



TESIS DE DOCTORADO

**CAMBIOS RECIENTES EN LOS USOS
DE SUELO EN LA PENÍNSULA
IBÉRICA (ESPAÑA-PORTUGAL)**

David Fernández Nogueira

CAMPUS TERRA DE LA USC

PROGRAMA DE DOCTORADO EN GESTIÓN SOSTENIBLE DE LA
TIERRA Y DEL TERRITORIO

LUGO

2020



DECLARACIÓN DO AUTOR DA TESE

[Cambios recientes en los usos de suelo en
la Península Ibérica (España-Portugal)]

D. **David Fernández Nogueira**

Presento a miña tese, seguindo o procedemento axeitado ao Regulamento,
e declaro que:

- 1) A tese abarca os resultados da elaboración do meu traballo.
- 2) De selo caso, na tese faise referencia ás colaboracións que tivo este traballo.
- 3) A tese é a versión definitiva presentada para a súa defensa e coincide coa versión enviada en formato electrónico.
- 4) Confirmo que a tese non incorre en ningún tipo de plaxio doutros autores nin de traballos presentados por min para a obtención doutros títulos.

En Lugo, a 9 de novembro de 2020

Asdo.



AUTORIZACIÓN DO DIRECTOR / TITOR DA TESE

[Cambios recientes en los usos de suelo en la
Península Ibérica (España-Portugal)]

D. Eduardo José Corbelle Rico

INFORMA/N:

Que a presente tese, correspóndese co traballo realizado por D. David Fernández Nogueira, baixo a miña dirección, e autorizo a súa presentación, considerando que reúne os requisitos esixidos no Regulamento de Estudos de Doutoramento da USC, e que como director desta non incorre nas causas de abstención establecidas na Lei 40/2015.

En Lugo, a 9 de novembro de 2020

Asdo.





A mi madre

«La libertad está en las montañas. Las fuentes de la degradación no llegan a las regiones puras del aire. El mundo está bien en aquellos lugares donde el ser humano no alcanza a turbarlo con sus miserias»

Tableaux de la nature (1868). Alexander von Humboldt

AGRADECIMIENTOS

Después de años de trabajo, son múltiples los agradecimientos y se hace complicado recordar a todo el mundo que de algún modo u otro han contribuido día a día en el desarrollo de esta tesis, bien sea con ideas, razonamientos, conceptos, bibliografía o proyectos futuros.

En primer lugar, debo realizar una mención especial a mi director Dr. Eduardo Corbelle por ser la pieza fundamental en el engranaje de esta tesis. Por su incondicional apoyo durante tantos años, donde he aprendido cada instante con él y de él. De los viajes en coche a congresos, los cafés, las clases del MásterTerra o las reuniones en el despacho, son las que al final propiciaron tantas horas juntos. Sin sus consejos en el camino de la investigación, sinuoso en muchas ocasiones, esto no hubiera sido posible. Por ello, infinitas gracias.

En segundo lugar, a mi tocayo, David Miranda como coordinador del Doctorado en Gestión Sostenible de la Tierra y del Territorio. También como jefe durante estos años vinculado al grupo de investigación. Por hacerme sentir miembro y participe del LaboraTe desde el inicio de mi etapa universitaria en Lugo, y por motivarme a continuar con los estudios de tercer ciclo.

No puedo olvidar mencionar al enorme grupo que conforman el LaboraTe y el Sistema de Información Territorial (SIT). Allá por el año 2014, sino fuera por los cursos de SIG impartidos por Bea en el edificio Cactus muchas de estas historias probablemente no tendrían sentido, o simplemente no habrían ocurrido. Ella me comentó que existía un grupo de investigación (centrado en temáticas similares a las mías) que realmente merecía la pena, y aún por encima se encontraba en mi ciudad natal. Esto generó un aliciente al haber encontrado una puerta en el MásterTerra al finalizar los estudios de geografía en Santiago. Tanto en un sitio como en otro conocí a grandes profesores, compañeros y amigos.

Dentro de ese gran grupo tengo que mencionar a los compañeros del SIT (Zeus, Nieves, Miguel, Jaime, Xurxo, Marcos, Bea, Manper), al sector del zulo de la Politécnica (José María, Majo, Pablo, Lucía, Quico, Andrés; y especialmente a Sandra por ayudarme con

comentarios constructivos en algún capítulo y en el análisis estadístico del modelo. También las presentaciones dentro del grupo (salita) me han ayudado a mejorar parte de los artículos publicados. Por último, tampoco puedo olvidar a todos los profesores ligados al Máster Terra que están vinculados al grupo de investigación como Francisco Javier e Inés.

Quisiera dar gracias a toda mi familia, por ayudarme tanto en esta etapa. Sin ellos hubiera sido imposible llegar hasta este punto: a mis abuelos y abuelas, a mis tí@s, a mi padre Rogelio, y a mis hermanos Jorge y Esther. Pero de modo muy especial a mi madre María Antonia por ser la persona que me ha apoyado en los estudios universitarios durante tantos años. Sin duda ella estaría orgullosa de ver finalizada esta etapa de mi vida.

A todos mis amig@s, ellos son los que me han oído hablar de usos de suelo o de Corine Land Cover. Siempre me preguntaban, ¿pero tú que analizas? Y yo para no ser pesado, decía que analizaba de todo, porque realmente abor das muchos fenómenos ligados a distintas ramas de conocimiento. Me preguntaban si era geógrafo, pero me llamaban geólogo o topógrafo, o sino agrónomo por estar vinculado a la Escuela Politécnica. Por ello, en muchas ocasiones no sabes realmente como definirte o simplemente eres un híbrido raro. Tampoco puedo olvidarme de mi segunda familia del Cádavo, tan numerosa y especial que es imposible mencionarlos a todos ell@s. Del mismo modo que a todo el grupo de Cela (ellos saben quiénes son) y a mis grandes amigos del 7°C por acompañarme durante tantos años.

Por último, mencionar ya de manera anecdótica a los iniciados en la carrera investigadora, el libro de Eva Lantsoght como lectura interesante *The A-Z of the PhD Trajectory. A Practical Guide for a Successful Journey (2018)*. Finalmente, destacar las plataformas de la Universidad von Humboldt y la Universidad de Waikato (Youtube) cuyos vídeos han sido de gran ayuda en algún capítulo de la tesis. Ha sido interesante ver que esta plataforma además de acompañarte durante tantas horas con música, permiten ver conferencias online o conocer el funcionamiento de algoritmos como ha sido mi caso.

RESUMEN

El trabajo desarrollado en esta tesis, ofrece en primer lugar una visión del estado actual como del avance en los últimos decenios de la ciencia de los sistemas terrestres. Esta rama científica ha unido al entorno humano-ambiental como parte del estudio de los regímenes de usos/cubiertas de suelo a nivel global. Tras realizar una revisión bibliográfica desde 1990 a 2015, hemos apreciado al inicio que parte de los trabajos tanto a nivel europeo como peninsular han centrado sus análisis en áreas de poca extensión (estudios de caso). Ha sido en torno al cambio de siglo cuando se ha generado un mayor conocimiento sobre los fenómenos más relevantes que han afectado a regiones más amplias. De ahí, que se produzca un punto de inflexión cuando aparecen los estudios de meta-análisis que abordan la temática de los cambios de uso de suelo de modo multidisciplinar.

Por otra parte, esta tesis tiene como objetivo central el estudio de las principales causas y tendencias observadas en los cambios de uso/cubierta en el territorio peninsular (Portugal-España). En ella se analiza el período comprendido entre 1990 y 2012, usando como principal fuente de información, Corine Land Cover.

Los resultados confirman que la adhesión de España y Portugal a la Unión Europea en 1986 ha generado una serie de transformaciones en el paisaje del territorio peninsular, como consecuencia de los cambios: políticos, tecnológicos, socio-económicos y culturales que han ido produciéndose hasta nuestros días. Se ha visto que para los diez primeros años de estudio, Corine no muestra demasiada variabilidad, pero sí se produce una rápida aceleración de los cambios en los usos/cubiertas para el intervalo 2000-2012.

El trabajo concluye que los procesos más importantes muestran tendencias divergentes entre Portugal y España. Por un lado, el territorio español se ha visto condicionado por los fenómenos de forestación, intensificación productiva y el abandono de usos agrícolas. Sin embargo, la mayor parte de los cambios en Portugal están asociados con la deforestación por incendios forestales.



ABSTRACT

The work developed in this thesis, first of all offers a vision of the current state as well as the advance in recent decades in Land System Science. This science has integrated the studies about land use/cover changes in the broader context of human-environment systems. After performing a bibliographic review from 1990 to 2015, we have appreciated from the beginning that part of the studies, both at the European and peninsular level, have focused their analysis in areas of little extension (as case studies). It was around the turn of the century when more knowledge was generated about the most relevant phenomena that affected larger regions. From there, a turning point occurs when meta-analysis studies appears that deal with the issue of land use changes at multidisciplinary level.

On the other hand, this thesis has as main objective the study of main trends and causes observed in land use/cover changes in Peninsular territory (Portugal-Spain). It analyzes the period between 1990 and 2012, using Corine Land Cover as the main information source.

The results confirm that the accession of Spain and Portugal to the European Union in 1986 has generated a series of transformations in the landscape at peninsular territory, as a consequence of political, technological, socio-economic and cultural changes that have been taking place until our days. It has been seen that for the first ten years of study, Corine does not show much variability, but there is a rapid acceleration in land use/ cover changes from the interval 2000-2012.

The work concludes that most important processes show different trends between Portugal and Spain. On the one hand, the Spanish territory has been conditioned by the afforestation processes, productive intensification and the abandonment of agricultural uses. However, most of the changes in Portugal are associated with deforestation due to forest fires.



SOBRE EL AUTOR

David Fernández Nogueira (Lugo, 1989) obtuvo el título de Grado en Geografía y Ordenación del Territorio por la Universidad de Santiago de Compostela en el año 2013 (Trabajo Fin de Grado titulado *Gestión y planificación de la cuenca fluvial del río Eo*). Posteriormente, continuó cursando el Máster Universitario en Gestión Sostenible de la Tierra y del Territorio terminado en 2015 (Trabajo Fin de Máster titulado *Cambios en las masas forestales gallegas. Evolución y análisis 2005-2011*).

Como formación complementaria, se especializó en programas de Sistemas de Información Geográfica (ArcGis, GvSIG, QuantumGIS, GrassGIS) a través del Sistema de Información Territorial (SIT). Dentro de esta formación, también realizó varios cursos online para el manejo del programa estadístico R (Programación en R: Visualización de datos y Machine Learning) en la plataforma Openwebinars. Recibió como parte de la formación del doctorado, cursos de comunicación eficaz y oratoria profesional (2016).

En cuanto a la experiencia profesional, en el año 2012 realizó prácticas de empresa en el Grupo de Desarrollo Rural (GDR-3 Montes e Vales de Fonsagrada), llevando a cabo actividades ligadas con subvenciones correspondientes al Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER). Posteriormente, trabajó en 2016 como investigador contratado del Departamento de Ingeniería Agroforestal (1934–Laboratorio do Territorio) de la USC.



PUBLICACIONES DERIVADAS

Artículos publicados:

Fernández-Nogueira, D. Corbelle-Rico, E. (2017). Cambios en los usos de suelo en la Península Ibérica: Un meta-análisis para el período, 1985-2015 *Biblio3W. Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales*. Universidad de Barcelona, vol. XXII, no 1.215. <http://www.ub.edu/geocrit/b3w-1215.pdf>

Fernández-Nogueira, D. Corbelle-Rico, E. Land Use Changes in Iberian Peninsula 1990–2012. *Land* 2018, 7, 99. <https://doi.org/10.3390/land7030099>

Fernández Nogueira, D. Corbelle Rico, E. Cambios en los usos de suelo en la comarca del Bierzo (1990-2012). *Recursos rurales* 2018, 14, 5-13. <https://www.usc.es/revistas//index.php/rr/article/view/5778>

Fernández-Nogueira, D. Corbelle-Rico, E. Determinants of Land Use/Cover Change in the Iberian Peninsula (1990–2012) at Municipal Level. *Land* 2020, 9, 5. <https://doi.org/10.3390/land9010005>

Ponencias en congresos y jornadas técnicas:

Fernández-Nogueira, D. Corbelle-Rico, E. (2018). Nuevos retos en la ordenación del territorio peninsular. Impacto de los cambios recientes en los usos de suelo (1990-2012). *Transiciones en la Agricultura y la Sociedad Rural. Los desafíos Globales de la Historia Rural – II Congreso Internacional Santiago de Compostela*, 20-23 Junio 2018. <https://transruralhistorycompostela.wordpress.com/>

Rede Agroecoloxía REVOLTA “*Laboratorio de investigación sobre intensificación agroecológica, aprendizaxe do pasado e proposta de futuro*” Santiago de Compostela 19 de octubre de 2018.



