	0806	0807	0808
9430				0,42				
9120		0,37			1,10			
9130		0,51						
9150		0,45		0,74	0,81			
9230		0,50			0,17	0,40	0,67	
9330		1,15	0,50		0,58	0,79	0,65	0,85
9530*					0,37	0,58	0,92	
9540					0,39	0,81	0,82	

Tabla 4 Diferencias entre la distribución de los tipos de hábitat de la CHF50 y su entorno en un radio de 30 km dentro de las regiones biogeográficas donde tienen presencia. Las entradas son valores del índice de Orloci, y el fondo de color indica el tercio inferior (verde) o superior (naranja) del rango posible. Fuente: elaboración propia.

Código CHF50	Región biogeográfica		
	Alpina	Atlántica	Mediterránea
111MN_111	0,34		0,76
111MN_112	0,37		1,28
111MN_113	0,41		0,89
111MN_114			0,63
111MN_221	0,40	0,33	1,11
111MN_222		0,61	0,85
111MN_223	0,74	0,18	1,12
111MN_224		0,35	0,90
111MN_225	0,39	0,51	0,89
111MN_321	0,39	0,62	0,63
111MN_322		0,50	0,22
111MN_323			0,38
111MN_324			0,56
111MN_430		0,90	0,88
111MN_431			0,60
111MN_432			0,81
111MN_433			0,77
111MN_434			0,45
111MN_511	0,65		0,57
111MN_512			0,33
111MN_513			0,64
111MN_514			0,77
111MN_631			0,68
111MN_632			0,80
111MN_633			0,30



Tabla 5 Diferencias entre la distribución de tipos de hábitat de interés comunitario y su entorno en un radio de 30 km dentro de las regiones biogeográficas donde tienen presencia. Las entradas son valores del índice de Orlóci, y el fondo de color indica el tercio inferior (verde) o superior (naranja) del rango posible. Fuente: elaboración propia.

Código THIC	Región biogeográfica		
	Alpina	Atlántica	Mediterránea
9120	0,40	0,33	1,11
9130		0,61	0,85
9150	0,39	0,36	0,92
9230	0,39	0,61	0,31
9330		0,90	0,66
9430	0,32		0,70
9530*	0,65		0,57
9540			0,75

3.1.4. Discusión y observaciones

Los resultados ofrecen una perspectiva complementaria del parámetro 'Estructura y función' de la Matriz General de Evaluación. Más que concentrarse en el ecosistema en cuestión, indican su relación con el entorno inmediato, relevante entre otros aspectos para su potencial de dispersión. Como muchas medidas de fragmentación, carecen de valores de referencia que los relacionen con variables ecológicas en unidades reales, y eso es un obstáculo para su uso inmediato. Por esa razón, no creemos que deban incorporarse en esta fase a la Matriz General de Evaluación para valorar el citado parámetro.

Sin embargo, en general son consistentes e interpretables cuando se contrastan en ecosistemas concretos. También son sencillos y económicos de obtener, ya que el Mapa de la Condición de la Tierra en España 2000-2010 (2dRUE-ES) en que se basan es un producto ya realizado y que se actualizará periódicamente. Desde este punto de vista, el índice de Orlóci en esta implementación tiene su principal uso en el seguimiento de los ecosistemas, sean los tipos de hábitat de la CHF50 o los THIC. Otros usos serán explorados cuando los diversos indicadores producidos para el parámetro 'Estructura y función' (p. ej. del Barrio *et al.* 2019a, y medidas directas de la estructura del ecosistema en Pescador *et al.* 2019) sean objeto de un análisis conjunto. Finalmente, y como ya se apuntaba en la descripción detallada de este procedimiento, estos resultados se prestan a ejercicios de simulación en los que escenarios de cambio de uso del suelo sean relacionados con la madurez ecológica de los agro-ecosistemas implicados, que normalmente se encontrarán en el entorno de los tipos de hábitat de la CHF50 o los THIC.

Una distribución potencial resultante de aplicar un modelo predictivo que use cada ecosistema como variable dependiente, y predictores climáticos, topográficos y edafológicos sería, probablemente, la mejor definición de entorno. Conviene insistir en la necesidad de incorporar este tipo de datos a las bases geoespaciales que apoyen los procedimientos desarrollados en el conjunto de este proyecto. No obstante, hay que hacer una reserva sobre la probable situación marginal de los ecosistemas considerados, que puede sesgar los resultados de los modelos predictivos.



3.2. Fragmentación estructural

3.2.1. General

Esta sección informa del resultado de aplicar el procedimiento descrito en el apartado 2, a un conjunto de 25 tipos de hábitat de la CHFE50 y ocho THIC. Todos los detalles necesarios pueden ser consultados en dicho apartado y por eso aquí solo se ofrece un resumen esquemático.

El concepto de fragmentación estructural se refiere a la regularidad en la distribución de frecuencias del tamaño de las manchas de un ecosistema (en inglés, '*patchiness*'). Esa regularidad refleja el grado de alteración en un ámbito interpretable que contenga toda la distribución geográfica del ecosistema en cuestión. Cuanto menor sea la regularidad, y en particular cuanto más escasas sean las manchas grandes en relación a la frecuencia de manchas pequeñas, mayor dificultad tendrá el ecosistema para persistir en el tiempo.

La métrica aplicada para este tipo de fragmentación es el exponente B de Korcak, y se basa en ajustar una función hiperbólica a la transformación doble logarítmica de pares de valores (f_i, a_i) , que representan respectivamente el número de manchas (f) mayores que cierta área (a) en el par i .

El valor absoluto de B es proporcional a la frecuencia relativa de manchas pequeñas dentro del rango de manchas muestreadas. Es decir, a mayor valor absoluto (o menor valor con el signo), mayor fragmentación en la que escasean las manchas de mayores tamaños.

3.2.2. Datos y métodos

La fuente de datos primaria fueron las capas vectoriales con la distribución geográfica de los 25 tipos de hábitat de la CHFE50. La serie de valores de área para cada tipo de hábitat fue obtenida del campo de área de los polígonos ('Shape_Area') de su fichero de atributos. Los tipos de hábitat de la CHFE50 fueron agrupados en THIC⁵ según la correspondencia mostrada en la Tabla 6.

⁵ Este trabajo se elaboró con los datos de la CHFE50 disponibles en el marco del proyecto "Establecimiento de un sistema estatal de seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat en España", desarrollado entre 2015-2017. Sin embargo, la CHFE50 ha sido finalizada en el periodo 2017-2019 en el marco del proyecto "Desarrollo de las tareas necesarias para la preparación del informe nacional de aplicación de la Directiva Hábitat en España 2013-2018". Es por ello que en Sánchez de Dios *et al.* 2019 se muestran correspondencias en ocasiones más completas. Por ejemplo, se incluyen tipos de bosques mixtos (grupo 111MX), que fueron obtenidos en el periodo 2017-2019.



Tabla 6 Equivalencia entre los tipos de hábitat de interés comunitario de bosque y los tipos de hábitat de la CHFE50. Fuente: elaboración propia.

Nota: todos los tipos de hábitat de la CHFE50 mostrados en la tabla corresponden al grupo de masas dominadas por una especie (prefijo '111MN_') por lo que para mejorar la visualización se ha omitido este prefijo en los códigos.

	Tipo de hábitat de interés comunitario	Tipo de hábitat de la CHFE50
9430	Bosques montanos y subalpinos de <i>Pinus uncinata</i> (*en sustratos yesosos o calcáreos), en adelante Pinares de pino negro (*sobre sustratos yesosos o calcáreos)	111, 112, 113 y 114
9120	Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de <i>Ilex</i> y a veces de <i>Taxus</i> (<i>Quercion robori-petraeae</i> o <i>Ilici-Fagenion</i>), en adelante Hayedos oligótrofos	222
9130	Hayedos del <i>Asperulo-Fagetum</i> , en adelante Hayedos eútrofos	221
9150	Hayedos calcícolas medioeuropeos del <i>Cephalanthero-Fagion</i> , en adelante Hayedos submediterráneos calcícolas	224 y 225
9230	Robledales galaico-portugueses con <i>Quercus robur</i> y <i>Quercus pyrenaica</i> , en adelante Melojares o rebollares y bosques mixtos subatlánticos	321, 322, 323 y 324
9330	Alcornocales de <i>Quercus suber</i> , en adelante Alcornocales	430, 431, 432, 433 y 434
9530* ⁶	Pinares (sud-) mediterráneos de pinos negros endémicos, en adelante Pinares de pino salgareño o laricio	511, 512, 513 y 514
9540	Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos, en adelante Pinares de pino negral, carrasco y piñonero	631, 632 y 633

Los umbrales de área (a_i) para formar i pares de valores (f_i, a_i) fueron entonces producidos generando una progresión geométrica de razón 0,5 a partir del área máxima redondeada al menor múltiplo de 10. Los pares de valores fueron transformados a su logaritmo natural, y sobre esta nueva serie se ajustaron funciones lineales, cuya pendiente rinde el exponente B . Algunas pruebas preliminares condujeron a observar que, incluso produciendo una regresión lineal significativa, la nube de puntos parecía contener de hecho dos intervalos diferentes que se beneficiarían de ajustes individuales.

La separación de esos intervalos fue explorada de la siguiente manera para cada ecosistema. Primero se formaron todos los pares de intervalos posibles en la secuencia de n áreas, de modo que cada uno de ellos tuviese al menos tres puntos:

$$[a_1 - a_3] \text{ y } [a_4 - a_n] \dots [a_1 - a_{n-3}] \text{ y } [a_{n-2} - a_n]$$

A continuación, se ajustó una regresión segmentada a cada par de intervalos, identificando el límite inferior del derecho como punto de ruptura entre ellos. Este método ajusta regresiones separadas a cada intervalo, pero también produce un error típico de los residuales para la regresión segmentada conjunta. El mínimo error típico fue usado para seleccionar el par óptimo de intervalos, y el punto de ruptura fue retenido como indicador adicional para el ecosistema. La decisión de aceptar o no la regresión segmentada en dos intervalos, frente a la regresión ajustada al rango total, fue tomada

⁶ Los tipos de hábitat de interés comunitario que se señalan con un asterisco (*) son considerados prioritarios.



mediante un análisis de la varianza entre ambos modelos de regresión, con la hipótesis nula de que no hay diferencias significativas entre ellos.

Como paso previo a su aplicación a los ecosistemas de este proyecto, el procedimiento descrito fue probado con un conjunto independiente de datos ya publicados, para confirmar su correcta implementación y ejecución. Esos datos corresponden a la distribución de ciprés y bosques planifolios en el pantano de Okefenokee (Hastings *et al.* 1982) y fueron revisitados posteriormente (Hastings & Sugihara 1993), precisamente para ilustrar el exponente B de Korcak como medida de fragmentación. Los resultados se explican en la siguiente sección.

3.2.3. Resultados

Ensayo previo

La siguiente exposición puede ayudar a entender los resultados obtenidos para los tipos de hábitat de la CHFE50 y los THIC. Los datos del cuadrante nordeste de Okefenokee consisten en 13 pares de valores (f_i, a_i) , que cubren el rango (3, 2560) a (43, 40), donde el área umbral a_i está expresada en acres. En este caso, esos umbrales fueron establecidos disminuyendo a_i en semi-octavas a partir del área máxima.

La Figura 3 muestra la regresión lineal ajustada a la doble transformación logarítmica. El valor absoluto de $B= 0,625$ coincide prácticamente con el publicado ($B= 0,624$) y la diferencia puede atribuirse al redondeo de las cifras. Los autores interpretan este valor como relativamente menos fragmentado que el obtenido de $B= 0,799$ en el cuadrante sudeste de la zona, sugiriendo informalmente su mayor persistencia. El examen de las condiciones de campo demostró que un dique separaba ambos cuadrantes y retenía el flujo de agua de nordeste a sudeste lo que aumentaba el encharcamiento y podía interpretarse como un tipo de hábitat más favorable para el ciprés en el nordeste. Además, esos autores obtuvieron también valores para bosques planifolios en la misma zona ($B= 0,453$ y $B= 0,491$ para el nordeste y sudeste respectivamente), cuya menor fragmentación y consecuente mayor persistencia explicaron porque estos bosques son un estado posterior al ciprés en la sucesión ecológica.

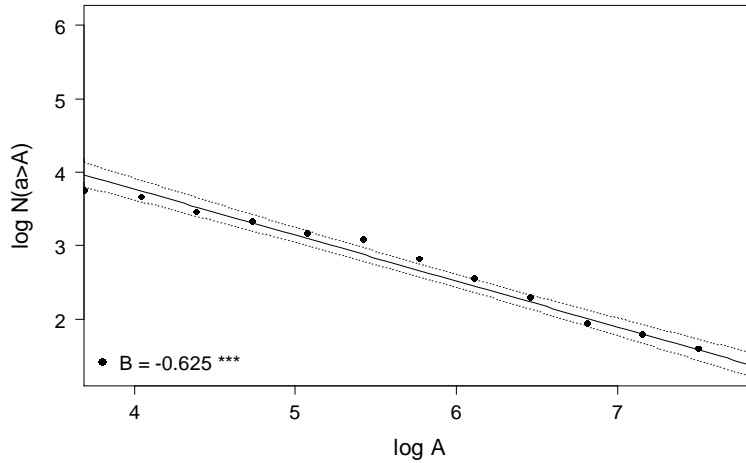


Figura 3 Gráfico de Korcák con doble transformación logarítmica que muestra la variación de la frecuencia de manchas $N(a > A)$ mayores que un valor de área A . El coeficiente de regresión lineal B se muestra con su signo. Fuente: elaboración propia a partir de Hastings *et al.* (1982).

Los residuales de la regresión en la Figura 3 se distribuyen aproximadamente al azar, aunque puede apreciarse cierta concentración de residuales positivos en la zona central de la línea. Aplicando el procedimiento de regresión segmentada, se obtiene un valor de ruptura de 5,4 en escala logarítmica de área, igual a 226 acres (Figura 4). La regresión segmentada en los dos intervalos correspondientes se muestra en la Figura 5.

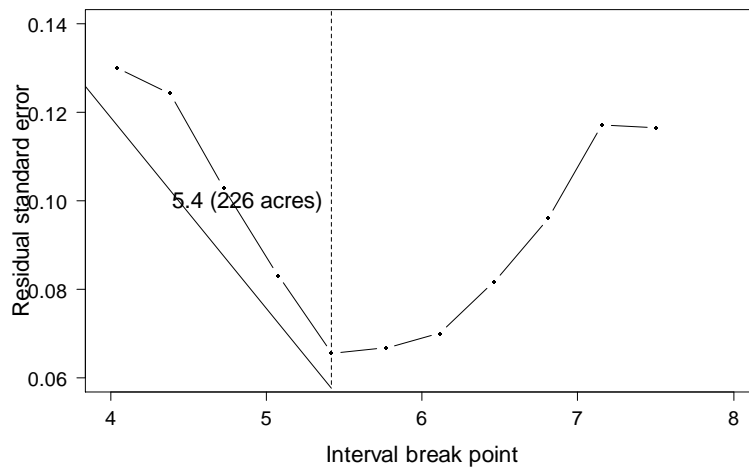


Figura 4 Variación del error típico de los residuales de regresiones segmentadas dependiendo del punto de separación entre intervalos. El punto de ruptura óptimo está indicado con una línea vertical. Fuente: elaboración propia a partir de Hastings *et al.* (1982).

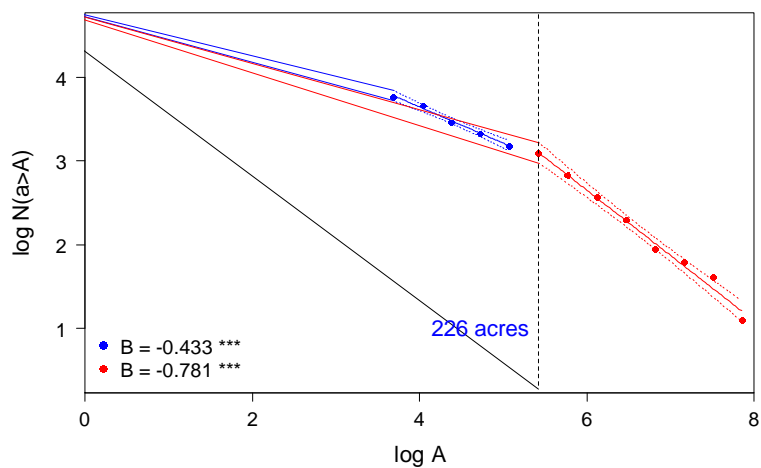


Figura 5 Regresiones independientes ajustadas a dos intervalos, separados por un valor de la variable independiente ($\log A$) igual a 5,4. Los coeficientes de regresión lineal respectivos se muestran con su signo. Fuente: elaboración propia a partir de Hasting *et al.* (1982).

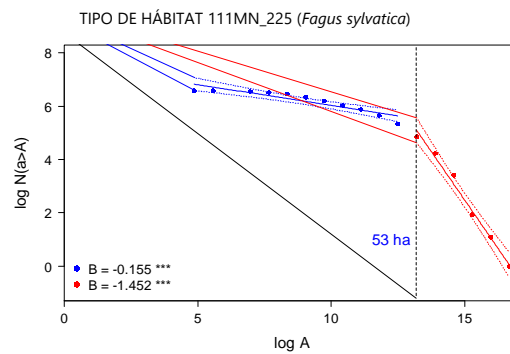
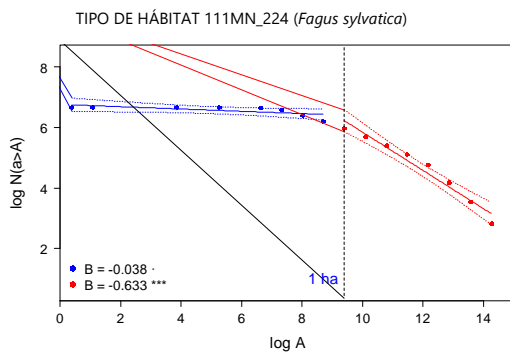
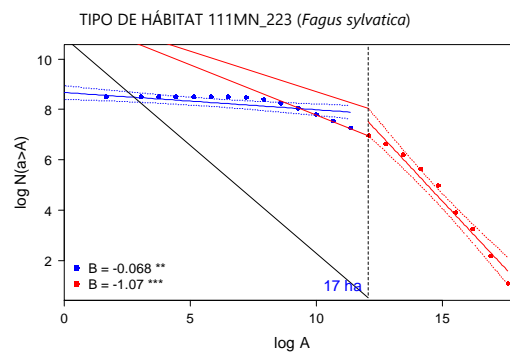
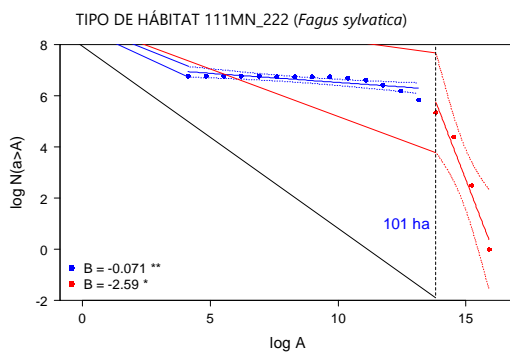
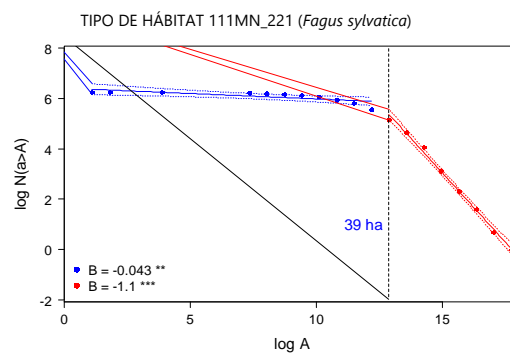
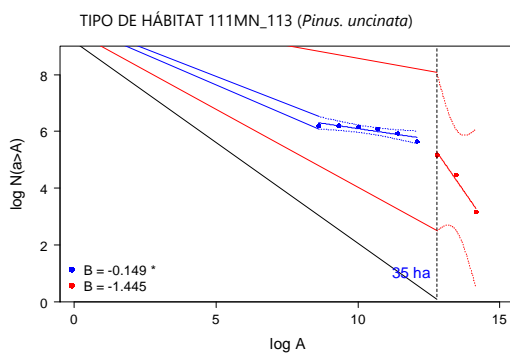
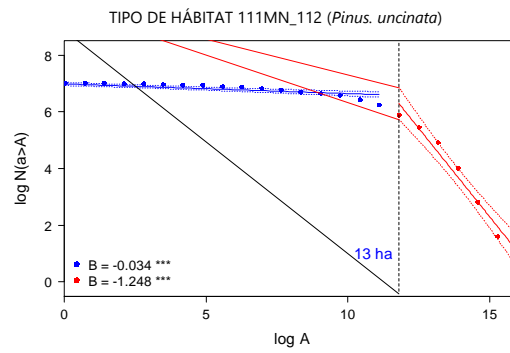
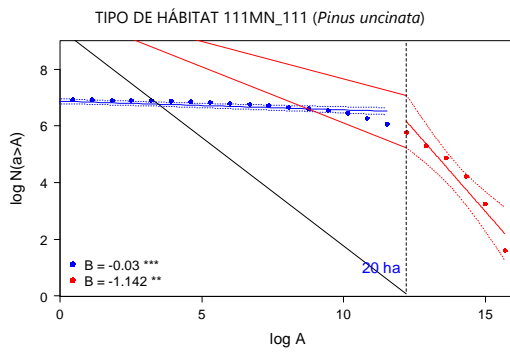
La separación de la nube de puntos en dos intervalos permite ajustar las regresiones respectivas con error reducido, como puede apreciarse por la menor anchura de los intervalos de confianza. De hecho, aunque en todos los casos las regresiones tienen alta significación (indicada por asteriscos en las figuras respectivas), el análisis de la varianza entre los modelos de regresión total y segmentado demuestra que son diferentes ($F= 415,25$; $df= 11$; $p= 4,37E-10$), y por ello pueden ser interpretados.

La Figura 5 sugiere que el decrecimiento de la frecuencia de manchas grandes respecto a las pequeñas no es monótono. Es relativamente lento mientras las manchas no alcancen un valor de 226 acres (91,46 ha), pero a partir de ahí aumenta considerablemente y la frecuencia de manchas mayores de este umbral decrece rápidamente con su tamaño.

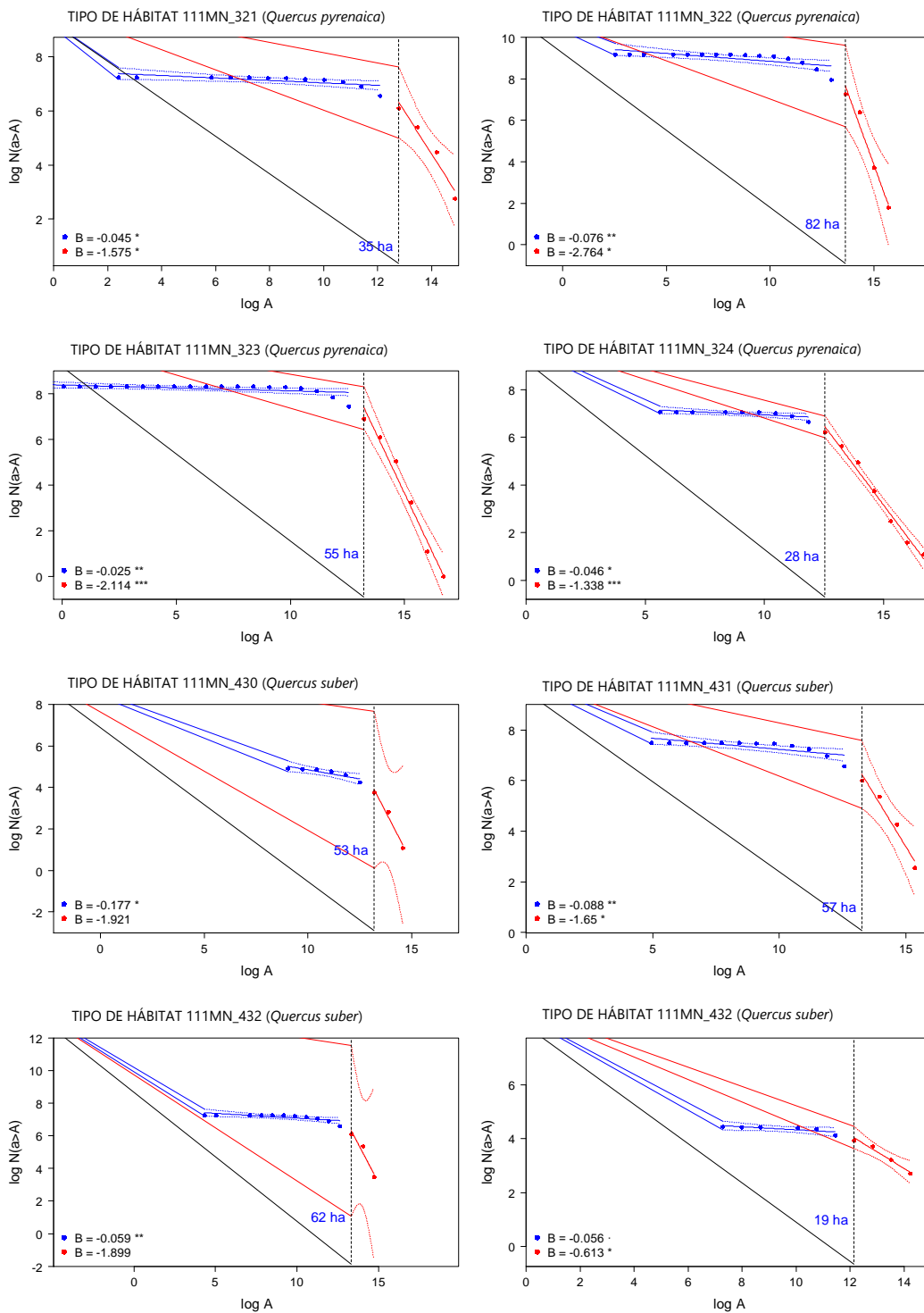
Se carece de elementos para interpretar este patrón en esa zona, pero podemos aventurar un par de explicaciones posibles con el único propósito de otorgar verosimilitud a este análisis de prueba. El pantano de Okefenokee es un área protegida desde 1974, pero entre 1909 y 1927 fue un importante centro de extracción maderera concentrada precisamente en los cipreses, situación que se prolongó hasta 1942. Si se admite que los bosques todavía podrían estar recuperándose en el momento de la publicación citada (1982), el umbral de 226 acres (equivalente a 91,5 ha) podría ayudar a distinguir entre manchas jóvenes y relativamente pequeñas en proceso de expansión, y manchas viejas que sobrevivieron quizá a aquella explotación. Si se supone, por el contrario, que el tiempo de recuperación ha sido suficiente y el bosque estaba ya bien desarrollado en 1982, ese umbral podría identificar un tamaño crítico por encima del cual sus manchas se vuelven inestables y empiezan a fragmentarse. De una forma u otra, el mensaje es que, probablemente, el punto de ruptura así detectado identifica un rasgo de la memoria del paisaje.



Tipos de hábitat de la CHFE50



Continúa en la siguiente página ►



Continúa en la siguiente página ►

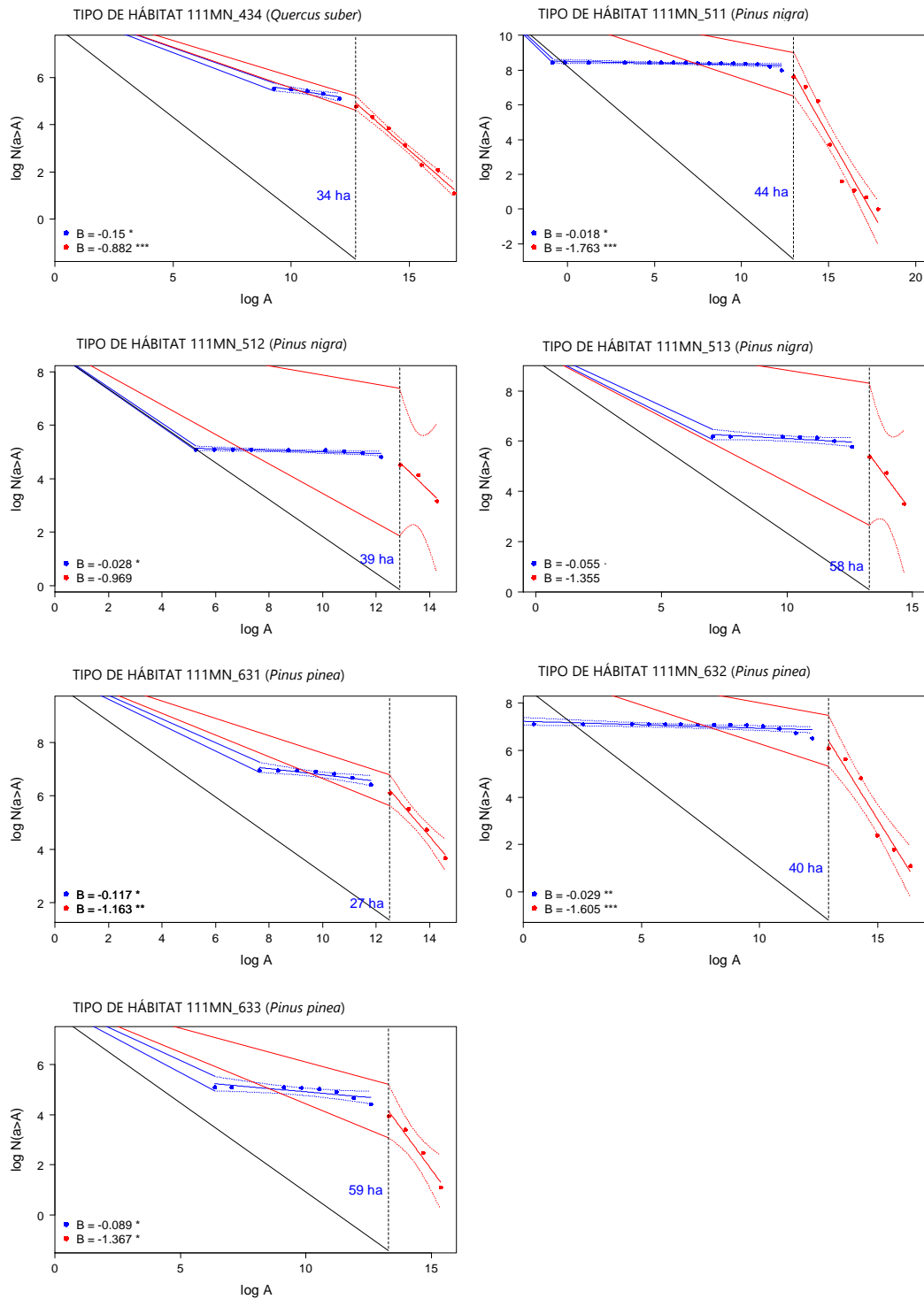


Figura 6 Regresiones segmentadas para 23 tipos de hábitat de la CHFE50, ajustadas a las transformaciones logarítmicas de la frecuencia acumulada de manchas $N(a>A)$ en función de su tamaño (A). El valor de A que optimiza la separación en dos intervalos se indica en ha. Los coeficientes de regresión lineal respectivos, (exponente B de Korcak), se muestran con su signo, y la significación esta codificada mediante asteriscos (*: $p \leq 5E-02$; **: $p \leq 1E-02$; ***: $p \leq 1E-03$). Fuente: elaboración propia.



Tabla 7 Resultados del análisis de fragmentación estructural en los 25 tipos de hábitat de la CHF50. Fuente: elaboración propia.

Nota: P50%= área mediana de las manchas; RIC= rango inter-cuartil; Bdm= área límite entre ambos intervalos de ajuste; Bdm.P= percentil asociado a Bdm en la distribución de manchas; B_i = exponente B (valor absoluto) asociado al intervalo de ajuste izquierdo; B_d = exponente B (valor absoluto) asociado al intervalo de ajuste derecho. Los tipos de hábitat 111MN_114 y 111MN_514 quedaron fuera del análisis por tener pocas manchas.

Código CHF50	Área (ha)				Intervalo izquierdo	Intervalo derecho
	P50%	RIC	Bdm	Bdm.P	B_i	B_d
111MN_111	5,6	28,6	20,2	69%	0,0305	1,1418
111MN_112	4,8	19,6	13,3	68%	0,0338	1,2482
111MN_113	22,0	45,2	35,2	64%	0,1487	1,4454
111MN_114						
111MN_221	19,7	58,0	39,2	66%	0,0429	1,1001
111MN_222	33,3	82,3	101,1	76%	0,0711	2,5898
111MN_223	2,1	11,1	17,0	79%	0,0683	1,0700
111MN_224	1,2	6,1	1,2	50%	0,0378	0,6328
111MN_225	7,2	33,0	53,3	82%	0,1554	1,4523
111MN_321	18,1	37,1	35,3	68%	0,0455	1,5754
111MN_322	19,0	41,8	82,3	85%	0,0758	2,7636
111MN_323	21,4	44,0	55,2	76%	0,0254	2,1145
111MN_324	22,2	43,6	27,6	57%	0,0461	1,3381
111MN_430	27,5	49,6	53,2	69%	0,1767	1,9207
111MN_431	19,0	41,5	57,1	78%	0,0880	1,6504
111MN_432	31,7	69,2	61,6	69%	0,0586	1,8990
111MN_433	36,5	88,2	18,6	39%	0,0557	0,6129
111MN_434	31,8	72,1	33,9	53%	0,1498	0,8820
111MN_511	35,7	75,4	43,6	56%	0,0177	1,7630
111MN_512	53,3	86,9	38,9	44%	0,0279	0,9693
111MN_513	47,7	88,0	57,9	56%	0,0549	1,3552
111MN_514						
111MN_631	19,5	43,4	26,7	57%	0,1172	1,1633
111MN_632	24,6	62,8	40,4	64%	0,0293	1,6050
111MN_633	30,1	66,5	58,6	68%	0,0886	1,3668



Tipos de hábitat de interés comunitario

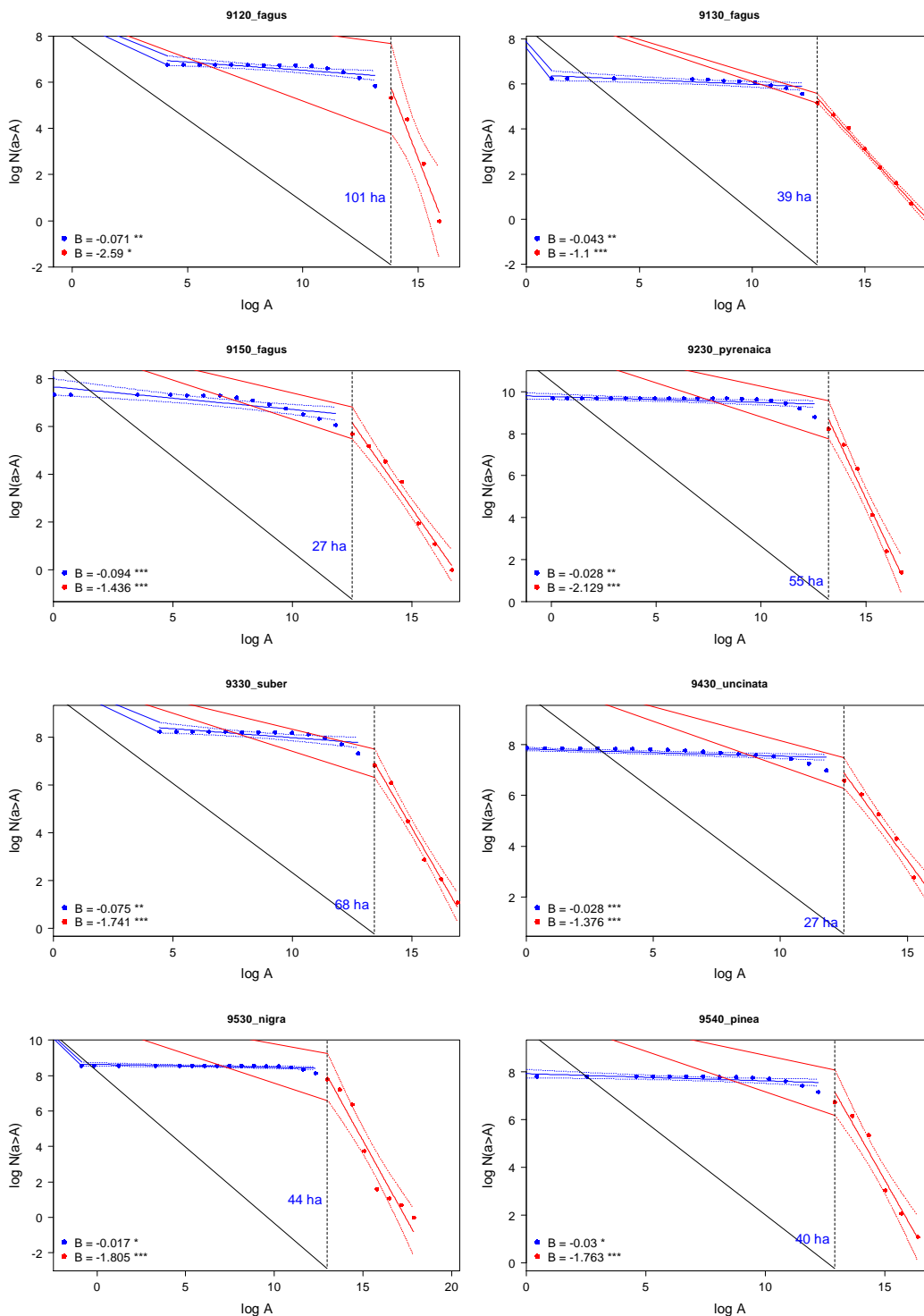


Figura 7 Regresiones segmentadas para 8 tipos de hábitat de interés comunitario, ajustadas a las transformaciones logarítmicas de la frecuencia acumulada de manchas $N(a>A)$ en función de su tamaño (A). El valor de A que optimiza la separación en dos intervalos se indica en ha. Los coeficientes de regresión lineal respectivos, (exponente B de Korcak), se muestran con su signo, y la significación esta codificada mediante asteriscos (*: $p \leq 5E-02$; **: $p \leq 1E-02$; ***: $p \leq 1E-03$). Fuente: elaboración propia.



Tabla 8 Resultados del análisis de fragmentación estructural en tipos de hábitat de interés comunitario. Fuente: elaboración propia.

Nota: P50%= área mediana de las manchas; RIC= rango inter-cuartil; Bdm= área límite entre ambos intervalos de ajuste; Bdm.P= percentil asociado a Bdm en la distribución de manchas; B_i = exponente B (valor absoluto) asociado al intervalo de ajuste izquierdo; B_d = exponente B (valor absoluto) asociado al intervalo de ajuste derecho.

Código THIC	Área (ha)				Intervalo izquierdo	Intervalo derecho
	P50%	RIC	Bdm	Bdm.P	B_i	B_d
9120	33,3	82,3	101,1	76%	0,0711	2,5898
9130	19,7	58,0	39,2	66%	0,0429	1,1001
9150	2,4	16,9	26,7	80%	0,0943	1,4363
9230	19,9	42,2	55,3	77%	0,0280	2,1292
9330	25,0	56,5	67,9	76%	0,0748	1,7408
9430	8,3	29,8	26,6	73%	0,0275	1,3763
9530*	37,0	77,4	43,6	55%	0,0168	1,8046
9540	22,5	53,3	40,4	66%	0,0302	1,7629

3.2.4. Discusión y observaciones

Los gráficos de los dos apartados anteriores muestran los resultados del análisis de fragmentación estructural. En todos los casos, la regresión segmentada resultó significativamente distinta de la total, con valores de probabilidad en los rangos $8,36E-24$ – $6,17E-04$ para los tipos de hábitat de la CHF50, y $3,38E-24$ – $9,40E-11$ para los THIC. Esos resultados estadísticos se refuerzan con la simple inspección visual de todas las gráficas, que muestran tendencias mucho más contrastadas entre ambos intervalos que el ejemplo presentado en el ensayo previo. Por tanto, los resultados de esta modalidad deben ser considerados como hallazgos y sometidos a interpretación.

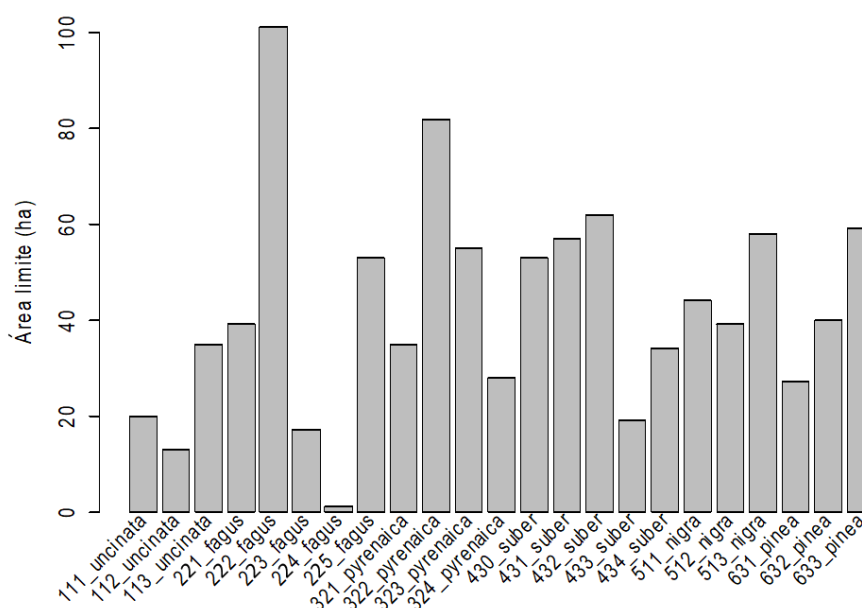


Figura 8 Área límite asociada al punto de ruptura en dos intervalos de regresión segmentada para los tipos de hábitat de la CHF50. Para facilitar la visualización se ha omitido el prefijo '111MN_'. Fuente: elaboración propia.