ÍNDICE GENERAL

Introducción	1
Motivación	3
Objetivos	4
Material cartográfico y estadístico.....	5
Estructura del documento	6
Capítulo 1. Introducción a la ciencia de los sistemas terrestres ...	11
1.1. ¿Qué es la ciencia de los sistemas terrestres?	11
1.2. Evolución histórica de la terminología utilizada en la ciencia de los sistemas terrestres.....	14
1.3. Aportaciones y enfoques multidisciplinares a los sistemas terrestres	21
1.4. Ausencia de una gran teoría dentro de la ciencia de los sistemas terrestres	32
1.5. Fase de consolidación de las teorías actuales	34
1.5.1. Cambios en la extensión e intensidad de los usos/cubiertas de suelo.....	35
1.5.2. Land sharing vs. Land sparing	41
1.5.3. Excedentes en los usos/cubiertas de suelo: pérdida y cambios indirectos en los usos	44
1.5.4. Teorías de la transición en los usos/cubiertas de suelo	46
1.6. Escenarios futuros para la sostenibilidad	50
Capítulo 2. Evolución e integración de la monitorización a nivel europeo	55
2.1. Integración de la monitorización a nivel europeo.....	55
2.2. Uso de Corine Land Cover en la comunidad científica	58
2.3. Limitaciones y potencialidades de Corine Land Cover	63

2.3.1. Potencialidades	64
2.3.2. Limitaciones	69
2.4. Variaciones metodológicas de Corine en la Península Ibérica.	79
2.5. Comparación con otras fuentes cartográficas a nivel peninsular	85
2.5.1 Resultados entre Corine y otras fuentes.....	85
2.6. Conclusiones	95
Capítulo 3: Meta-análisis para el período 1985-2015	97
3.1. Introducción.....	97
3.2. Principales cambios observados en la Península Ibérica.....	101
3.2.1 Visión general	101
3.2.2. Superficies urbanizadas e infraestructuras.....	105
3.2.3. Cambios en la superficie agrícola: intensificación, extensificación y abandono.....	109
3.2.4. Cambios de uso sobre las cubiertas forestales	122
3.3. Conclusiones	128
Capítulo 4: Estudio de caso. Cambios en los usos de suelo en la comarca del Bierzo.....	131
4.1. Introducción.....	131
4.2. Área de estudio.....	133
4.3. Materiales y Métodos	135
4.4. Resultados	137
4.5. Discusión.....	144
4.6. Conclusiones	148
Capítulo 5: Cambios de uso en la Península Ibérica 1990-2012.	151
5.1. Introducción.....	151

5.2. Materiales y Métodos.....	154
5.3. Resultados.....	157
5.3.1. Cambios netos.....	157
5.3.2. Transiciones en los usos/cubiertas de suelo.....	160
5.3.3. Análisis clúster.....	162
5.4. Discusión.....	165
5.5. Conclusión.....	168
Capítulo 6: Determinantes espaciales de los cambios de uso/cubierta en la Península Ibérica a nivel municipal.....	169
6.1. Introducción.....	169
6.2. Materiales y Métodos.....	171
6.3. Resultados.....	178
6.4. Discusión.....	188
6.5. Conclusión.....	191
Conclusión de la tesis y líneas de trabajo a futuro.....	193
Líneas de trabajo a futuro.....	195
Bibliografía.....	199



ÍNDICE FIGURAS

Figura 1. Gráfico número de referencias a los términos buscados en Web of Science (1990-2019).....	17
Figura 2. Enfoques y aportaciones dentro de la ciencia de sistemas terrestres.....	27
Figura 3. Diferencias entre land sparing / land sharing.	42
Figura 4. Monitorización a nivel europeo	57
Figura 5. (1) Número de artículos que usan el término Corine Land Cover (Scopus); (2) Número de artículos que usan el término Corine Land Cover (Web of Science)	59
Figura 6. Mapa de localización de los trabajos CLC (1989-2019).....	60
Figura 7. Ejemplo de la nomenclatura de CLC	73
Figura 8. Metodología de actualización en las capas CLC-Changes..	82
Figura 9. Mapa COS2015-SIOSE2014 en la región fronteriza Algarve-Huelva	94
Figura 10. Distribución de los estudios de caso incluidos en la revisión y clasificación de los principales procesos descritos en cada uno....	101
Figura 11. Mapa de municipios de la Comarca del Bierzo	134
Figura 12. Gráfico evolución de la distribución de usos en porcentaje para los períodos 1990-2000-2012	138
Figura 13. Número de explotaciones y tamaño medio de explotación	146
Figura 14. Representación esquemática de las 8 LCT (Land Cover Transitions).....	156
Figura 15. Principales procesos observados en porcentaje para el período (1990-2000 y 2000-2012) en España y Portugal.....	161

Figura 16. Gráfico de radar del área afectada por cada transición en cada grupo.....	162
Figura 17. Grupos de municipios/freguesías (LAU2) resultantes del análisis de conglomerados	164
Figura 18. Precisión de ajuste y validación (Kappa de Cohen) según el parámetro M utilizando el 50% de las observaciones como muestra de validación.....	177
Figura 19. Árbol de decisión resultante. Los diagramas de barras en la parte inferior representan la distribución de unidades administrativas en función del proceso de cambio de uso/cubierta dominante.....	181
Figura 20. Comparación de la clasificación original (arriba) y los nodos resultantes del árbol ajustado (se dividen en tres mapas para mejorar su interpretación a continuación).....	184
Figura 21. Nodos resultantes del árbol ajustado 1	185
Figura 22. Nodos resultantes del árbol ajustado 2	186
Figura 23. Nodos resultantes del árbol ajustado 3	187

ÍNDICE TABLAS

Tabla 1. Comparación entre SIOSE y COS.....	90
Tabla 2. Tabla reclasificación de la leyenda original CLC.	136
Tabla 3. Resultado de CLC para los períodos 1990, 2000 y 2012. ..	141
Tabla 4. Tabla de contingencia para los tres períodos en hectáreas..	143
Tabla 5. Tabla reclasificación de la leyenda original nivel 3 Corine Land Cover (CLC) en dos simplificadas L1 y L2.	155
Tabla 6. Tabla resultados netos: área ocupada por las clases L1 y L2 en la Península Ibérica en 1990, 2000 y 2012.	158
Tabla 7. Resultados netos: área ocupada por las clases L1 y L2 en España en 1990, 2000 y 2012.....	159
Tabla 8. Resultados netos: área ocupada por las clases L1 y L2 en Portugal en 1990, 2000 y 2012.....	159
Tabla 9. Estimación del área afectada por las transiciones de uso/cubierta (LCT) en la Península Ibérica, España y Portugal continental en 1990-2000 y 2000-2012.	161
Tabla 10. Media porcentaje por área afectada por cada LCT para los municipios en cada grupo, 1990-2012.....	163
Tabla 11. Tabla de variables introducidas en el modelo.	176
Tabla 12. Tabla/matriz de confusión del modelo J48.....	179



INTRODUCCIÓN

Los cambios de uso y cubierta de suelo son uno de los principales impulsores de cambio a nivel global, transformando en nuestros días más de tres cuartas partes de la superficie terrestre (Foley et al., 2005; Ellis et al., 2013). Las investigaciones realizadas en los últimos decenios han centrado los análisis en los procesos ocurridos sobre las cubiertas de tipo urbano, forestal y agrícola principalmente, cuyo impacto ha tenido una importante repercusión dentro del entorno humano-ambiental (Turner et al., 2007). Es bien sabido que gran parte de estos cambios llevan produciéndose desde hace siglos, pero ha sido a partir de la mitad del S.XX y principios del S.XXI (o denominado como Antropoceno) cuando la drástica aceleración de los procesos y dinámicas han modificado por completo la superficie terrestre, más que en cualquier otro período precedente en la historia (Lambin et al., 2001; Verburg et al., 2015).

Hoy en día, las preocupaciones por el estudio y monitorización de los usos/cubiertas de suelo se manifiestan en gran medida a través de la ciencia de los sistemas terrestres (*Land System Science*). Esta ciencia de carácter sistémico surge de la necesidad de conocer las causas y consecuencias de los fenómenos producidos en lugares distantes, cada vez más acoplados e interconectados a nivel global. Por ello, el estudio de las tendencias y procesos de cambio aparecen debido a necesidad de proporcionar alimentos, fibra, agua y refugio a más de siete millones y medio de personas (Meyfroidt et al., 2018).

Este interés por el seguimiento de los cambios de uso de suelo ha generado la aparición de un mayor número de artículos científicos e investigadores, que tratan de fusionar múltiples enfoques llegados desde la economía, ecología, geografía, sociología o las ciencias agrarias. Estas aportaciones de algún modo han tratado de manera holística el complejo mosaico en la observación de los diferentes fenómenos ocurridos a diferentes escalas, permitiéndonos conocer el grado de desarrollo y la sostenibilidad de cualquier estado.

Si nos situamos en un contexto actual, el programa Copernicus ha completado otra ronda de cartografía en 2018 sobre el territorio

europeo como base de análisis detallado por parte de la *European Environmental Agency*, donde colaboran los estados miembro de la Unión Europea y otras agencias colaboradoras. Gracias a este programa sabemos que la cobertura terrestre en el continente ha permanecido relativamente estable desde el año 2000, con aproximadamente un 25% ocupada por tierra arable y cultivos permanentes, un 17% por pastos y un 34% por bosques. No obstante, tras analizar más de cerca los cambios recientes en la cobertura terrestre aparecen varias tendencias notables.

En primer lugar, las ciudades y las infraestructuras siguen expandiéndose. Si bien las superficies artificiales cubren menos del 5% del territorio, el sellado antropogénico del suelo ocupó una zona considerable, similar a Eslovenia, entre 2000 y 2018. La buena noticia es que la tasa de crecimiento de las superficies artificiales se ha ralentizado, de 1086km² por año entre 2000-2006 a 711km² por año entre 2012-2018 (EEA, 2019). Aunque este incremento de superficies impermeables ha ocupado las tierras más fértiles, que son las más productivas provocando una serie de efectos negativos sobre los ecosistemas: fragmentación por crecimiento disperso (*urban sprawl*), pérdida y destrucción de hábitats, migraciones interiores, aumento del turismo masivo. Las principales zonas de expansión se concentran en el litoral mediterráneo y en áreas metropolitanas donde ya existían altas densidades de población.

Por otro lado, las mayores pérdidas se observaron en terrenos agrícolas, donde los estudios se han centrado más en los factores asociados a cambios de intensidad en los usos agrícolas (tierras de cultivos intensificados con mayor capital, insumos y energía). No obstante, también han sido importantes los cambios producidos por la pérdida de productividad y el abandono asociado a zonas marginales/periféricas, generalmente situadas en la Europa del Este y zonas de montañosas de Europa Occidental (van der Sluis et al., 2016; Prishchepov et al., 2018).

Los estudios de cambio producidos en las masas forestales se han centrado sobre todo en explicar las tendencias de aumento, por un lado zonas que han sido más dependientes de los fenómenos

producidos por revegetación natural (Iriarte-Goñi & Ayuda, 2018), frente a aquellas áreas donde el aumento del área arbolada ha estado más vinculada a la repoblación forestal (Verkerk et al., 2015). Ambos procesos forman parte del fenómeno de transición forestal.