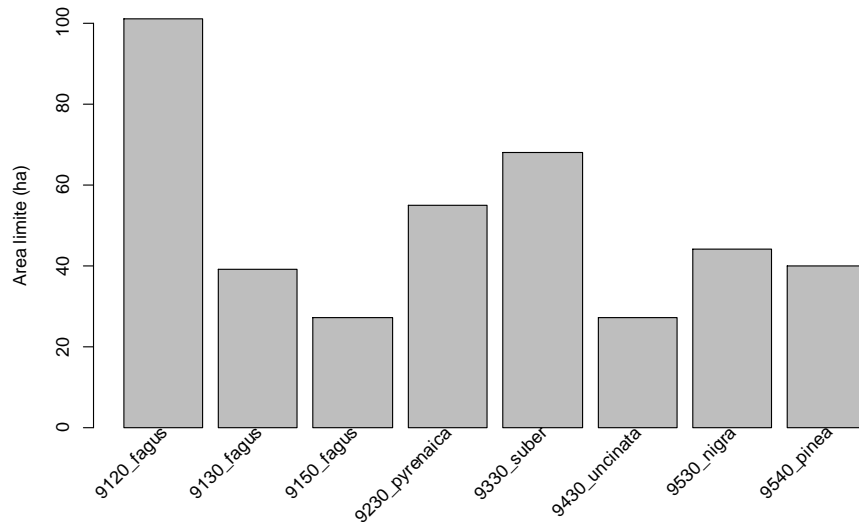


Figura 9 Área límite asociada al punto de ruptura en dos intervalos de regresión segmentada para los tipos de hábitat de interés comunitario. Fuente: elaboración propia.

Los valores de área asociados al punto de ruptura se muestran reunidos en las Figuras 8 y 9, y las Tablas 7 y 8 para los tipos de hábitat de la CHF50 y los THIC respectivamente. Dichos valores, junto con el patrón común por el que el intervalo izquierdo siempre resulta menos inclinado que el derecho, indicado por los valores del exponente B en ambos intervalos, son los elementos necesarios para valorar el grado de fragmentación estructural de cada tipo de hábitat.

Ello requeriría ensamblar un escenario para cada ecosistema en el que su historia de usos y abandonos en los últimos siglos, las variaciones climáticas documentadas, y sus dendrometrías actuales según el Inventario Forestal Nacional, pudieran ser consideradas para explicar la estructura espacial encontrada. Semejante tarea cae fuera de la perspectiva de este proyecto. Pero al igual que en el ejemplo de demostración, quizá sea posible realizar esas exploraciones desde una perspectiva común, en vista de ciertas convergencias en los resultados. Algunas hipótesis conductoras incluyen:

- Coexistencia entre manchas anteriores y posteriores a un evento de cambio global (por ejemplo, la desamortización, el pico demográfico rural de finales del siglo XIX o la entrada en la UE).
- 'Predación' ejercida por actividades humanas sobre recursos naturales mayores que cierto tamaño crítico.
- Gestión territorial por la que los ecosistemas sujetos de este estudio serían áreas marginales sin relación funcional con los usos del suelo, por lo que la frecuencia de las manchas sería independiente de su tamaño hasta cierto umbral, y podría explicar el valor próximo a cero de los exponentes B en el intervalo izquierdo.
- Inestabilidad inherente a partir de cierto umbral de tamaño, por ejemplo, asociada a un desacoplamiento creciente entre la estructura espacial de un ecosistema y la de sus factores limitantes abióticos.

Esas y otras hipótesis pueden enmarcar la interpretación del estado de los ecosistemas aquí tratados. Mientras, los resultados anteriores pueden ser considerados como sólidos y así se publican.



4. REFERENCIAS

- Baker W L & Cai Y. 1992. The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology*. 7: 291–302.
- Benito-Garzón M, Sánchez de Dios R & Sainz-Ollero H. 2008. Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science*. 11(2): 169–178.
- Cain D H, Riitters K & Orvis K. 1997. A multi-scale analysis of landscape statistics. *Landscape Ecology*. 12: 199–212.
- Cifaldi R L, Allan J D, Duh J D & Brown D G. 2004. Spatial patterns in land cover of exurbanizing watersheds in southeastern Michigan. *Landscape Urban Plan.* 66(2): 107–123.
- Clauset A, Rohilla-Shalizi C, J Newman M E. 2009. Power-Law Distributions in Empirical Data. *SIAM Review*. 51(4): 661–703.
- Colson F, Bogaert J, Filho A C, Nelson B, Rangel-Pinagé E & Ceulemans R. 2009. The influence of forest definition on landscape fragmentation assessment in Rondônia, Brazil. *Ecological Indicators*. 9: 1163–1168.
- Cushman S A, McGarigal K & Neel M C. 2008. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators*. 8: 691–703.
- Del Barrio G, Puigdefábregas J, Sanjuán M E, Stellmes M & Ruiz A. 2010. Assessment and monitoring of land condition in the Iberian Peninsula, 1989–2000. *Remote Sensing of Environment*. 114(8): 1817–1832.
- Del Barrio G, Sanjuán M E, Martínez-Valderrama J & Ruiz A. 2019a. Descripción de un procedimiento normalizado para determinar cambios y tendencias en el estado ecológico de los tipos de hábitat de bosque y matorral. Serie “Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat”. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 71 pp.
- Del Barrio G, Sanjuán M E, Martínez-Valderrama J & Ruiz A. 2019b. Descripción y ensayo de un procedimiento de regionalización climática del territorio. Serie “Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat”. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 42 pp.
- DG Environment. 2017. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013–2018. Final version, May 2017. Compiled by the European Environment Agency (EEA) and its European Topic Centre on Biological Diversity (ETC/BD). Brussels. 188 pp.
- Elkie P C, Rempel R S & Carr A P. 1999. Patch Analyst User’s Manual. Ontario Ministry of Natural Resources. Northwest Science and Technology, TM002. Thunder Bay, Ontario. 16 pp.
- Fahrig L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34(1): 487–515.
- Fernández-Sirera L, Cabezón O, Allepuz A, Rosell R, Riquelme C, Serrano E, Lavín S & Marco I. 2012. Two Different Epidemiological Scenarios of Border Disease in the Populations of Pyrenean chamois (*Rupicapra p. pyrenaica*) after the First Disease Outbreaks. *PLoS One*. 7(12): e51031.
- Forman R T. 1995. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press. Cambridge/New York. 632 pp.



- García-González R, Hidalgo R, Ameztoy J M & Herrero J. 1992. Census, population structure and habitat use of a Chamois population in Ordesa N.P. living in sympatry with Pyrenean Wild Goat. pp. 321-325. In: Spitz F, Janeau G, Gonzalez G & Aulagnier S (eds.) *Ongulés/Ungulates 91*. Proceedings of the International Symposium. Toulouse.
- Griffith J A, Martinko E A & Price K P. 2000. Landscape structure analysis of Kansas at three scales. *Landscape and urban planning*. 52(1): 45-61.
- Hargis C D, Bissonette J A & David J L. 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*. 13:167-186.
- Hastings H M, Pekelney R, Monticciolo R, von Kannon D & del Monte D. 1982. Time scales, persistence and patchiness. *BioSystems*. 15(4): 281-289.
- Hastings H M, Schneider B S, Schreiber M A, Gorray K, Maytal G & Maimon J. 1992. Statistical geometry of pancreatic islets. *Proceedings of the Royal Society of London B*. 250: 257-261.
- Hastings HM & Sugihara G. 1993. *Fractals: a user's guide for the natural sciences*. Oxford University Press, Oxford.
- He H S, DeZonia B E & Mladenoff D J. 2000. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*. 15(7): 591-601.
- Imre A R, Cseh D, Neteler M & Rocchini D. 2011. Korcak dimension as a novel indicator of landscape fragmentation and re-forestation. *Ecological Indicators*. 11(5): 1134-1138.
- Imre A R & Novotný J. 2016. Fractals and the Korcak-law: a history and a correction. *The European Physical Journal H*. 41(1): 69-91.
- Imre A R, Novotný J & Rocchini D. 2012. The Korcak-exponent: A non-fractal descriptor for landscape patchiness. *Ecological Complexity*. 12: 70-74.
- Irvine M A, Jackson E L, Kenyon E J, Cook K J, Keelong M J & Bull J C. 2016. Fractal measures of spatial pattern as a heuristic for return rate in vegetative systems. *Royal Society Open Science*. 3(3): 1-11.
- Jaeger J A G, Bertiller R, Schwick C & Kienast F. 2010. Suitability criteria for measures of urban sprawl. *Ecological Indicators*. 10: 397-406.
- Jaeger J A G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*. 15(2): 115-130.
- Kéfi S, Rietkerk M, Alados C L, Pueyo Y, Papanastasis V P, ElAich A & de Ruiter P C. 2007. Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature*. 449: 213-217.
- Krummel J R, Gardner R H, Sugihara G, O'Neill R V & Coleman P R. 1987. Landscape Patterns in a Disturbed Environment. *Oikos*. 48(3): 321-324.
- Lai D (2000) Statistical and fractal analysis of chinese earthquake time series. *Fractals*. 8: 123-127.
- Lausch A & Herzog F. 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: Issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*. 2: 3-15.
- Legendre P & Legendre L. 1998. *Numerical ecology*. Volume 24. 2nd Edition. Elsevier. Amsterdam. 852 pp.



- Levin S A. 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. *Ecology*. 73(6): 1943-1967.
- Li S & Yang B. 2015. Introducing a new method for assessing spatially explicit processes of landscape fragmentation. *Ecological Indicators*. 56: 116–124.
- Linke J & Franklin S E. 2006. Interpretation of landscape structure gradients based on satellite image classification of land cover. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 32(6): 367-379.
- Llausàs A & Nogué J. 2012. Indicators of landscape fragmentation: The case for combining ecological indices and the perceptive approach. *Ecological Indicators*. 15(1): 85–91.
- Marco J, Herrero J, Escudero M A, Fernández-Arberas O, Ferreres J, García-Serrano A, Giménez-Anaya A, Labarata J L, Monrabal L & Prada C. 2011. Veinte años de seguimiento poblacional de ungulados silvestres de Aragón. *Pirineos*. 166: 135-153.
- Márquez-Barraso S, del Barrio G, Ruiz A, Simón J C, Sanjuán M E, Sánchez E & Hidalgo R. 2015. Conectividad del paisaje para tipos de hábitat zonales de interés comunitario en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 356 pp.
- Martínez-Valderrama J, Ibañez J, del Barrio G, Sanjuán M E, Alcalá F J, Martínez-Vicente S, Ruiz A & Puigdefábregas J. 2016. Present and future of desertification in Spain: Implementation of a surveillance system to prevent land degradation. *Science of the Total Environment*. 563–564:169–178.
- McGarigal K & Marks B J. 1995. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland. 122 pp.
- McGarigal K. 2002. Landscape pattern metrics. pp. 1135–1142. In: El-Shaarawi A H & Piegorisch W W (eds.) *Encyclopedia of Environmetrics*. John Wiley & Sons, Chichester.
- McGarigal K & McComb W C. 1995. Relationships Between Landscape Structure and Breeding Birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs*. 65(3): 235–260.
- Moran P A P. 1950. Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika*. 37(1/2): 17–23.
- Neel K, Cushman S & McGarigal K. 2004. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecology* 19(4): 435-455.
- Orlói L. 1967. An agglomerative method for classification of plant communities. *Journal of Ecology*. 55(1): 193–206.
- Pascual-Hortal L & Saura S. 2007. Impact of spatial scale on the identification of critical habitat patches for the maintenance of landscape connectivity. *Landscape and Urban Planning*. 83(2-3): 176-186.
- Peng J, Wang Y, Zhang Y, Jiansheng W, Weifeng L & You L. 2010. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecological Indicators*. 10: 217–223.
- Pescador D S, Vayreda J, Escudero A & Lloret F. 2019. Identificación y descripción de las variables utilizadas en el Inventario Forestal Nacional para la evaluación de la 'Estructura y función' de los tipos de hábitat de bosque. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 135 pp.



Riitters K H, O'Neill R V, Wickham J D & Jones K B. 1996. A note on contagion indices for landscape analysis. *Landscape Ecology*. 11(4): 197–202.

Roy M, Harding K & Holt R D. 2008. Generalizing Levins metapopulation model in explicit space: Models of intermediate complexity. *Journal of Theoretical Biology*. 255(1): 152-161.

Ruiz E, del Barrio G & van Delden H. 2007. Towards a Green Infrastructure for Europe: Developing a new concepts for integration of Natura 2000 network into a broader countryside. EC study ENV.B.2/SER/2007/0076. European Commission, Brussels. 211 pp.

Sanjuán M E, del Barrio G, Ruiz A, Rojo L, Puigdefábregas J & Martínez A. 2014. Mapa de la Condición de la Tierra en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 80 pp.

Schindler S, Poirazidis K & Wrbka T. 2008. Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dadia National Park, Greece. *Ecological Indicators*. 8(5): 502–514.

Simón J C, García R, del Barrio G, Ruiz A, Márquez-Barroso S & Sanjuán M E. 2013. Diseño de una metodología para la aplicación de indicadores del estado de conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 318 pp.

Skånes H M & Bunce R G H. 1997. Directions of landscape change (1741–1993) in Virestad, Sweden - characterised by multivariate analysis. *Landscape and Urban Planning*. 38(1-2): 61–75.

Tinker D B, Resor C A C, Beauvais G P, Kipfmüller K F, Fernandes C I & Baker W L. 1998. Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest. *Landscape Ecology*. 13: 149–165.

Wang X, Blanchet F G & Koper N. 2014. Measuring habitat fragmentation: An evaluation of landscape pattern metrics. *Methods in Ecology and Evolution*. 5: 634–646.



ANEXO I. Resultados de fragmentación funcional para un conjunto de tipos de hábitat de la CHFE50 y tipos de hábitat de interés comunitario

Para un conjunto de tipos de hábitat de la CHFE50 aparecen resumidos en fichas los siguientes elementos de información:

- Código y nombre del ecosistema.
- Mapa de su distribución geográfica y su entorno en un radio de 30 km, exclusivamente dentro de los dominios climáticos donde tiene presencia significativa o relevante. La zona tampón resultante se colorea según el valor del índice de Orlóci, en intervalos de 1/3.
- Mapa de su distribución geográfica y su entorno en un radio de 30 km, sobre las regiones biogeográficas oficiales. La zona tampón se colorea según el valor del índice de Orlóci, en intervalos de 1/3. Si es atravesada por un límite entre regiones biogeográficas, estas se calculan por separado.
- Histogramas de la distribución de estados de madurez ecológica (2dRUE-ES) dentro del ecosistema y en su entorno, junto con el valor del índice de Orlóci (aquí, normalizado al intervalo 0 – 1), para todas las clases de dominio climático o región biogeográfica en las que tiene presencia.
- Diagrama de la variación del índice de Orlóci, calculado en radios de tampón crecientes de 0 a 45 km a partir de las celdas ocupadas por el ecosistema. El índice de Orlóci indica la diferencia entre el ecosistema y su entorno. Calcularlo en tamaños crecientes de entorno produce un efecto análogo al de los variogramas, de modo que la diferencia crece con la distancia y se satura a partir de cierto valor, dependiendo de la textura del paisaje. El diagrama permite evaluar críticamente el umbral de 30 km usado para definir el tampón.



111MN_111 Pinares de pino negro boreoalpinos de umbrías, con rododendros y arándanos

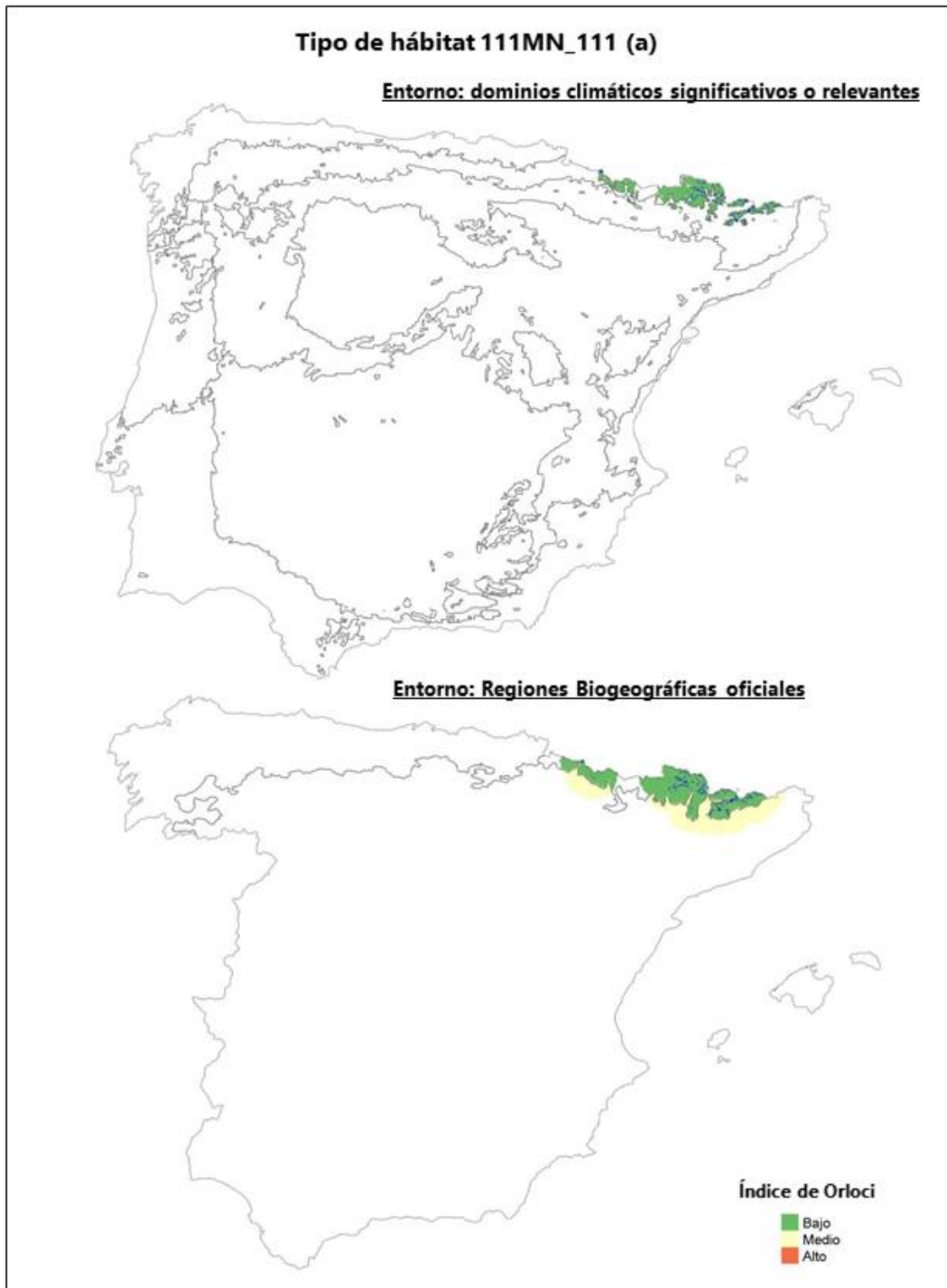


Figura I.1 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_111. Fuente: elaboración propia.

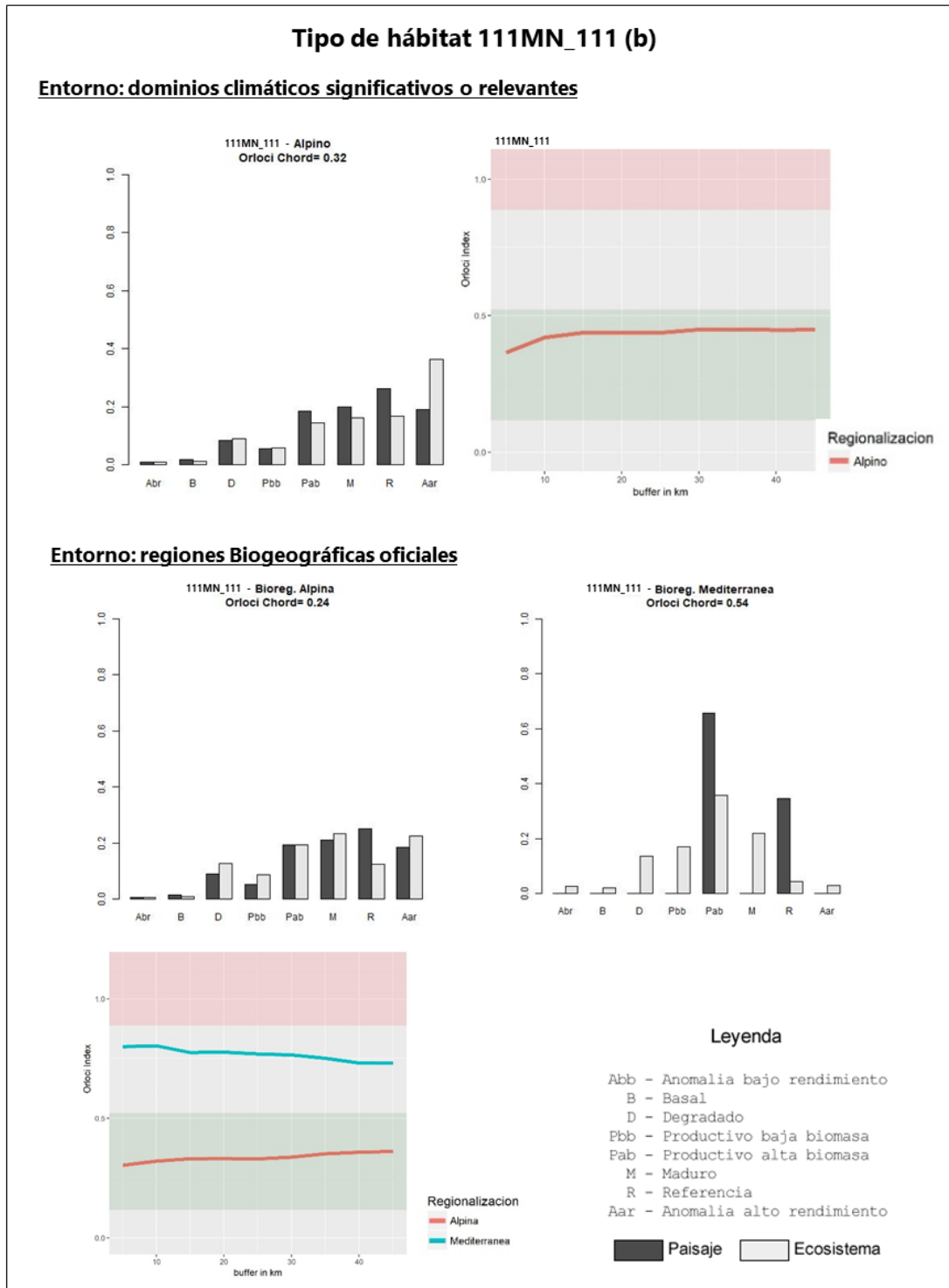


Figura I.2 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlici dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_111. Fuente: elaboración propia.



111MN_112 Pinares de pino negro oromediterráneos, de solanas, con enebros y gayubas

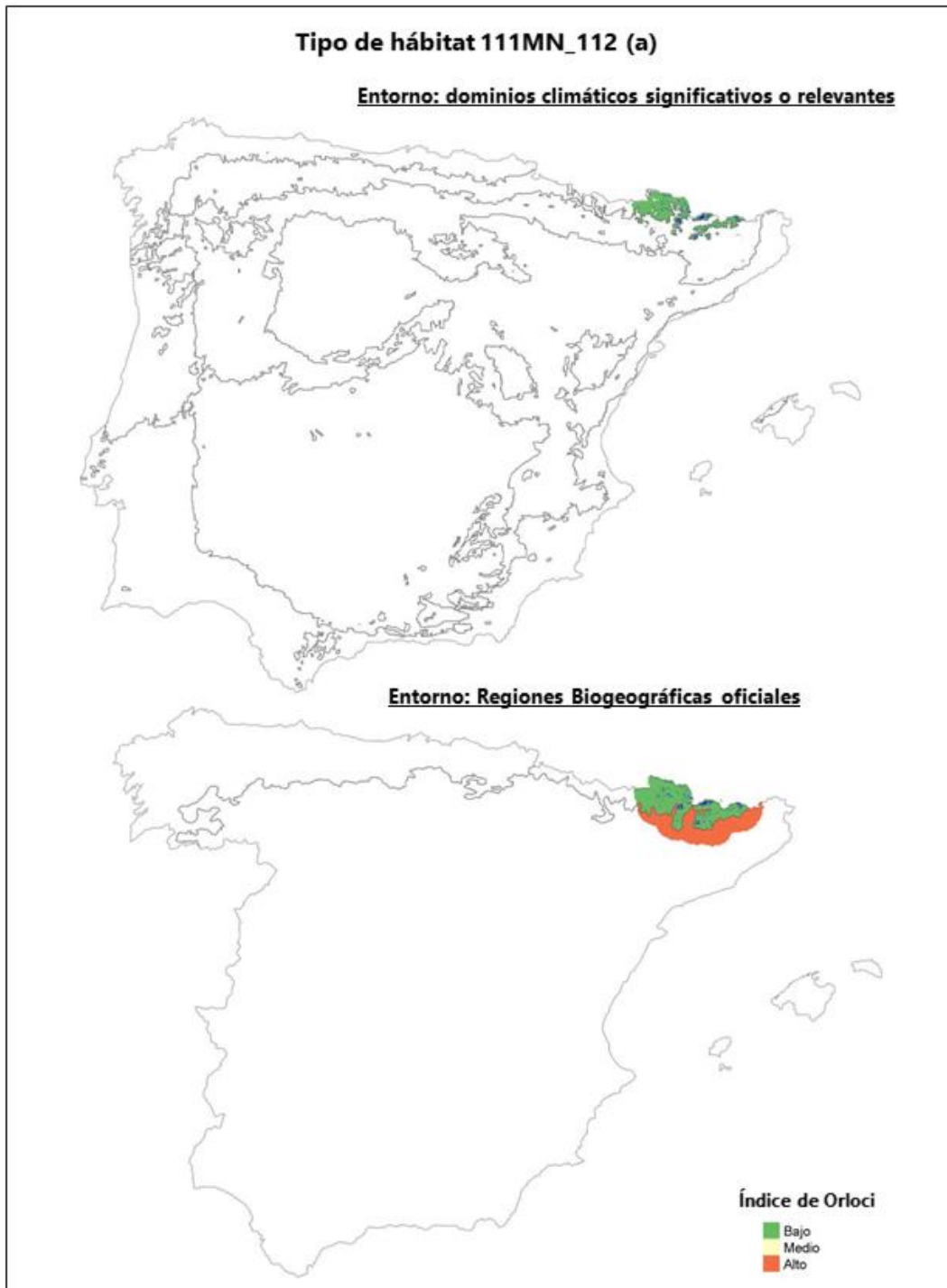


Figura I.3 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_112. Fuente: elaboración propia.

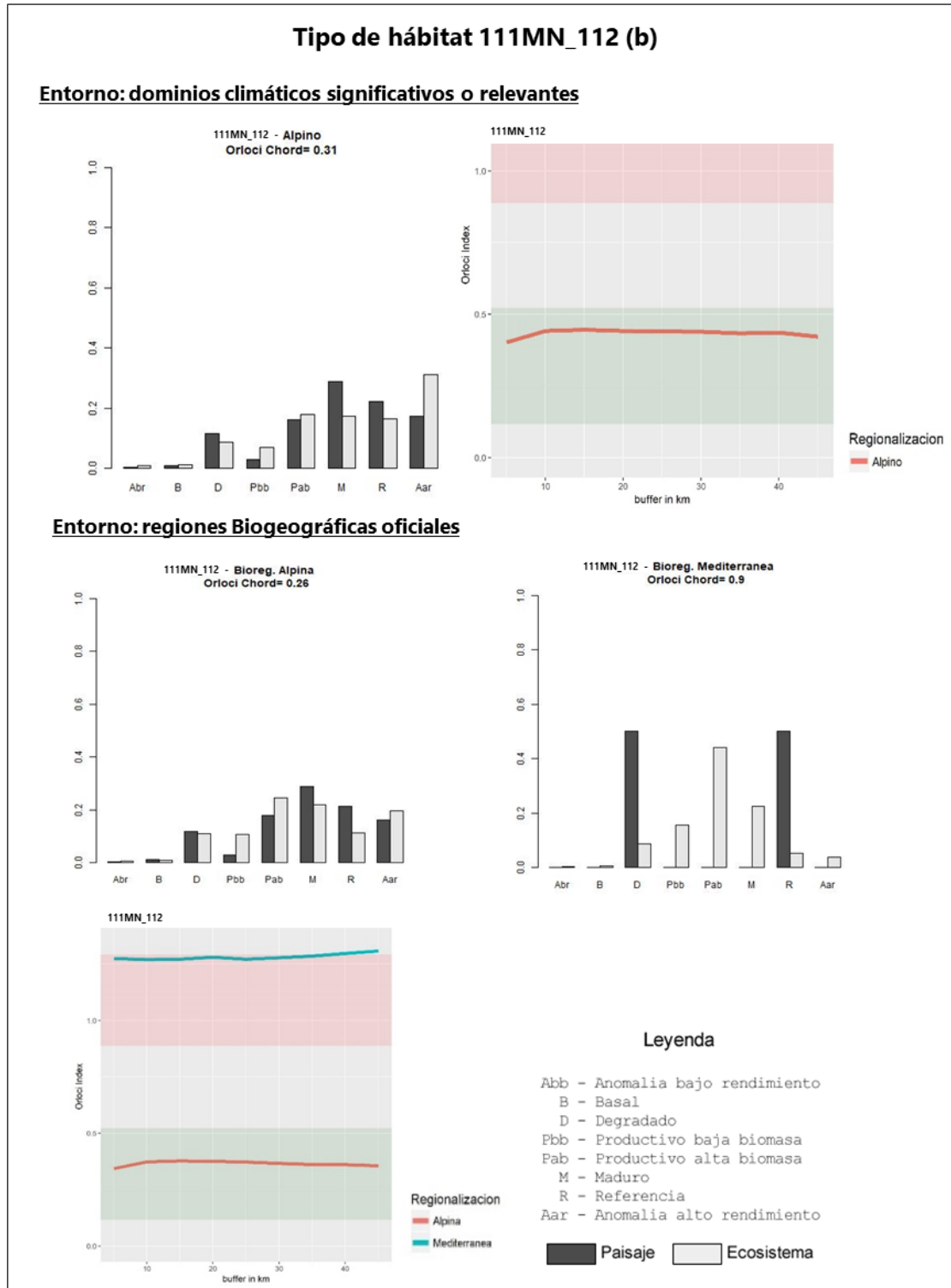


Figura I.4 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orloí dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_112. Fuente: elaboración propia.



111MN_113 Pinares de pino negro xerófilos oromediterráneos, pirenaicos y prepirenaicos centrales con abrinzón (*Echinospartum horridum*) y sisó (*Festuca gautieri*)

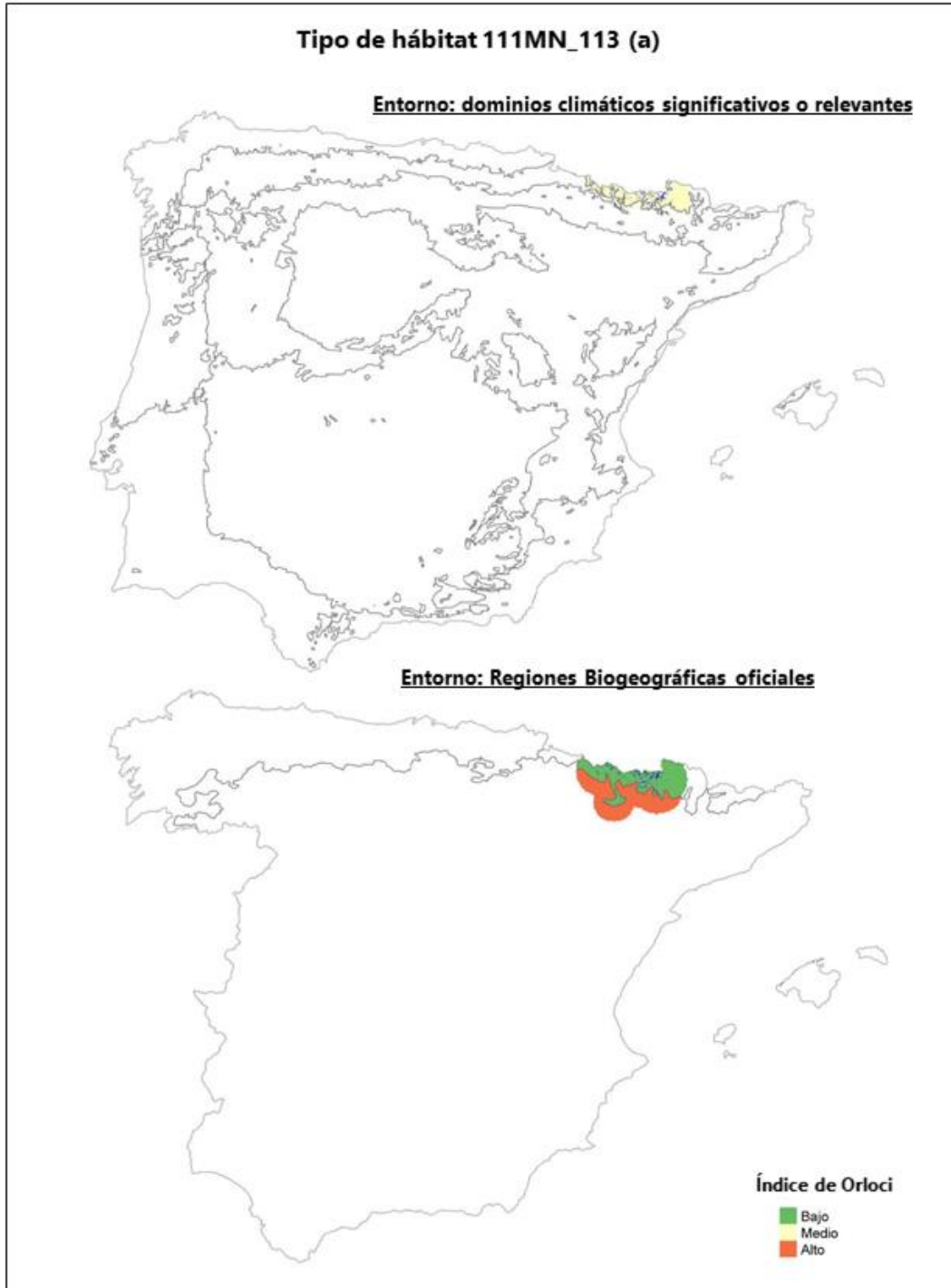


Figura I.5 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_113. Fuente: elaboración propia.

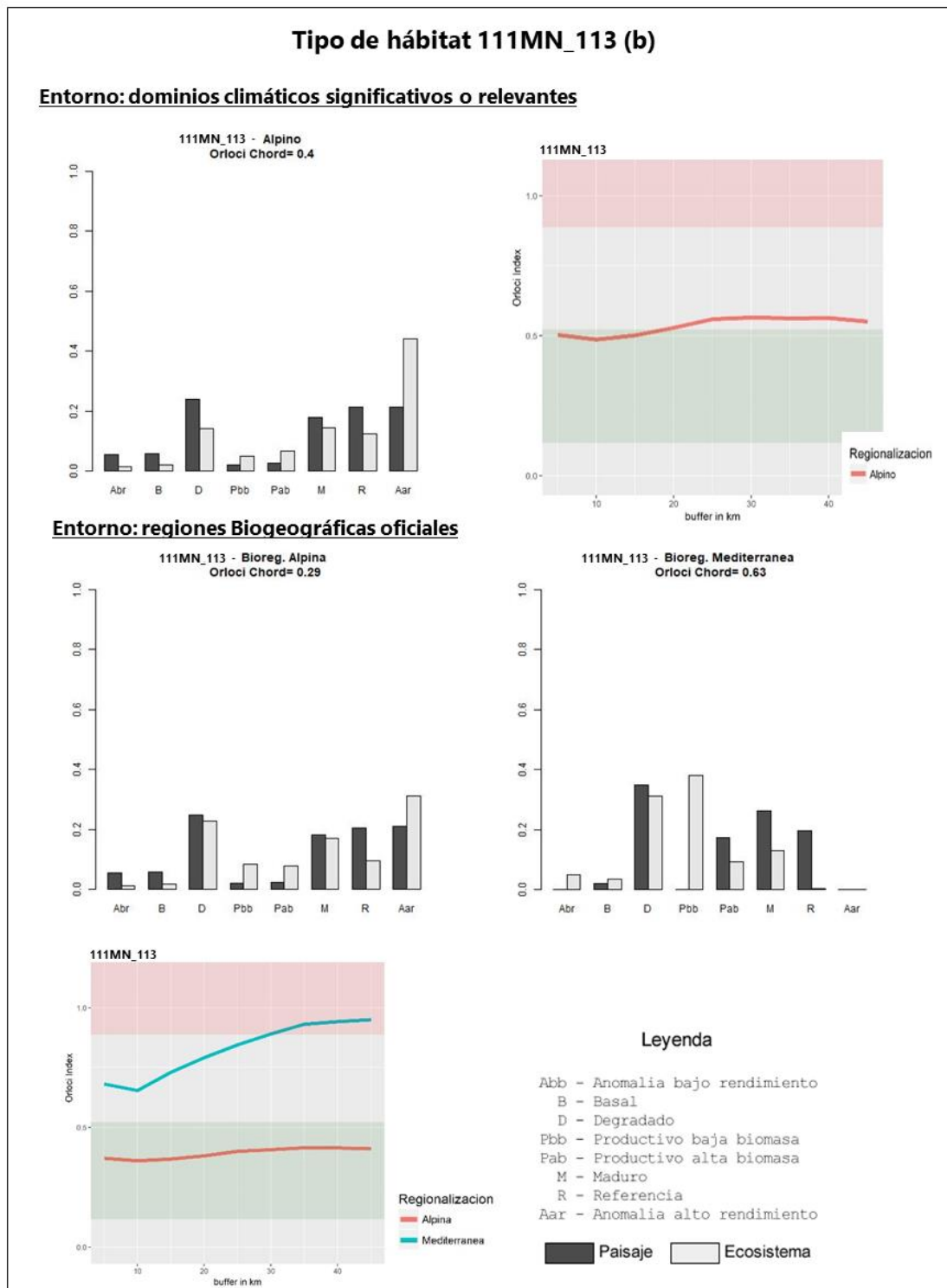


Figura I.6 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlocci dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_113. Fuente: elaboración propia.



111MN_114 Pinares de pino negro meridionales relictuales en el sistema Ibérico (Castillo de Vinuesa y Gúdar)

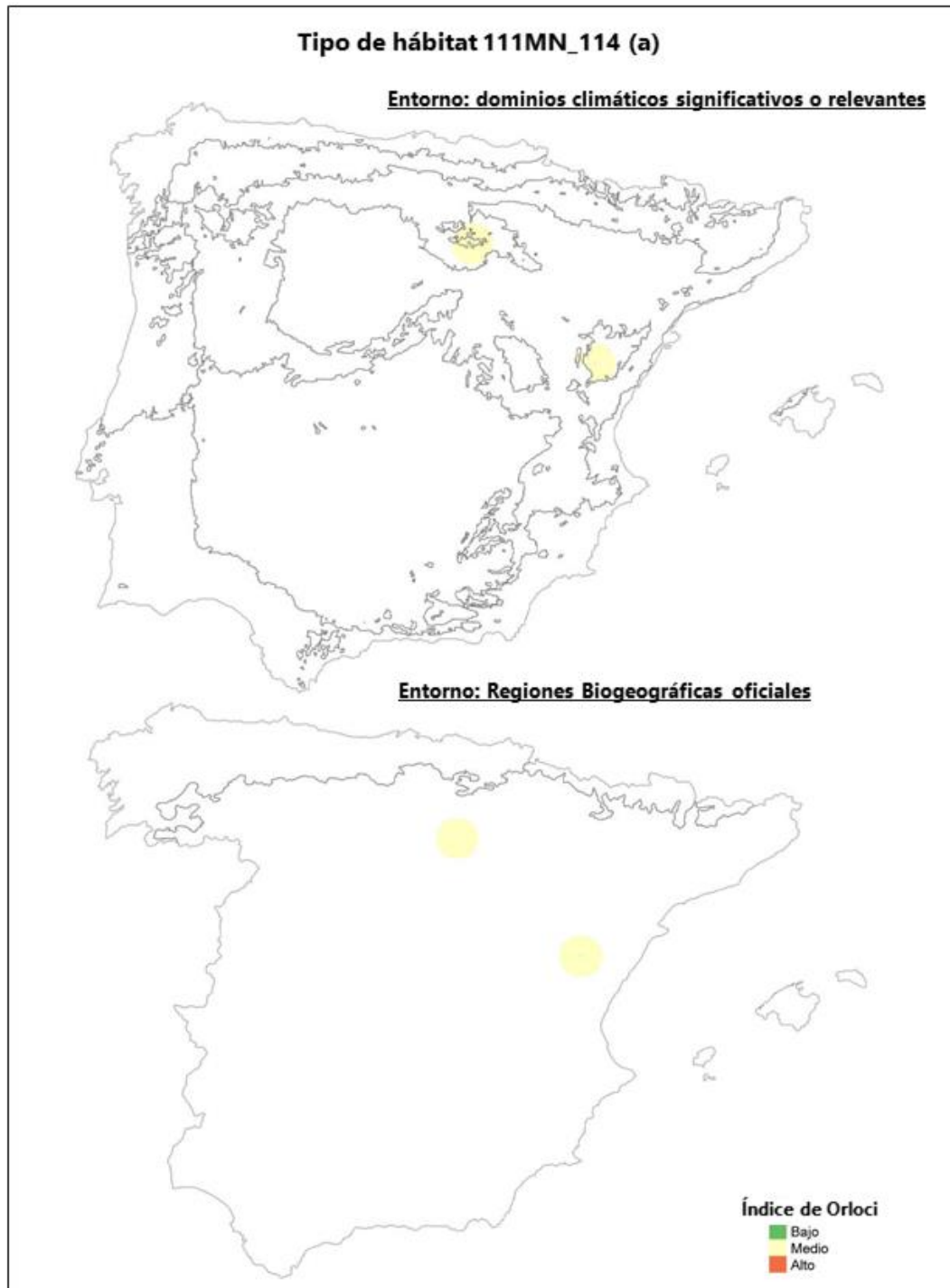


Figura I.7 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_114. Fuente: elaboración propia.