En lo que concierne al territorio peninsular, veremos que este territorio ha sufrido en gran medida los fenómenos comentados anteriormente, aunque la rapidez de los cambios ha tenido un comportamiento diferente entre España y Portugal. La bibliografía existente permite afirmar que existen enormes diferencias entre el norte-sur peninsular, y que la entrada de ambos países en la Unión Europea no provocó cambios visibles hasta el período 2000-2012.

Los mayores cambios aparecen vinculados a la intensificación productiva dentro del territorio español, cerca de las grandes cuencas fluviales y áreas dedicadas al cultivo bajo plástico. El aumento de la superficie arbolada ha sido un factor relevante en ambos países, pero este fenómeno se ve limitado por el aumento del número de incendios forestales sobre todo en el territorio portugués. En un segundo nivel, situaríamos las tensiones existentes en las cubiertas agrícolas donde la pérdida o eventual abandono han tenido tasas ligeramente superiores a la roturación de tierras, con ratios similares en ambos estados. Por último, las superficies impermeables han tenido cierto peso en los dos estados, concentrándose en los municipios costeros.

MOTIVACIÓN

Los motivos principales de la elaboración de esta tesis parten del interés generado tanto en los estudios de grado como de máster. Después de realizar durante algún tiempo trabajos con fuentes cartográficas diversas (mapas de uso/cobertura, topográficos-temáticos, MDT, mapas de cultivo/aprovechamiento...) como del tratamiento de imágenes de satélite a partir de herramientas y programas de análisis espacial. Estas actividades casi siempre han estado vinculadas con la gestión y ordenación del territorio, donde se han tocado temáticas asociadas a riesgos medioambientales, usos de

suelo, políticas de desarrollo rural, climatología, geomorfología, gestión de tierras, entre muchas otras.

A partir de este conocimiento teórico y práctico, desarrollé una perspectiva tanto geográfica como de contenidos asociados a temáticas agro-forestales, siendo las que suscitan cierta afinidad con la ciencia de sistemas terrestres. Al mismo tiempo que aparecía esta nueva ciencia vinculada con los usos de suelo, y su nexo con otras ramas permite al investigador tener una visión multidisciplinar sobre muchas temáticas conectadas entre sí. Por ello, esta visión híbrida me resultó cómoda y una oportunidad para abordar los procesos asociados a los cambios de uso de suelo como parte fundamental del trabajo realizado en esta tesis.

A modo de justificación, desde el año 2006 tras el informe del Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE) dentro del ámbito español no existe ningún trabajo desarrollado a nivel estatal que trate de analizar los usos y ocupación de suelo. Esto impide tener una visión global de los fenómenos producidos y una menor información sobre la sostenibilidad territorial. La cantidad de fuentes de datos disponibles y su nivel de detalle, después de ver otras publicaciones relevantes en otros estados, hace que pongamos el foco de atención sobre los cambios ocurridos en nuestro territorio. Del mismo modo que tratábamos de actualizar los datos a nivel español, surgió la idea de analizar los procesos ocurridos en el estado limítrofe a éste. Aunque en Portugal sí existen informes periódicos con datos a nivel estatal desarrollados por la *Direção-Geral Do Território* (DGT).

OBJETIVOS

A finales de la década de los ochenta del siglo pasado, la aparición de las políticas derivadas de la PAC (Política Agraria Común) propiciaron cambios en la distribución de usos a nivel europeo. La entrada de España y Portugal a la Unión Europea en 1986 también provocó una serie de transformaciones y consecuencias importantes sobre los usos/cubiertas de suelo a nivel peninsular. Con ello la aparición de procesos más dinámicos y continuos en el tiempo, en

ocasiones hasta irreversibles hace que la comunidad investigadora centre su atención en análisis de este tipo de problemáticas.

De este modo, el territorio peninsular nos ofrece la posibilidad de analizar uno de los enclaves más valiosos y heterogéneos en el contexto europeo para analizar los cambios producidos en los usos/cubiertas de suelo en los últimos decenios. Uno de los objetivos principales de esta tesis es conocer si existen grandes diferencias en la evolución de dos territorios limítrofes, con una fuente cartográfica y una metodología común.

Para ello, Corine Land Cover nos permite analizar un período temporal extenso, alrededor de treinta años. Tiempo más que suficiente para ver el comportamiento y evolución de las dinámicas ocurridas sobre las grandes tipologías de uso. Como punto de partida en la investigación se han tenido en cuenta las siguientes preguntas:

1. Conocer las magnitudes de cambio para el período 1990-2012. Identificar y localizar los procesos de mayor repercusión en ambos estados y dónde se producen.
2. A partir de un modelo explicativo, ver si los cambios producidos a nivel municipal ¿Se deben más a cambios biofísicos, socio-económicos o políticos?
3. Tras la entrada de ambos países en la UE ¿La evolución ha sido similar en ambos estados?

MATERIAL CARTOGRÁFICO Y ESTADÍSTICO

En las fases de realización de esta tesis, se utilizaron diferentes fuentes de información estadística y cartográfica. Sin lugar a duda, Corine Land Cover ha sido el eje central en las ediciones (1990, 2000 y 2012) cuyas capas descargables están disponibles tanto en Copernicus, como en el Instituto Geográfico Nacional de España (IGN) y la *Direção Geral do Território* de Portugal.

En cuanto al material estadístico se utilizó numerosa información a distintos niveles, esencialmente para el modelo de árbol de decisión elaborado en el capítulo 6. Los datos han sido extraídos de bases de datos a nivel europeo (European Council), pero sobre todo se han utilizado datos de las bases nacionales procedentes del Instituto Nacional de Estadística (ES) y Statistics Portugal (PT). Por otro lado, los datos sobre cubiertas forestales y datos del Censo Agrario proceden del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (ES) y del Instituto Conservação da Natureza e das Florestas (PT).

Para el análisis espacial, junto con la elaboración de mapas y el cálculo de variables utilizamos los programas libres Grass v7.6 (GRASS Development Team, 2016) y QGIS v2.18 (QGIS Development Team, 2016) y el software propietario ArcGISv9.3. (ESRI Development Team, 2016). El lenguaje de análisis estadístico realizado en toda la tesis utilizamos R (R Core Team, 2019) y más concretamente para el árbol de decisión usamos el algoritmo de partición J48 disponible en el paquete Rweka para R (Witten y Frank, 2005).

ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO

El **Capítulo I** de la tesis nos permite realizar un recorrido por la evolución histórica de la ciencia de los sistemas terrestres, desde principios de la década de los noventa hasta nuestros días. Aquí ponemos la atención en el conocimiento de los principales enfoques y aportaciones en el desarrollo de esta disciplina, apoyándonos sobre todo en contenidos teóricos (evolución de la terminología utilizada, contribuciones desde otras disciplinas, ausencia de una gran teoría unificada). Asimismo se analizarán algunas de las teorías consolidadas en la actualidad, frente a otras que continúan generando debate en el estudio de las dinámicas de los usos/cubiertas de suelo.

El **Capítulo II** se centra por una parte en conocer la evolución de la monitorización a nivel europeo. Ver cuáles han sido los proyectos y agencias más relevantes involucradas en la mejora de las fuentes cartográficas relacionadas con los usos de suelo (EEA,

Copernicus, LUCAS, HELM). Este desarrollo institucional ha ido en paralelo con el incremento de artículos científicos y la expansión de la ciencia de sistemas terrestres. En la segunda sección del capítulo nos centramos en la justificación del uso de la principal fuente de datos utilizada en esta tesis, como ha sido Corine Land Cover. Aquí se tratan los principales aspectos metodológicos (precisión temática, resolución espacio-temporal, nomenclatura, variaciones metodológicas entre ediciones, comparación con otras fuentes con mayor nivel de detalle) que pueden influir en el análisis de este tipo de datos espaciales.

El **Capítulo III** trata de abordar mediante una revisión bibliográfica las décadas más recientes, que aborda a los autores que han centrado su atención en los cambios de uso producidos sobre la Península Ibérica. Las limitaciones de las fuentes de datos existentes hacen que la mayoría de estas contribuciones tomen forma de estudios de caso, sobre áreas de poca extensión dentro del contexto peninsular. No obstante, la combinación de dichos estudios nos permite componer una imagen bastante acertada de las principales tendencias observadas y las principales fuerzas de cambio identificadas. Como se verá los procesos más frecuentes para el período 1985-2015, tienen relación con la dualidad intensificación-extensificación del uso agrícola o ganadero, el abandono de la actividad humana, la expansión generalizada de la cubierta arbolada, y la emergencia, con carácter localizado pero considerable intensidad de procesos urbanizadores en los últimos años.

El **Capítulo IV** tratado como estudio de caso, nos permite analizar de modo exploratorio la estructura de datos de Corine Land Cover y comprobar así el funcionamiento de nuestra metodología con mayor nivel de detalle, la cual será posteriormente utilizada a nivel peninsular. La comarca del Bierzo, en el noroeste de España, ha experimentado una serie de cambios en el paisaje durante las últimas décadas. El objetivo principal del estudio de caso será proporcionar un análisis de los cambios de uso/cobertura del suelo en esta comarca utilizando Corine Land Cover durante dos períodos diferentes (1990-2000 y 2000-2012). Esto nos permite analizar las principales

tendencias y procesos a los que se vio sometido este territorio. Los principales hallazgos tienen relación con los procesos de abandono que sufre esta comarca, debido a que la mitad de la superficie pertenece al dominio del matorral en 2012.

El **Capítulo V** tiene como objetivo generalizar el análisis de los cambios de uso/cubierta de suelo en las áreas continentales de Portugal y España entre 1990 y 2012. El objetivo general se desarrolla en dos preguntas principales de investigación. En primer lugar, ver si las diferencias entre el alcance y la prevalencia de los cambios existen entre ambos países y en segundo caso, conocer cuáles han sido los puntos críticos geográficos (*hotspot*) de dichos cambios (áreas donde una transición de uso/cubierta de suelo domina el paisaje) en cada estado. Para ello, utilizamos Corine Land Cover en tres períodos diferentes en el tiempo (1990, 2000 y 2012) para explorar ocho transiciones características de las cubiertas de suelo y realizamos un análisis de conglomerados a nivel LAU2 (municipios en España y freguesías en Portugal) que permitieron identificar las áreas en que cada transición fue predominante.

El **Capítulo VI** analiza los determinantes espaciales asociados a los principales cambios de uso/cubierta de suelo en la Península Ibérica durante el mismo período, utilizando un modelo de árbol de decisión. El objetivo principal aquí es identificar los patrones a gran escala que asocian las características de las áreas geográficas con el proceso dominante de cambio de uso/cubierta de suelo identificado en el capítulo anterior. Las variables biofísicas, estructurales y socioeconómicas se consideraron potencialmente explicativas del proceso de cambio dominante a escala municipal. El modelo resultante permitió la identificación de un patrón común en Portugal y España donde la urbanización está altamente asociada a áreas ya densamente pobladas en el período anterior, otros procesos por el contrario, parecen seguir caminos diferentes. En particular, las tendencias dominantes en el territorio portugués parecen estar muy afectadas por la ocurrencia de incendios forestales. En contraste, los municipios españoles mostraron patrones más diversos, generalmente

Introducción

asociados a determinantes biofísicos como la productividad forestal o el carácter montañoso del territorio.





CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN A LA CIENCIA DE LOS SISTEMAS TERRESTRES

1.1. ¿QUÉ ES LA CIENCIA DE LOS SISTEMAS TERRESTRES?

En los últimos años el interés por el seguimiento y análisis de los cambios de uso/cubierta de suelo ha experimentado un crecimiento importante dentro del ámbito académico (Feranec et al., 2016; Magliocca et al., 2018). El aumento de las presiones que se ejercen sobre los recursos terrestres y su papel clave en la comprensión de las dinámicas de cambio a nivel global han dado lugar al desarrollo de la denominada ciencia de los sistemas terrestres. Esta ciencia se encarga de analizar todos los procesos y actividades relacionadas con el uso humano de la tierra, su objetivo principal es conocer por qué se producen variaciones en los usos de suelo y cuáles son los impactos asociados a dichas transformaciones (Verburg et al., 2013).

Este campo de estudio interdisciplinar surge como desafío de conocimiento para intentar conciliar las contradicciones existentes entre la conservación del medio natural y las necesidades de las sociedades modernas. Es, por tanto, parte fundamental de la investigación ligada a los cambios ambientales esencialmente aquellos derivados de la huella antrópica, que en la actualidad condicionan más del 75% de los cambios de uso/cubierta a nivel mundial. Por un lado, esto ha propiciado la aparición de un número de sub-disciplinas cuyos estudios se centran sobre todo en el análisis de las fuerzas impulsoras, los patrones de cambio y la utilización de nuevos modelos estadísticos que en conjunto dan lugar a un campo novedoso en sus aproximaciones hacia los usos/cubiertas de suelo. Se está generando una ciencia cada vez más centrada en la escala de las transformaciones, en lo que respecta al estudio de las funciones internas de los ecosistemas y cómo afecta a la conectividad de

fenómenos que ocurren a nivel global (Turner et al., 2007; Rounsevell et al., 2012).

Generalmente, parte de los trabajos dentro de esta ciencia de sistemas terrestres centran sus esfuerzos en la monitorización de usos, siendo importante el papel que desempeña junto a la ordenación territorial en el avance del estudio de las dinámicas que ocurren en la superficie terrestre. No solo desde una visión de las decisiones tomadas a escala local por pequeños propietarios (que suelen afectar a períodos cortos de tiempo), sino que esta ciencia de sistemas también aparece sobre áreas extensas para analizar procesos complejos combinados y retroalimentados entre sí. Esto permite obtener una visión holística de los grandes procesos (deforestación, intensificación, crecimiento de superficies artificiales...) mejorando los resultados obtenidos al analizarse territorios y períodos temporales más amplios. Todo este mosaico diverso de escalas y ámbitos de estudio son los que marcan el desarrollo de este campo de investigación, poniéndose en valor nuevas temáticas y conceptos a la hora de medir la sostenibilidad de los diferentes estados (van Vliet et al., 2015; Plieninger et al., 2016).

Durante más de una década, alrededor de esta ciencia se ha ido configurando una comunidad interdisciplinar en continuo crecimiento, en la que el término tierra (*land*) funciona como punto de encuentro para la búsqueda de proyectos o desafíos para abordar problemáticas que surgen a nivel mundial, como por ejemplo: la seguridad alimentaria, el acceso al agua, los medios de vida, la degradación de la tierra, la pérdida de biodiversidad o el cambio climático, entre muchos otros (Lambin et al., 2001). Por ello, la comunidad científica está interesada en este tipo de estudios y se ha ido agrupando a través de una serie de organismos cuyas iniciativas pretenden integrarse en el *Global Land Programme* (GLP) iniciado en el año 2006. Este forma parte integrante de uno de los proyectos centrales del geosfera-biosfera (IGPB) y también del panel sobre cambio ambiental global (IHDP).

El GLP intenta continuar con el trabajo realizado años atrás por otras organizaciones a nivel internacional como fueron el proyecto

LUCC (*Land Use and Land Cover Change Project*) perteneciente al *International Geosphere-Biosphere Programme* entre los años 1994 y 2005 y el GCTE (*Global Change and Terrestrial Ecosystems*) surgido en 1992 y que finalizó en 2003. A partir del año 2013 es cuando la plataforma *Future Earth* recoge el testigo de todos los programas de investigación internacional en relación con el desarrollo sostenible, cuyo principal objetivo es aumentar el impacto de los proyectos que han aparecido dentro de la ciencia de sistemas terrestres. Toda esta serie de iniciativas pretenden integrar todo el conocimiento hasta el momento, unificando tanto las aproximaciones metodológicas más novedosas como las observaciones empíricas que han fomentado la aparición de estudios que marcan la línea o el camino desarrollado por diversos enfoques deductivos, llegando a producir una gran riqueza científica en nuestros días.

Poco a poco se ha conformado una comunidad científica procedente de disciplinas muy diversas que pretenden romper con las barreras transdisciplinares entre las ciencias naturales y sociales, donde se involucran expertos llegados de las ramas de la ecología, ingeniería agro-forestal, geografía, economía y la sociología, entre otras (Zscheischler & Rogga, 2015). En resumen, muchos de los retos futuros residen en los desafíos que ésta puede ofrecer como solución a muchas problemáticas asociadas con el cambio global, algunas ya comentadas anteriormente. Para abordar estos retos será necesario explorar nuevos enfoques, desarrollándose así teorías unificadas donde se analizan los mecanismos causales de los procesos ocurridos sobre usos concretos del territorio. Es importante destacar que cada vez se tiene un mayor conocimiento del contexto territorial (socioeconómico, cultural, tecnológico y político), como de las condiciones por las que se producen multitud de fenómenos en determinados países, por ello, es posible analizar su evolución en diferentes partes del mundo (Meyfroidt et al., 2018).

1.2. EVOLUCIÓN HISTÓRICA DE LA TERMINOLOGÍA UTILIZADA EN LA CIENCIA DE LOS SISTEMAS TERRESTRES

En este apartado se realizará un repaso por la evolución histórica de los términos más utilizados en el desarrollo de esta rama de conocimiento, ya que se trata uno de los factores principales de su avance científico. Como veremos ha sido ya desde las últimas décadas del S.XX cuando la investigación en torno a las Ciencias de la Tierra se ha beneficiado de una mejor claridad en el uso de la terminología, conceptos o palabras clave asociadas al análisis de cambios de uso de suelo.

A mediados de los setenta aumenta la preocupación por los procesos de cambios de uso. En este período son más frecuentes los estudios de cambio sobre la cubierta terrestre motivados por el efecto albedo, cuya influencia aparece reflejada en los climas a nivel regional. Esto tiene cierto impacto en los intercambios de energía entre la superficie terrestre y la atmósfera. A principios de 1980, los estudios se centran más en los ecosistemas terrestres como sumideros de carbono, esto derivó en la importancia de medir los impactos sobre el cambio climático a partir de estos ciclos. A finales de esa misma década, los estudios analizan más los fenómenos relacionados con la evapotranspiración en el ciclo del agua como una de las funciones principales de la cubierta de suelo. Algunos de estos son ejemplos donde empiezan a cuantificarse las retroalimentaciones que afectan a los ecosistemas, a la degradación de los recursos terrestres y la vulnerabilidad de los cambios sobre los distintos territorios y personas dentro de ese entorno humano-ambiental (Lambin et al., 2003).

Siguiendo este esquema, a mediados de los noventa es cuando se empieza a definir con mayor detalle la investigación ligada a la futura ciencia de los sistemas terrestres. En esta primera etapa, que podemos denominar de *formación*, en la que los artículos casi siempre tratan de manera aislada o unidisciplinar el análisis de los grandes

patrones o las tendencias de cambio más frecuentes en los usos de suelo esencialmente sobre los entornos forestales, agrícolas y urbano-rurales. Dentro de éstos, los estudios tratan la desertificación y deforestación en diferentes partes del mundo. Durante este período, nos encontramos con aproximaciones ligadas a la teoría de sistemas que marcan las directrices tomadas por la mayor parte de los autores, donde empieza a utilizarse el concepto de *land systems/land use systems* que se hará muy extendido en los años siguientes (Figura 1).

En este primer período también nos encontramos con dos términos clave para entender las directrices marcadas por organismos internacionales como son *land use cover change (LUCC) & land use land cover (LULC)* (Figura 1). En cuanto al uso de otras palabras que aparecen mencionadas con cierta frecuencia, se incluyen otras como “*land conversion*”, “*regime shifts*”, “*land use patterns*” o “*drivers-modelling*”. Este tipo de terminología forma parte de una primera generación de artículos más preocupados por la monitorización de las causas subyacentes y en las magnitudes de los cambios, motivadas por las alteraciones derivadas de la actividad humana sobre los usos de suelo (Turner et al., 1994; Lambin et al., 2001).

En torno al cambio de siglo, se produce una transición hacia una segunda etapa donde parte de los trabajos comienzan a preocuparse por las conexiones y fenómenos que operan a escalas regionales y nacionales (MacDonald et al., 2000). De este modo, se genera un cambio en la percepción de los enfoques como resaltan Peter Verburg et al. (2013) del conocimiento de los aspectos locales hacia lo global. Por esta razón, muchos estudios agrandan su escala (macro-regiones) y se desarrollan sobre conjuntos de datos globales, utilizando para ello nuevas imágenes de satélite AVHRR, MODIS y datos SPOT VGT. En este momento tienen gran relevancia la disponibilidad de un mayor volumen de datos, el aumento de la capacidad informática y el aumento de la precisión de los sensores remotos, que contribuyen a mejorar los resultados sobre todo en estudios de meta-análisis.

Podemos mencionar que en esta segunda etapa se produce la propia globalización de la ciencia de sistemas terrestres, entendida

como evolución hacia el estudio de las interconexiones mundiales entre lugares y personas donde influyen: los mercados, la información, la tecnología y los flujos de una economía en expansión. Este nuevo enfoque es el reflejo de una etapa de “*madurez*” favorecida por la amplificación de muchos procesos, y en algunos casos, la atenuación de las fuerzas que determinan algunos usos de la tierra (intensificación vs. desintensificación/abandono). Estos términos son muy importantes para entender las tensiones y la ubicación directa o indirectamente de los cambios producidos (Lambin & Geist, 2006). La ciencia en esta etapa cambia ligeramente el uso de la terminología como se percibe en el gráfico hacia términos como *land change science & land use science* (Figura 1).

Aun así para esta segunda etapa la teoría de sistemas terrestres no está todavía tan definida como en nuestros días, aunque algunos autores comienzan a utilizar con frecuencia “*land systems*” para explicar los cambios de uso/cubierta de suelo al tratarse de sistemas cada vez más acoplados entre sí. Durante estos años, autores como Turner et al. (2007) ya mencionaban la necesidad de mejorar el uso de la terminología en el conjunto de esta ciencia, y menciona a los *tweeners* como investigadores que cabalgan entre disciplinas dedicadas al estudio medioambiental con las ramas sociales, como uno de los fenómenos que permiten un gran avance en la ciencia de los sistemas terrestres. El cambio terminológico hacia lo global comienza a estar más generalizado, suscitando el interés de la comunidad investigadora, a través de las aportaciones de distintos meta-análisis a nivel europeo y de estudios regionales/de caso con mayor precisión relacionados con el estudio de procesos como: intensificación/extensificación productiva, forestación, urbanización, etc.... Estos estudios con el paso del tiempo han mejorado la resiliencia de las investigaciones con temáticas multidisciplinares, para adaptarse a los profundos cambios socioeconómicos, culturales, políticos y ecológicos a los que se han visto sometidos los diferentes estados.

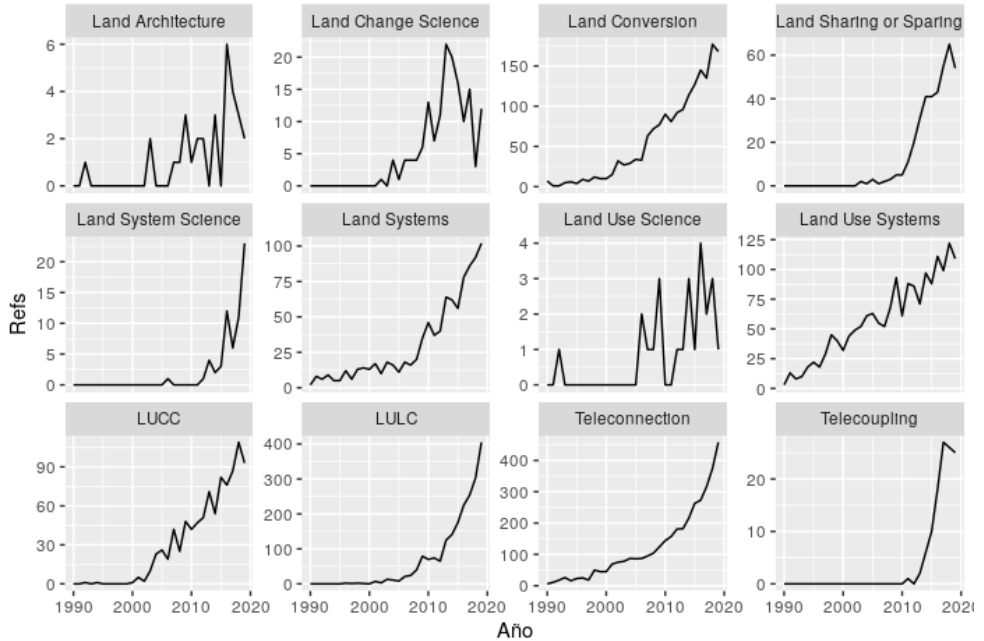


Figura 1. Gráfico número de referencias a los términos buscados en Web of Science (1990-2019). Elaboración propia.