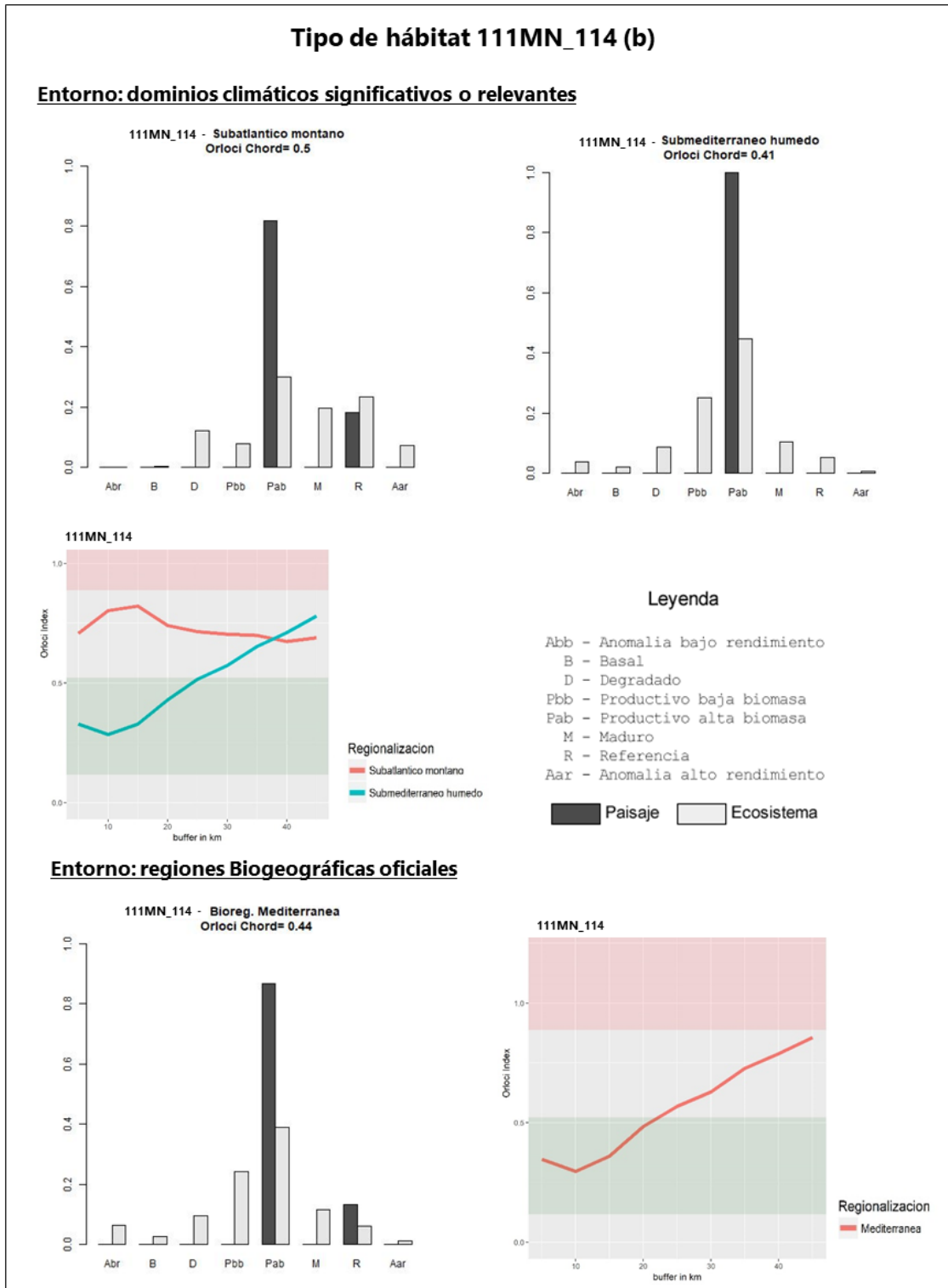


Figura I.8 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlici dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_114. Fuente: elaboración propia.



111MN_221 Hayedos eutótrofos, atlánticos, montanos, muy umbrosos, con cortejo típico medioeuropeo

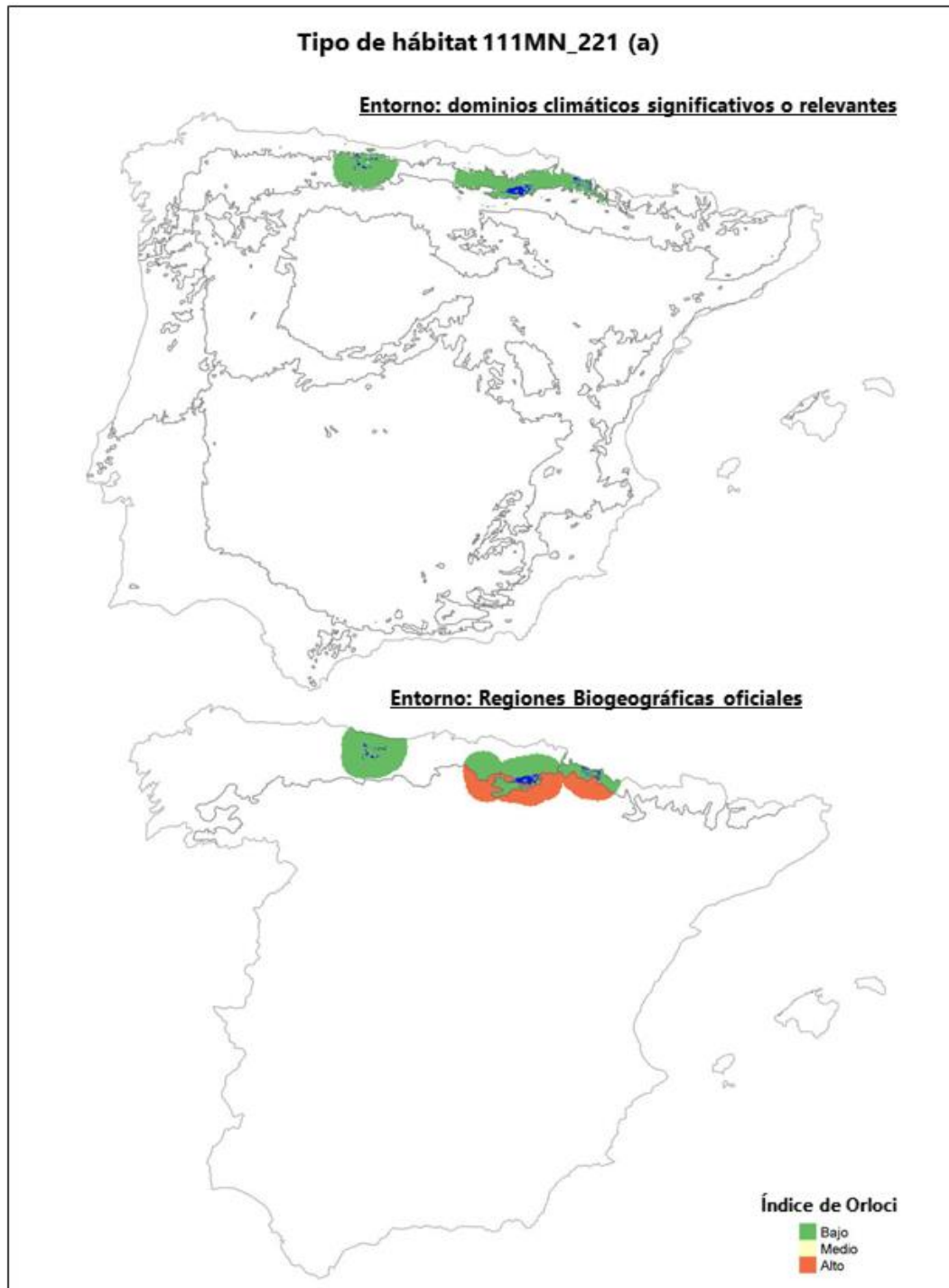


Figura I.9 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_221. Fuente: elaboración propia.

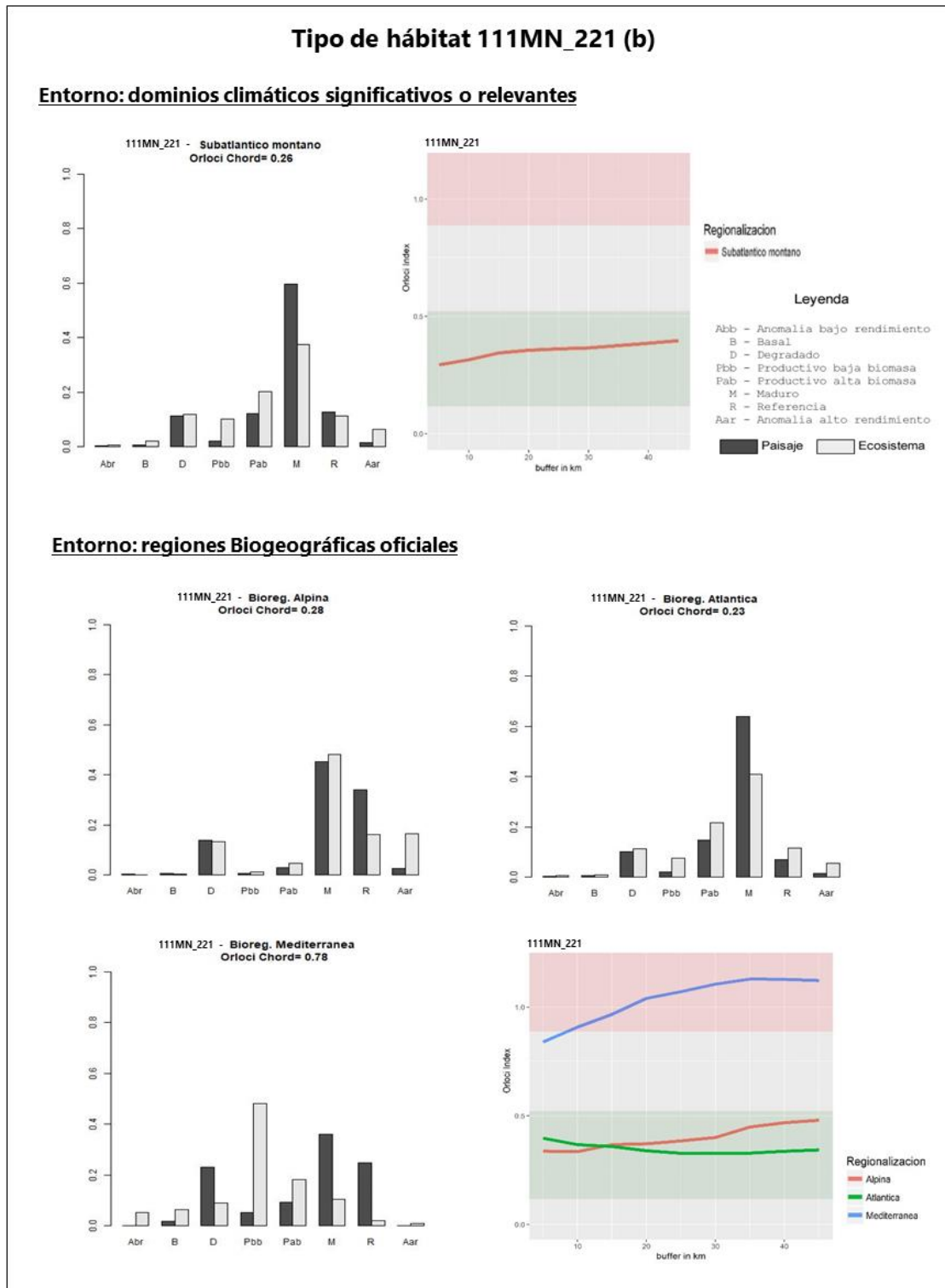


Figura 1.10 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlovi dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_221. Fuente: elaboración propia.



111MN_222 Hayedos oligótrofos, montanos o subatlánticos: cántabro-pirenaicos, ibérico-septentrionales y ayllonenses

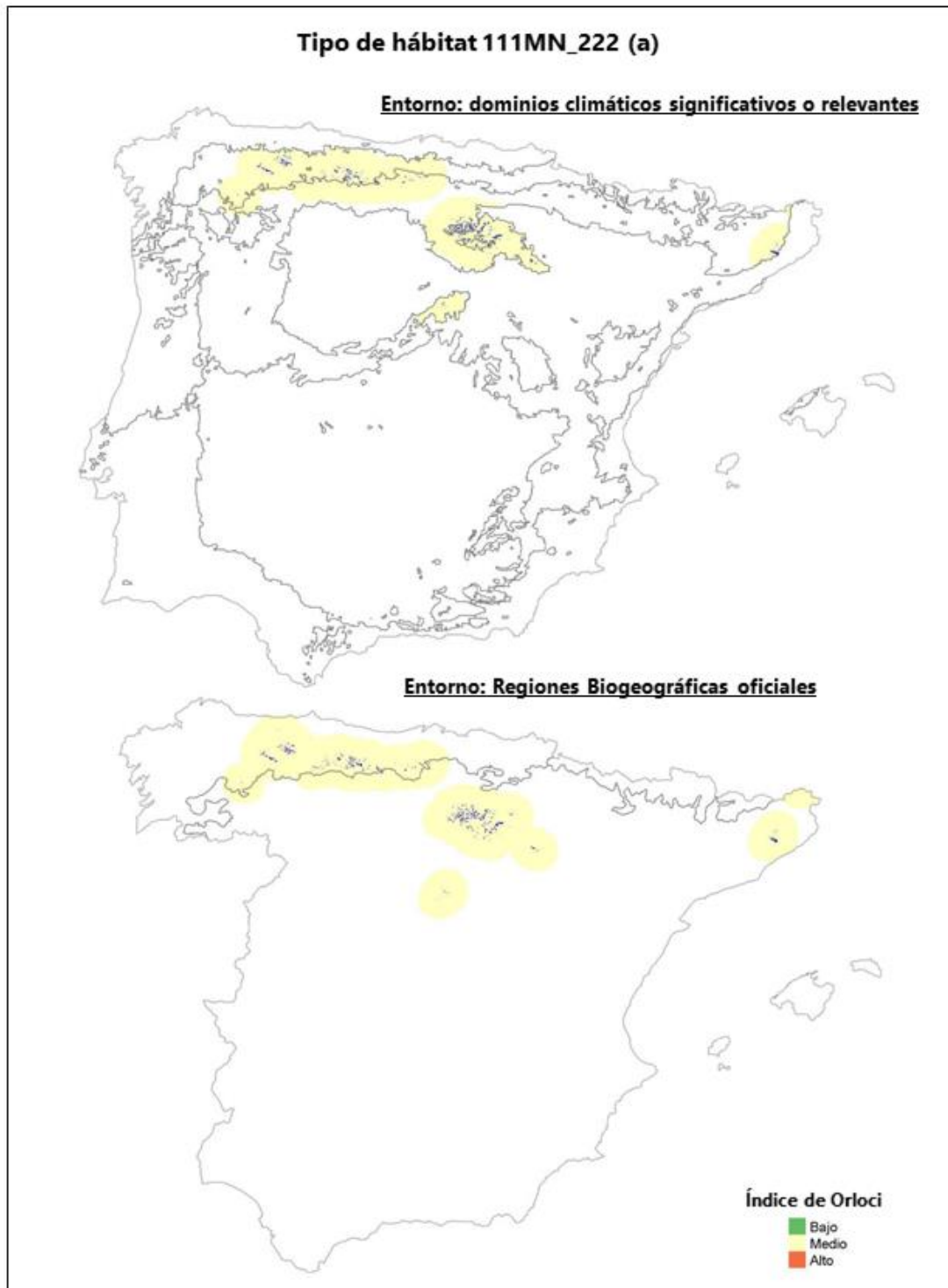


Figura I.11 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_222. Fuente: elaboración propia.

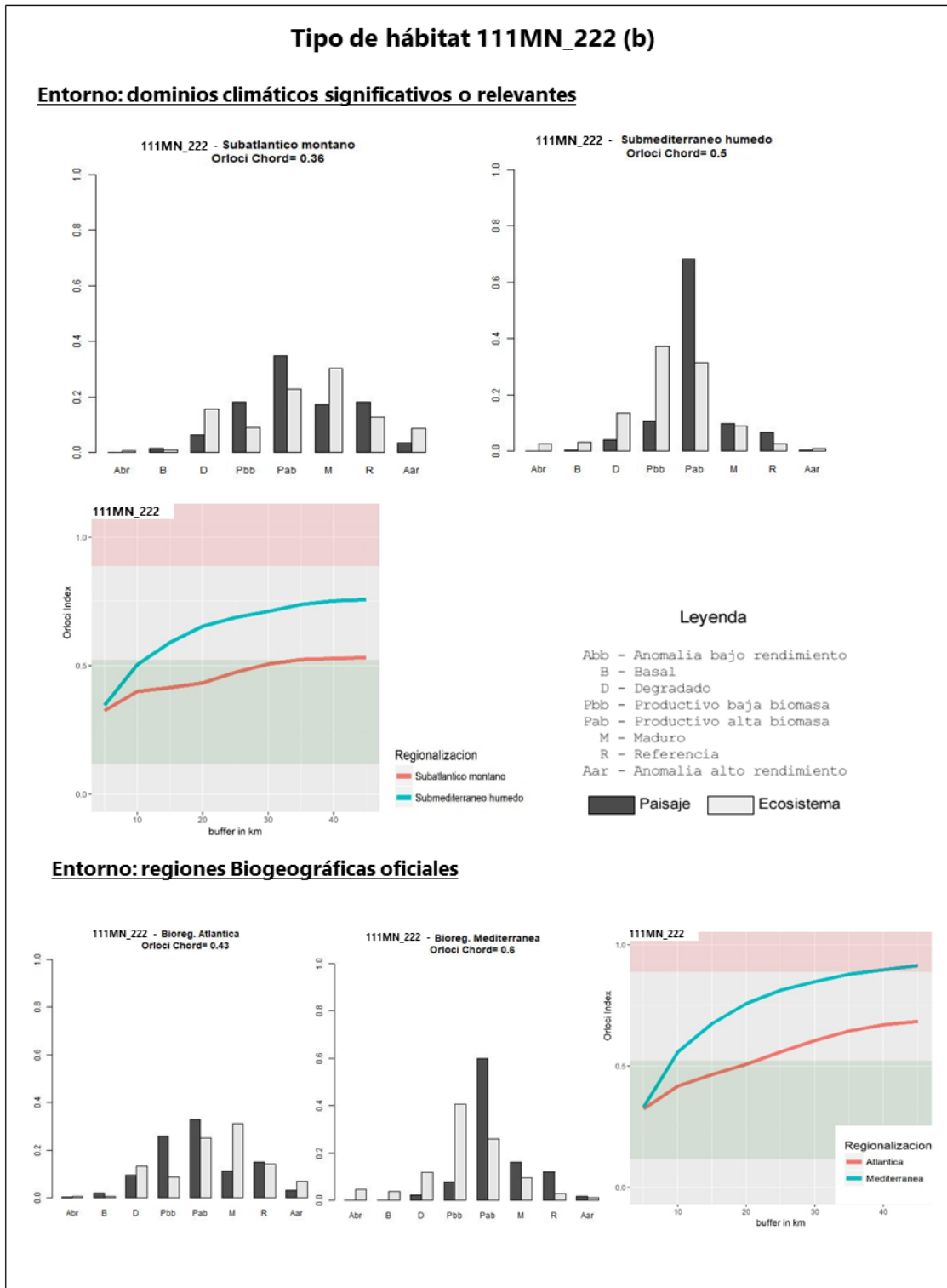


Figura I.12 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlici dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_222. Fuente: elaboración propia.



111MN_223 Hayedos cántabro-pirenaicos en mosaico de facies éutrofas y oligótroficas

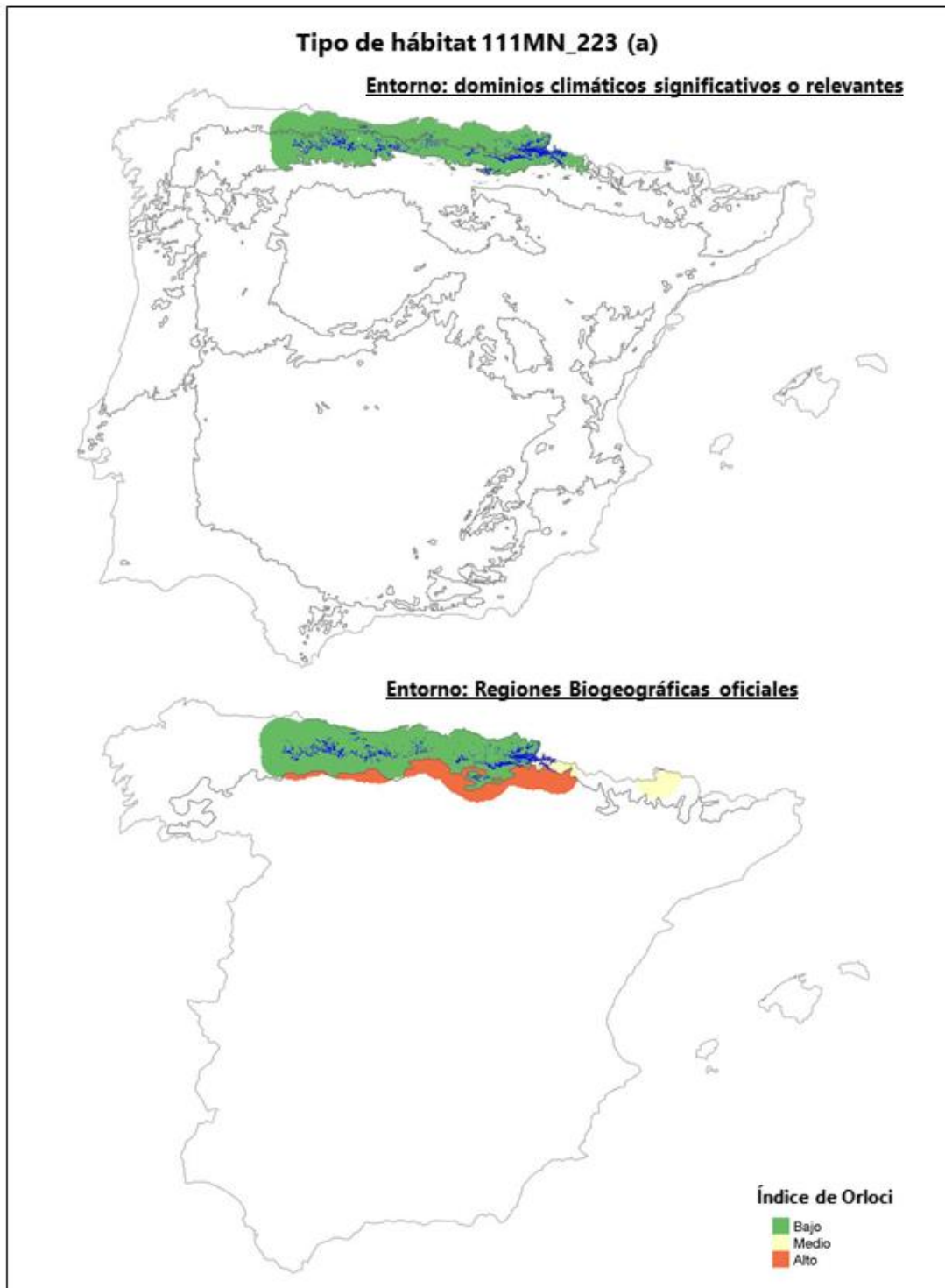


Figura I.13 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_223. Fuente: elaboración propia.

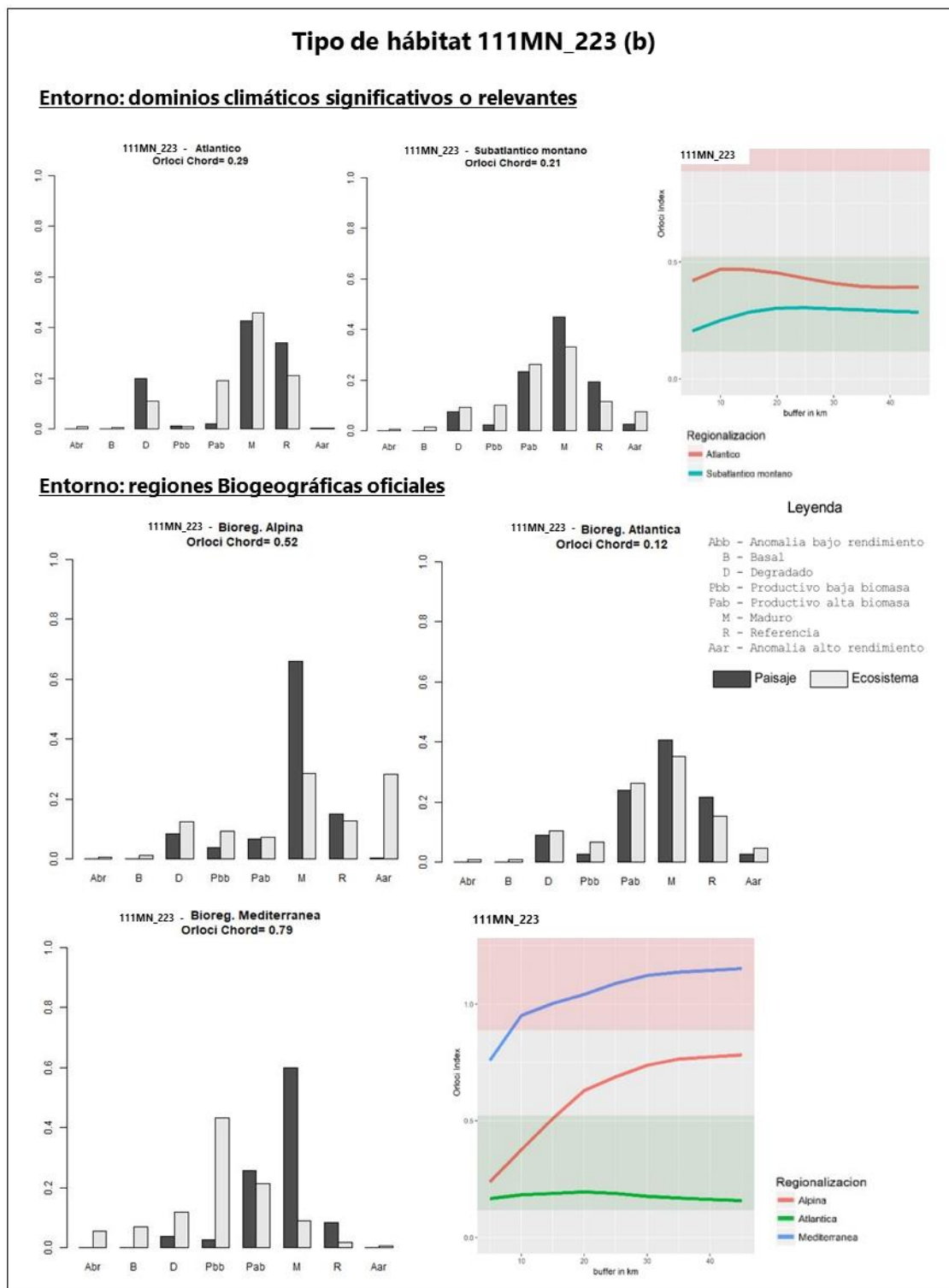


Figura I.14 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orloí dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_223. Fuente: elaboración propia.



111MN_224 Hayedos submediterráneos calcícolas: subrupícolas de la cordillera Cantábrica

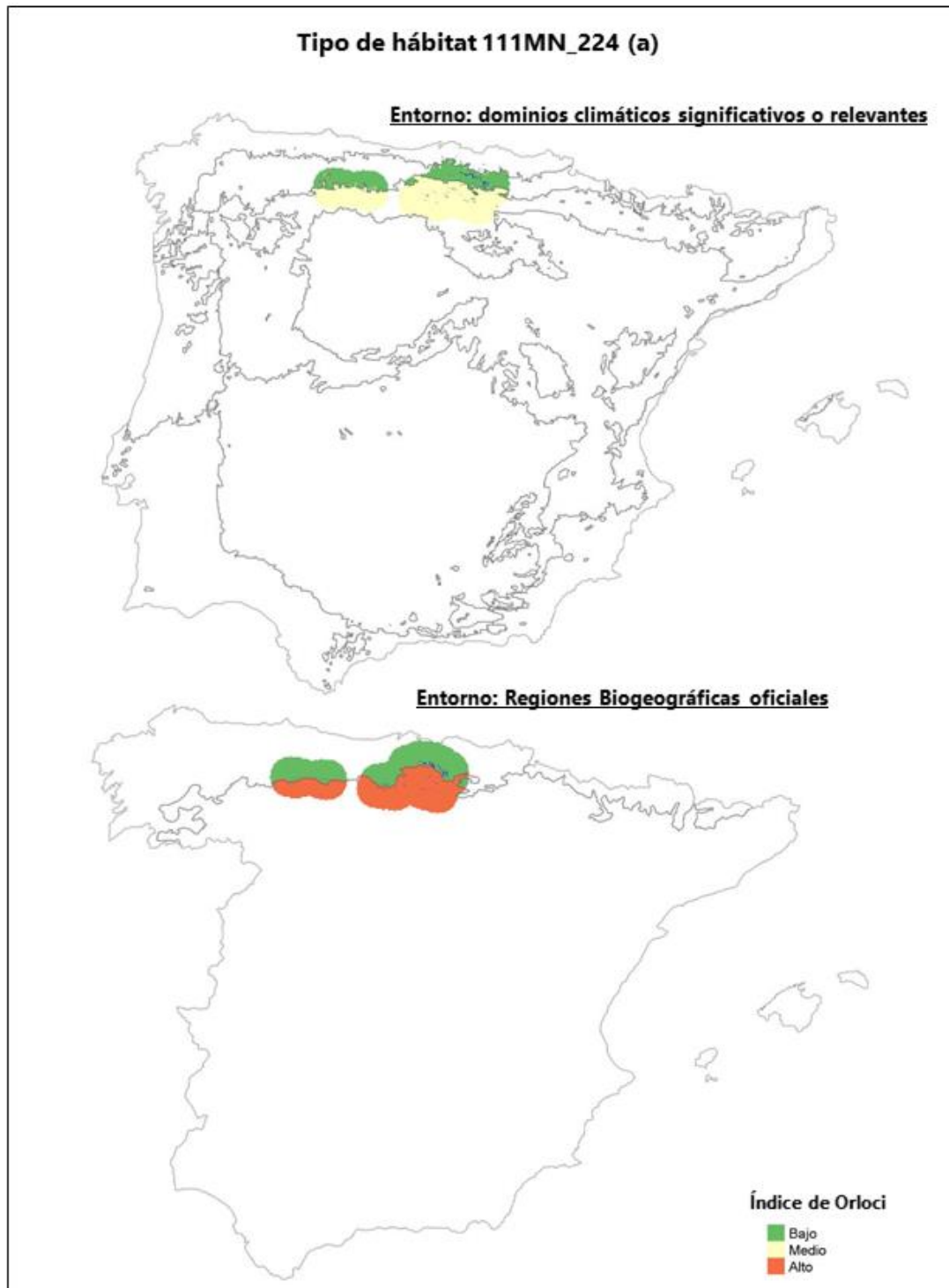


Figura I.15 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_224. Fuente: elaboración propia.

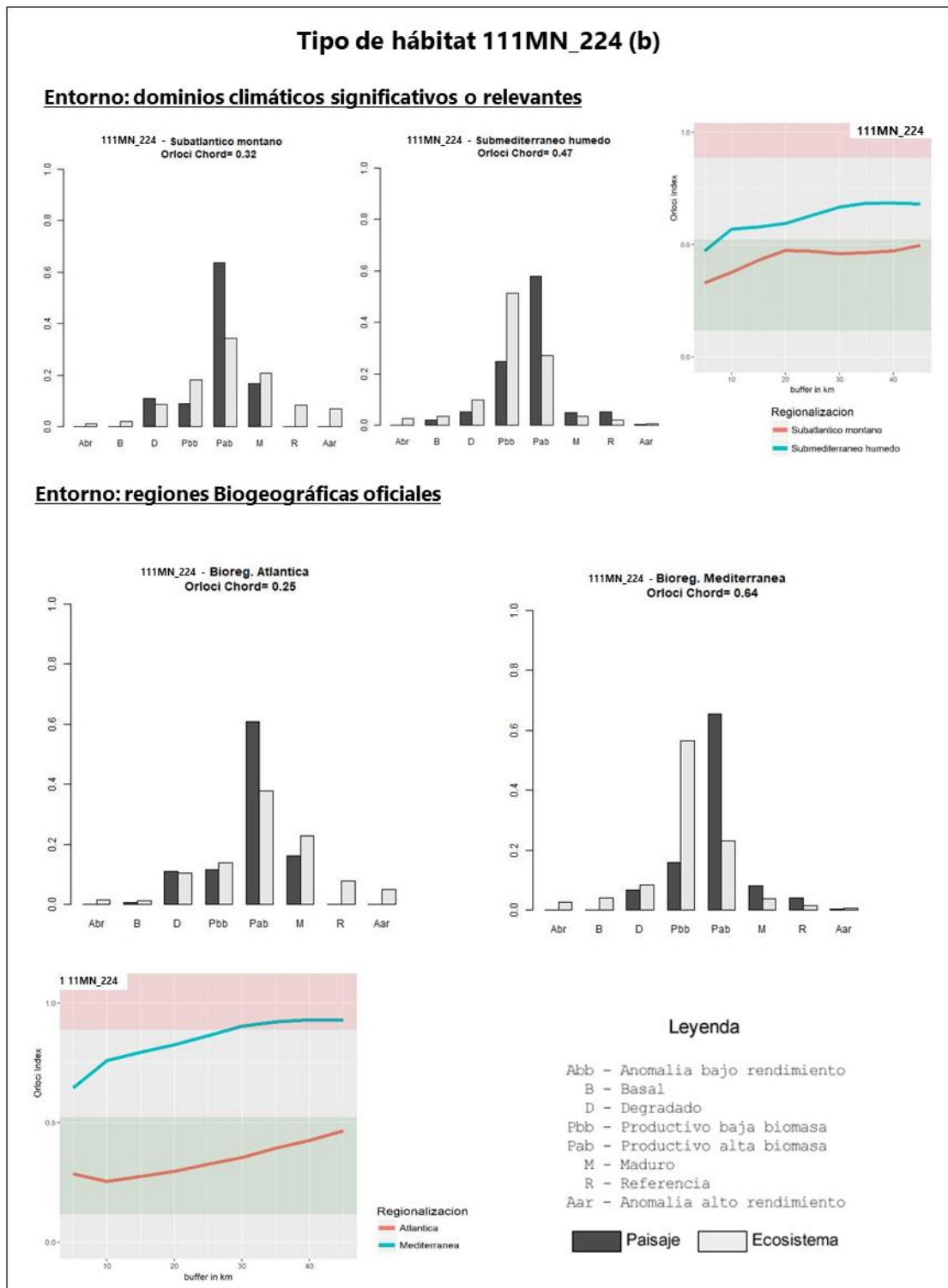


Figura I.16 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlochi dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_224. Fuente: elaboración propia.



111MN_225 Hayedos submediterráneos calcícolas: pirenaicos con boj

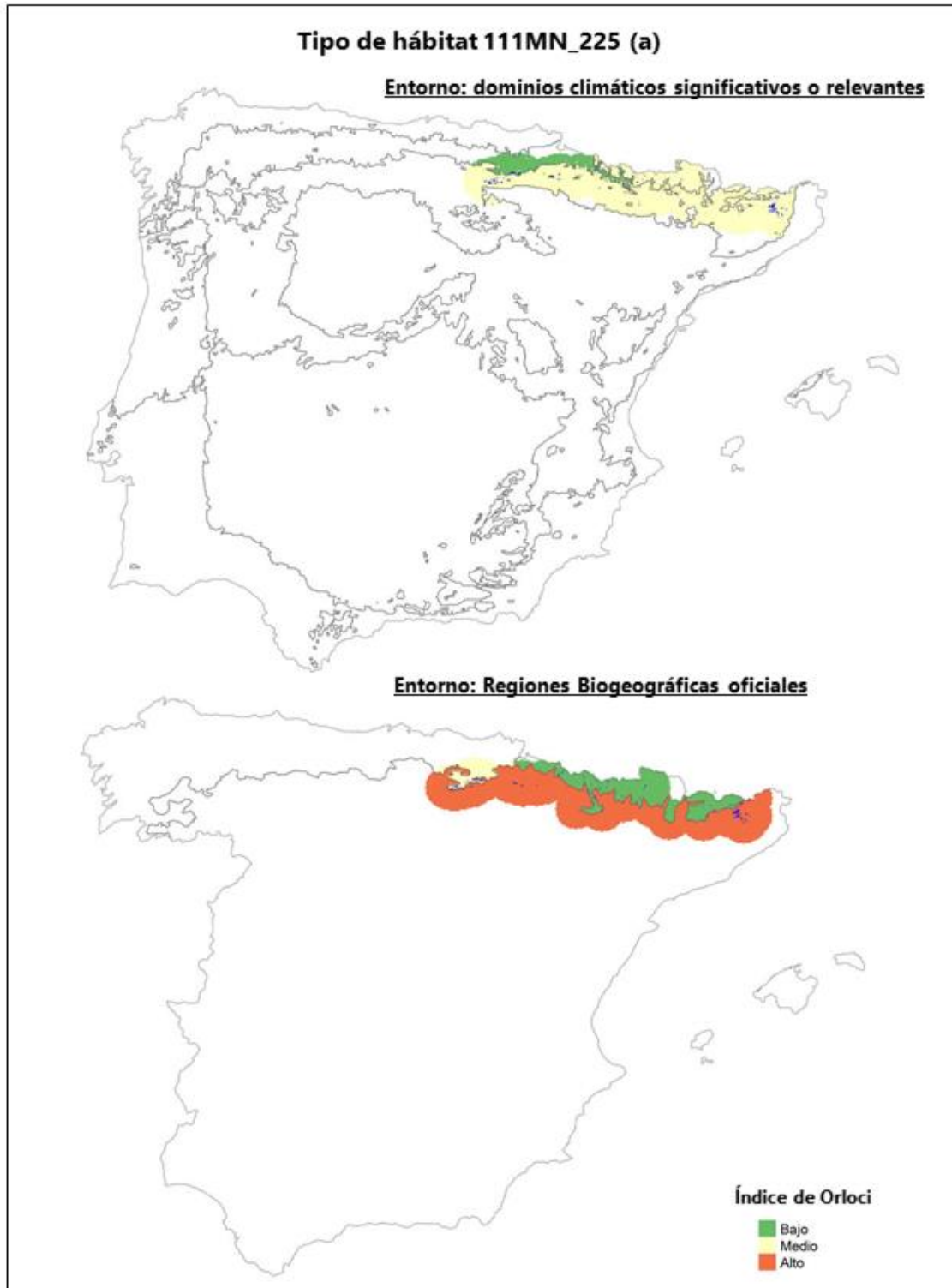


Figura I.17 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_225. Fuente: elaboración propia.

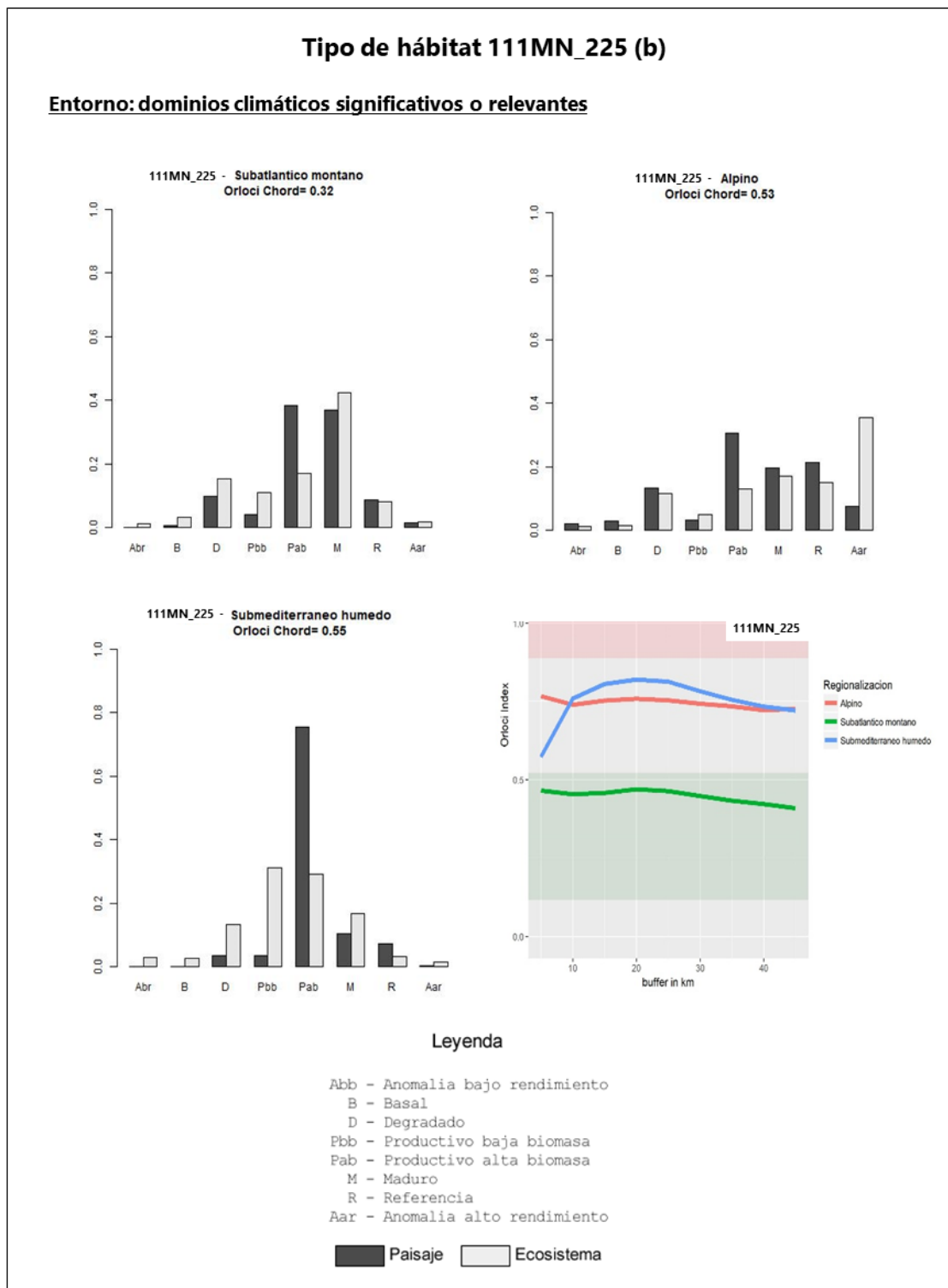


Figura I.18 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlochi dentro de los dominios climáticos para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_225. Fuente: elaboración propia.