Otro de los aspectos a destacar de esta fase es la aceleración de los cambios en los usos de suelo, lo que provoca la necesidad de analizar el fortalecimiento de las relaciones comerciales entre lugares cada vez más distantes. Cada vez más los cambios operados no pueden entenderse si no se hace referencia a un marco global (Meyfroidt, 2017; Müller & Munroe, 2014). Por ejemplo, la importancia en la integración hacia los mercados globales ha provocado un aumento en la competencia de la tierra (en el acceso a ella, los nutrientes o el conflicto del agua) y la presión que el ser humano ejerce sobre ciertos usos marcan las investigaciones de este momento, como veremos a continuación.

Hasta este punto del texto hemos utilizado la evolución de la terminología para resaltar la evolución de este campo de investigación. Otro de los aspectos que refleja bien el proceso de

madurez de esta ciencia de sistemas terrestres es el cambio de las principales áreas de estudio durante esta segunda etapa. La dimensión de los cambios hace que los procesos más analizados sigan siendo la deforestación en zonas tropicales, en particular la Cuenca del Amazonas y el sudeste asiático donde se encuentran los principales *hotspot* de cambio. En zonas templadas, la degradación de los bosques ha sido menor y se encuentran relacionados con la tala indiscriminada (Siberia, Canadá) o el aumento de la frecuencia de incendios como sucede en el sur de Europa. En segundo plano, aparece la desertificación centrada en zonas áridas e hiperáridas donde se ha ido agravando este proceso, concentrándose esencialmente alrededor de la cuenca mediterránea, África Central y América del Sur (Perú, Bolivia, Argentina). Sobre las cubiertas agrícolas, la expansión de tierras de cultivo aparece en todos los continentes pero donde se concentra más esta actividad es en el sudeste asiático (valle del Indo, Medio Oriente y Asia Central), los Grandes Lagos en África, la parte meridional del Amazonas y las grandes llanuras de Estados Unidos. En lo que concierne al incremento de superficies impermeables las áreas más pobladas han sufrido más este fenómeno, y aparecen sobre todo en la llanura indo-gangética, en la meseta norte de China, y en la isla de Java (Lepers et al., 2005).

La tercera etapa, que podemos definir como *consolidación*, se produce aproximadamente a partir del año 2010, cuando la comunidad investigadora pone el foco en el estudio de las interacciones complejas y los procesos a gran escala. La terminología más utilizada distingue entre distintos tipos de causas inmediatas y subyacentes, para construir explicaciones convincentes a los procesos ocurridos en los cambios de uso de suelo: mecanismos causales, cadenas, combinaciones o determinantes espaciales (Meyfroidt, 2017). Este cambio en la definición de la causalidad tanto en los efectos y mecanismos (los procesos no ocurren de manera aislada, sino que interaccionan unos con otros), permite fortalecer las explicaciones teóricas en el uso de la tierra, al hacer hincapié en la identificación de los aspectos más relevantes acordando para ello un vocabulario más preciso.

Durante este mismo período, se pretende tener una base más coherente donde los esfuerzos se centran en los avances sobre el conocimiento adquirido en las etapas anteriores, pero de un modo multidisciplinar (Reenberg et al., 2009; Rounsevell et al., 2012). En este momento, se produce un crecimiento exponencial del uso del término como “ciencia de sistemas terrestres” (*Land System Science LSS*). Otros vocablos como *Land Use Science* o *Land Change Science* descienden ligeramente si nos fijamos en el número de referencias por año como se percibe en el gráfico 1.

Otra característica que define esta etapa es el cambio de enfoque propiciado por algunos autores al analizar sistemas, en lugar de estudiar partes o subsistemas de modo aislado. Este nuevo paradigma lo explica Turner en una conferencia realizada en la Universidad Humboldt (Berlín) en 2016. Él menciona tres aspectos cruciales para entender la adaptación de esta ciencia de sistemas a la interpretación de los cambios de uso de suelo:

1. Vincular múltiples sistemas a la comprensión de la modelización.
2. Integrar las relaciones entre el hombre y el medio ambiente a través de la dinámica de la tierra. No solo como impulsores del cambio ambiental, sino también las retroalimentaciones que esto tiene sobre la sociedad.
3. Asociar escalas espacio-temporales más amplias que favorecen el estudio y evaluación de jerarquías, redes de sistemas terrestres afectadas entre sí.

La terminología de la ciencia de sistemas terrestres, en esta fase de consolidación, se apropia de un término crucial como teleacoplamiento (*telecoupling*). Aunque este ya fue utilizado con el sinónimo de teleconexión hace décadas en ciencias socio-económicas y atmosféricas, por ejemplo para explicar fenómenos como El Niño. El término teleacoplamiento definido por Liu et al. (2013) se utiliza como concepto integrado para abarcar el marco de las interacciones complejas entre los fenómenos socio-económicos, ecológicos y ambientales que se encuentran acoplados entre sí. Este concepto aparece dentro del marco de investigación para explicar las relaciones humano-ambientales que ocurren a nivel local, y generan una serie de

cambios indirectos en otras regiones distanciadas de éstas. Este tipo de interacciones que pueden englobarse desde el teleacoplamiento abarcan por ejemplo, eventos atmosféricos extremos, brotes epidémicos, cambios de cultivos, etc... que generan inmensas implicaciones sobre la sociedad, mercados, economía, medio ambiente, e incluso a la salud humana.

Existen muchos ejemplos de teleacoplamiento que nos afectan en el día a día, sin embargo en lo que respecta a nuestro ámbito de estudio, uno de los modelos más frecuentes se relaciona con el incremento de la producción del mercado de la soja. Este producto se ha convertido en uno de los bienes más demandados a nivel mundial, cuyo comercio bilateral tiene un gran impacto en los mercados de precios sobre otros estados. Entre el año 2000-2016, Brasil ha liderado la expansión del área cultivada, en torno a un 47.5% a nivel mundial, principalmente motivada por su exportación hacia el continente asiático. Esto ha propiciado un efecto en cascada a nivel global de manera indirecta, generando una serie de cambios ambientales y socioeconómicos que llevan a otros estados a adaptar sus políticas, incluso a nivel local (da Silva et al., 2017). Por mencionar algunos de los efectos derivados de este incremento de la demanda de soja, motivados por los cambios en las prácticas alimentarias del ganado y las dietas de la población, éstas han generado un efecto rebote sobre el cambio climático (incremento de CO₂), cambios en los usos/cubiertas de suelo (deforestación), entre otros. Este ejemplo es válido para entender el comportamiento de los sistemas acoplados que provocan una cascada de sucesos.

Durante esta última etapa, siguen apareciendo un mayor número de artículos que permiten abordar escalas más amplias como parte de este conocimiento ligado a los estudios de meta-análisis. De ellos, se obtienen mejores resultados a la hora de responder algunas casuísticas a nivel global, y nos permiten establecer una aproximación espacial para analizar estudios de caso sobre diferentes regiones. En ocasiones, los meta-análisis utilizan modelos y simulaciones que consiguen representar mejor las dinámicas observadas en los usos de suelo a múltiples niveles, de algún modo, acercándonos más a la realidad de

los cambios. También sirven para fortalecer la comprensión de muchas alteraciones a nivel local que afectan a nivel mundial, y viceversa.

Para concluir con este apartado relacionado con la evolución terminológica dentro de la ciencia de sistemas terrestres, algunos de los autores que han centrado los estudios en esta disciplina destacan, por un lado, la falta de términos para explicar los mecanismos causales que durante mucho tiempo ha sido un punto débil dentro de esta ciencia. El uso de términos imprecisos hace que se reduzca su valor científico, y también se deteriora la capacidad de comparar resultados, limitándose su relevancia institucional y política (Verburg et al., 2015; Meyfroidt et al., 2018; Müller, 2016).

Por otra parte, la inexistencia de una gran teoría unificada dentro de los sistemas terrestres limita el avance y la integración de un mayor número de ramas de conocimiento. A pesar de la ausencia una única teoría unificada se han ido asentando algunas de las denominadas teorías de rango-medio. Esta temática la trataremos con mayor profundidad en el quinto apartado de este capítulo.

1.3. APORTACIONES Y ENFOQUES MULTIDISCIPLINARES A LOS SISTEMAS TERRESTRES

Ya hemos visto que la ciencia de los sistemas terrestres se ha ido conformando en los últimos años gracias a múltiples enfoques procedentes de diversas ramas y disciplinas científicas. Uno de los puntos relevantes de su desarrollo tiene relación con la búsqueda de las interacciones entre el ser humano y el medio ambiente. Aunque esta visión integradora no ha estado tan clara durante los primeros años, en parte, debido a las diferencias entre disciplinas que tratan estudios/temáticas de modo unidisciplinar. Al mismo tiempo, los estudios de caso constituían el grueso de las publicaciones, tratándose de manera aislada muchos de los fenómenos analizados que impiden

el verdadero avance de esta ciencia, aunque en algunos casos presentan aportaciones relevantes en aspectos cualitativos.

Sin embargo, hoy en día son importantes los aportes de estudios de meta-análisis en volumen de datos cuantitativos que aportan un mayor peso al estudio global (van Vliet et al., 2012). Generalmente, estos meta-análisis son elaborados por grupos científicos que poseen ya cierto peso en el desarrollo de esta nueva disciplina científica y en el número de investigadores contribuyentes. La mayor parte de estos estudios a gran escala ayudan a paliar las inconsistencias o brechas que se perciben dentro de esta ciencia. De algún modo como comentan Zscheischler et al. (2017) esta ciencia de sistemas terrestres comienza a ser utilizada dentro de los enfoques de la investigación transdisciplinar, cada vez visible en programas a nivel mundial y europeo como *Future Earth* o *Horizon 2020*, lo que permite reconocerla como una ciencia cada vez más unificada.

A la hora de analizar cuáles son los enfoques y aportaciones de mayor relevancia, podemos destacar seis disciplinas reconocibles, y sub-ramas de estudio, que aportan conocimiento a la ciencia de sistemas terrestres. Cinco de ellas tienen gran relevancia por el número de trabajos publicados en las últimas décadas, mientras que existe un grupo secundario donde se encuentran algunas disciplinas cuyas aportaciones son puntuales o complementarias.

Si nos fijamos en el volumen de trabajos publicados y su importancia a nivel global, el mayor número de aportaciones procede de las ciencias medioambientales (Figura 2), y más concretamente de la ecología, que ha ocupado en torno al 40% de los artículos comprendidos para el período entre 1995 y 2012 (Magliocca et al., 2015). En este caso, las aproximaciones al análisis de los efectos en los usos se realizan desde el marco metodológico de la apropiación humana de la producción primaria neta (HANPP) siendo muy relevantes en los últimos años (Gingrich et al., 2015). Uno de los motivos del gran interés suscitado en este ámbito se debe a que la población humana, así como el consumo de biomasa que ésta demanda se ha multiplicado por cuatro para la última década. Cada vez la preocupación por la producción de alimentos por unidad de

tierra y el uso de insumos externos en la agricultura han aumentado, y el HANPP permite conocer el efecto combinado de la transformación de usos y la producción basada en la tierra (cosecha) de los ecosistemas midiendo el impacto de la actividad humana y los flujos de energía en la cadena trófica (Krausmann et al., 2013).

Por otro lado, dentro de las aproximaciones desde el ámbito de la ecología también situaríamos aquellos enfoques relacionados con los servicios ecosistémicos, es decir, la provisión de bienes/servicios beneficiosos para el ser humano. Aquí se tratan los conflictos en las preferencias de estos servicios tanto a nivel individual como de sociedades más amplias analizándose factores socioeconómicos, políticos, culturales, etc. Dentro de este ámbito, uno de los debates actuales donde se centra la atención científica entre la necesidad de conservación de los recursos naturales y la necesidad de producción de alimentos/materias primas (Willemen et al., 2008; Ellis, 2013).

Dentro de este mismo enfoque, existe otra sub-rama de la ecología que forma parte de este debate donde se engloban los procesos relacionados con la conservación de los recursos naturales y su degradación, por ejemplo: contaminación del aire/acústica, zonas de inundación, erosión de zonas costeras, hábitats y especies en peligro de extinción, entre otras (Müller & Munroe, 2014). Este enfoque se solapa con el ámbito de la planificación ambiental más moderna (*environmental conservation / planning*), y está referida a los procesos muchas veces que son dependientes de decisiones políticas de cada estado, para gestionar y crear comunidades sostenibles cuyo objetivo es preservar ciertos espacios. Algunos ejemplos de esta planificación se han visto a nivel mundial como REDD+ en la degradación de bosques, o las zonas de Red Natura 2000 en Europa.

En un segundo bloque podemos agrupar aquellos enfoques procedentes de las Ciencias de la Tierra, pero éstas tienen un menor peso frente a las anteriores: en torno a un 27% de artículos publicados hasta 2012. En este grupo, la ciencia de sistemas terrestres en gran medida se nutre de aproximaciones llegadas sobre todo de la edafología, la botánica y las ciencias agrarias. Aquí los estudios se centran en analizar los impactos del ser humano sobre los sistemas

naturales, como le afecta la pérdida y degradación de biodiversidad a sus ecosistemas. Algunos de los ejemplos, en este caso, aparecen como respuesta a las alteraciones producidas en los usos de suelo en relación con los grandes ciclos bio-geoquímicos (nitrógeno, potasio, fósforo, carbono, agua...), y cómo están afectando a las emisiones de gases invernadero, al cambio climático y a las dinámicas más frecuentes a nivel global (Lambin & Geist, 2006).

Desde esa perspectiva de los ciclos químicos, los artículos más frecuentes tratan los cambios en relación al stock y al secuestro de CO₂ a diferentes escalas, centrándose sobre todo en la pérdida y degradación de suelo en los procesos de intensificación productiva agrícola y la deforestación en masas arboladas (Muñoz-Rojas et al., 2012; Turpin et al., 2017). Del mismo modo, la preocupación es patente si mencionamos el incremento de uso de fertilizantes para mantener el rendimiento de la productividad, que está provocando serias alteraciones en otros ciclos y en el futuro tendrá gran implicación sobre la seguridad alimentaria (Cordell et al., 2009). Por otra parte, existen otras aportaciones llegadas desde las ciencias agrícolas donde mencionan la importancia del manejo de los cultivos y el pastoreo (cultivos rotacionales, manejo del aporte orgánico o la inensificación agroecológica) en contraposición a los cultivos industriales como vía de desarrollo en el futuro.

En último caso dentro de este segundo bloque, podemos mencionar las aportaciones procedentes desde la botánica (*plant science*). Han tenido un peso menor frente a las anteriores, sin embargo tienen repercusión en cuanto a la conservación de determinadas especies ligadas al mantenimiento de ciertos usos del territorio. La vulnerabilidad frente a las transformaciones del paisaje que muestran algunas especies, están incorporadas a esta rama científica, sobre todo en aquellos usos donde la fragmentación o extinción puede suponer un riesgo. Esto se percibe sobre todo en plagas que afectan a especies forestales concretas, la fragilidad de especies relictas e incluso a usos tradicionales del campo en desuso. La mayor parte de medidas proteccionistas se encuentran hoy día dentro de la Política Agraria Común (PAC) a nivel europeo, y en otras

regiones apoyadas por organismos internacionales como medida de prevención en la sostenibilidad de algunos países.

En el tercer bloque nos encontramos los enfoques que proceden de las ciencias económicas, cuya importancia es menor en cuanto al volumen de artículos publicados. No obstante, las aportaciones hacia la ciencia de sistemas terrestres han sido muy relevantes en lo que a contenidos teóricos se refiere. Más adelante, veremos que existen otras disciplinas que se apoyan y con frecuencia mencionan aspectos económicos desde su propio punto de vista. Esto aporta una visión multidisciplinar y una mayor riqueza a la teoría de sistemas desde la economía urbana, la economía ambiental, economía agraria o las políticas públicas, entre otras.

Al situarnos dentro de un contexto de economías globalizadas, buena parte de los estudios sobre los usos de suelo centran su atención en los flujos financieros. Éstos condicionan las decisiones de los actores locales los cuales alteran procesos en otras regiones (teleacoplamiento). Por un lado, estas acciones han provocado una especialización regional como respuesta a la escasez de tierra productiva, siendo una de las cuestiones económicas más estudiadas dentro de estas aproximaciones. Dentro de este grupo aparecen otros investigadores preocupados por el aumento de la competencia de la tierra, puesto que los recursos físicos son cada vez más limitados (Erb et al., 2013).

Por otra parte, existen una serie de aportes de otros economistas más interesados en conocer más las consecuencias derivadas de los costes del desplazamiento. La separación entre los lugares de producción y consumo, provoca un efecto en cascada sobre otros fenómenos y tendencias ocurridos a nivel global (e.g. cambios en la intensidad de usos agrícolas: expansión o abandono de tierras, conversión hacia zonas de bosque, deforestación, expansión urbana). Este tipo de enfoque trata de cuantificar, por ejemplo, algunas teorías a debate en los últimos años dentro del land sharing-land sparing, y ver cómo han afectado a los diferentes estados (Meyfroidt et al., 2018).

En lo que respecta a las corrientes procedentes de los economistas clásicos. A día de hoy todavía existen investigadores preocupados por la renta de la tierra, cuyas aportaciones son esenciales para conocer los flujos en los mercados de tierras (acceso, la tenencia o la compra-venta) desde agricultores con economías basadas en la subsistencia, hasta grandes propietarios que dominan una mayor superficie cultivada. Estas aproximaciones son clave para entender los comportamientos humanos sobre los usos de suelo que influyen en las transacciones y precios de la tierra. El precio de los mercados refleja lo que se pretende hacer con ella. Si existe mercado con precios regulados, como sucede en Francia con la *Sociétés d'Aménagement Foncier et d'Etablissement Rural* (SAFER) permite la posibilidad de acceder a terrenos por parte de pequeños agricultores o entidades familiares, como medida de adecuación a las nuevas exigencias técnicas y sociales del mundo agrario actual. Sin embargo, si no existe mercado de precios regulado pueden generarse fenómenos de acaparamiento de tierras (*land grabbing*). Este modelo consiste en la adquisición de grandes extensiones de terreno (compra, venta o arrendamiento) por parte de estados, empresas multinacionales y grandes fondos de inversión, tengan o no que ver con el sector agrario. En la actualidad este fenómeno se convierte en una amenaza para la agricultura familiar, porque no solo está ocurriendo en países en vías de desarrollo donde la tierra es barata en comparación a la media mundial, sino que se produce también en países desarrollados.

La crisis mundial de precios de los alimentos en 2007-2008 es uno de los ejemplos que provocó un aumento de compra de tierra a gran escala por parte de capital extranjero, en Latinoamérica y África, con el propósito de producir alimentos de manera industrializada y biocombustibles. No obstante, este tipo de malas prácticas ha generado problemas ambientales y sociales al influir de manera negativa sobre otros mercados transformándose la capacidad productiva de los estados. En ocasiones, este tipo de integración de nuevos productos agrarios en los mercados globales también ha propiciado que en ciertos estados se produzca una intensificación inducida, porque sobre estas áreas se demanda una mayor cantidad de tierra disponible, lo que supone un incremento de las inversiones

(mano de obra, capital, etc...) por parte de los agricultores y empresas. Estos enfoques se relacionan más con los mercados de trabajo (*labour markets*) donde la mano de obra ha generado migraciones masivas hacia otros destinos como hemos visto en los últimos decenios (Lambin & Meyfroidt, 2011).

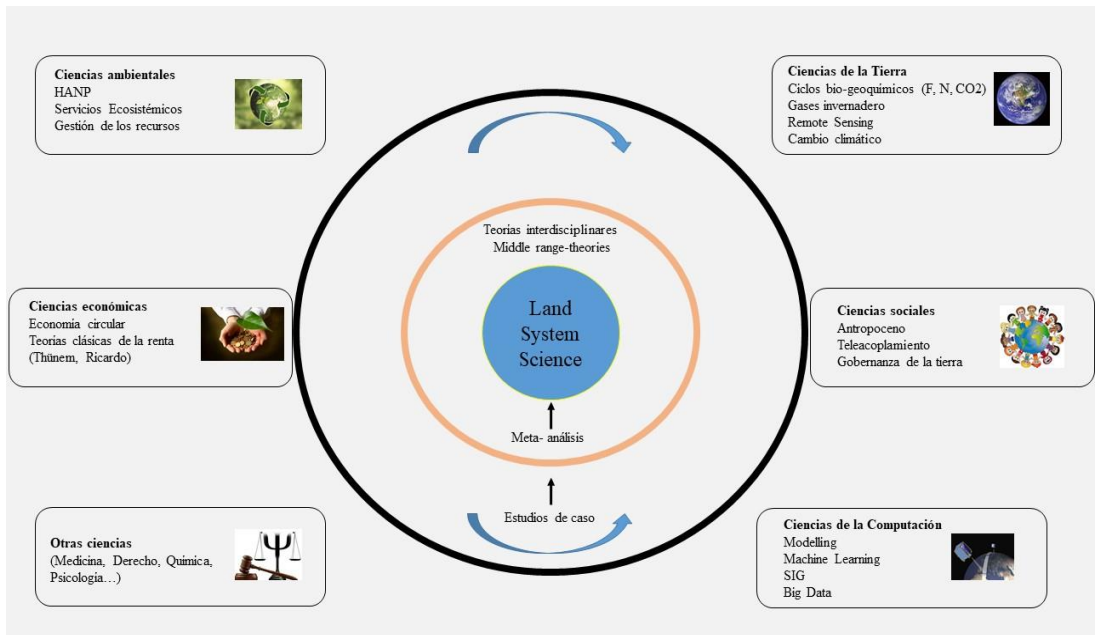


Figura 2. Enfoques y aportaciones dentro de la ciencia de sistemas terrestres. Elaboración propia siguiendo el modelo Magliocca et al. (2015).

Para cerrar este tercer bloque, los límites de la investigación entre la economía y la ciencia de sistemas terrestres no están tan claros. Las oportunidades en este campo son múltiples, por ello, debemos destacar que casi siempre las corrientes económicas llevan asociadas el papel de las instituciones implicadas con la gobernanza de la tierra. Dentro de esta perspectiva, existen enfoques que tratan el desarrollo histórico entre lo público y privado (Ostrom, 2009; Sikor et al., 2013). Aunque las teorías más importantes en los últimos años hacen hincapié en ideas pertenecientes a la economía circular,

proporcionándonos una vía de conocimiento importante en la ciencia de sistemas terrestres.

En lo que respecta al cuarto enfoque, aquí se engloban el conjunto de las ciencias sociales donde se reúnen un gran número de disciplinas, aunque éstas presentan un menor número de artículos publicados respecto de las anteriores. Son las aproximaciones llegadas desde estudios geográficos, sociológicos, antropológicos e incluso históricos los que generan numerosa información para mejorar las teorías sobre las que asientan las dinámicas de los usos de suelo.