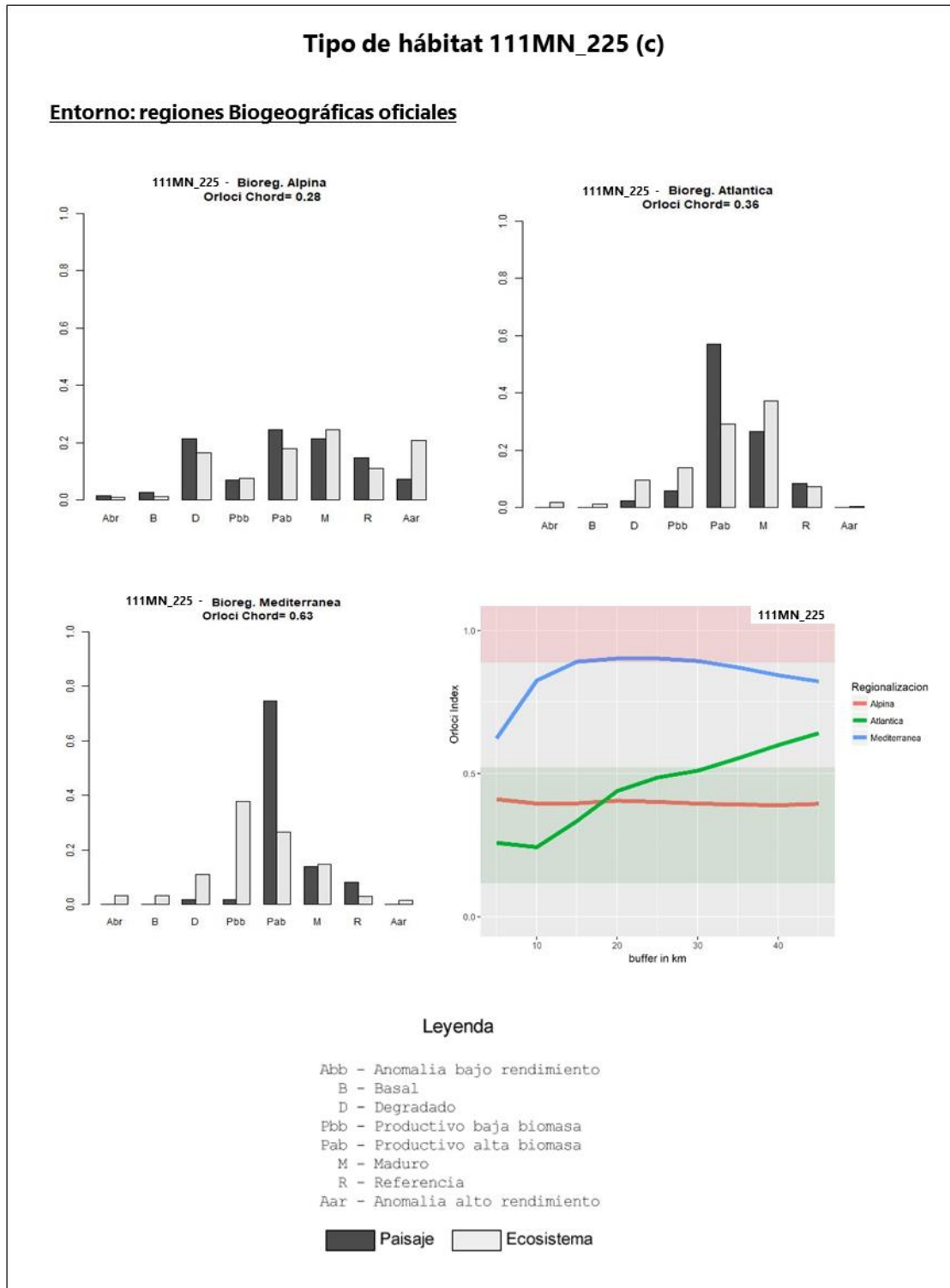


Figura I.19 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlovi dentro de las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_225. Fuente: elaboración propia.



111MN_321 Melojares atlántico-montanos, cantábricos, a menudo seriales en expansión, y relicticos en el litoral

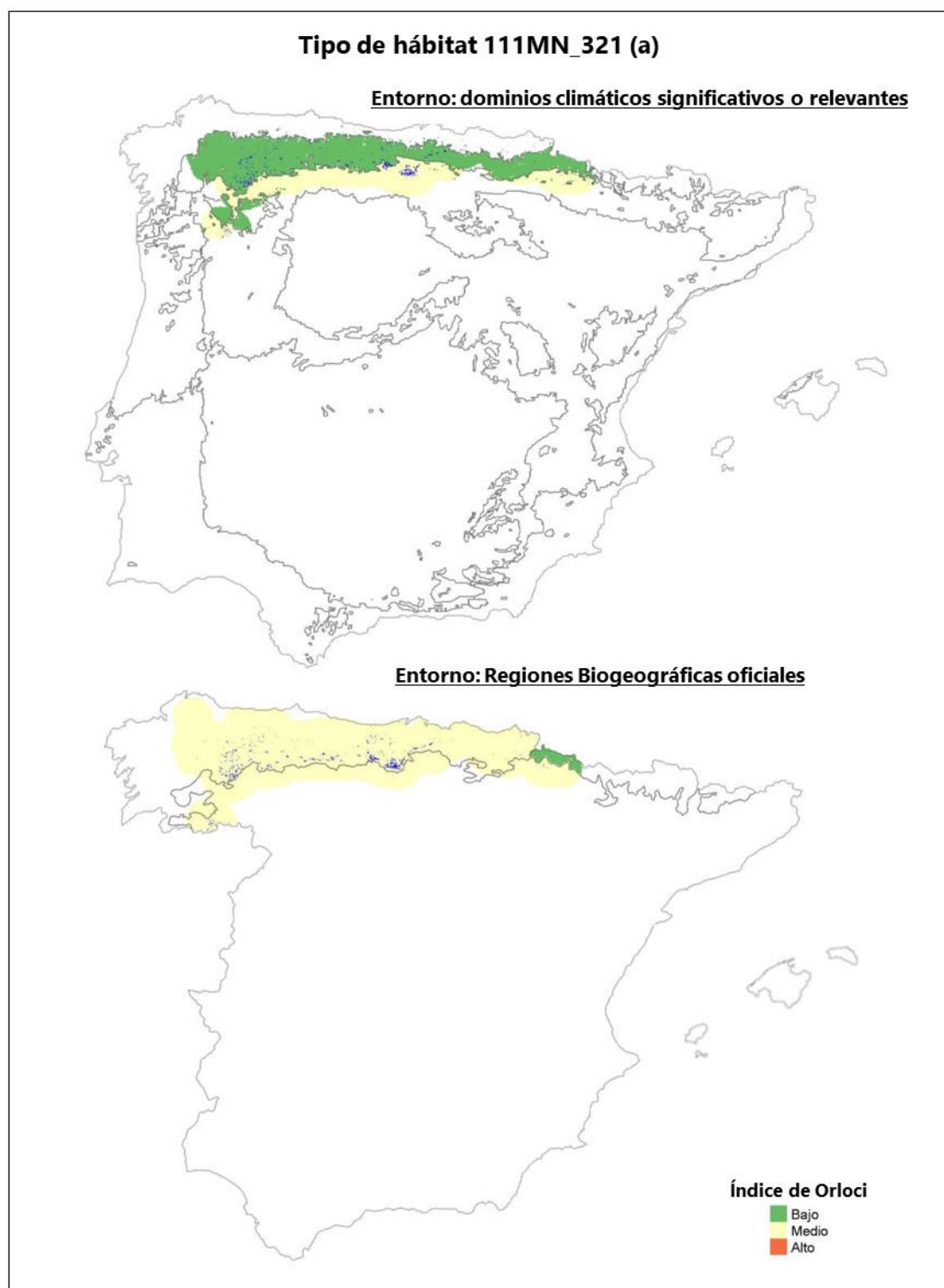


Figura I.20 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_321. Fuente: elaboración propia.

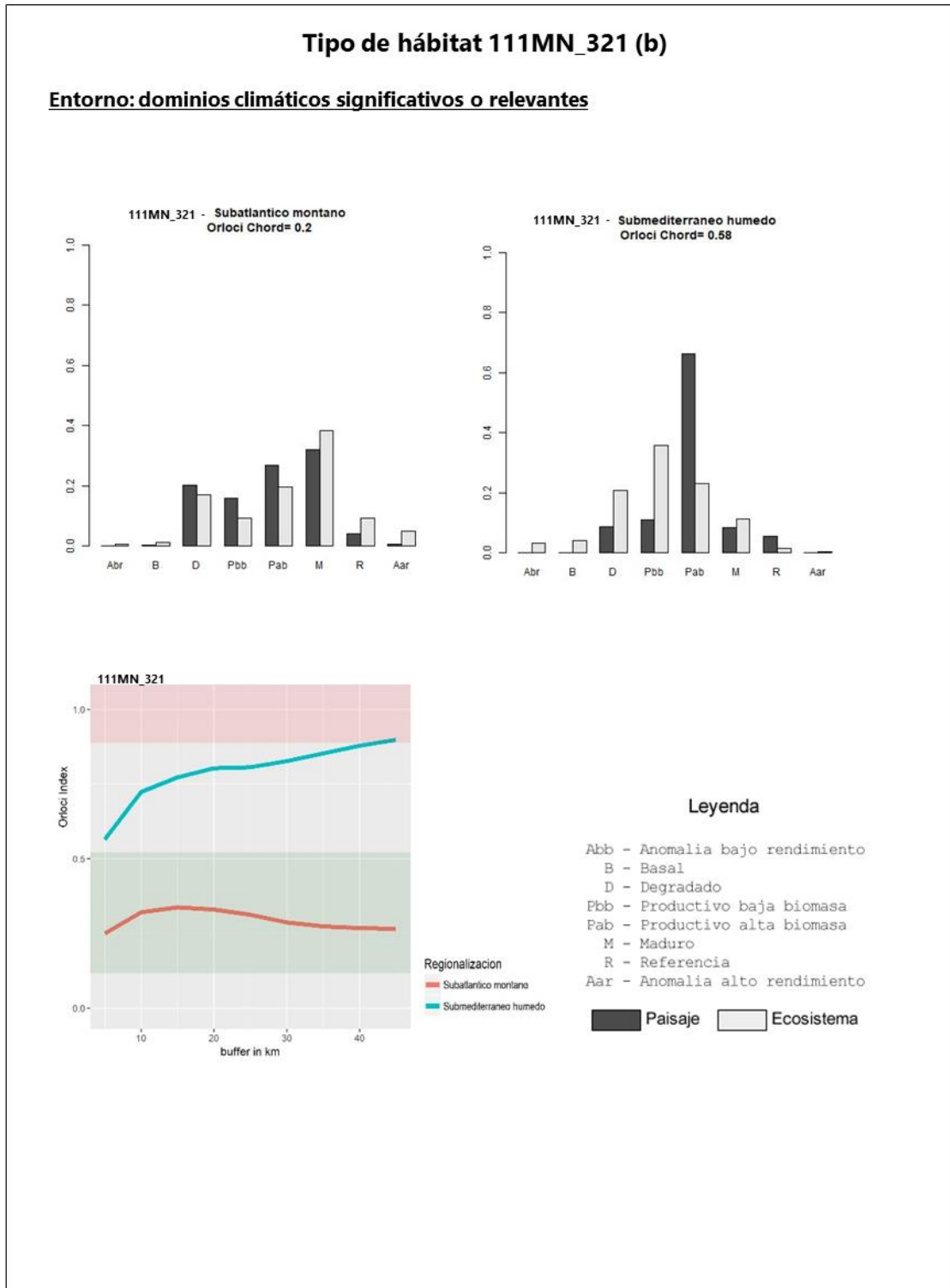


Figura I.21 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orloí dentro de los dominios climáticos para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_321. Fuente: elaboración propia.

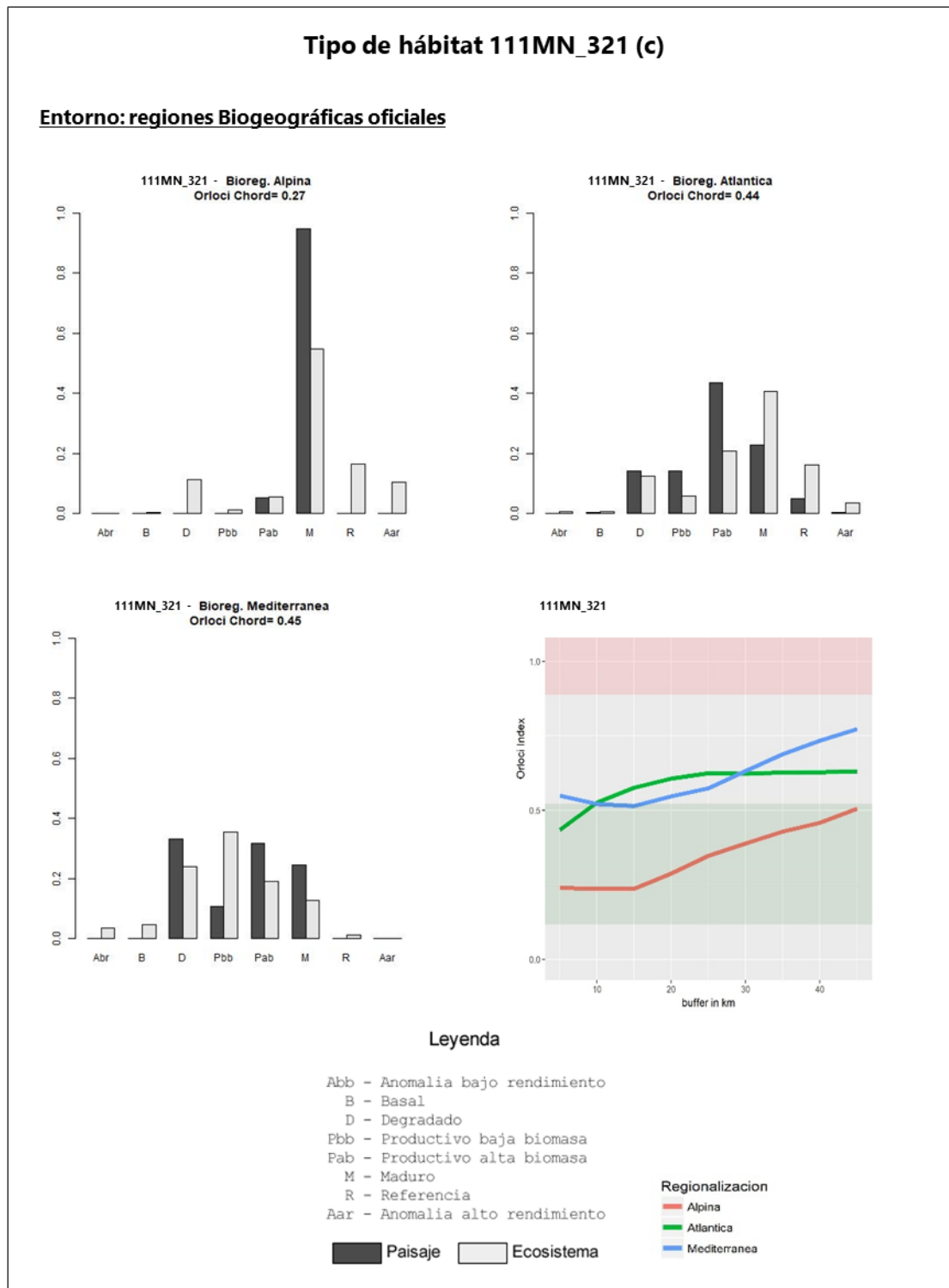


Figura I.22 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlochi dentro de las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_321. Fuente: elaboración propia.



111MN_322 Melojares subatlánticos galaico-leoneses y del sistema Ibérico septentrional

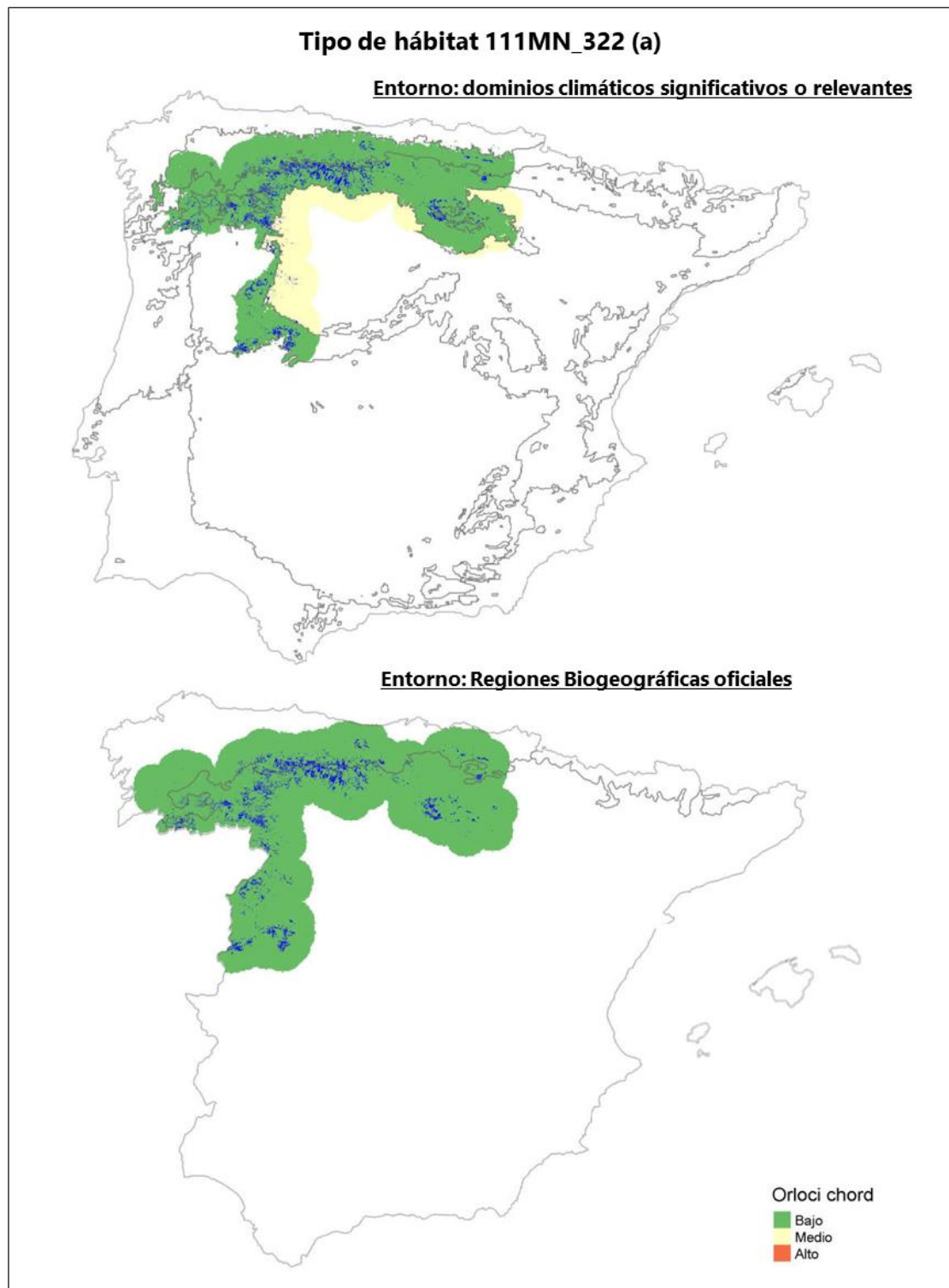


Figura I.23 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_322. Fuente: elaboración propia.

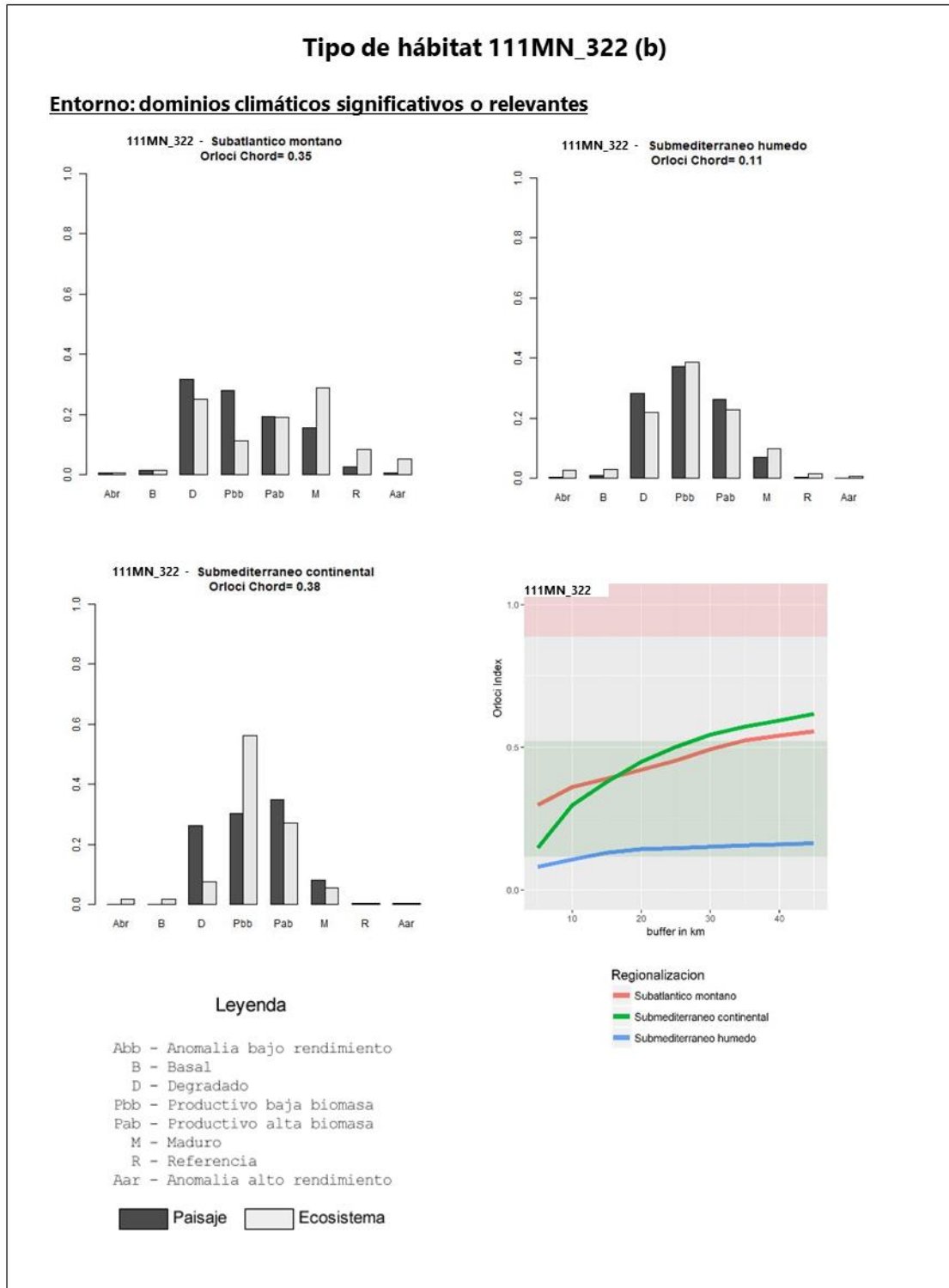


Figura I.24 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlócí dentro de los dominios climáticos para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_322. Fuente: elaboración propia.

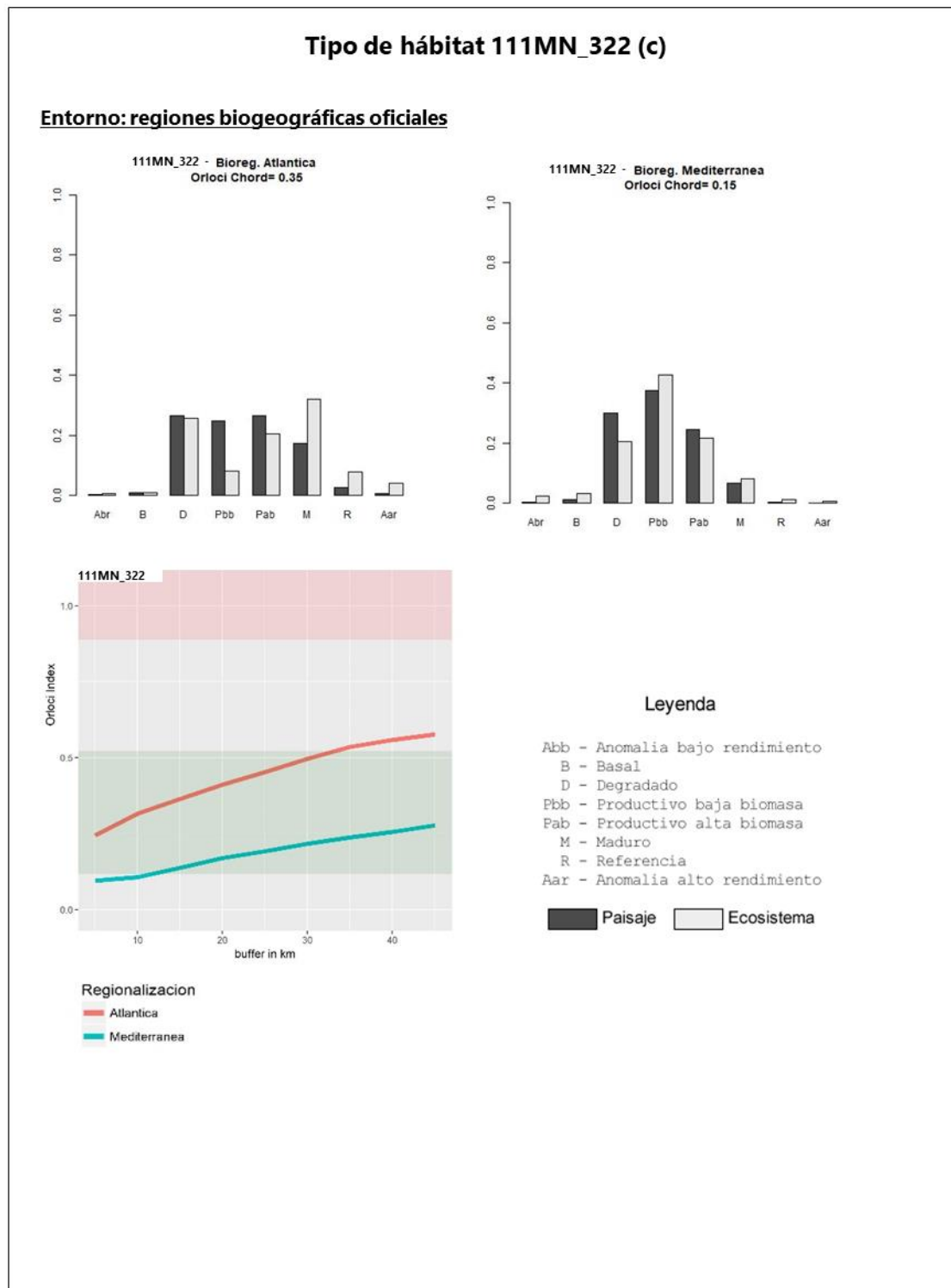


Figura I.25 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlochi dentro de las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_322. Fuente: elaboración propia.



111MN_323 Melojares supramediterráneos carpetanos e ibérico-meridionales

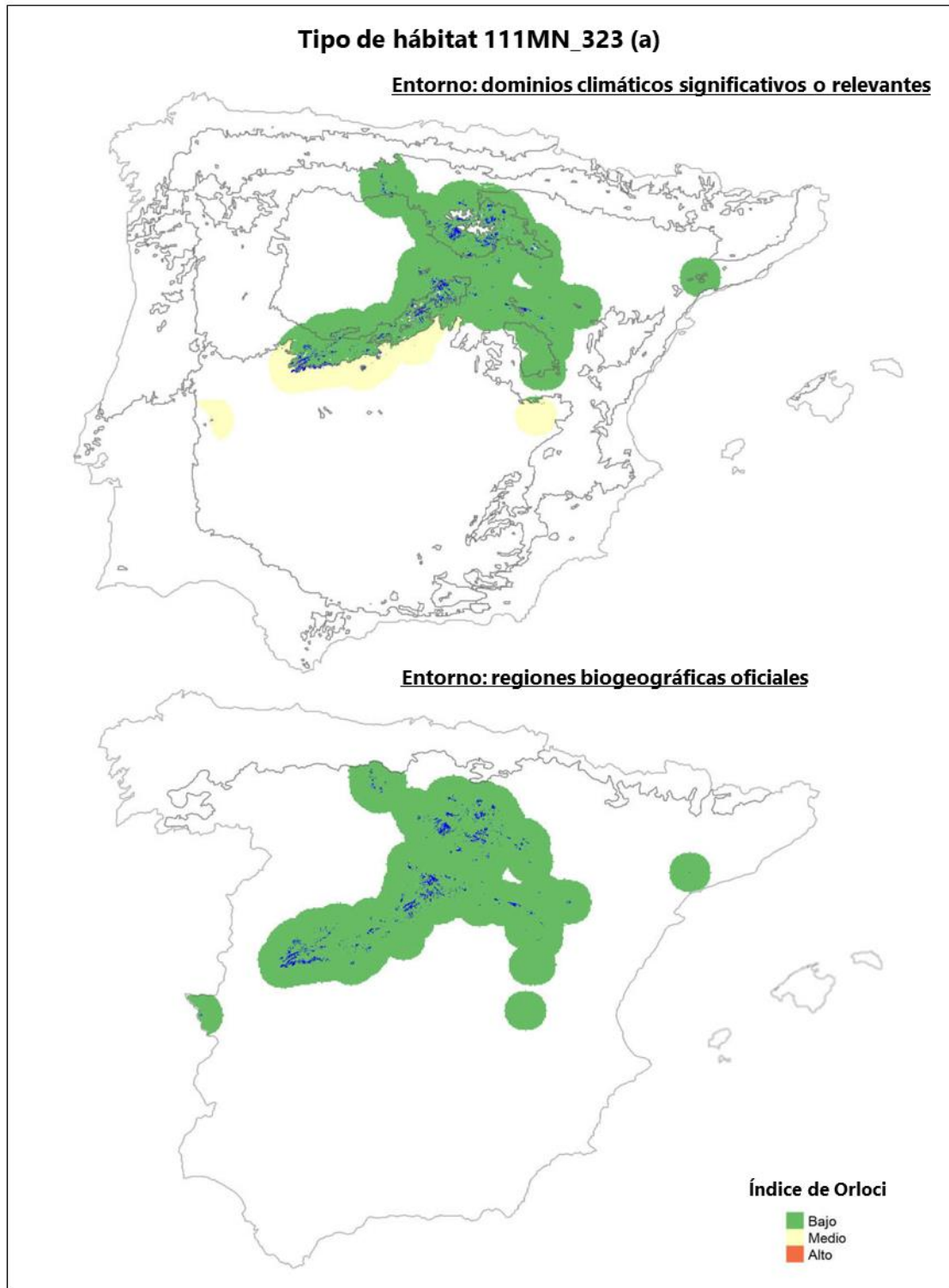


Figura I.26 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_323. Fuente: elaboración propia.

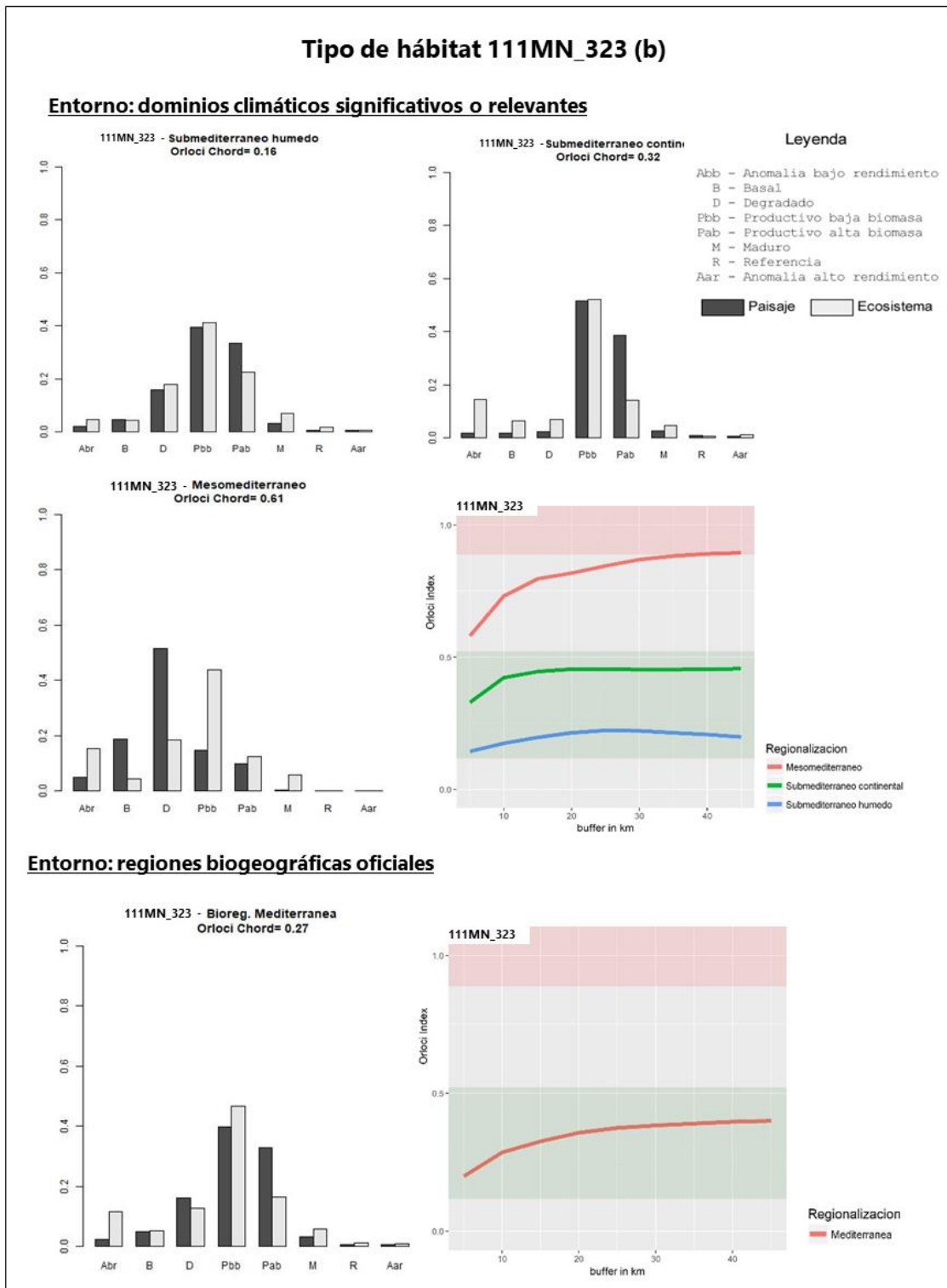


Figura I.27 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlói dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_323. Fuente: elaboración propia.



111MN_324 Melojares subtermófilos oretanos, de Sierra Morena y las Béticas, con madroños, serbales, arces, quejigos y alcornoques

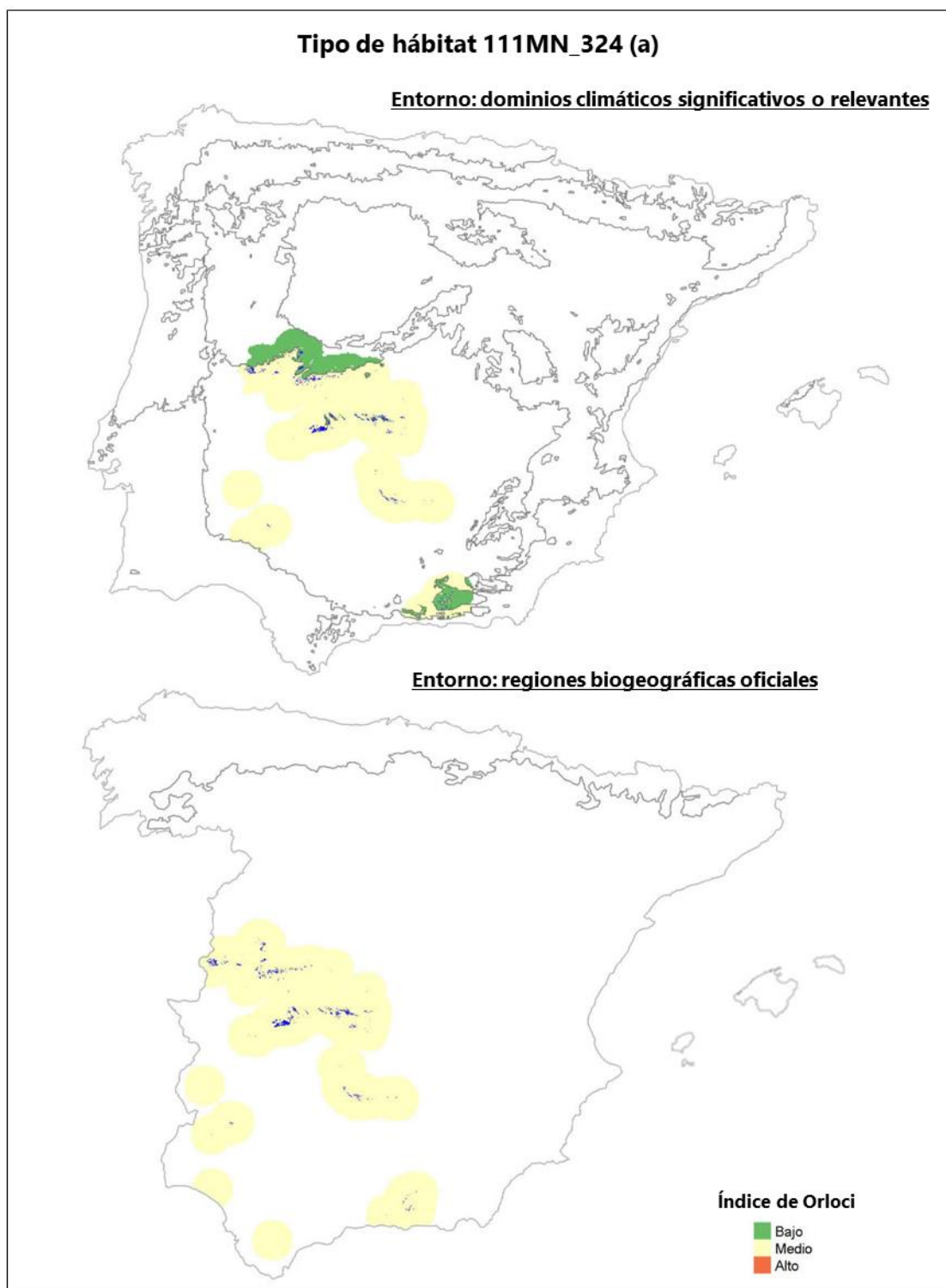


Figura I.28 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_324. Fuente: elaboración propia.

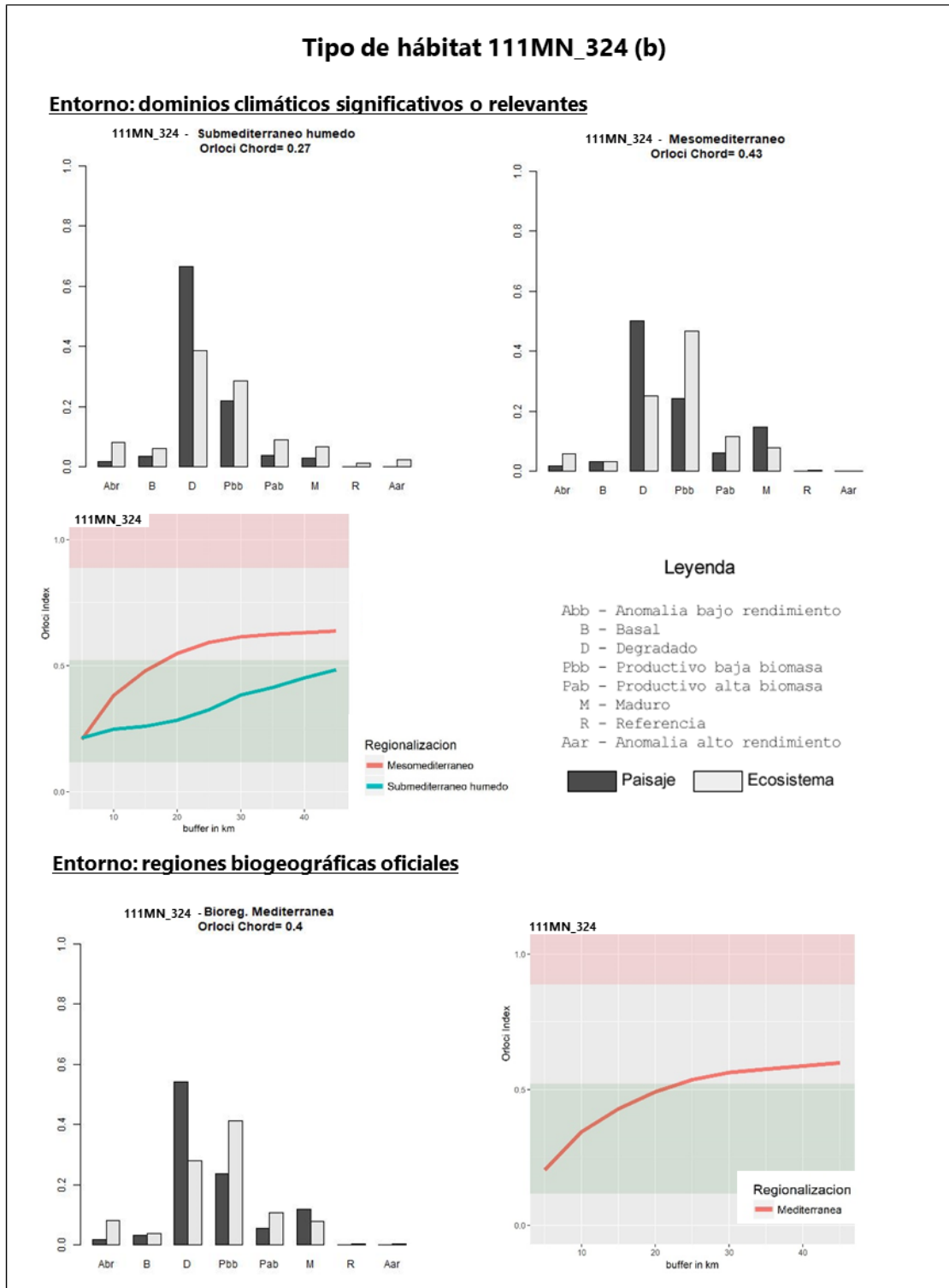


Figura I.29 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlóci dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_324. Fuente: elaboración propia.