En primer lugar las aproximaciones más relevantes de este cuarto grupo forman parte de la sociología. La toma de decisiones sobre los usos de suelo en relación a valores, actitudes, creencias y percepciones individuales, influyen en las consecuencias intencionadas o no, que conforman los paisajes y ecosistemas. El estudio del comportamiento humano y cómo ha influenciado al resto de procesos en las cubiertas terrestres (LULC) lleva analizándose desde hace décadas como un método de trabajo multidisciplinar que intenta aproximar las tecnologías informáticas a las disciplinas técnicas y sociales (National Research Council, 1998). Dentro de este apartado, podemos incluir además los factores culturales asociados con desigualdades políticas y económicas (minorías étnicas, conflictos raciales, conflictos armados, problemas de género...) que afectan de algún modo a las transiciones de uso más comunes, que merecen ser estudiados.

Este aprendizaje social es fundamental para comprender la resiliencia de los territorios frente a determinados cambios en el paisaje, y de este modo fortalecer nuestra capacidad para gestionar los cambios sin precedentes que ocurren en el sistema terrestre cada vez más adentrados en el Antropoceno (Verburg et al., 2016). Este tipo de enfoques pretenden acercar la visión socio-ecológica y antropológica en la interpretación de patrones observados entre las sociedades y el paisaje a lo largo del tiempo, y como han ido afectando a los diferentes biomas en la adecuación de los usos de la tierra (Magliocca & Ellis, 2016), no solo desde la reconstrucción del pasado sino también de cómo serán en el futuro.

Desde las aportaciones geográficas, generalmente los artículos hacen referencia al desplazamiento de los usos y al teleacoplamiento para explicar fenómenos de cambios en la intensidad sobre todo en las tipologías urbano/rurales. Dentro de las economías urbanas es donde se genera más del 90% del valor agregado mundial, lo que significa que muy pocas regiones del mundo no se han visto afectadas por algún tipo de proceso urbanizador (Seto et al., 2012). A partir de estos enfoques, gran parte de los estudios se han centrado en conocer la ubicación espacial de dichas transformaciones (su idoneidad, la reducción de las distancias entre lugares), las limitaciones físicas del territorio (relieve, suelo) y sus cambios demográficos (migraciones, matrimonios, movilidad de la población) proporcionándonos datos de un complejo mosaico de consecuencias en la interpretación espacial de distintos fenómenos a nivel global.

Al mismo tiempo, en este apartado podemos introducir las aportaciones geográficas ligadas a la ciencia climática (*land use change vs climate change*) en la vinculación entre el cambio climático y las actividades humanas (de Chazal & Rounsevell, 2009). El análisis de las teleconexiones que hacen referencia a grandes anomalías asociadas con eventos dinámicos (oscilación de corriente termohalina, cambios en el jet-stream, aumento de la temperatura mares y la tierra...) condicionan muchos de los procesos ocurridos en los usos de suelo a miles de kilómetros de distancia. Las consecuencias de estos eventos implican un riesgo elevado para la población en forma de inundaciones, sequías o incendios forestales.

La quinta agrupación se puede definir como un grupo transversal que representa las ciencias relacionadas con la computación, en la medida que proporciona capacidad de recogida de información y análisis a las restantes disciplinas. En concreto, producir datos a nivel global con escalas y series temporales más amplias permite el avance en la profundidad de muchos de los estudios ligados a la ciencia de sistemas terrestres. La mejora en la capacidad de clasificación automática de las imágenes de satélite, así como el desarrollo del Big Data son esenciales para entender el progreso que ha supuesto la mejora de la recogida de datos, como su

interpretabilidad (patrones sobre el territorio y sus relaciones que no era tan evidentes hace décadas).

Este desarrollo en la evolución de la programación y el avance informático, tanto de programas para el análisis espacial (SIG), como la aparición de una serie de modelos estadísticos-matemáticos (*machine & deep learning*) también han mejorado los resultados en la búsqueda de parámetros para identificar los principales drivers de cambio en numerosos territorios.

En último lugar, nos encontramos con el sexto bloque que reúne una serie de disciplinas de carácter secundario que pretenden acercarse a la ciencia de sistemas terrestres, pero éstas representan una pequeña proporción sobre el conjunto disciplinar con relación al número de artículos publicados. Muchas de ellas se encuentran en una etapa de integración, como sucede con las ramas de estudio ligadas a la medicina, el derecho, la química o la psicología (Magliocca et al., 2015).

Aquí la teoría de sistemas se beneficia de la incorporación de fundamentos teóricos novedosos para abordar las motivaciones sociales, por ejemplo, como ocurre con la psicología en relación al comportamiento del ser humano (teoría psicológica del conductismo) que determinan los usos de la tierra. Este enfoque explica las decisiones que se desvían de una utilidad esperada, de ahí que comiencen a dársele relevancia a la influencia de los hábitos y conductas de la población, y cómo estas modifican ciertas dinámicas socio-económicas de los cambios de uso (hábitos alimenticios, espacios de lujo turístico como Dubái, etc...)

En lo que respecta al enfoque ligado a la ciencia del derecho, existen una serie de autores preocupados por leyes y regulaciones, tanto a nivel europeo como estatal-regional, que intervienen en la expansión y contracción de determinadas actividades ligadas a usos concretos del territorio. Estas normativas dependen del papel de las instituciones (mano dura/blanda), por ejemplo, a la hora de permitir o no: la plantación de determinadas especies, el uso de agentes contaminantes, nuevos usos del territorio (parques eólicos,

especulación urbanística,...) que influyen a la hora de elaborar proyectos (planes de ordenación territorial, redes naturales, protección de zonas costeras). Este tipo de normativas pueden generar efectos negativos o positivos en la sostenibilidad, por ello deben analizarse sus sinergias e incluso las compensaciones ambientales que tienen sobre diferentes áreas.

Para el conjunto de la medicina o la química, la idea recae sobre aquellas tipologías de uso que producen efectos beneficiosos o perjudiciales para el ser humano. Esta aproximación intenta poner en común ideas que vinculan el cambio ambiental global con elementos cercanos a la salud pública, en la búsqueda de ecosistemas más sostenibles. Muchos de los factores por los que se ven afectados los procesos en los usos de suelo y el paisaje (intensificación, deforestación, urbanización) pueden generar una cascada de factores como: fragmentación de hábitats y bosques, modificación de humedales, degradación de zonas costeras, minería, infraestructuras hidráulicas, entre muchas otras...que exacerban la aparición de una serie de problemáticas asociadas con brotes, la aparición de enfermedades infecciosas o transmisión de endemismos (Verburg et al., 2016).

Algunas de estas ideas se relacionan con los efectos derivados de los cambios antropogénicos (implantación de un determinado uso en un territorio) genera una serie de consecuencias que llegan incluso a tener relevancia a gran escala. Podemos mencionar el uso de glifosato (DDT) supone un riesgo conocido para el ser humano, así como el uso de otros pesticidas/herbicidas que buscan mejorar la productividad agrícola. Otro ejemplo cercano de un cambio antropogénico, lo podemos apreciar en la Comarca del Bierzo, en el que un estudio percibe una correlación positiva con el aumento enfermedades respiratorias y de cáncer en la región, tras la apertura de empresas ligadas al sector de la construcción: cementeras, minas o canteras (óxido de magnesio, cal o yeso) que afectan a la población de los municipios de ese valle (Pérez García et al., 2015). Por tanto, se puede vincular que determinados procesos tanto en la intensificación agrícola como la artificialización, ligados a cambios a pequeña escala

(producidos hace décadas) han podido tener repercusión en los usos de suelo. Este tipo de enfoque será clave para abordar los desafíos en la salud ambiental, que pueden extrapolarse a grandes áreas del planeta.

Para terminar con este apartado relacionado con las aportaciones a la ciencia de sistemas terrestres llegadas desde diferentes disciplinas científicas, hemos visto los matices de un campo de estudio en auge donde la interdisciplinariedad continúa siendo más teórica que práctica. No obstante, muchos de los enfoques continúan entrelazándose, lo que favorece la aparición de un mayor número de artículos para enriquecer a esta ciencia en expansión. Por este motivo, a día de hoy es difícil marcar los límites reales de las investigaciones de la ciencia de sistemas terrestres.

1.4. AUSENCIA DE UNA GRAN TEORÍA DENTRO DE LA CIENCIA DE LOS SISTEMAS TERRESTRES

Una de las motivaciones principales de este capítulo ha sido llevar a cabo una síntesis global dentro la ciencia de sistemas terrestres para tratar de sistematizar, tanto disciplinas como fenómenos de los cambios de uso a partir de la observación de estudios a nivel local, que poco a poco han ido creando una base general de conocimiento a mayor escala. Este avance hacia una teoría integrada y unificada ha sido una de las tareas pendientes como veremos a continuación. Asimismo, los desafíos para esta ciencia se basan en identificar patrones genéricos y arquetipos de las transiciones de uso de la tierra más comunes que se producen en diversos estados (cambios políticos, socio-culturales, económicos o tecnológicos).

Uno de los aspectos fundamentales que han motivado la evolución de esta ciencia durante las últimas décadas ha sido la aparición de un gran número de estudios que favorecieron la búsqueda de patrones más amplios, aunque la tardía integración de los estudios de meta-análisis ha frenado su avance. La representatividad y la disponibilidad de un gran número de estudios de caso sigue siendo

una limitación para elaborar síntesis a nivel regional e incluso ver si las tendencias ocurren a otros niveles (Magliocca et al., 2018). La manera de abordar los fenómenos de manera aislada, donde solo unos pocos estudios vinculan trayectorias comunes a los drivers de cambio a nivel global han limitado la expansión de esta disciplina. De ahí que se produzca la ausencia de una gran teoría unificada que permita orientar los esfuerzos de los investigadores en una misma línea dentro de esta comunidad científica.

Esta falta de una teoría resulta en la necesidad de unir perspectivas de manera acoplada, donde serán esenciales la combinación de los estudios de meta-análisis que abarcan períodos temporales y escalas más amplias aportando una mayor cantidad de datos en el análisis de las fuerzas motrices, procesos e impactos ocurridos a nivel global. Es a partir de estos grandes estudios donde se establecen los puntos clave de las investigaciones en relación a los hallazgos entre la integración de los sistemas humano-ambientales. En un futuro se debe prestar una mayor atención a los elementos sociales sobre todo a la hora de modelizar dinámicas en determinados usos/procesos que involucran tanto a las sociedades colectivas como al individuo (Lambin & Geist, 2006; Meyfroidt et al., 2018).

Sin embargo, en la ciencia de sistemas terrestres todavía se perciben otras debilidades que resultan de la falta de esa gran teoría. Por un lado, durante la primera fase de formación (mencionada en el apartado 2) no todas las disciplinas implicadas en su avance han tenido enfoques multidisciplinares. La falta de comunicación e integración desde los enfoques tradicionales han puesto trabas desde un inicio limitando el avance real en el transcurso de esta etapa. En otro orden, muchos estudios tampoco coinciden en la escala espacio-temporal de sus análisis, lo que dificulta la comparación de los datos e incluso presentan incertezas al analizar las mismas áreas.

En resumen, todos los objetivos de esta ciencia requieren un mayor compromiso normativo dentro de la práctica científica (temas de investigación, preguntas clave y resultados) para que ésta se acerque a la definición de una teoría clara. Esta aceptación normativa depende también de los estados y organismos internacionales donde

comienza a tener gran aceptación como disciplina mediante valores, temáticas y perspectivas comunes. Para ello, es necesario un esfuerzo colectivo respecto de las preguntas y objetivos genéricos que debe analizar esta disciplina en los próximos años. Por poner algunos ejemplos del tipo de preguntas con objetivos globales podrían ser ¿Cómo se puede reducir el consumo de carne? ¿Puede la agroecología alimentar al mundo? o ¿Cómo se pueden hacer las cadenas de suministro más sostenibles? Este tipo de preguntas fomentarán muchas discusiones en torno a cuáles son las más urgentes para su análisis (Nielsen et al., 2019).