111MN_430 Manifestaciones relícticas y alcornocales aislados alejados del área de distribución general de la especie

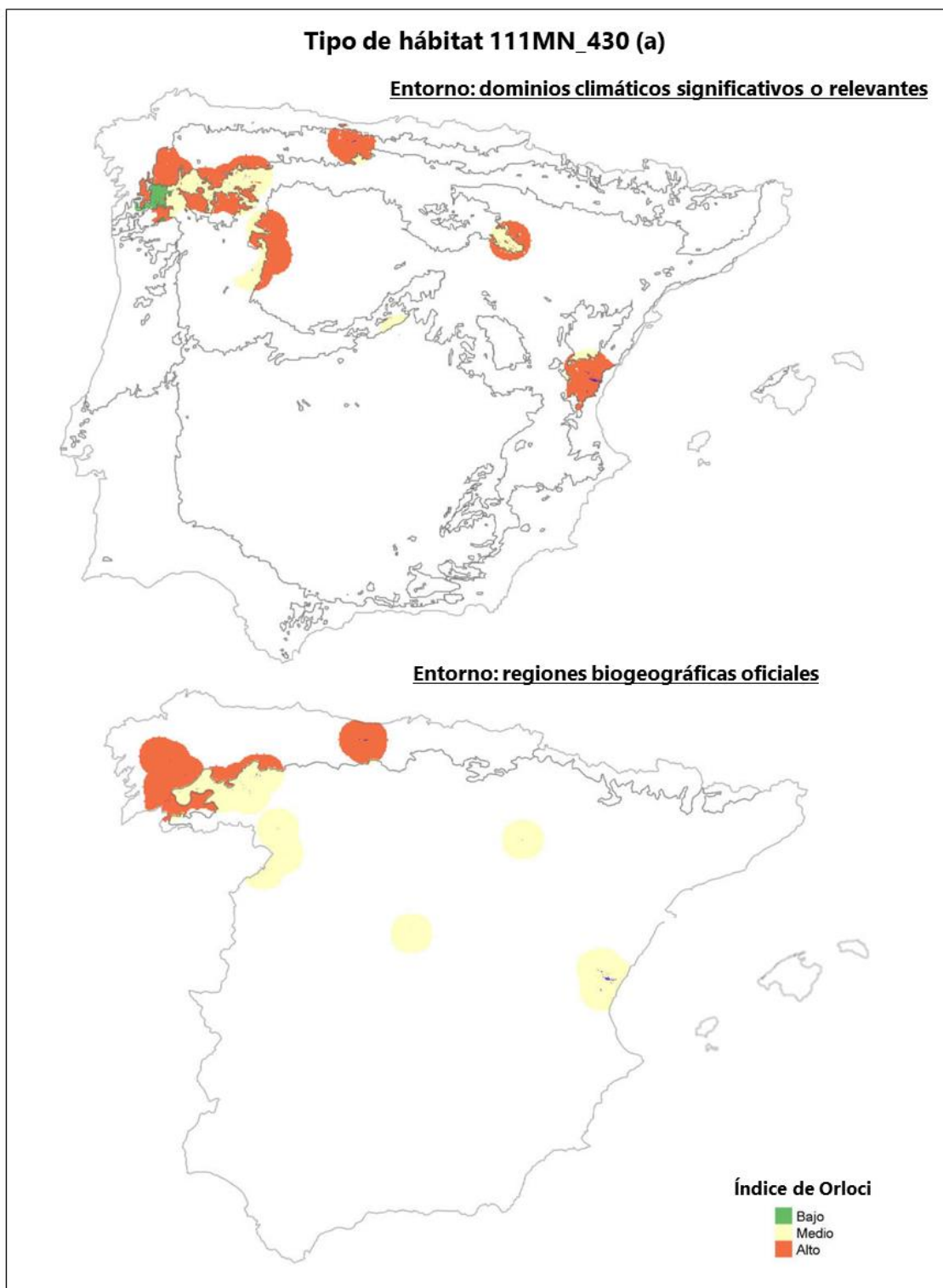


Figura I.30 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_430. Fuente: elaboración propia.

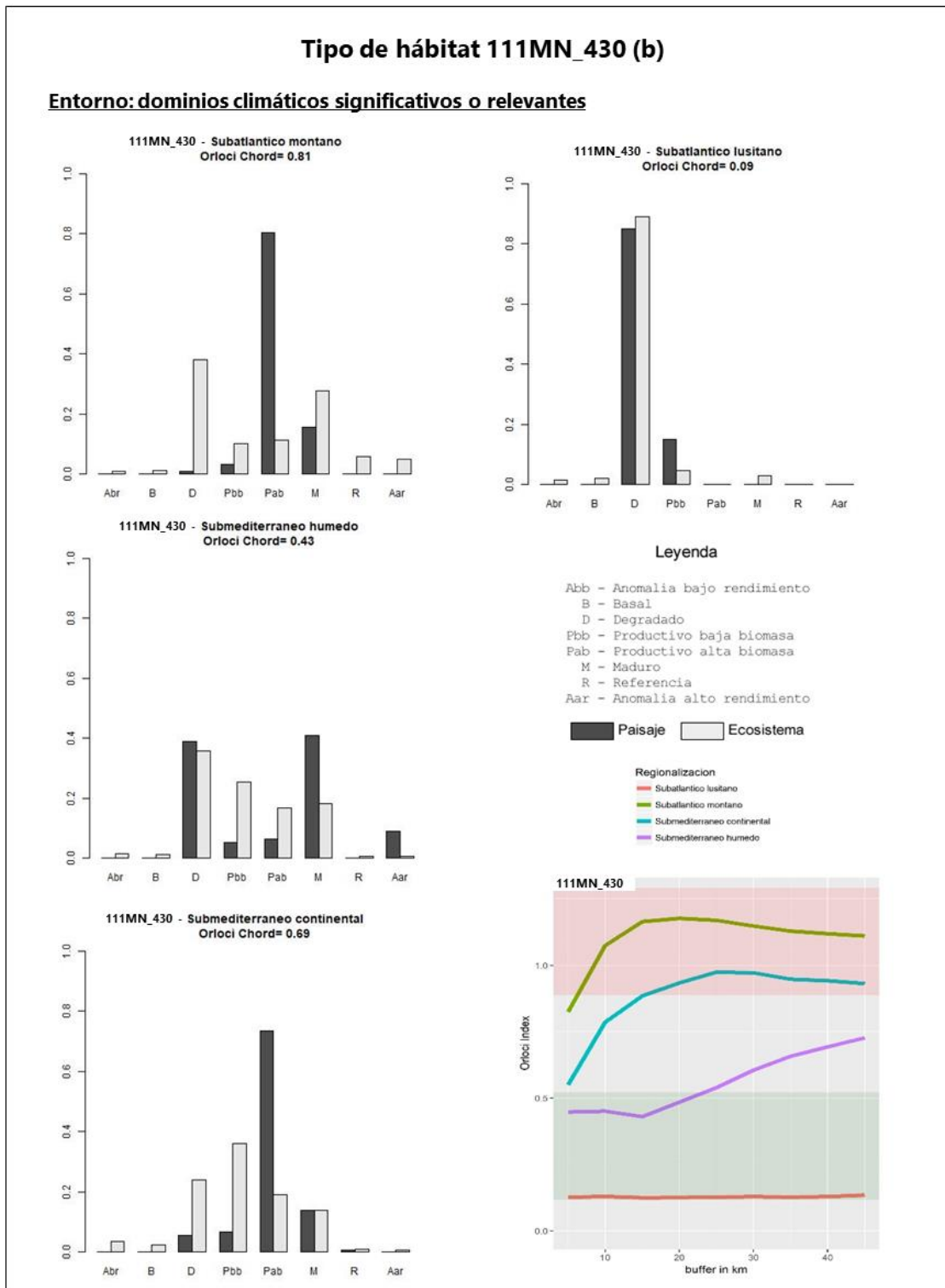


Figura I.31 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlóci dentro de los dominios climáticos para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_430. Fuente: elaboración propia.

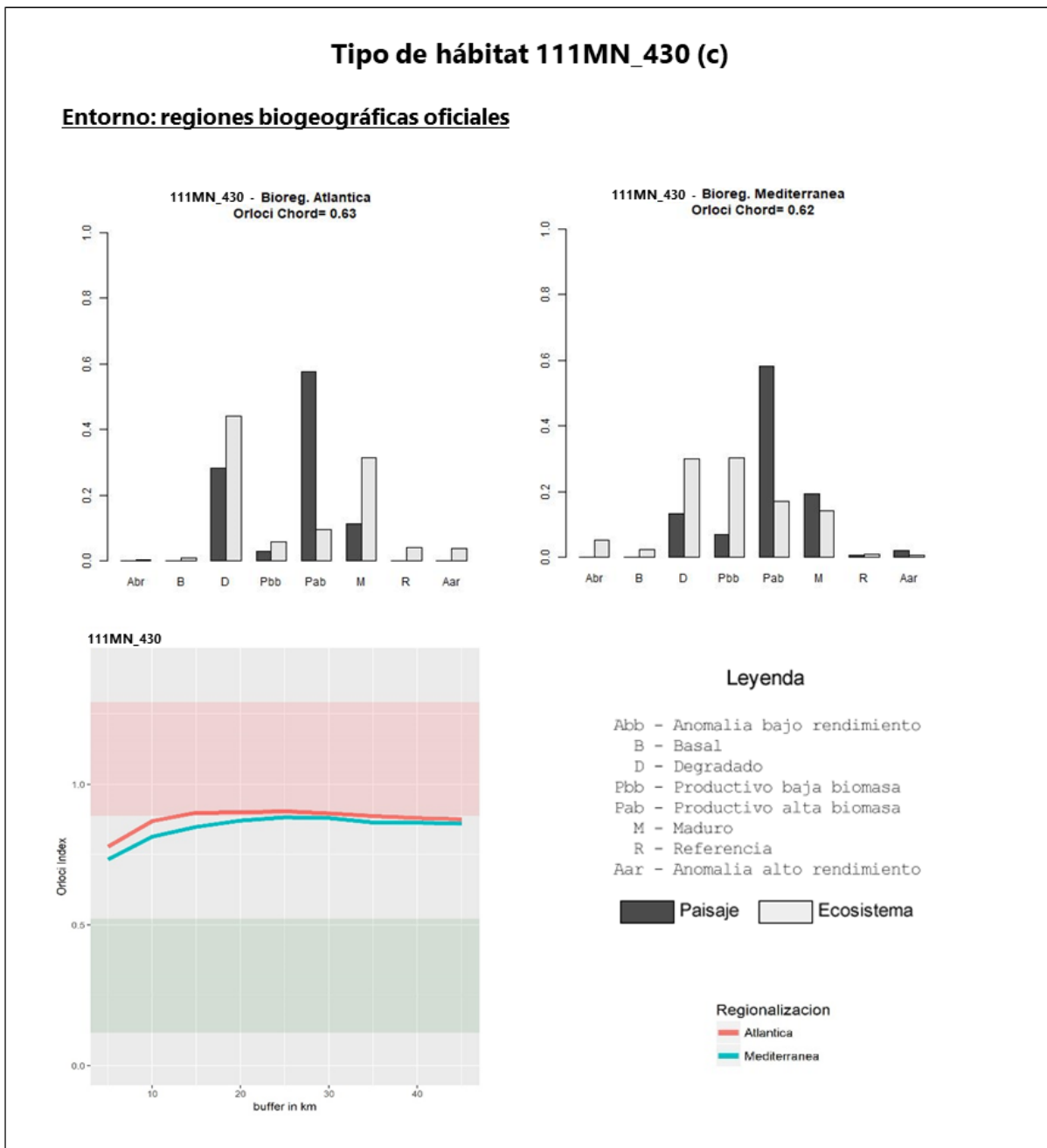


Figura I.32 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlóci dentro de las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_430. Fuente: elaboración propia.



111MN_431 Alcornocales luso-extremadurenses, a menudo salpicados de encinas y quejigos

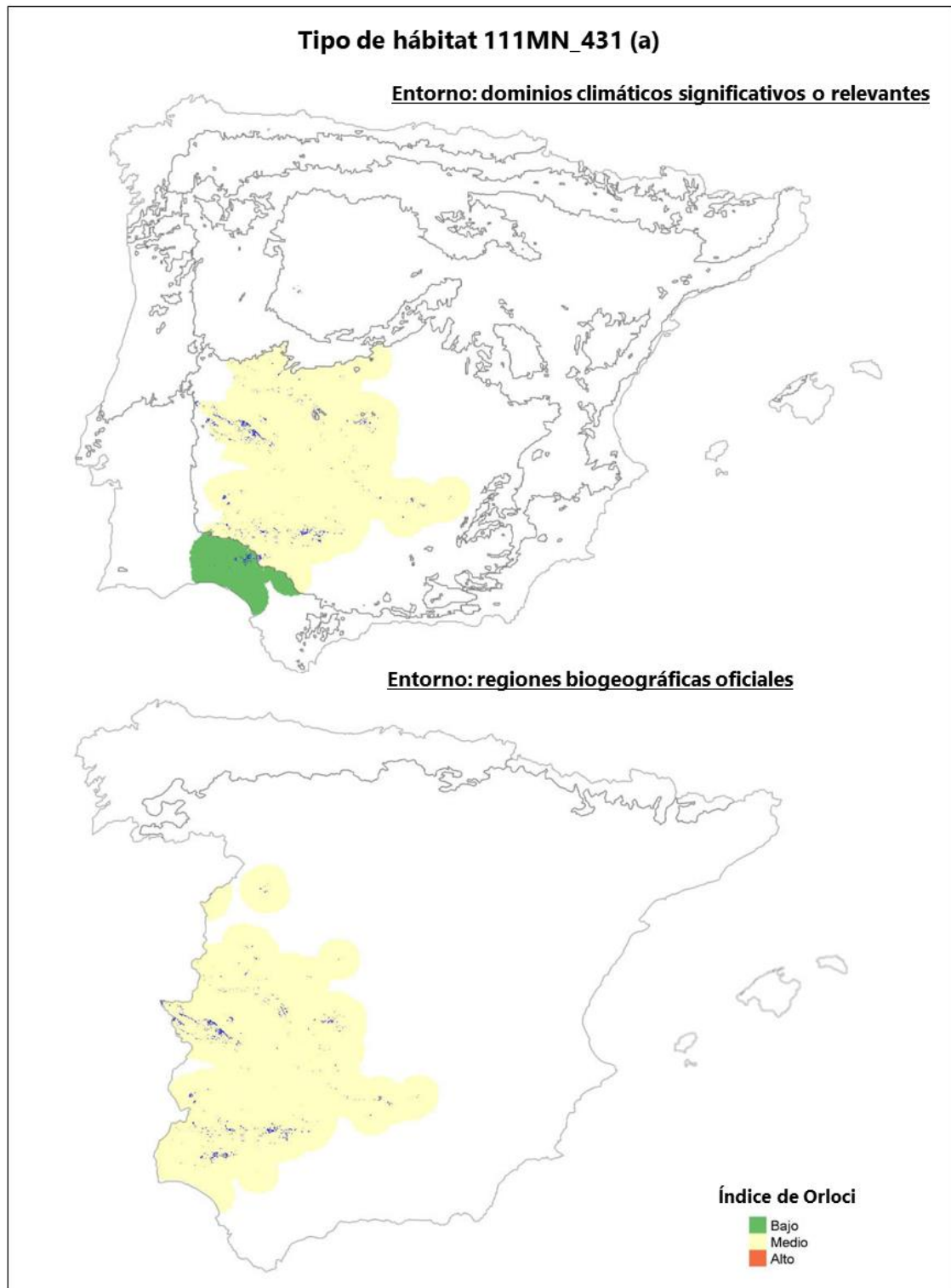


Figura I.33 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_431. Fuente: elaboración propia.

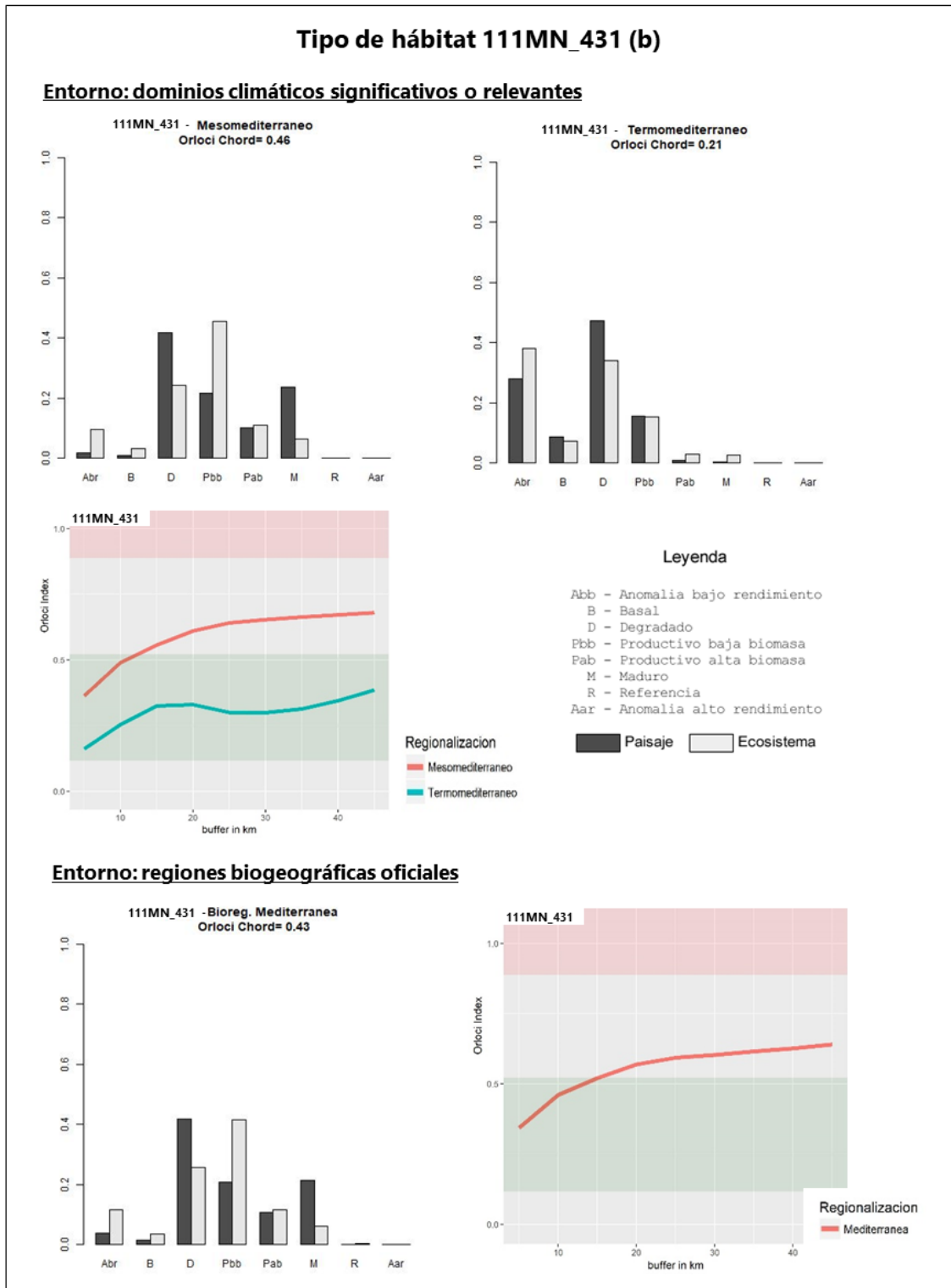


Figura I.34 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlóci dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_431. Fuente: elaboración propia.



111MN_432 Alcornocales húmedos gaditanos (a menudo con *Quercus canariensis* en la S^a del Aljibe) y malagueños (S^a Bermeja)



Figura I.35 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_432. Fuente: elaboración propia.

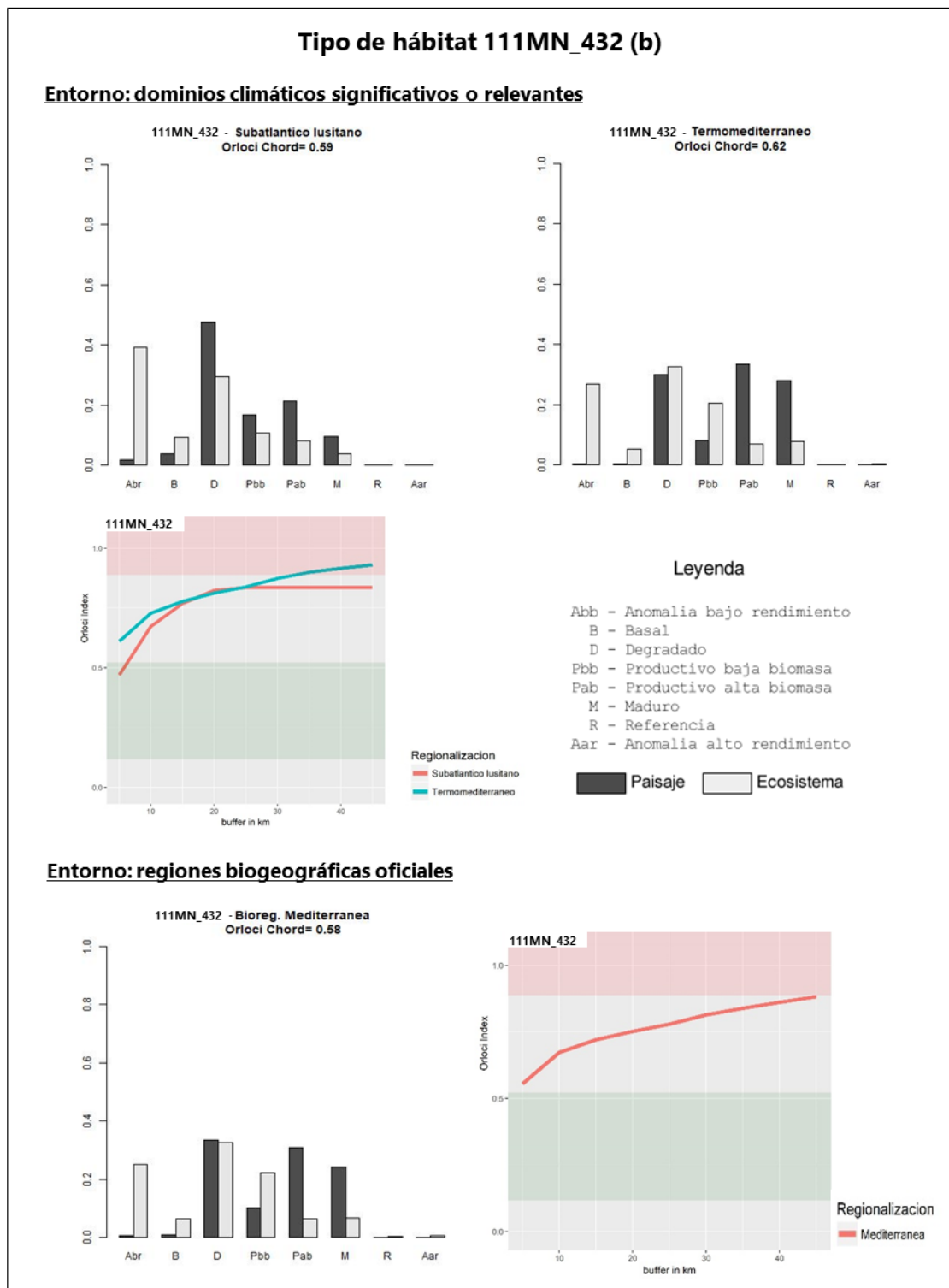


Figura I.36 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlocci dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_432. Fuente: elaboración propia.



111MN_433 Alcornocales gaditano-onubenses sobre dunas litorales



Figura I.37 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_433. Fuente: elaboración propia.

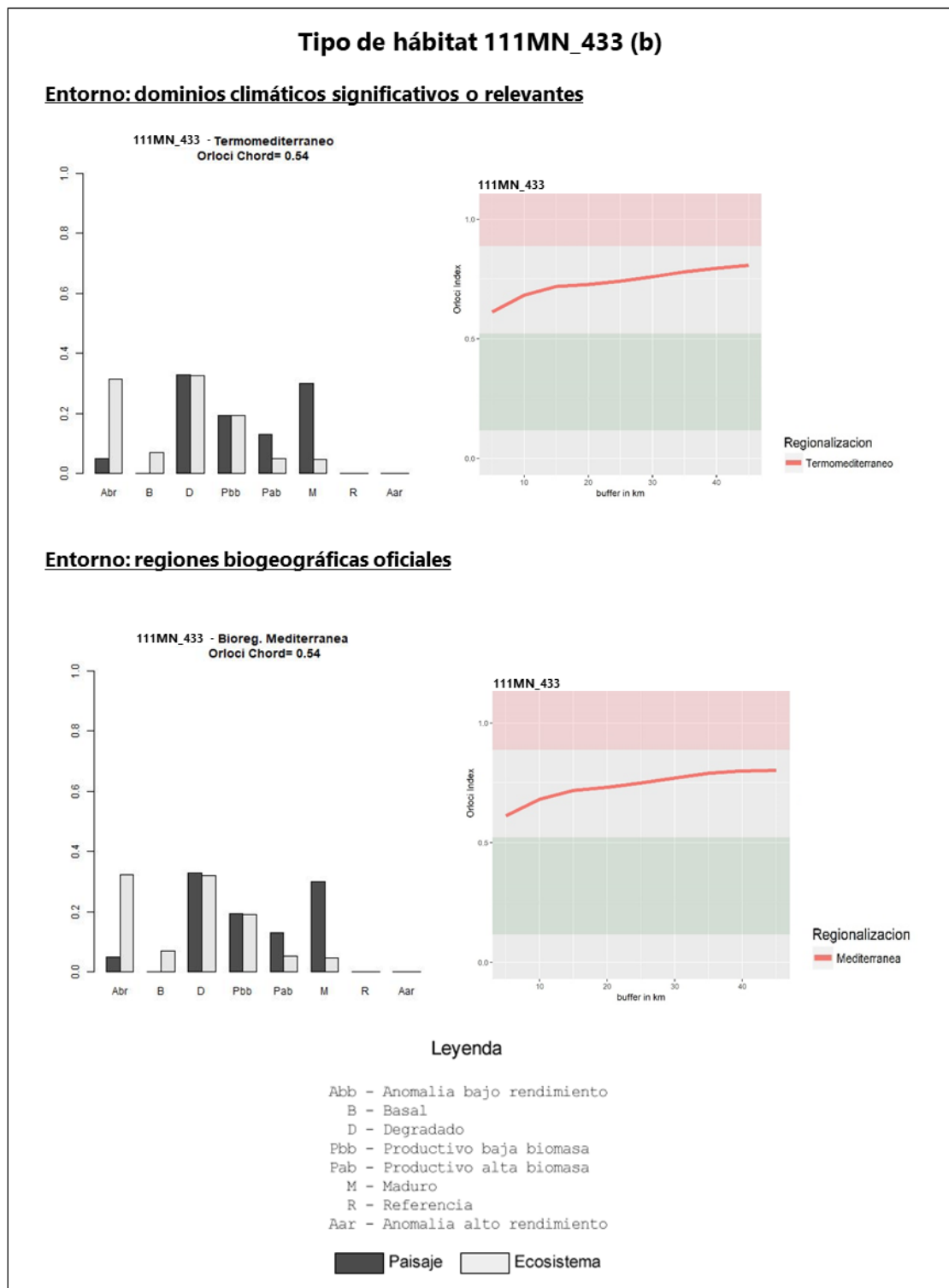


Figura I.38 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orloci dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_433. Fuente: elaboración propia.



111MN_434 Alcornocales catalanes (con alsinas)

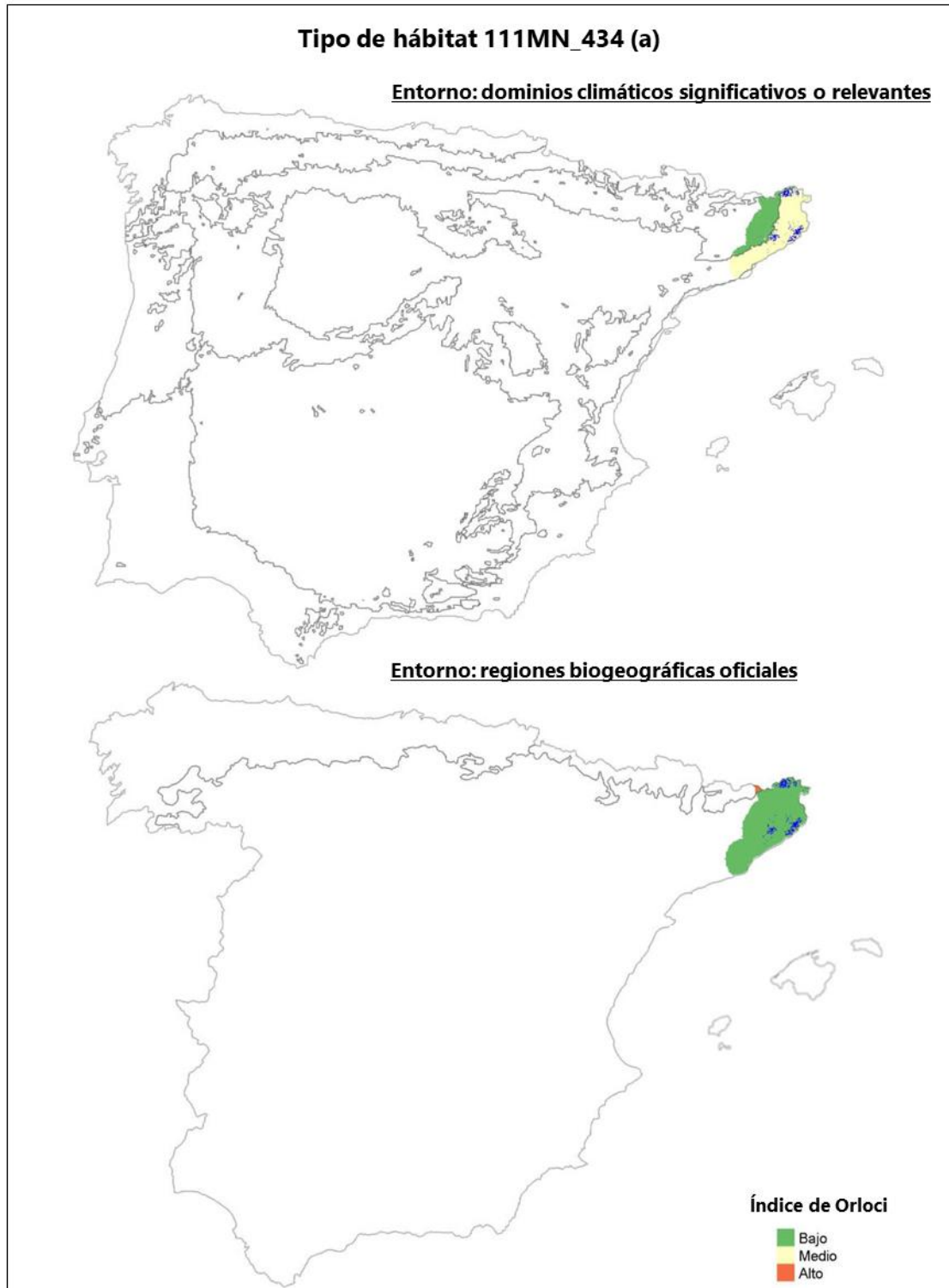


Figura I.39 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_434. Fuente: elaboración propia.

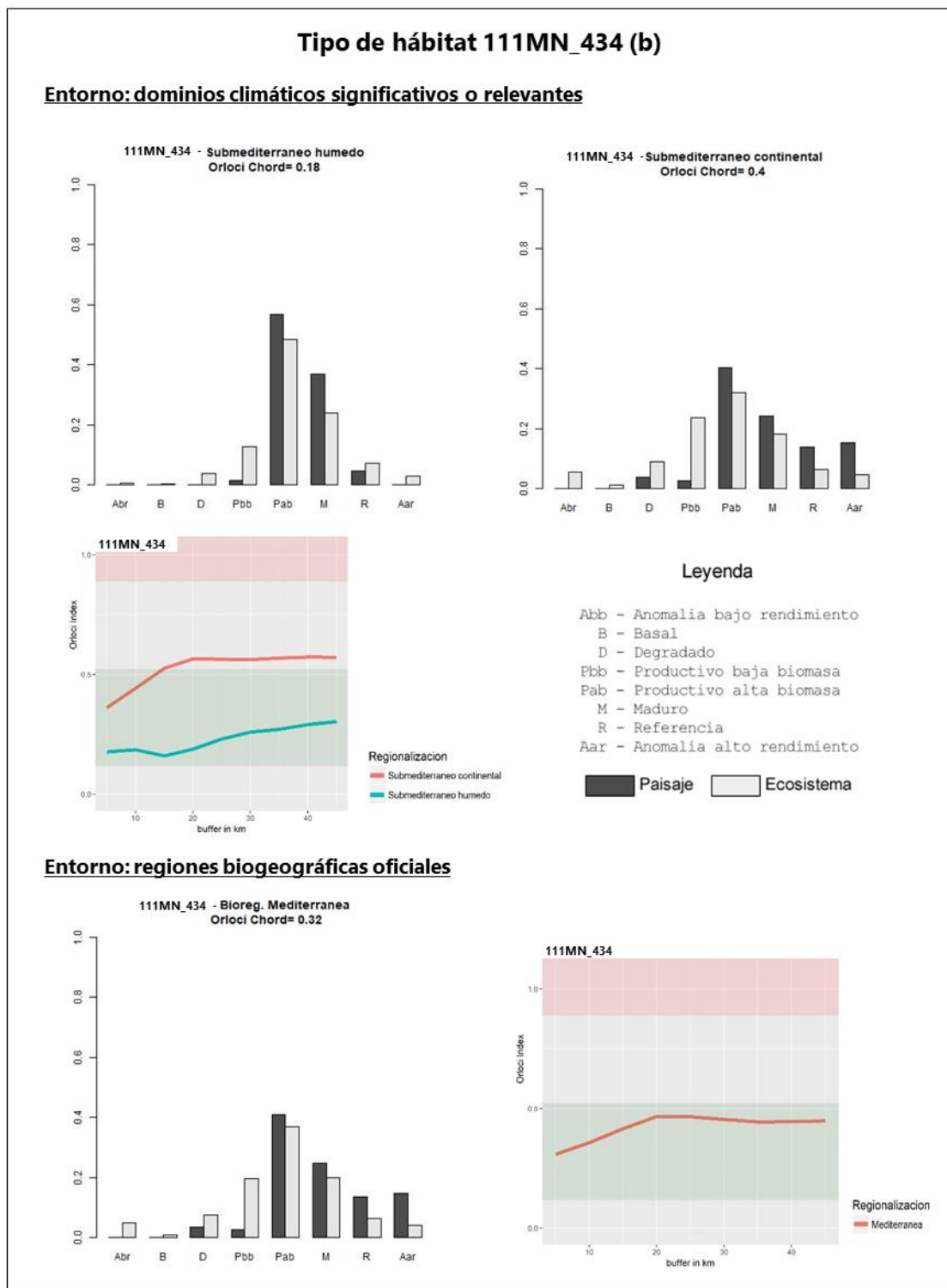


Figura I.40 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orloci dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_434. Fuente: elaboración propia.



111MN_511 Pinares de pino salgareño o laricio submediterráneos típicos, a menudo con presencia de *Quercus faginea* subsp. *faginea*

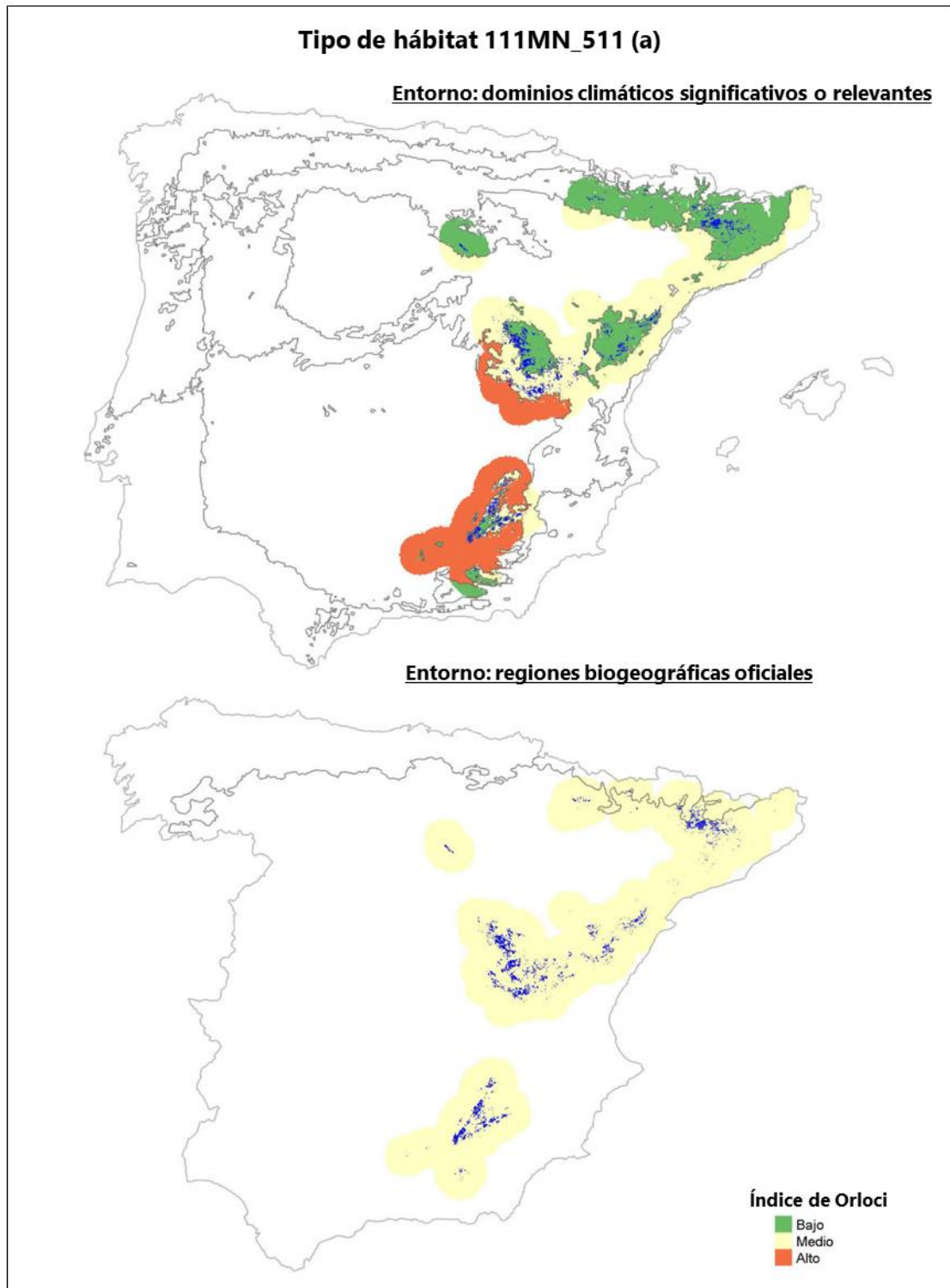


Figura I.41 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_511. Fuente: elaboración propia.

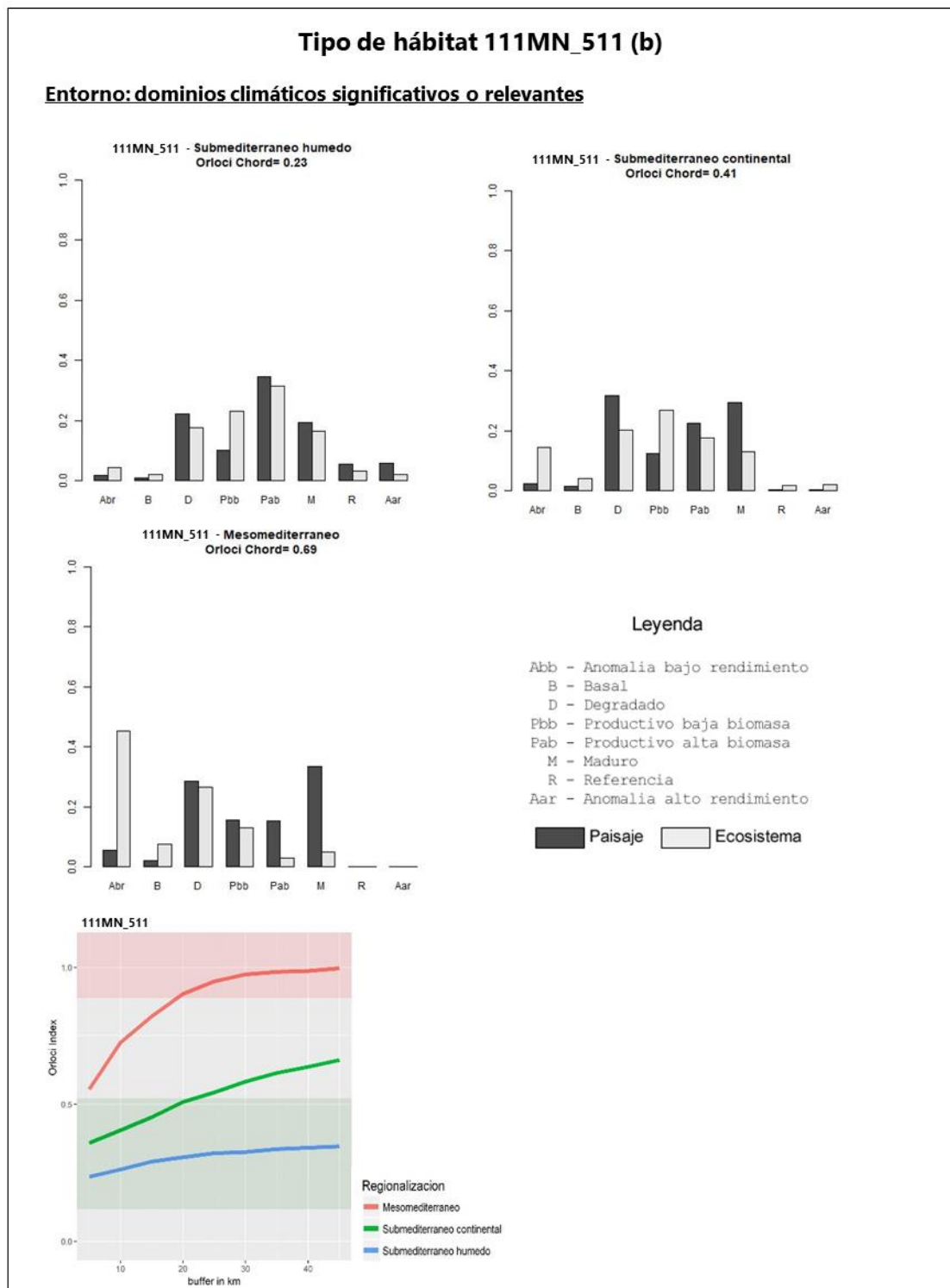


Figura I.42 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orloci dentro de los dominios climáticos para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_511. Fuente: elaboración propia.

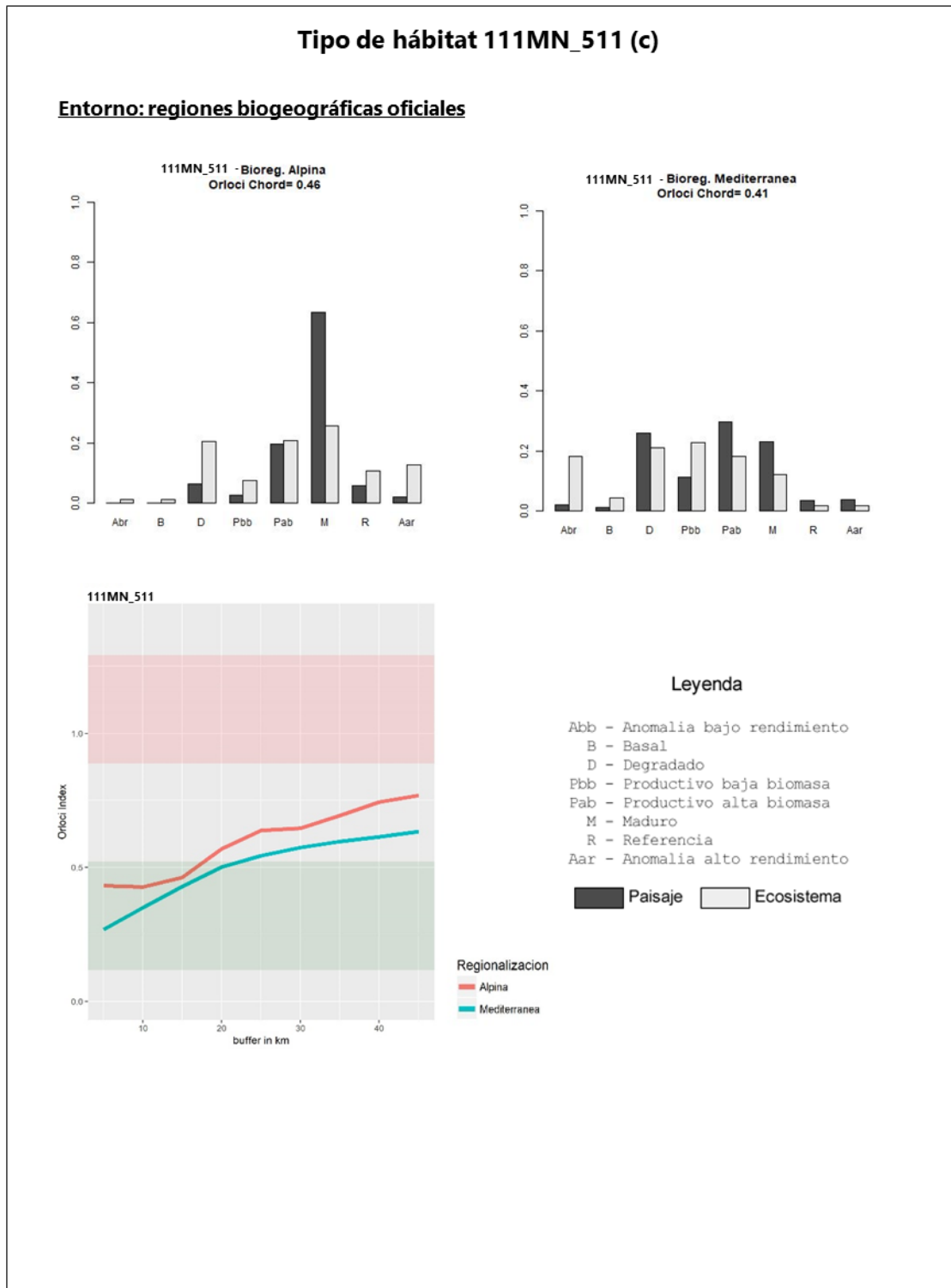


Figura I.43 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlóci dentro de las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_511. Fuente: elaboración propia.



111MN_512 Pinares de pino salgareño o laricio oromediterráneos culminícolas con cortejo almohadillado espinoso

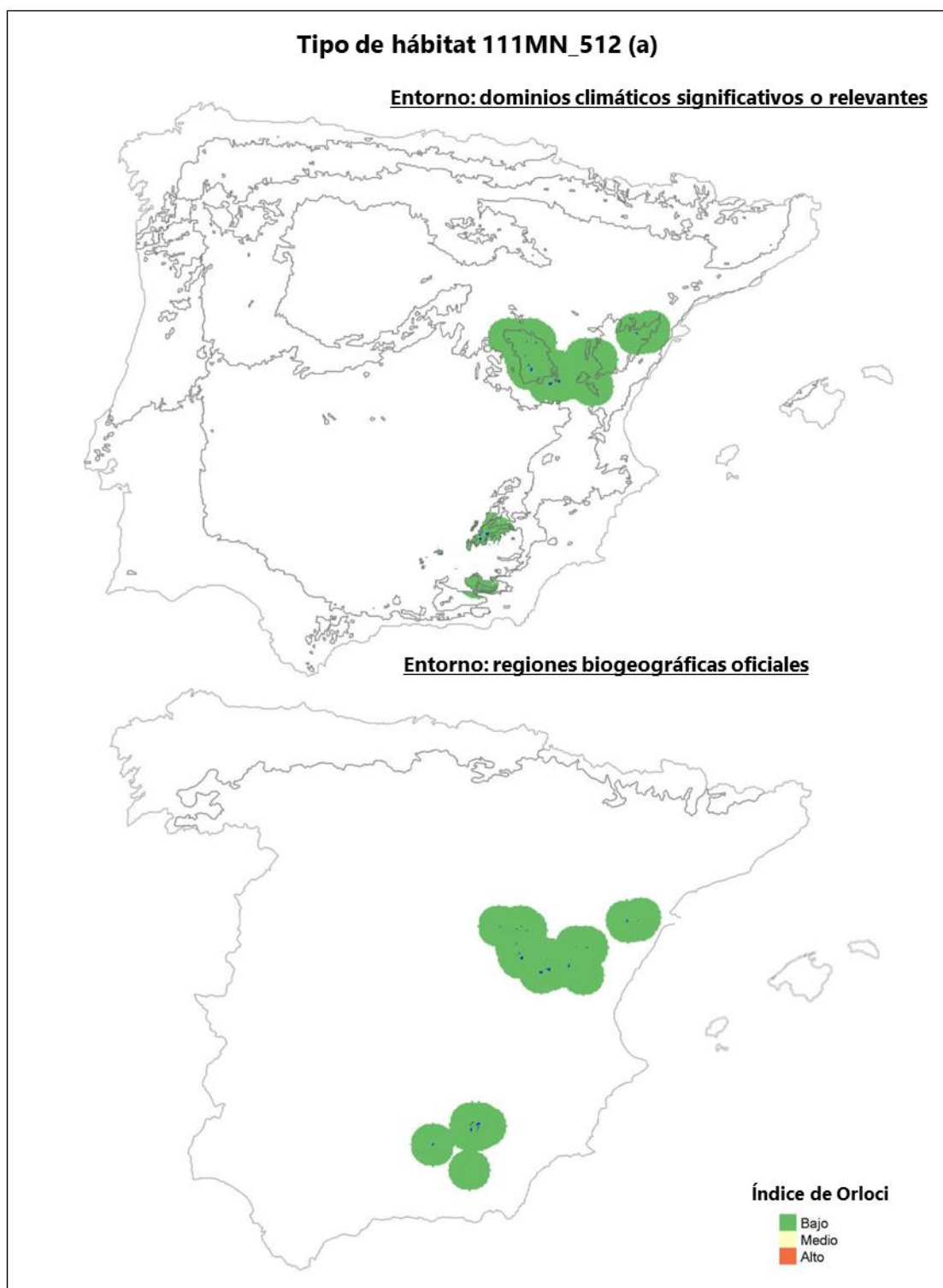


Figura I.44 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_512. Fuente: elaboración propia.

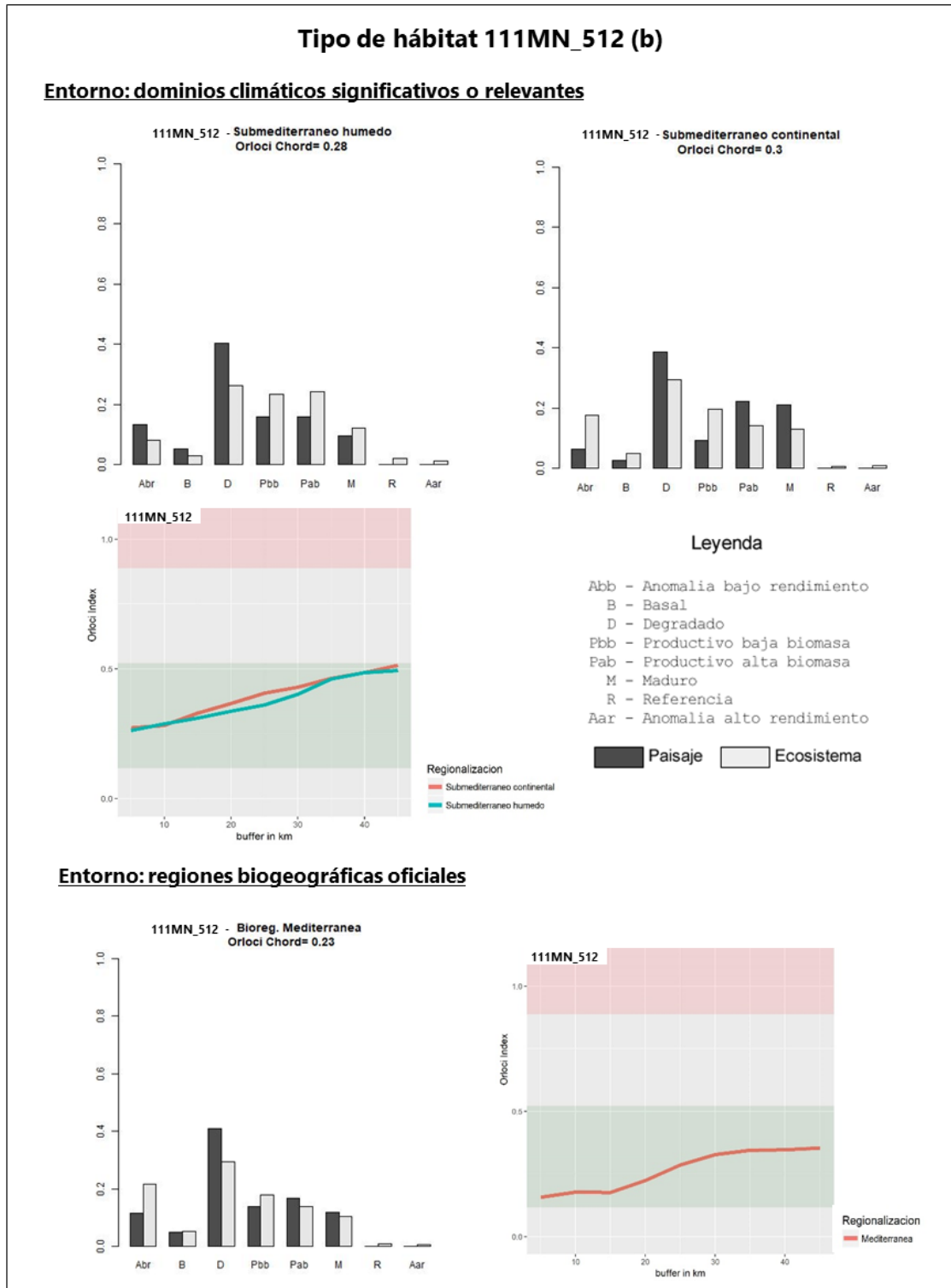


Figura I.45 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlocci dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_512. Fuente: elaboración propia.



111MN_513 Pinares de pino salgareño o laricio substeparios de las parameras continentales ibéricas

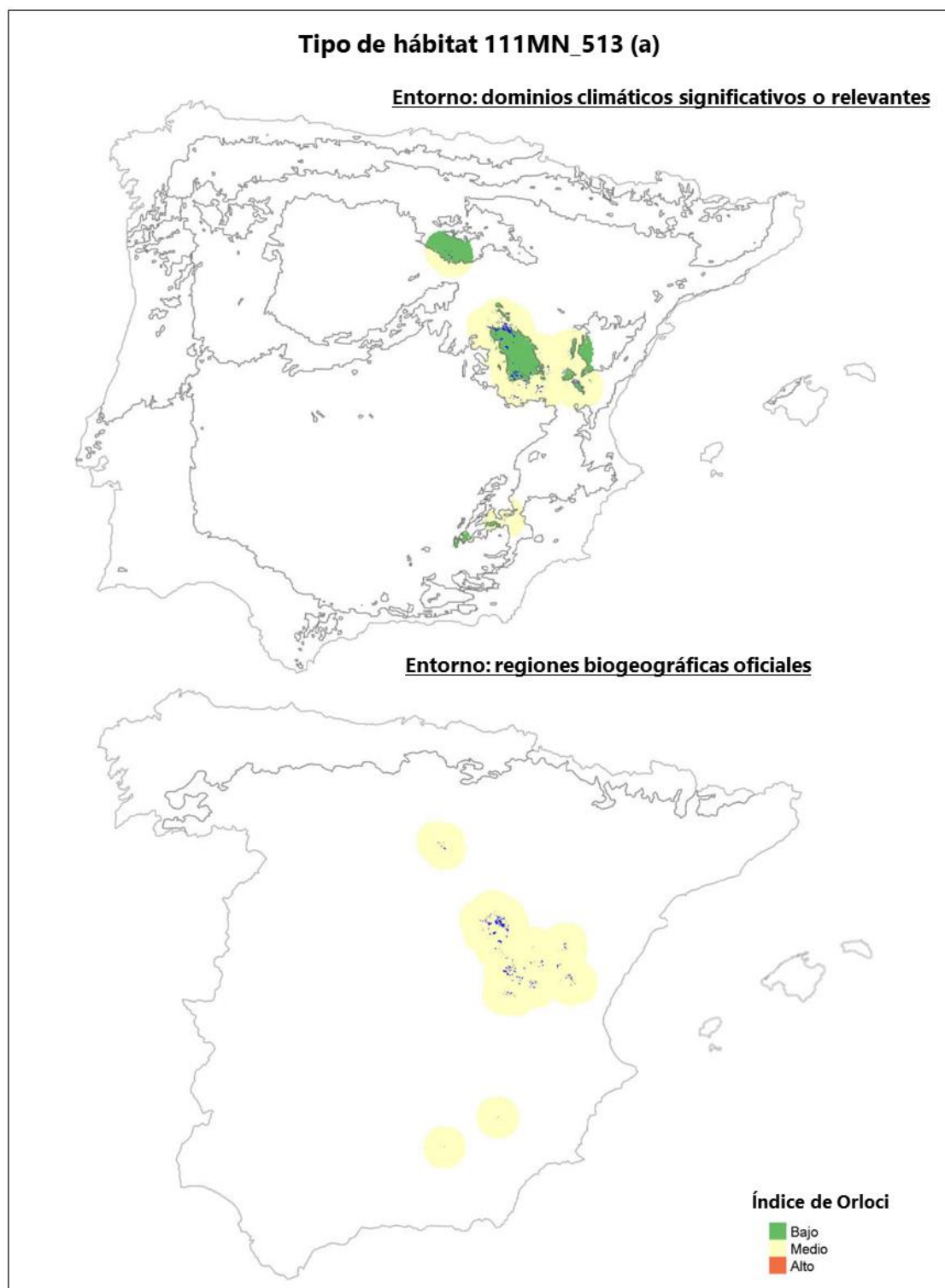


Figura I.46 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_513. Fuente: elaboración propia.

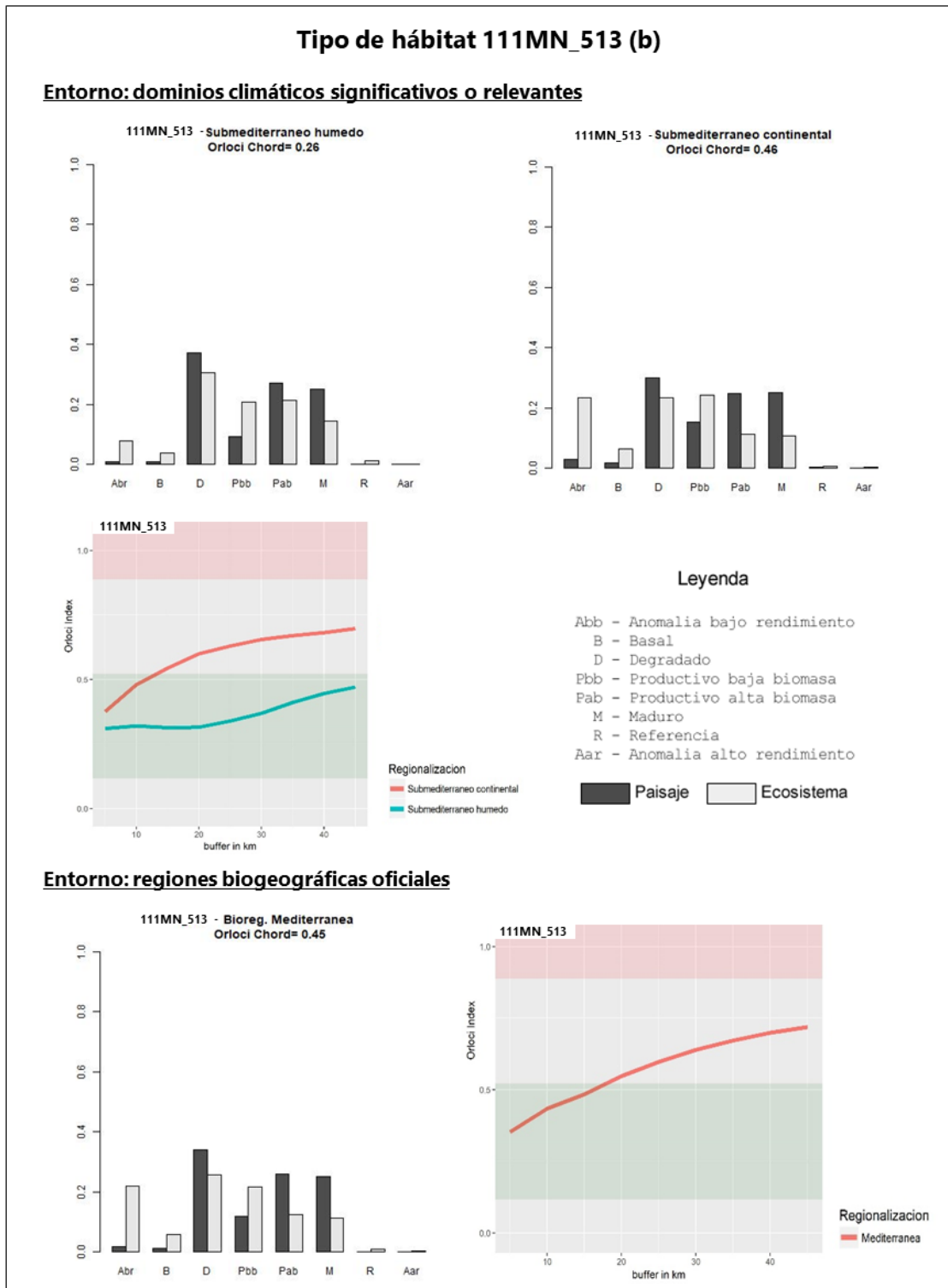


Figura I.47 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlochi dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_513. Fuente: elaboración propia.



111MN_514 Pinares de pino salgareño o laricio relictos, acidófilos, del sistema Central

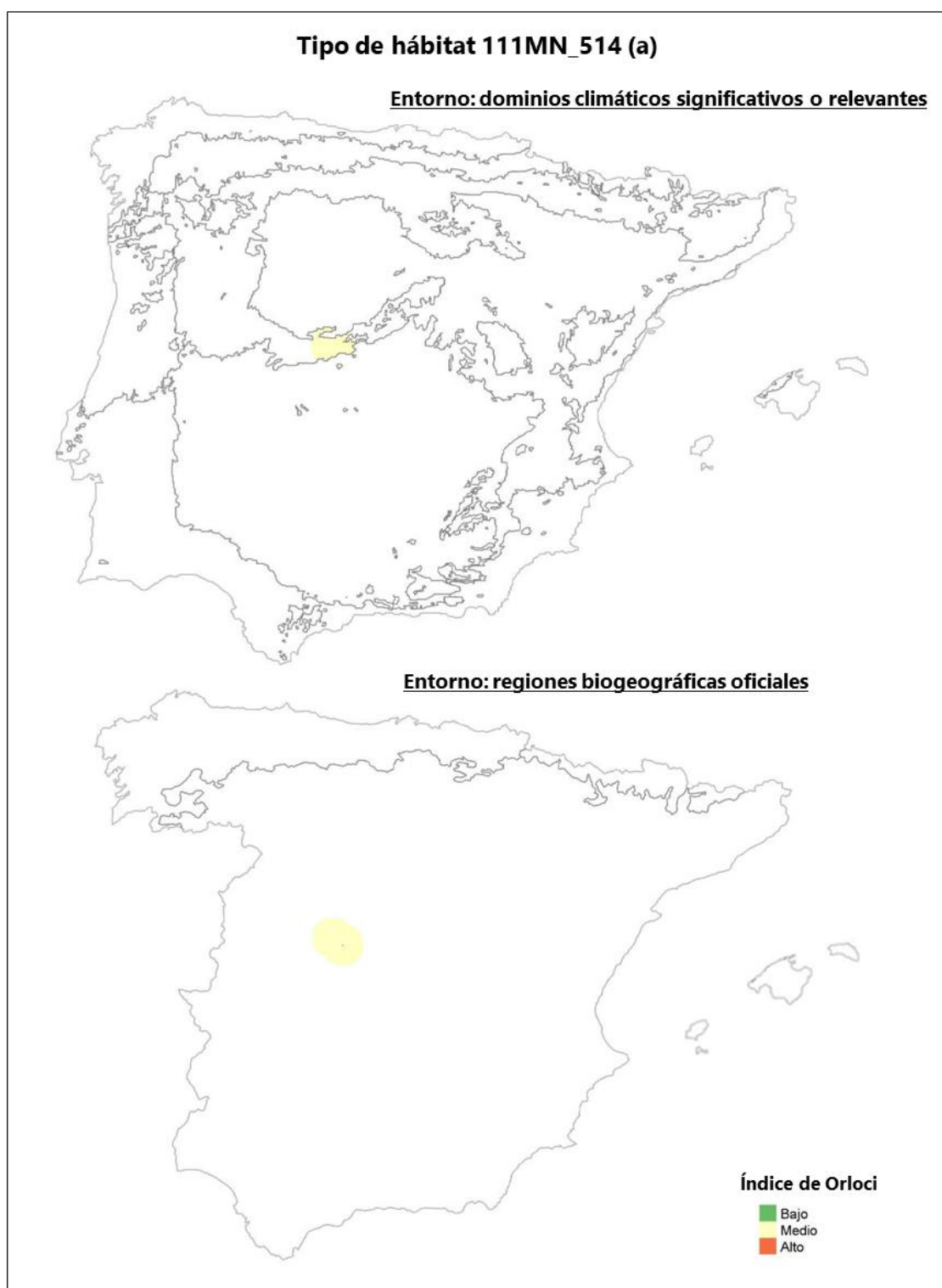


Figura I.48 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_514. Fuente: elaboración propia.

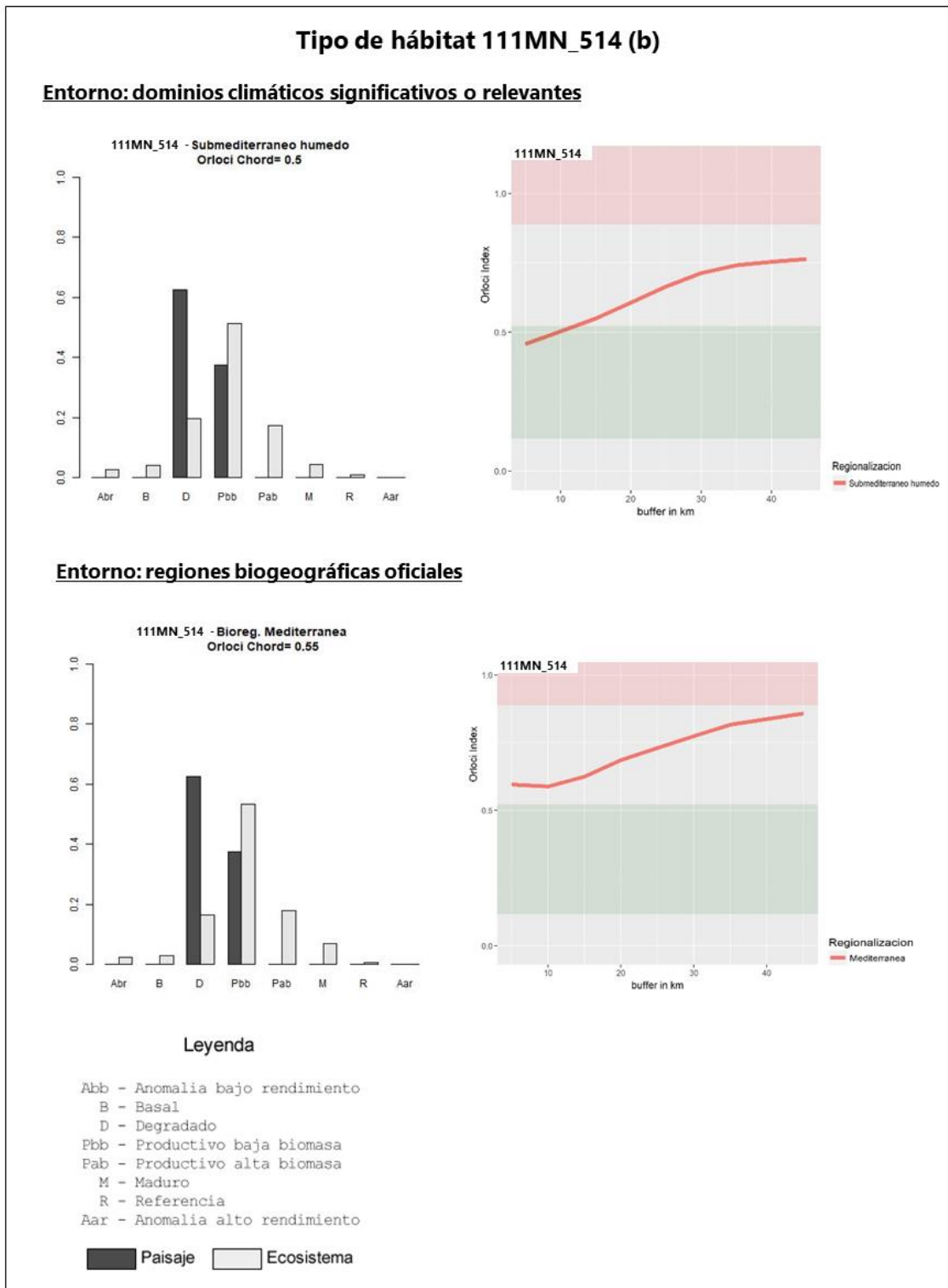


Figura I.49 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlóci dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_514. Fuente: elaboración propia.



111MN_631 Pinares de pino piñonero de dunas costeras onubenses

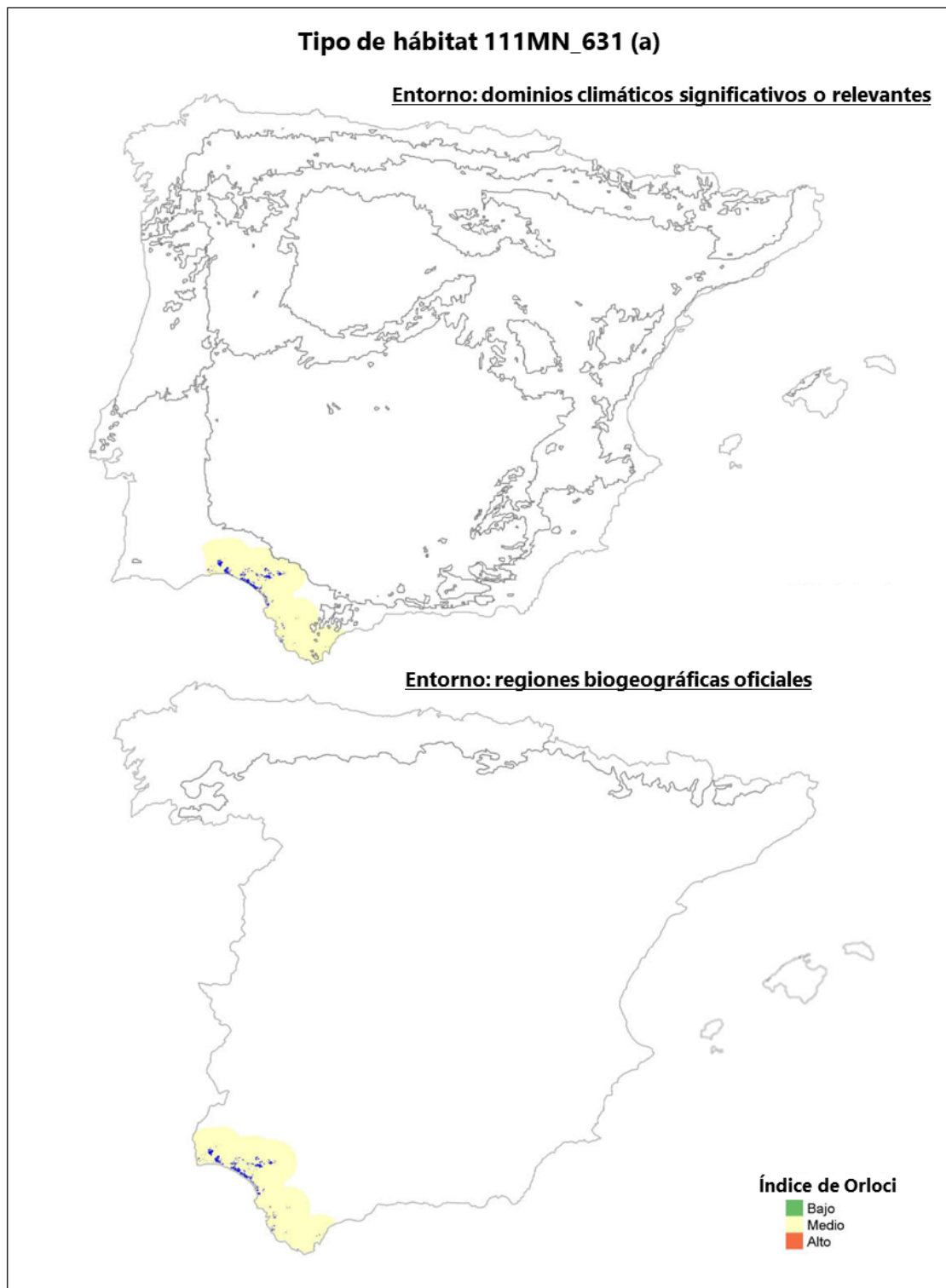


Figura I.50 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_631. Fuente: elaboración propia.

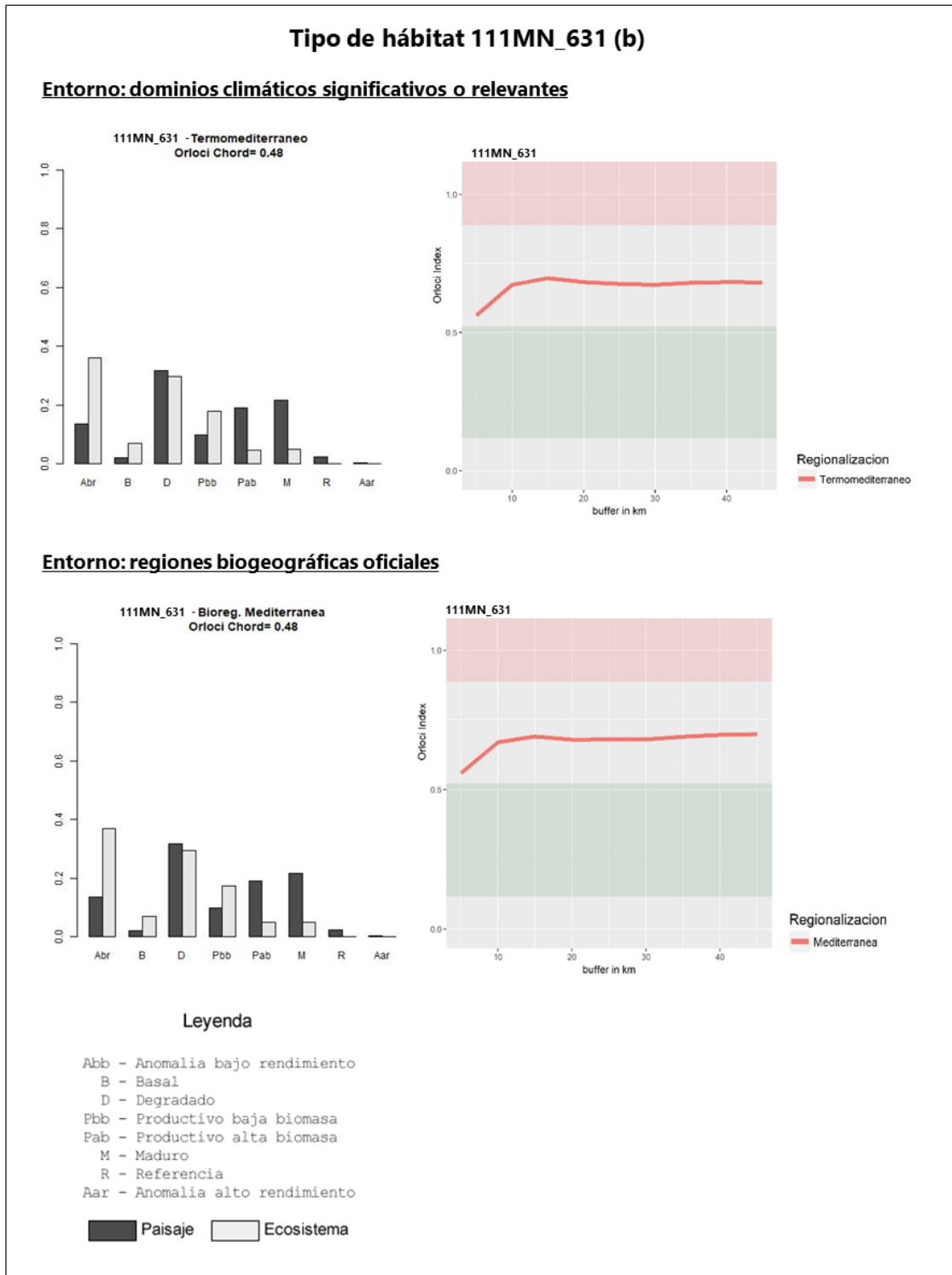


Figura I.51 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orloci dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_631. Fuente: elaboración propia.



111MN_632 Pinares de pino piñonero de arenas continentales interiores de ambas mesetas

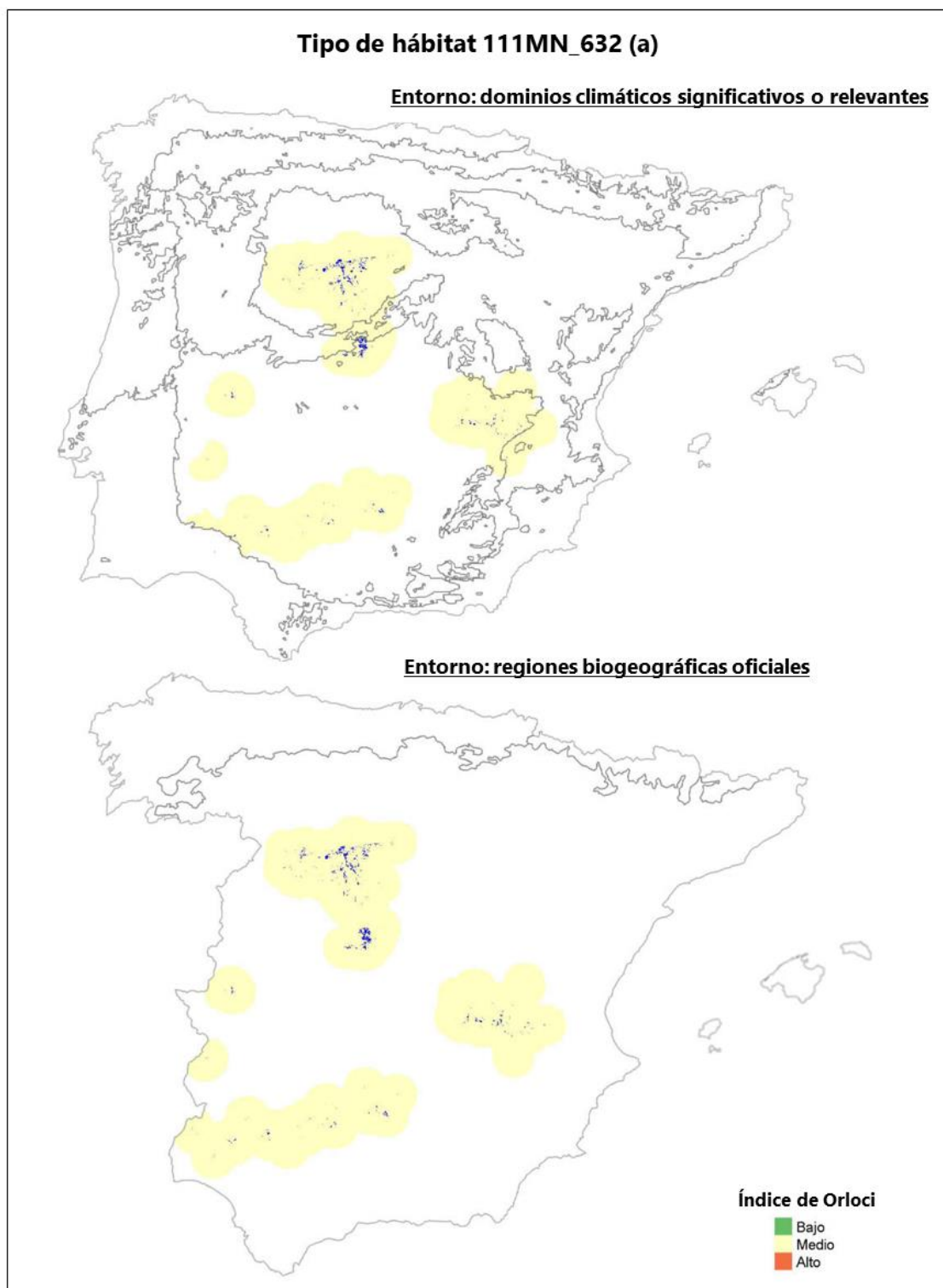


Figura I.52 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_632. Fuente: elaboración propia.

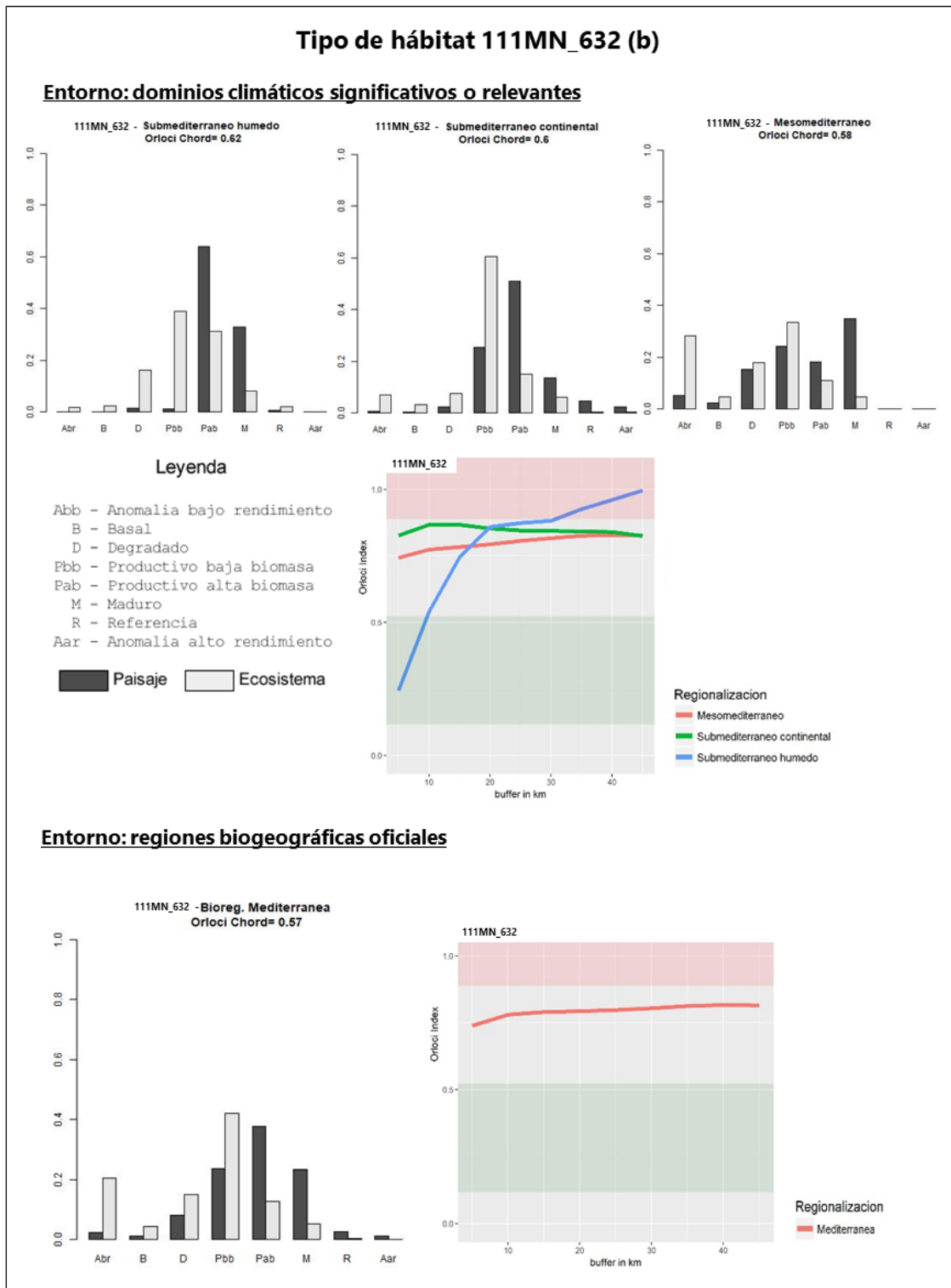


Figura I.53 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlói dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_632. Fuente: elaboración propia.



111MN_633 Pinares de pino piñonero de batolitos graníticos

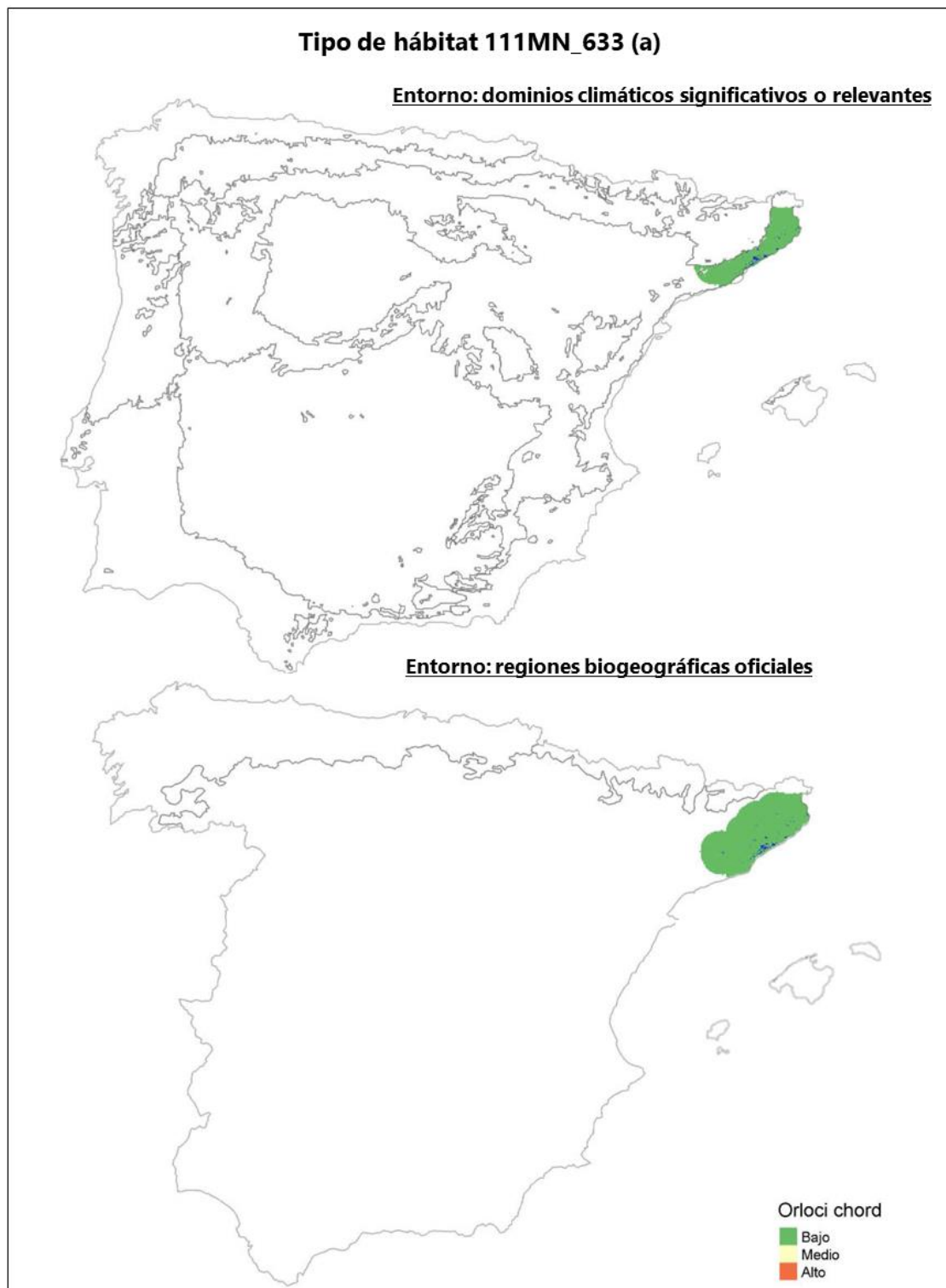


Figura I.54 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat 111MN_633. Fuente: elaboración propia.

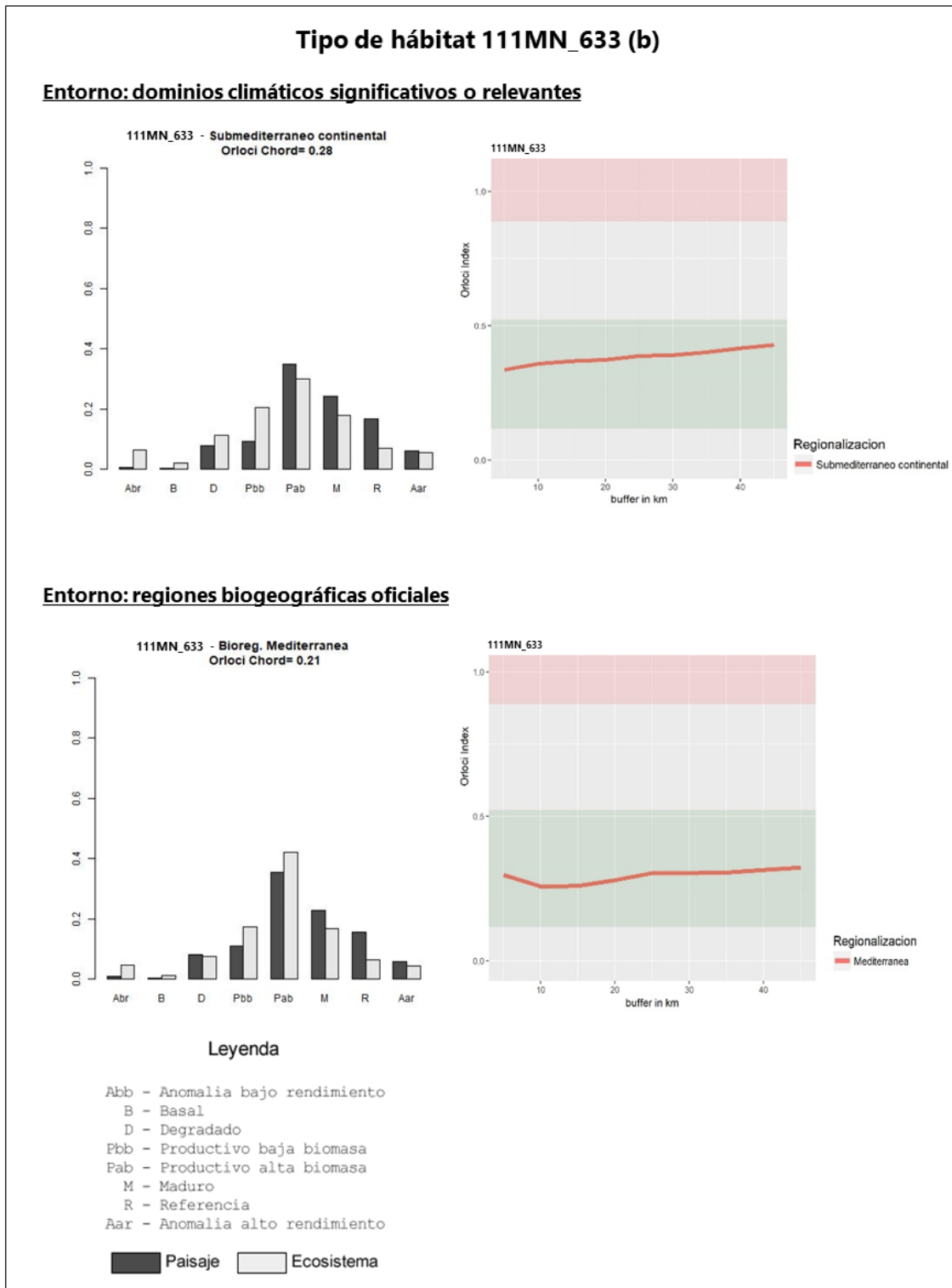


Figura I.55 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlici dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el tipo de hábitat 111MN_633. Fuente: elaboración propia.



THIC 9120 Hayedos oligótrofos

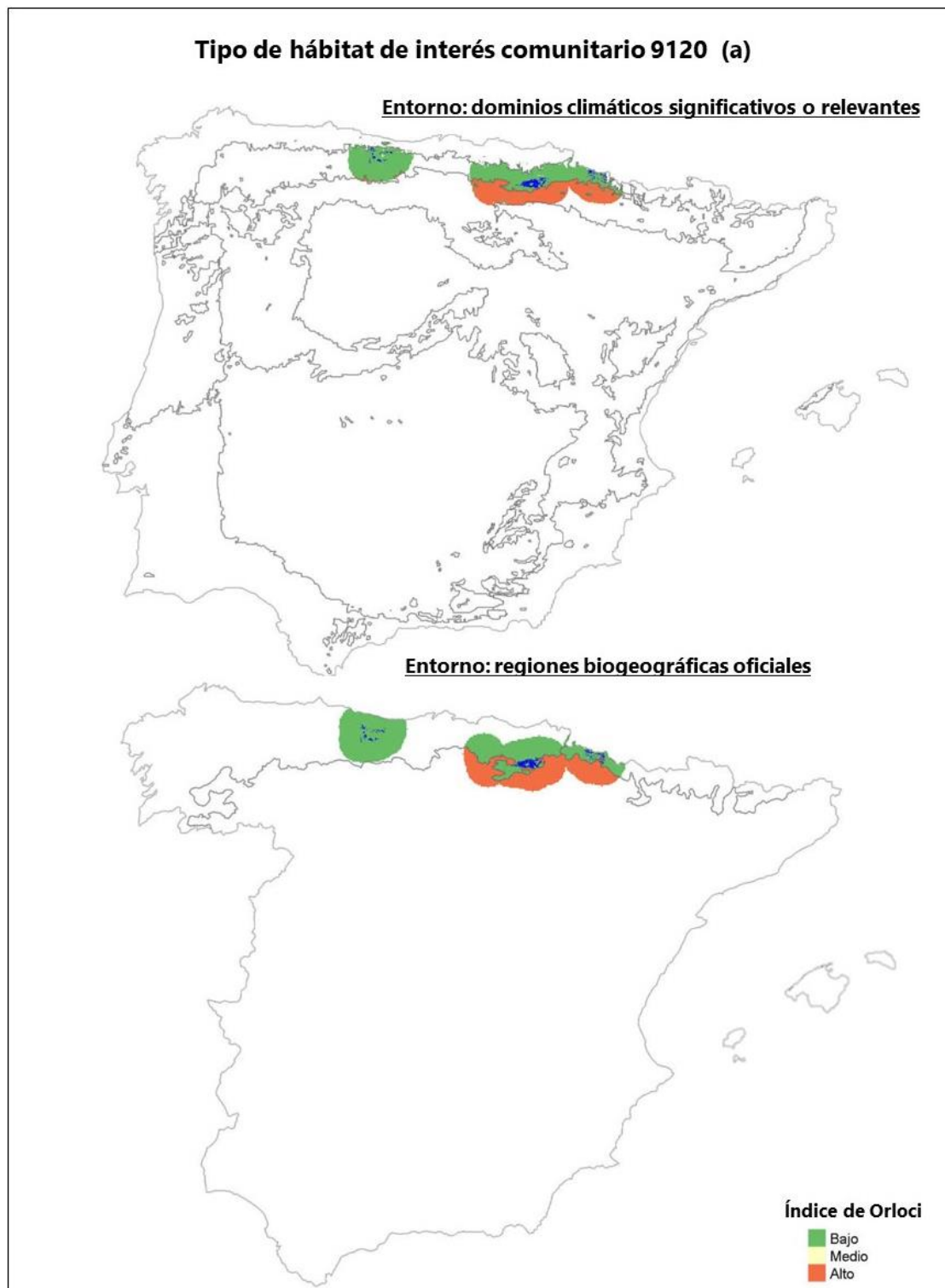


Figura I.56 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el THIC 9120. Fuente: elaboración propia.

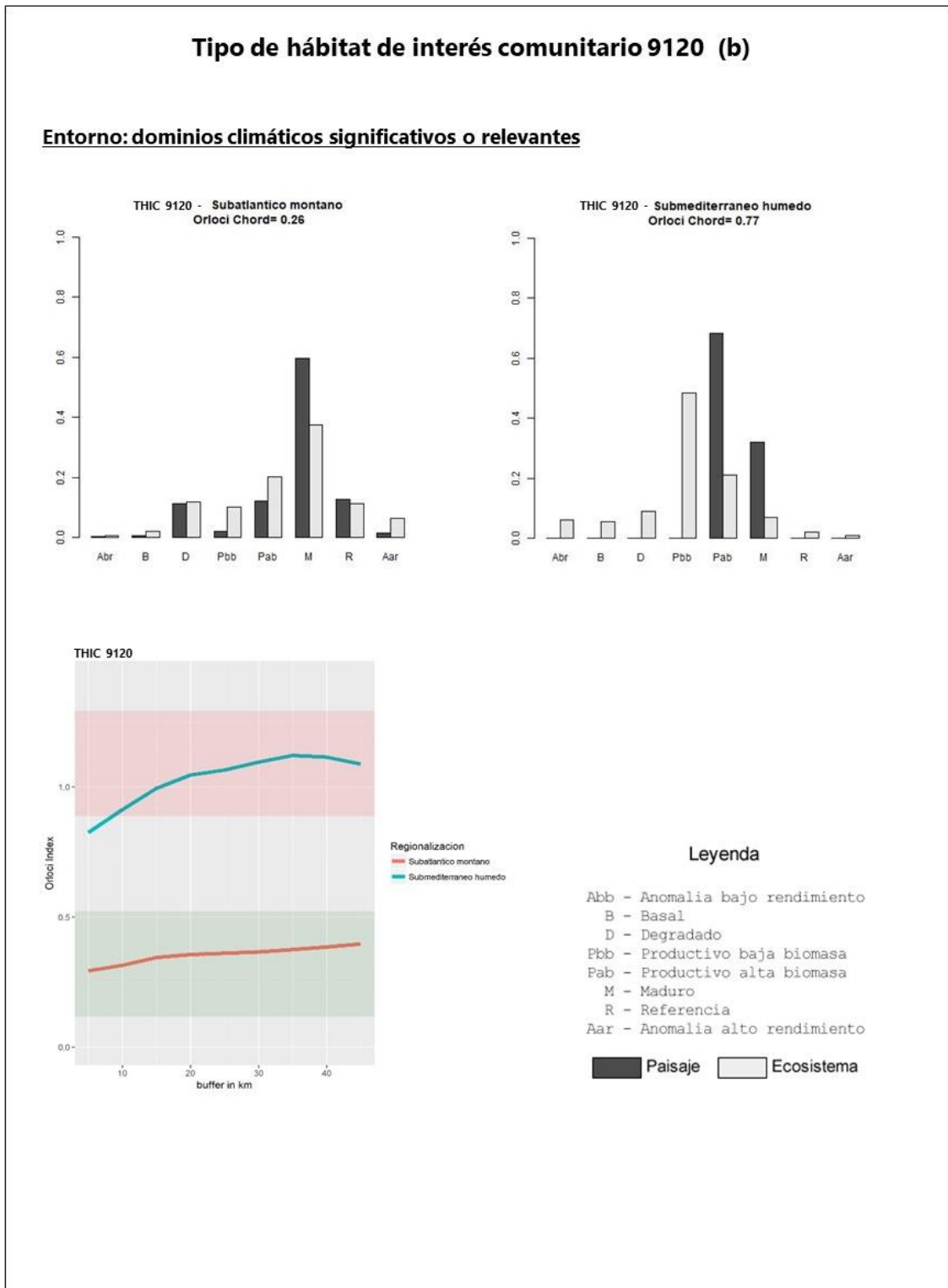


Figura I.57 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlócí dentro de los dominios climáticos para el tipo de hábitat para el THIC 9120. Fuente: elaboración propia.

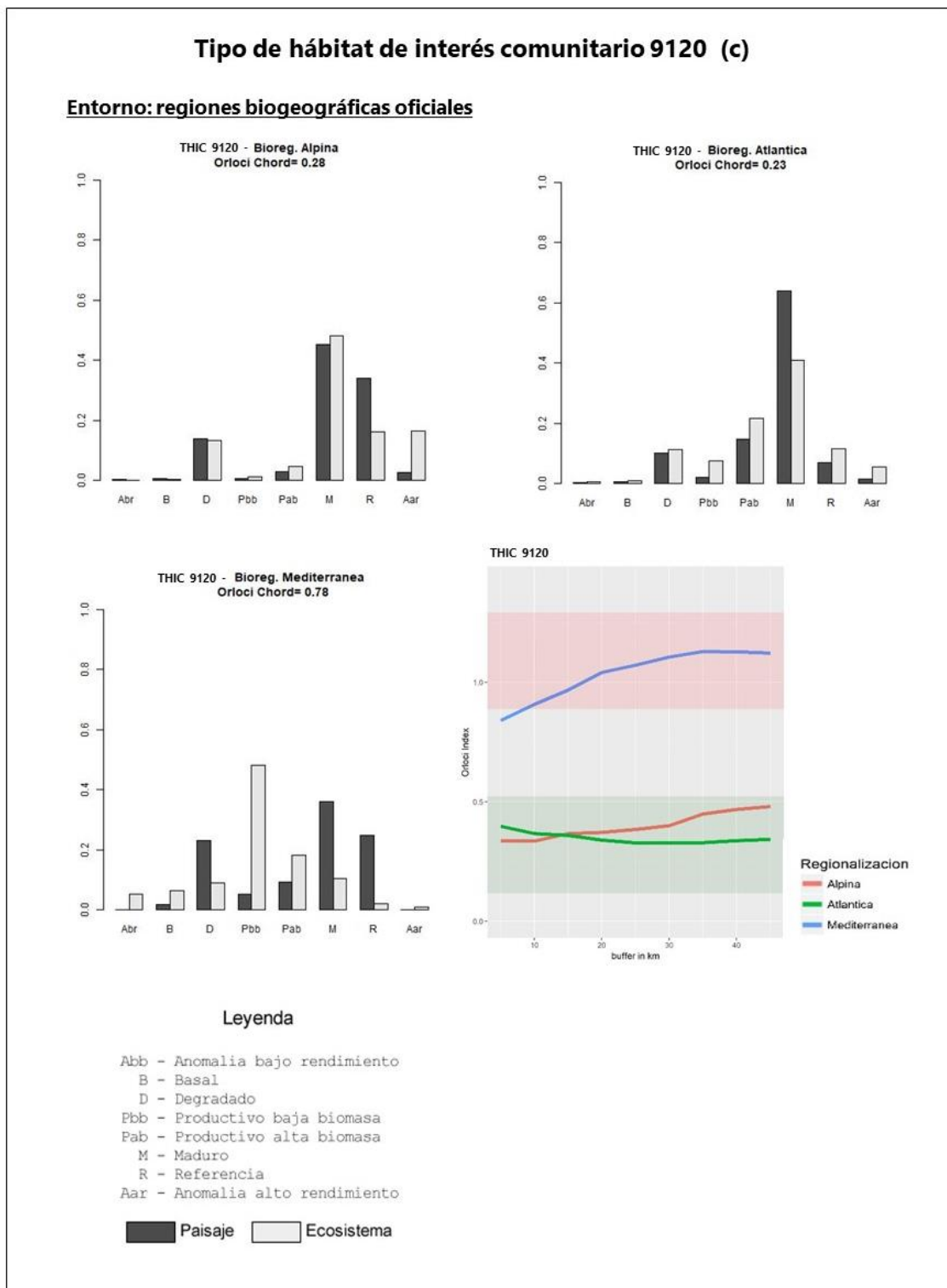


Figura I.58 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlóci dentro de las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el THIC 9120. Fuente: elaboración propia.



THIC 9130 Hayedos éutrofos

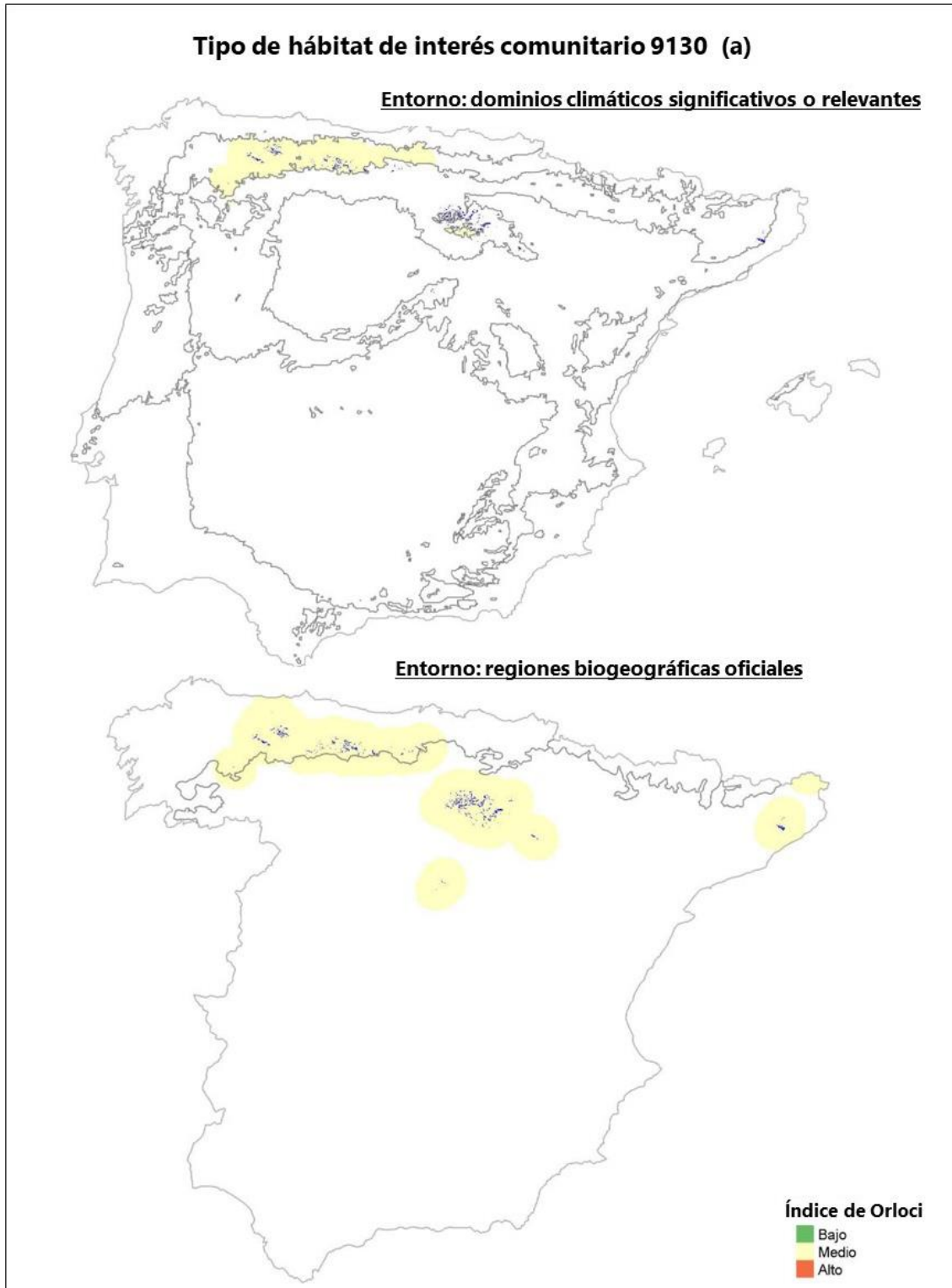


Figura I.59 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el THIC 9130. Fuente: elaboración propia.

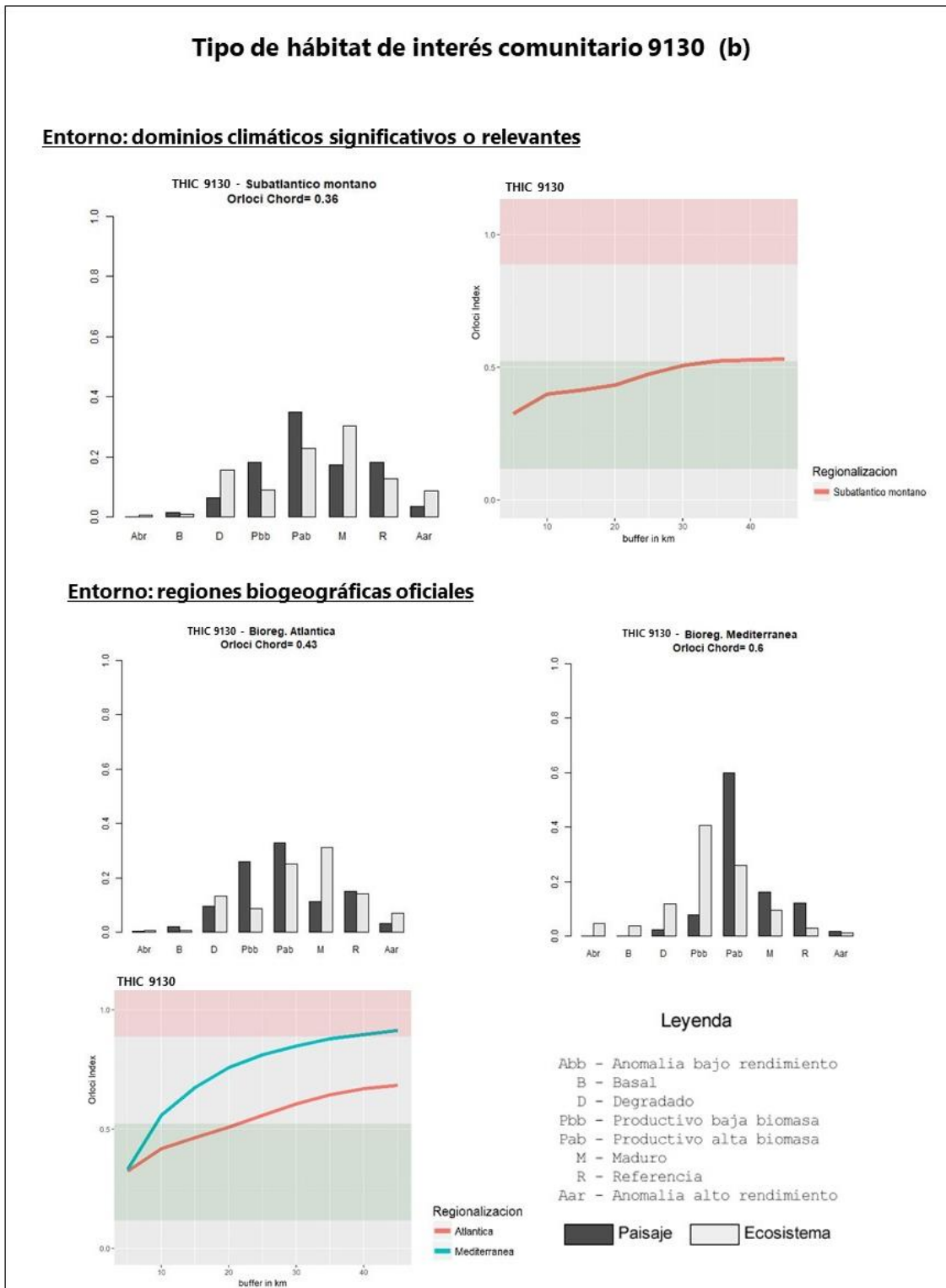


Figura I.60 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlocci dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el THIC 9130. Fuente: elaboración propia.



THIC 9150 Hayedos submediterráneos calcícolas

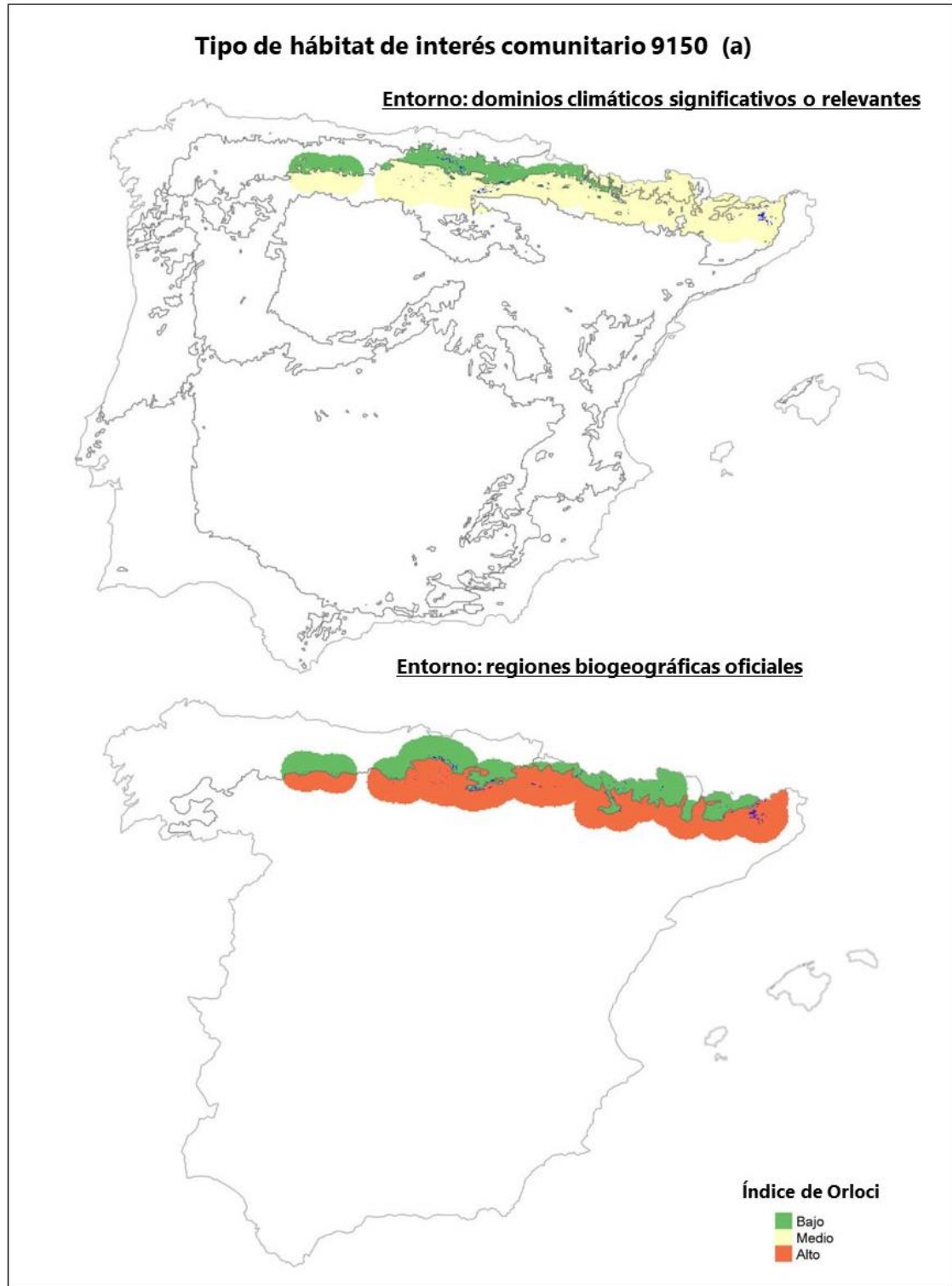


Figura I.61 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el THIC 9150. Fuente: elaboración propia.

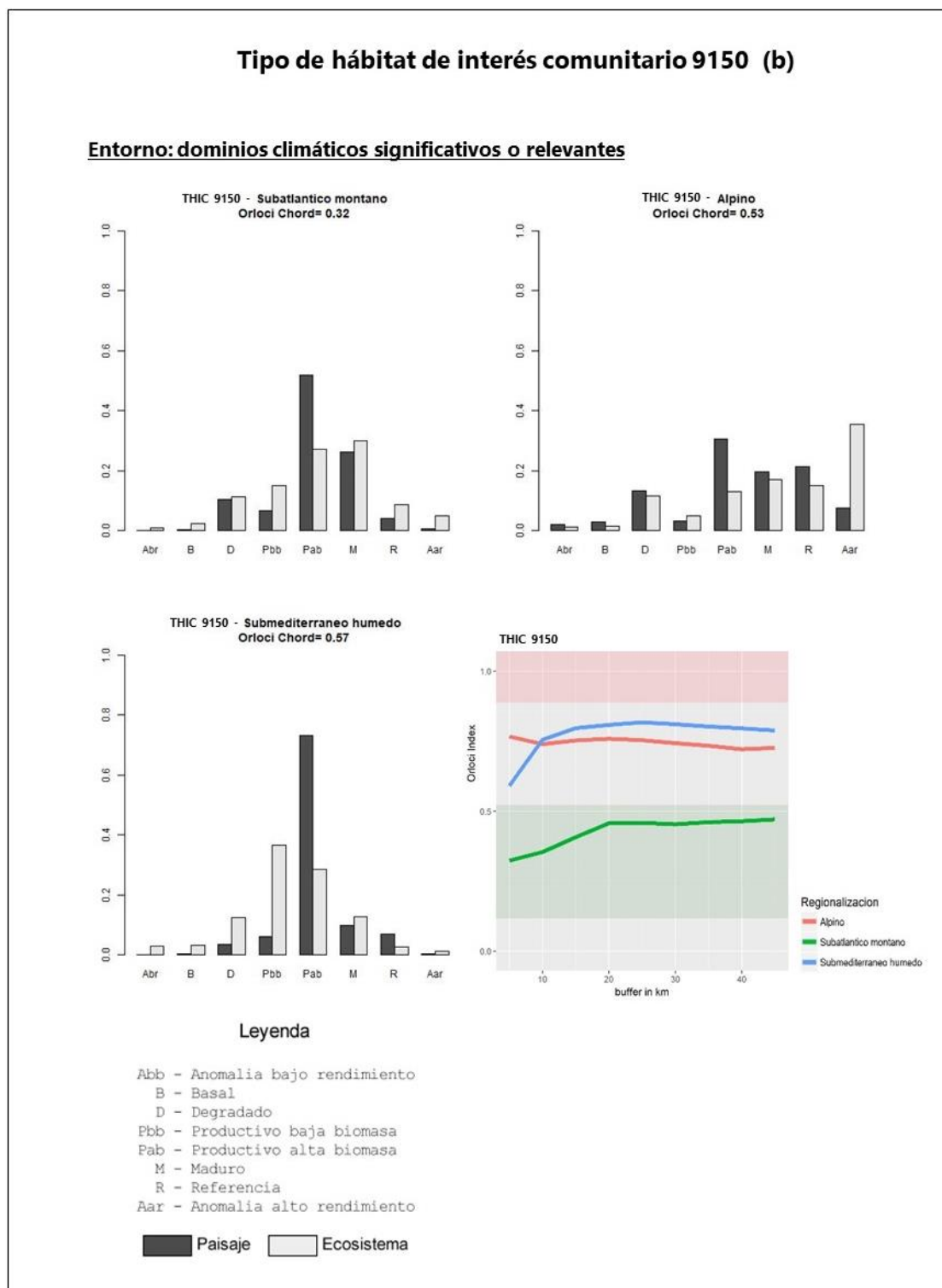


Figura I.62 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orloci dentro de los dominios climáticos para el tipo de hábitat para el THIC 9150. Fuente: elaboración propia.

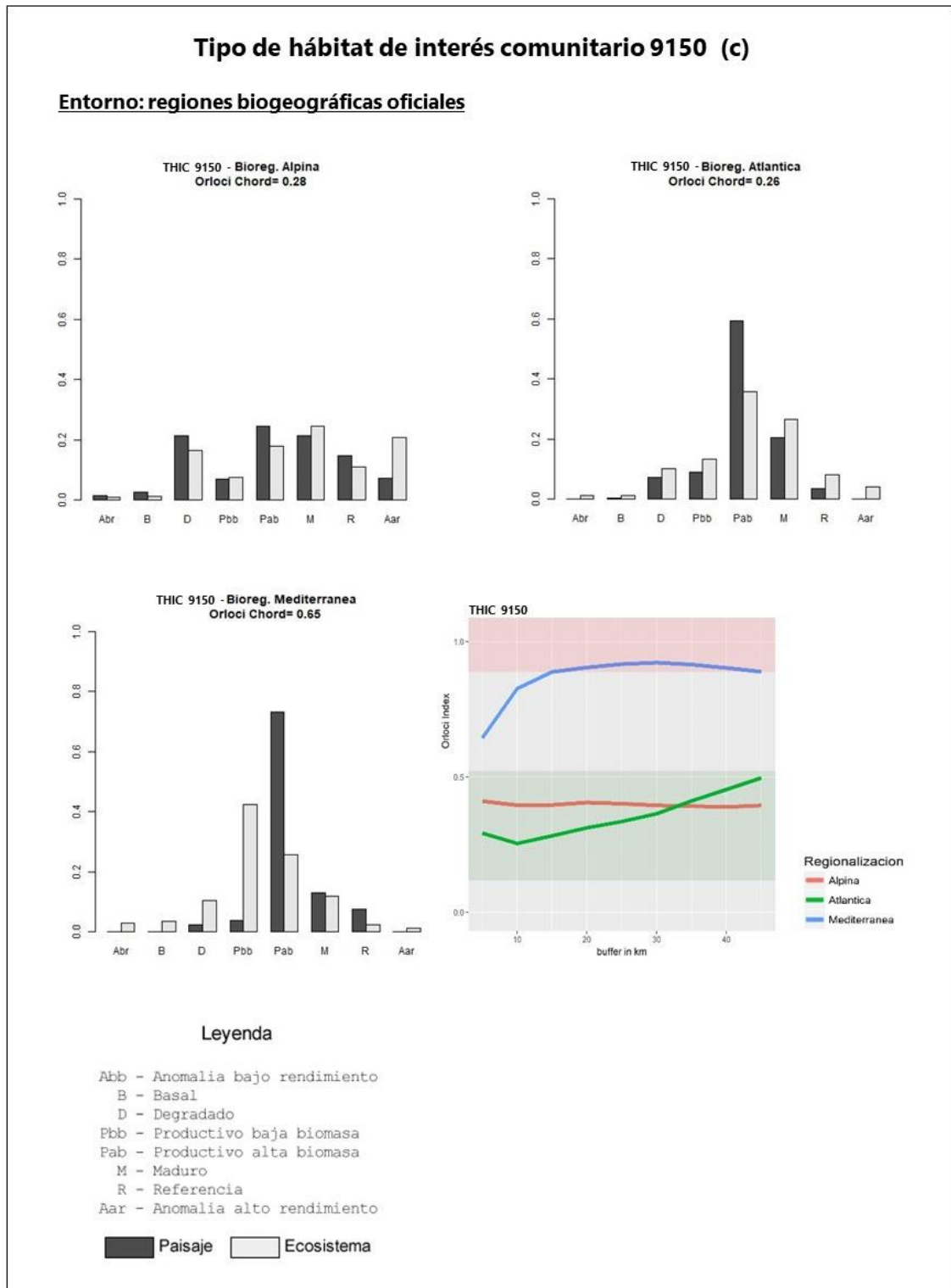


Figura I.63 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlici dentro de las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el THIC 9150. Fuente: elaboración propia.



THIC 9230 Melojares o rebollares y bosques mixtos subatlánticos

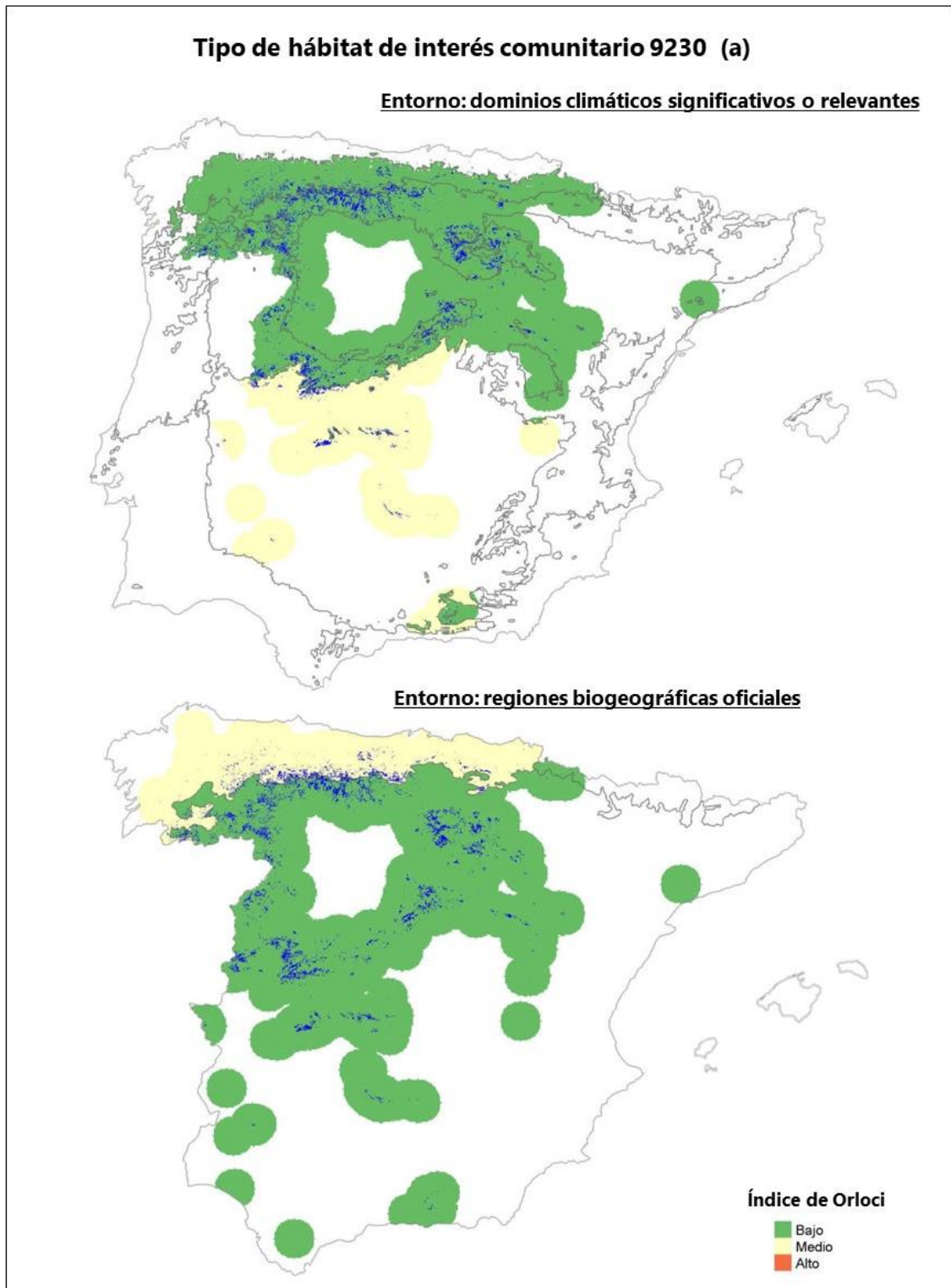


Figura I.64 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el THIC 9230. Fuente: elaboración propia.

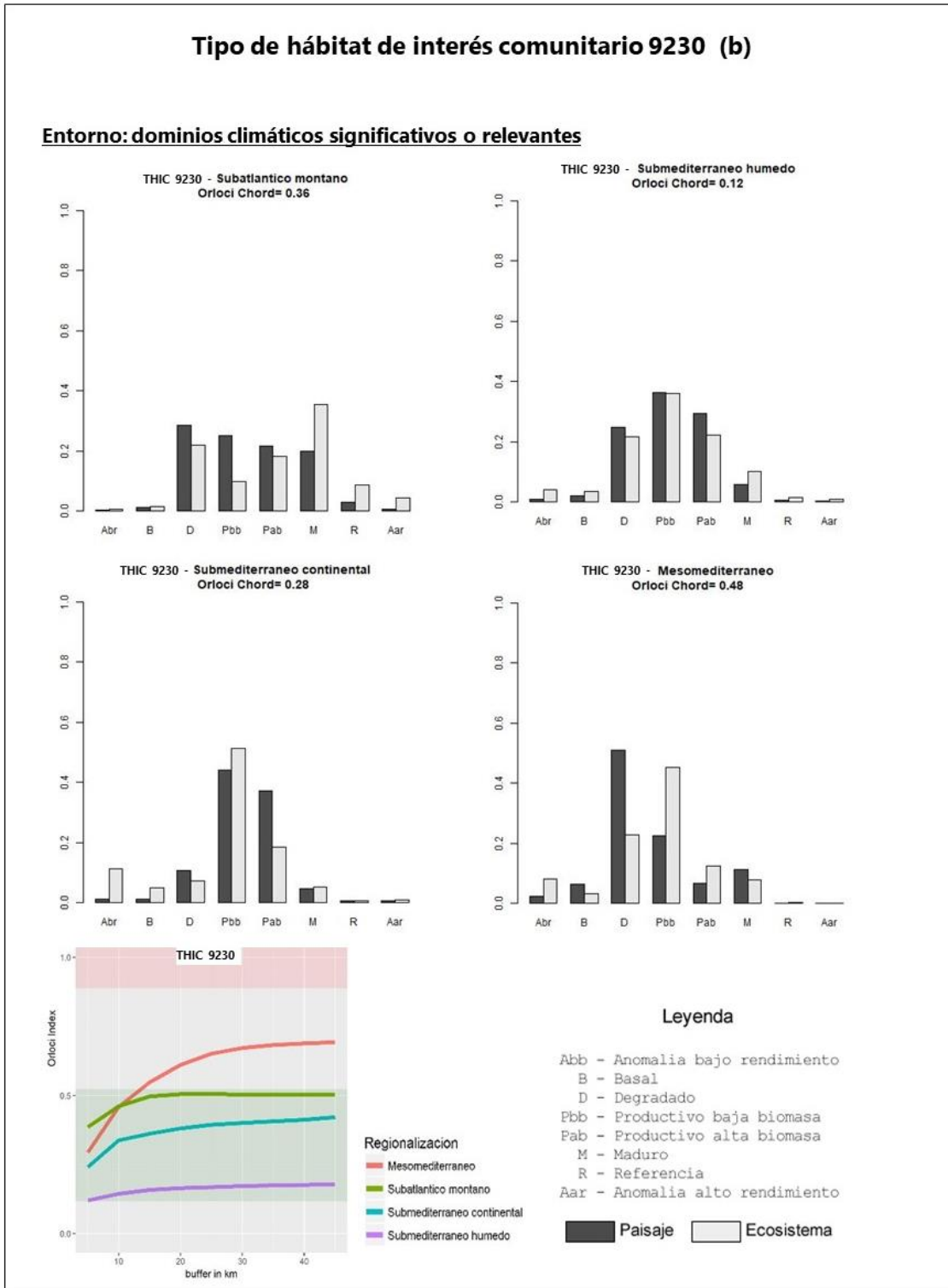


Figura 1.65 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlovi dentro de los dominios climáticos para el tipo de hábitat para el THIC 9230. Fuente: elaboración propia.



THIC 9330 Alcornocales

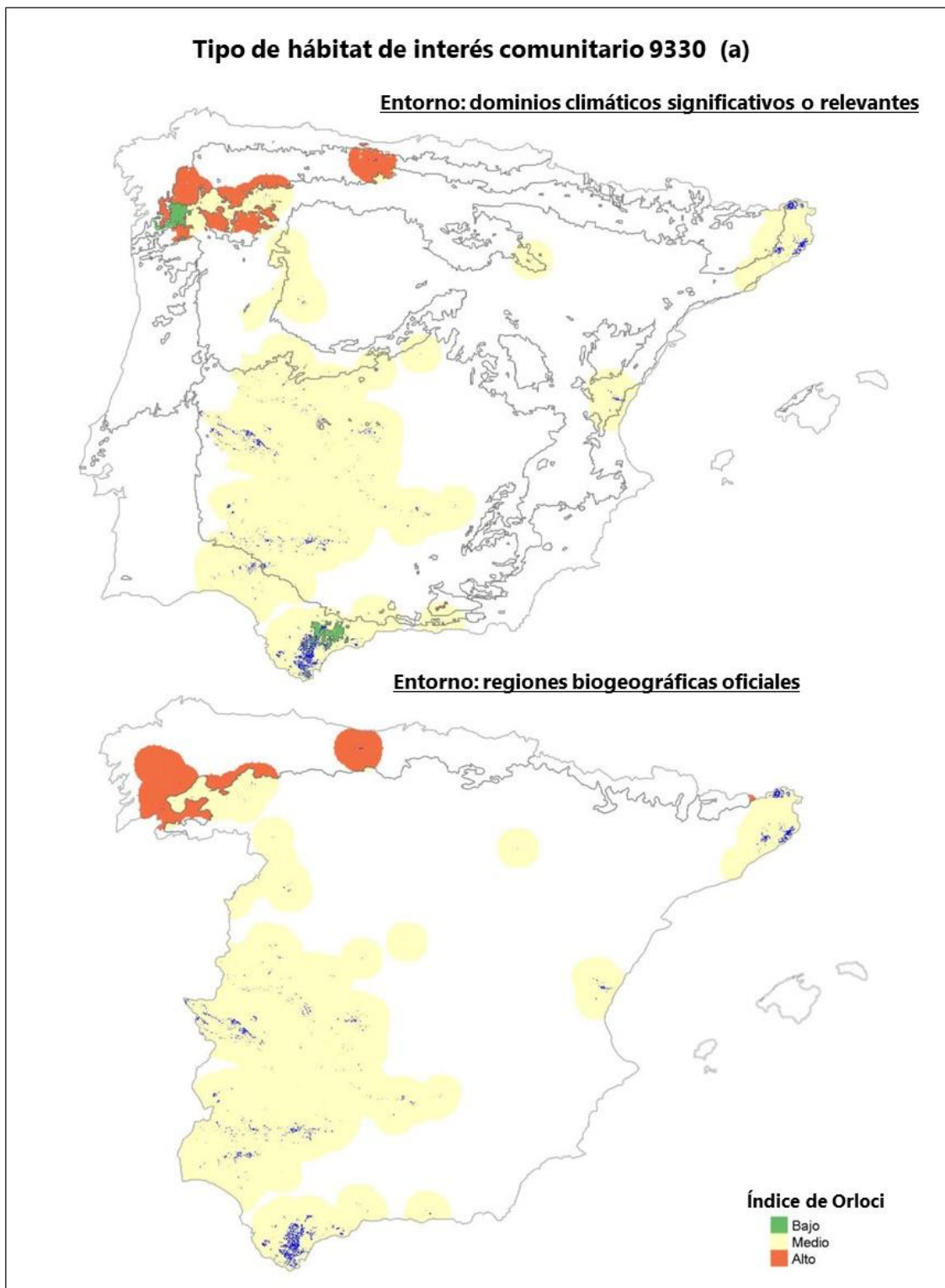


Figura I.66 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el THIC 9330. Fuente: elaboración propia.

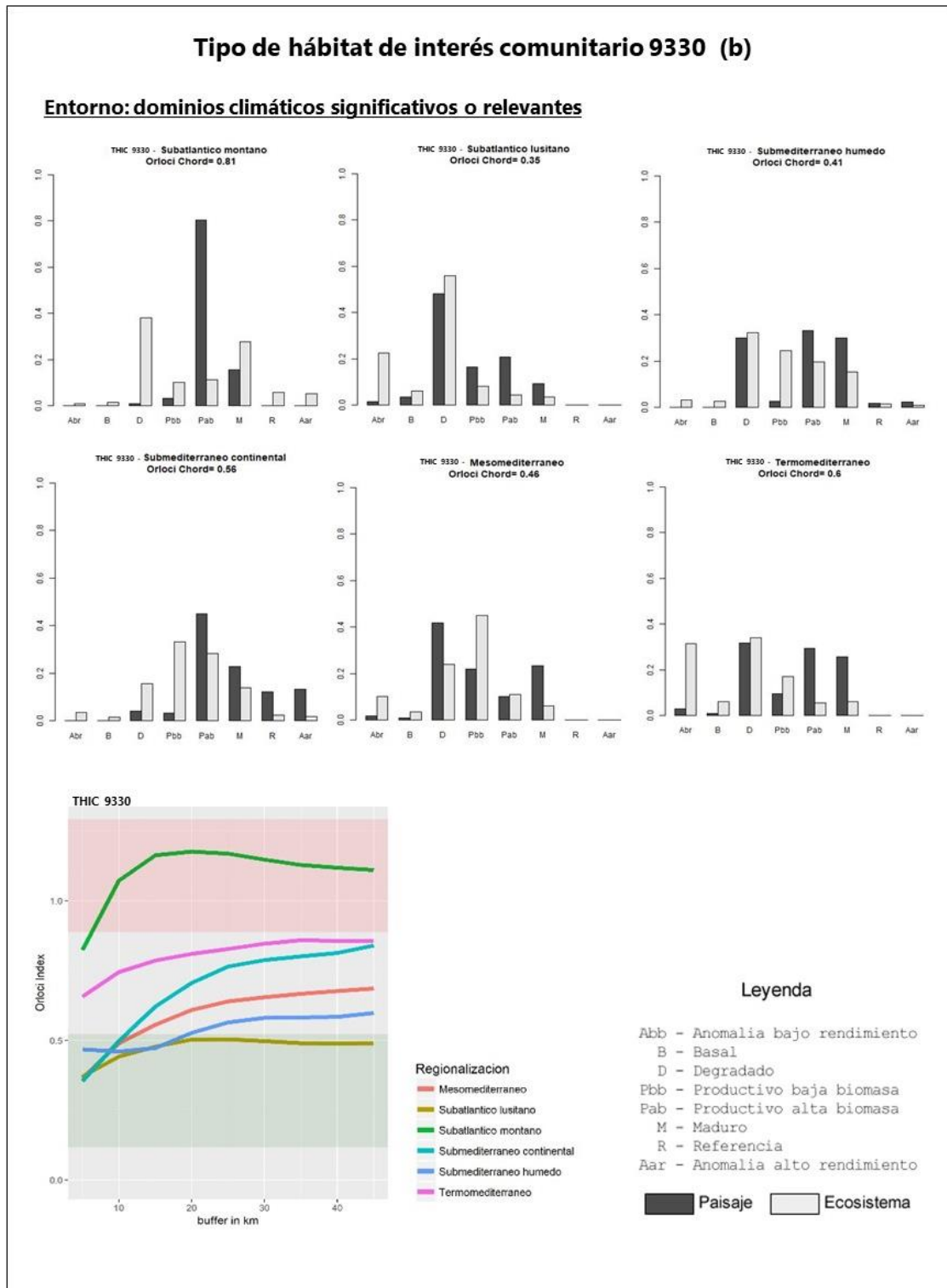


Figura 1.67 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlocci dentro de los dominios climáticos para el tipo de hábitat para el THIC 9330. Fuente: elaboración propia.



THIC 9430 Pinares de pino negro (*sobre sustratos yesosos o calcáreos)

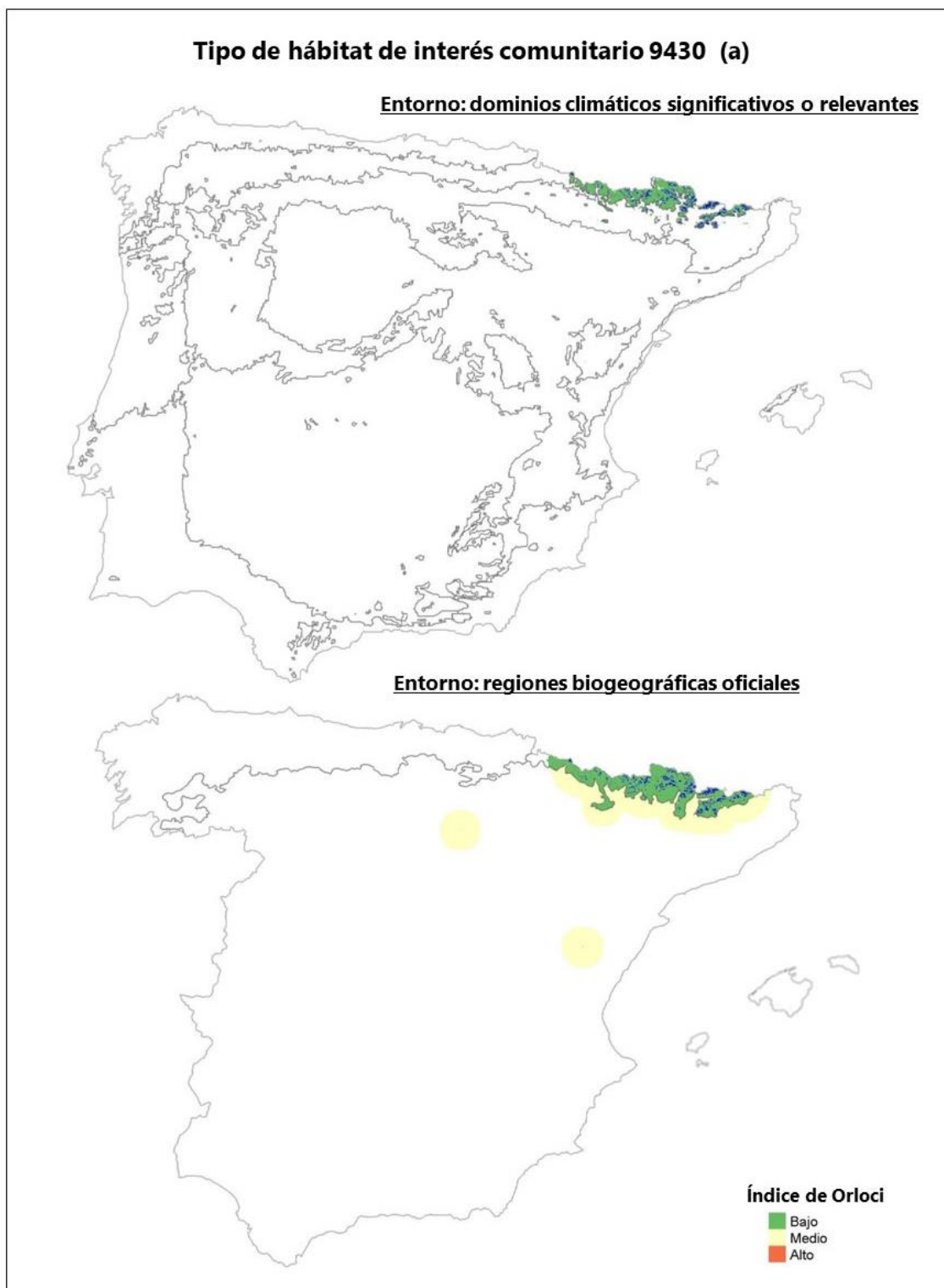


Figura I.68 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el THIC 9430. Fuente: elaboración propia.

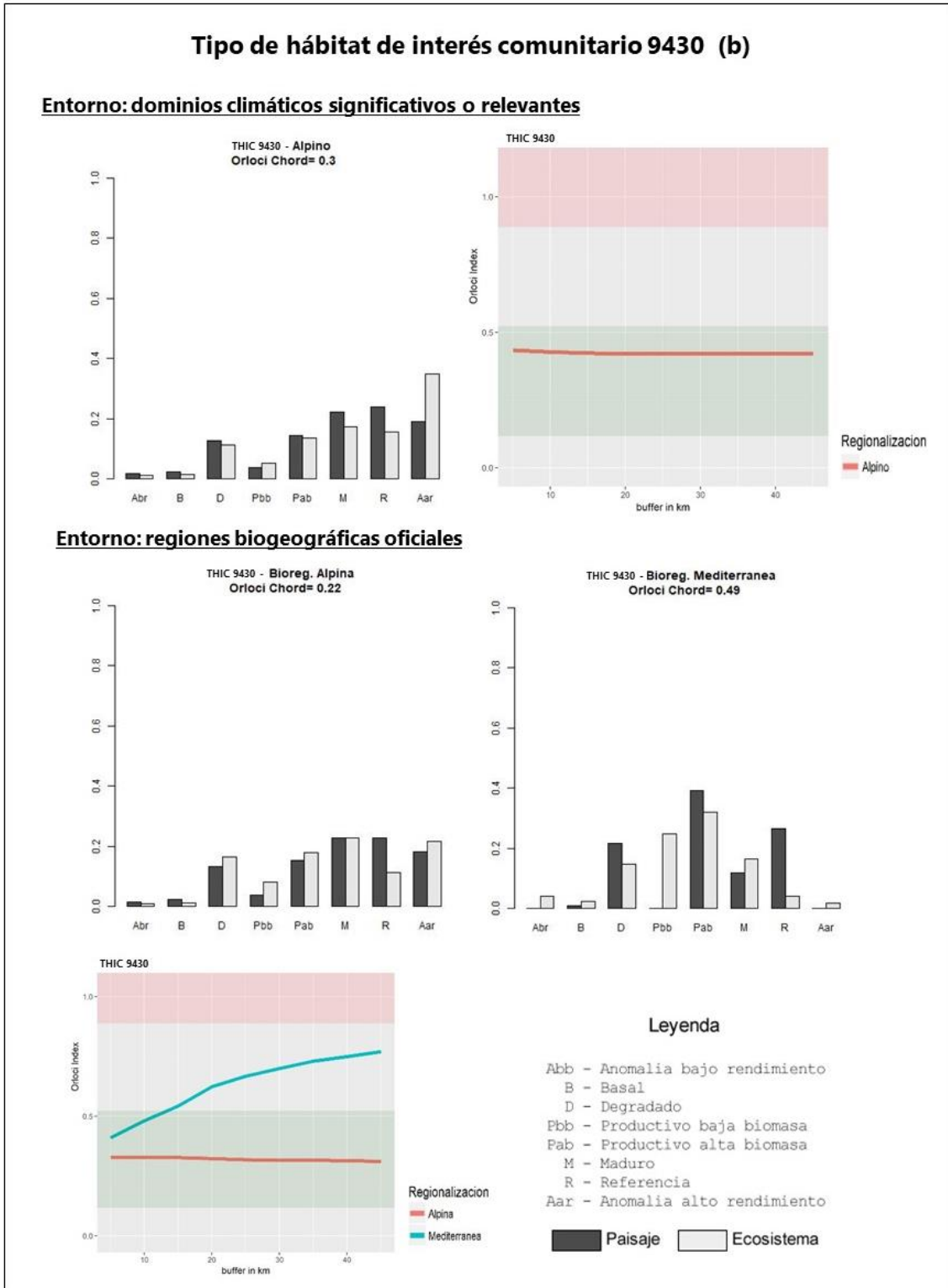


Figura I.69 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlocci dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el THIC 9430. Fuente: elaboración propia.



THIC 9530* Pinares de pino salgareño o laricio

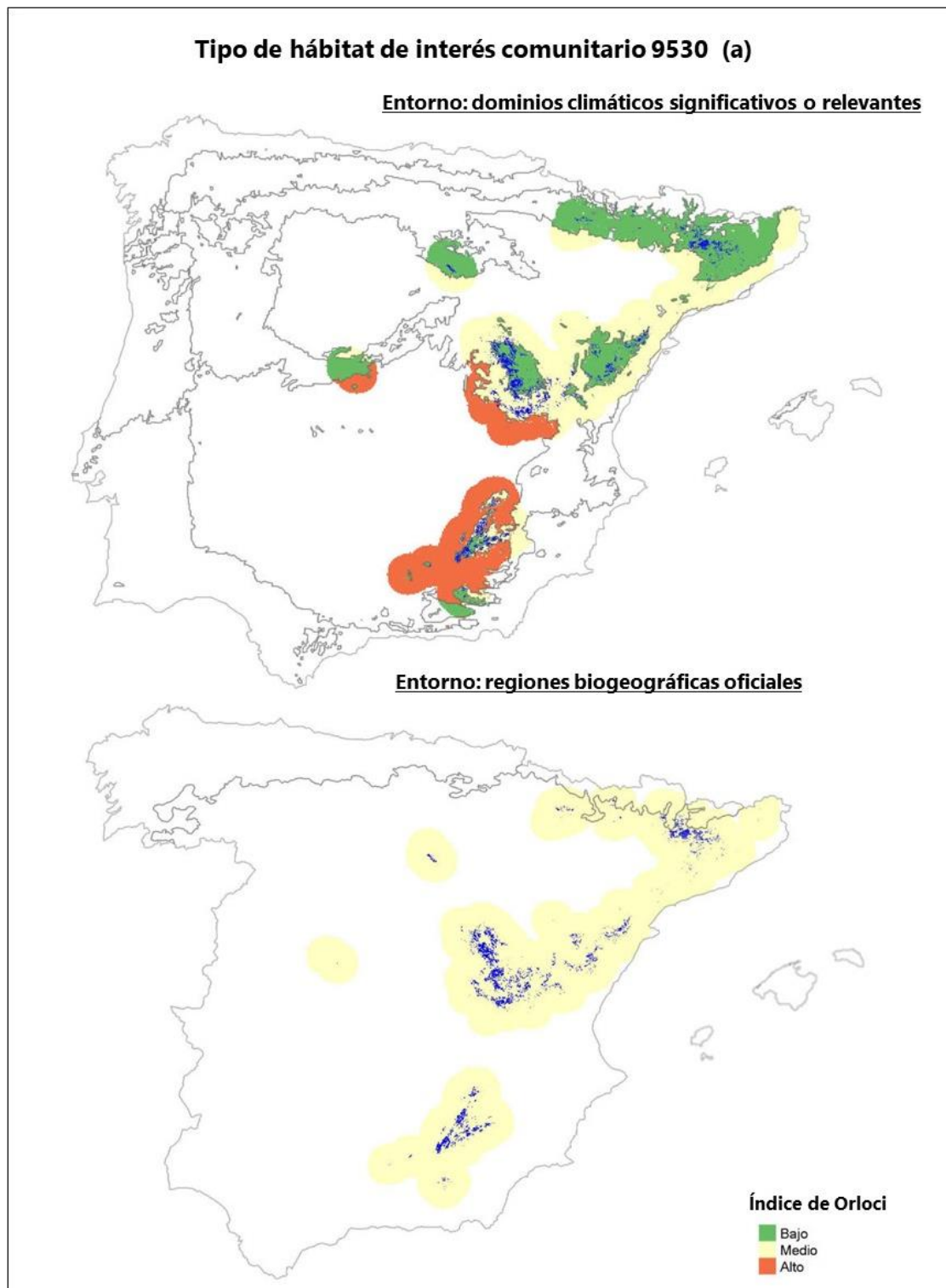


Figura I.70 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el THIC 9530*. Fuente: elaboración propia.

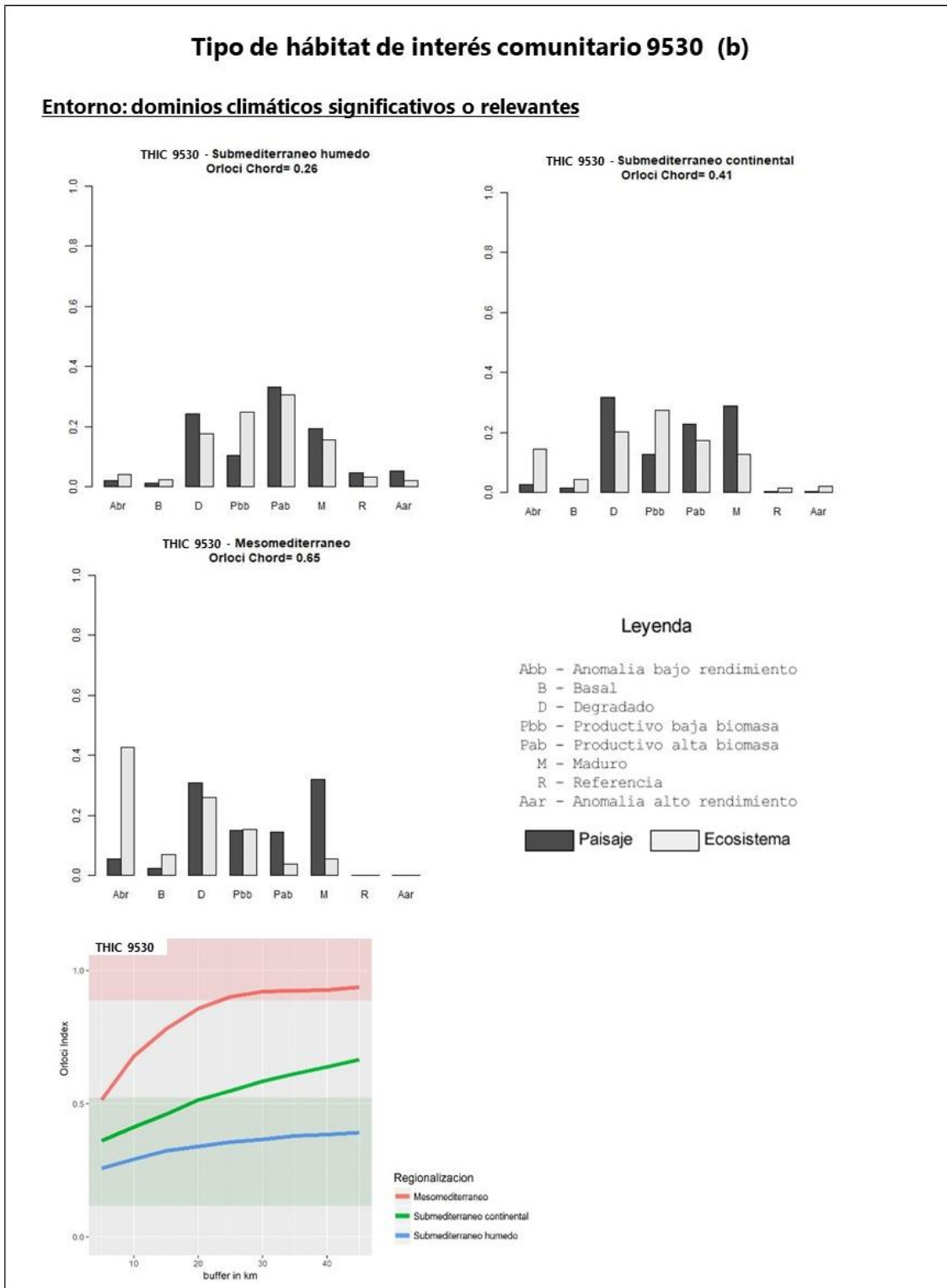


Figura I.71 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlói dentro de los dominios climáticos para el tipo de hábitat para el THIC 9530*. Fuente: elaboración propia.

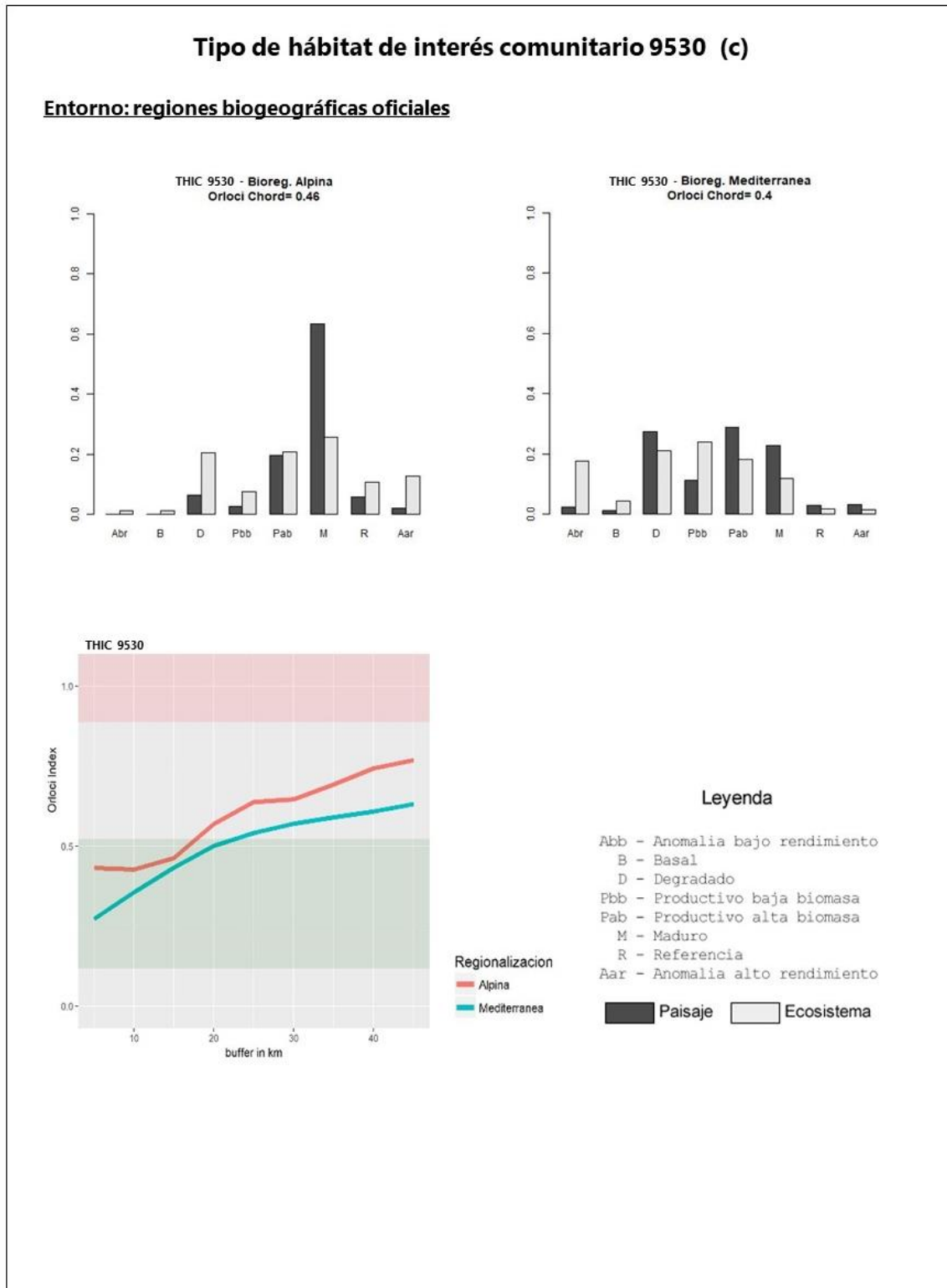


Figura I.72 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orloci dentro de las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el THIC 9530*. Fuente: elaboración propia.



THIC 9540 Pinares de pino negral, carrasco y piñonero

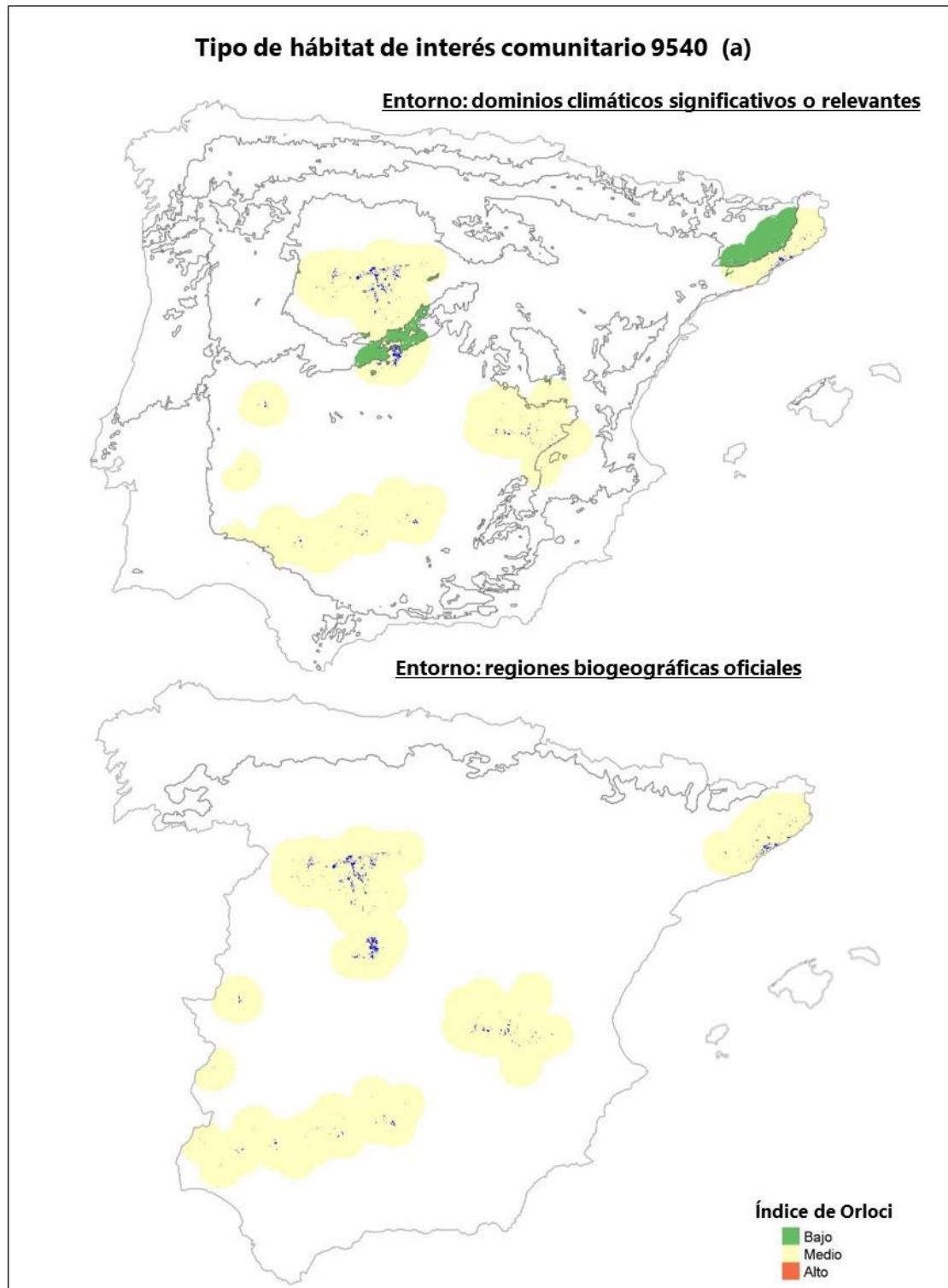


Figura I.73 Mapa de distribución geográfica y su entorno dentro de los dominios climáticos y sobre las regiones biogeográficas para el THIC 9540. Fuente: elaboración propia.

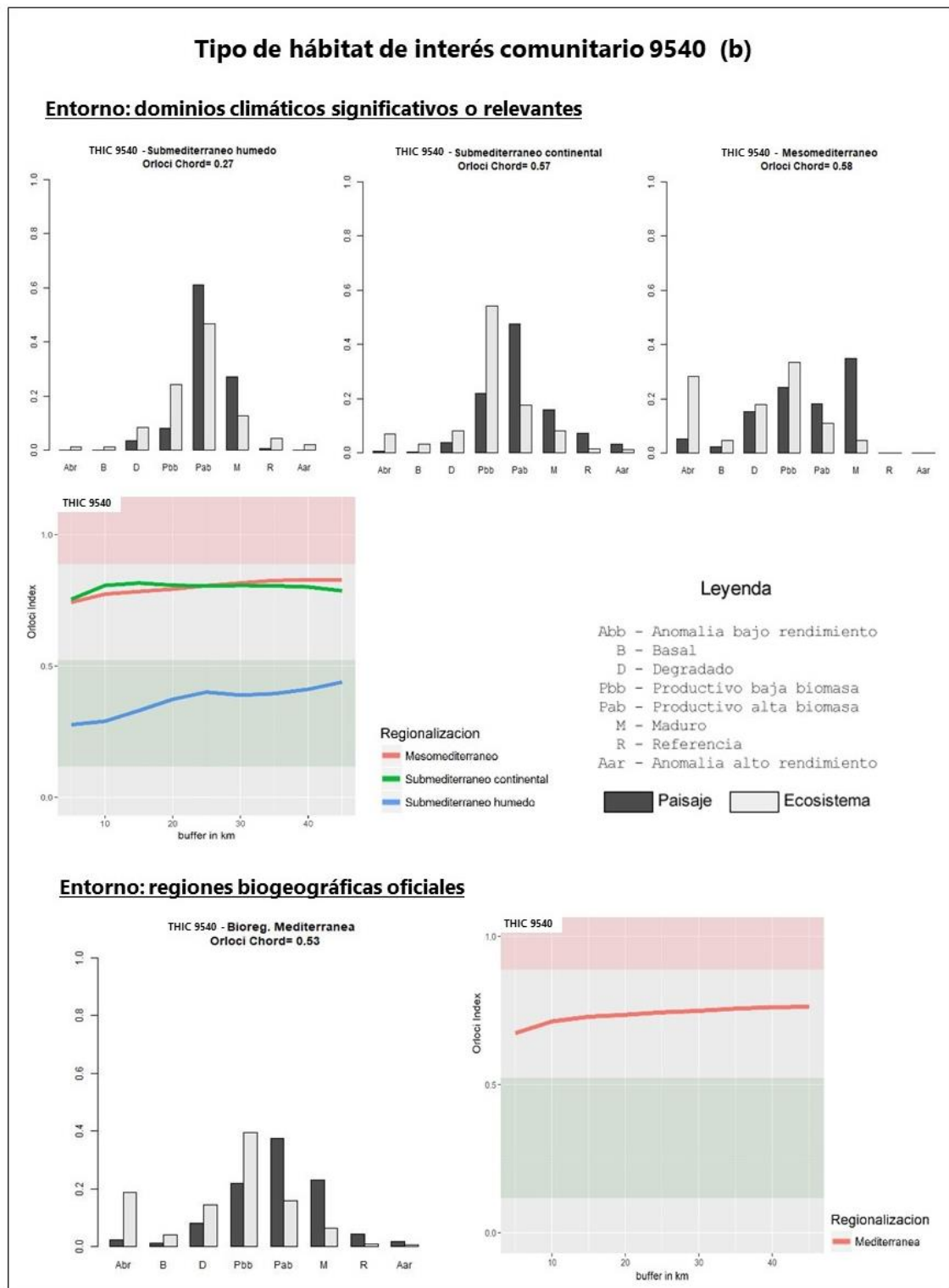


Figura I.74 Histogramas de la distribución de los estados de madurez ecológica y diagrama de la variación del índice de Orlócí dentro de los dominios climáticos y las regiones biogeográficas para el tipo de hábitat para el THIC 9540. Fuente: elaboración propia.