1.5. FASE DE CONSOLIDACIÓN DE LAS TEORÍAS ACTUALES

Aunque no exista una gran teoría unificada como tal, en la actualidad sí existen las teorías de medio alcance que nos ayudan a entender los cambios de uso/cubierta de suelo y sus vínculos sistémicos. El término *middle-range* aparece dentro de las ciencias sociales, para describir cualquier proceso desarrollado a partir del análisis y observación de un fenómeno específico, que puede expandirse progresivamente a otros eventos que presentan características similares vinculados a mecanismos presentes en otras teorías. De algún modo, estas teorías de medio alcance pretenden equilibrar un punto medio entre las explicaciones de casos singulares y grandes sistemas para interpretar un conjunto de características de manera universal.

Este conjunto intermedio nos permite seguir avanzando en el estudio de las interacciones entre la actividad humana y el medio ambiente, que surge como una opción para eliminar barreras entre las ciencias naturales y sociales, proporcionándonos una base para desarrollar nuevos conceptos e hipótesis en el análisis de los procesos ocurridos en cualquier territorio (Rounsevell et al., 2012; Verburg et al., 2016). El desarrollo de estas teorías tiene relevancia por la aparición de nuevas condiciones ambientales y paisajes, donde la huella antrópica ha provocado cambios muy significativos. Algunos

de estos cambios se deben a las fluctuaciones rápidas producidas entre los distintos mercados y el clima, pero también observan las interacciones complejas entre mecanismos que analizan las actividades humanas (e.g pastoreo, ciclo de nutrientes, ciclo del agua, uso del fuego) y otros procesos más lentos en el tiempo asociados a la erosión por las que se ven afectados los distintos usos/tipologías (Tasser et al., 2017).

En los siguientes párrafos veremos algunas de las principales teorías ya consolidadas, las cuales tienen cierta importancia en la evolución e investigación dentro de la ciencia de sistemas terrestres, aunque también mencionaremos otras que se encuentran a debate en la actualidad.

1.5.1. Cambios en la extensión e intensidad de los usos/cubiertas de suelo

El primer conjunto de aspectos teóricos a desglosar se encuentra en auge en la bibliografía que aborda la intensificación y expansión de los usos de suelo (Kuemmerle et al., 2013; Meyfroidt et al., 2013; van der Sluis et al., 2016; Levers et al., 2016). En este contexto global donde las sociedades modernas ejercen una mayor presión y demanda sobre la tierra (recursos, alimentos, madera, fibra, etc...) se busca obtener un mayor rendimiento por unidad de tierra. Algunas de estas ideas ya han sido desarrolladas por economistas clásicos como Malthus, von Thünen o Ricardo sobre la utilización de la tierra (Erb et al., 2013). Esta comparación entre intensificación y el ajuste extensivo tiene por objeto indicar la diferencia entre dos tipos de estrategias amplias que los seres humanos han utilizado para modificar los usos de suelo. En ambos casos, la medición de cualquiera de ellos es bastante compleja, porque muchas veces los cambios en la productividad por insumos van acompañados por ajustes en la cantidad de tierra modificada de otros procesos.

Por un lado, el fenómeno de expansión del uso de la tierra se produce en áreas con una menor carga antropogénica, concentrándose

en aquellas áreas no cultivadas o terrenos semi-naturales que fueron roturados hacia nuevas superficies agrícolas. En ciertas ocasiones, se ha producido una reexpansión de áreas abandonadas que luego han sufrido transformaciones internas hacia cultivos extensivos: pastos, palma y soja.

Este proceso ha sido notable en Sudamérica como uno de los principales impulsores de la deforestación, generando una serie de desplazamientos sobre todo de la ganadería en la búsqueda de nuevos territorios para el pastoreo-laboreo, al ejercer una presión directa sobre los bosques como ocurre en Colombia, Argentina o Brasil. Si bien este desarrollo expansivo ha traído dinero a las zonas rurales, gran parte de esta riqueza se ha concentrado en grandes propietarios. Quizá el principal problema aparece por una especialización hacia el monocultivo, lo que implica grandes pérdidas en la biodiversidad y en los ecosistemas tropicales a nivel local, pero en los últimos años se están analizando sus teleconexiones a nivel mundial (Verburg et al., 2015; Boillat et al., 2017).

En segundo lugar, la intensificación hace referencia al aumento de la productividad por unidad de área/insumo (piensos, mejoras genéticas, fertilizantes, mano de obra, pesticidas, tecnología...). La intensificación ocurre cuando se produce un aumento del volumen total de la producción agrícola como resultado de una mejora en su eficiencia para la búsqueda de una mayor rentabilidad económica. A menudo este tipo de prácticas agrícolas preocupan a organismos internacionales como la FAO y también al propio ámbito científico, porque dependen del marco ético de las buenas o malas prácticas del modelo seguido por los agricultores/productores.

Algunos autores postulan que este proceso es necesario para la seguridad alimentaria (Godfray et al., 2010), para ello, proponen aumentar la producción dentro de los límites de la sostenibilidad de modo más eficiente y equitativo. Este tipo de prácticas se perciben en diversas regiones del mundo (caña de azúcar en Brasil, maíz en EE. UU., arroz en China o el trigo en la India). Pero ha sido en los últimos años cuando aparecen corrientes que tratan la intensificación sostenible de la agricultura (ética de las buenas prácticas), de modo

que los agricultores produzcan una mayor cantidad con un uso más eficiente de los recursos utilizando una menor cantidad de insumos sobre una misma parcela de terreno. Por ello, este enfoque busca una mínima alteración ambiental a nivel de paisaje, pero incorpora un enfoque sistémico e integrado hacia una producción que une más a la naturaleza con el crecimiento de los cultivos. Los sistemas agroforestales y la producción agropecuaria tendrán un mayor peso en dichos entornos, un ejemplo es la piscicultura en arrozales, las razas autóctonas en la limpieza de bosques, uso de piensos de mayor calidad y dietas equilibradas para los animales o un mejor aprovechamiento de la energía en toda la cadena productiva, entre otros.

Otra visión dentro de la teoría de expansión e intensificación, la explican una serie de autores desde la lógica de una economía campesina basada en el uso de la tierra realizada por pequeños propietarios, sociedades locales y familiares. Se trata de una agricultura de subsistencia, o también conocida como “barriga llena” donde se intenta maximizar la productividad laboral y no se obtienen excedentes para los mercados (Chayanov, 1966). En esta teoría se intenta atender las necesidades de consumo que dependen del tamaño de la explotación, aunque esta teoría no discute tanto si se expande o se intensifican los usos de suelo. Se trata de territorios localizados generalmente en países subdesarrollados con una gran cantidad de recursos físicos, pero donde no existe capital ni mano de obra cualificada, en cuyo caso es más probable que se produzca la expansión de usos.

Desde otra perspectiva, encontramos las teorías de medio alcance desarrolladas por Boserup (1970) relacionadas con la presunción que los agricultores que disponen de la tecnología suficiente para poder elegir a la intensificación productiva por encima de la expansión de usos, sobre todo cuando el recurso tierra se vuelve limitado y el número de efectivos de población aumentan drásticamente. Estas situaciones se han producido por ejemplo en regiones en vías de desarrollo e incluso países industrializados donde el aumento de la población supone un reto (India, China, Indonesia, Europa del Este). Durante las últimas décadas, estas teorías parece que

han funcionado en territorios donde la producción por hectárea aumentó más que la productividad por mano de obra, sin embargo en algunos casos este sistema puede colapsar si la productividad disminuye al no generarse el empleo suficiente.

Por otro lado, también debemos mencionar una de las teorías que ya han sido nombradas en algún momento, como es la intensificación inducida. Este fenómeno incorpora los procesos que favorecen el aumento de la productividad a largo plazo, casi siempre en un entorno de gobernanza de la tierra y de mercados globalizados. En este grupo aparecen muchos de los componentes ligados con aspectos biofísicos, políticos y socio-económicos, y sobre todo aquellos ligados a las restricciones a la adquisición (tenencia, acceso) que ha afectado a los terrenos intensificados.

Este tipo de fenómeno inducido no se aprecia tanto en zonas marginales situadas lejos de los principales centros urbanos, donde existen condicionantes físicos (relieve, suelos, distancia a ciudades, etc.) que tienden a agravar la falta de inversiones económicas en dichas áreas, junto con otras restricciones de tipo institucional que impiden la posibilidad de incrementar la superficie de las explotaciones agrícolas y ganaderas. No obstante, este proceso sí aparece en áreas donde la demanda creciente de productos alimentarios y la apertura de mercados hacen que aparezcan nuevos usuarios de tierra. Esto supone diferentes grados de intensificación, como sucede en cultivos asociados a la soja o productos cárnicos en Brasil lo que implica una variación en función de la posición dominante de cada estado en el mercado (Waroux et al., 2017). En ocasiones, los pequeños propietarios de tierras tienen una mayor dificultad de acceso a la comercialización de determinados bienes, donde las oportunidades de crecimiento y sus ingresos dependen de la demanda global de productos.

Algunos autores están preocupados por dónde se encuentra la frontera de este fenómeno. Inducir a cambios en los usos de suelo a otros estados o condicionarlos puede generar conflictos en numerosas regiones del mundo. Esta serie de cuestiones se encuentran actualmente a debate en lo que se ha denominado teoría política de los

recursos, de tal forma se produce apropiación de tierra por parte de los estados y los regímenes políticos que condicionan en gran medida la extensión e intensificación de usos (Baumann & Kuemmerle, 2016). La tierra es accesible a usuarios potenciales que poseen un capital consolidado, como sucede con grandes propietarios de tierra. El efecto rebote implica la exclusión de pequeños agricultores que no poseen ni el capital ni la tecnología suficiente para competir en los mercados. Esto genera una serie de consecuencias negativas sobre los estados que necesitan incentivar en gran medida a través de subvenciones o préstamos al pequeño agricultor, aunque en ocasiones éstos no salen beneficiados lo que provoca la emigración, venta o el desplazamiento de población debido al abismo entre rentas (Meyfroidt et al., 2018).

Dentro de estos debates siempre aparecen las externalidades como uno de los problemas en la gestión a nivel global como sucede con el recurso agua, el más demandado e imprescindible para las zonas irrigadas. Uno de los ejemplos más sonados en la actualidad del dominio del agua, ocurre con la política llevada a cabo por el gobierno chino en el Delta del Mekong, al situarse las grandes presas en la cabecera dentro de los límites administrativos de China. Esto condiciona a millones de personas río abajo en Birmania, Vietnam, Tailandia o Laos (inducen al cambio de ciertos usos por otros en los últimos años, en el manejo de las zonas intermareales productivas donde antes se cultivaba arroz, actualmente no es así y aparecen zonas de bosque). Para finalizar con las aportaciones de la teoría inducida, esto es fuente de conflictos entre estados, y por ello este tipo de análisis e investigaciones a gran escala entran dentro de la geopolítica, economía política y la ecología de los recursos naturales, en relación a la gestión, apropiación y acceso al recurso tierra (Ostrom, 2009).

El último grupo de teorías consolidadas relacionadas con la expansión e intensificación de usos, tiene relación con los factores considerados por la economía clásica. La renta de la tierra como función del valor asignado al suelo, es importante en los modelos y teorías que han sido utilizados por von Thünen (1820) donde el valor varía en función de la cercanía a los núcleos de mercado. También las teorías de Ricardo señalan que las características físicas del suelo

(calidad del terreno, disponibilidad de recursos hídricos, distancia a vías de comunicación, etc.) modifican el valor afectando claramente al mercado de tierras (compra-venta o arrendamiento) y condicionan la expansión de los usos de suelo. Algunos de estos modelos solo asumen la existencia de mercados perfectos que en la realidad es complicado encontrarlos como tal, pero ayudan a interpretar la función de las rentas que muchas veces son dependientes de la evolución y crecimiento sobre los usos agrícolas y urbanos (Irwin & Bockstael, 2007).

La misma teoría puede proponerse a la inversa, de modo que la contracción del uso de la tierra y los fenómenos de extensificación comienzan a tener repercusión dentro de los sistemas terrestres. Actualmente, existe suficiente bibliografía que trata de unificar la visión de los procesos ocurridos en zonas remotas de montaña donde ha sido frecuente la marginalización de los usos de suelo. En algunas regiones, este fenómeno aparece motivado por causas climáticas que han provocado el desplazamiento de determinados cultivos, pero hoy en día la mayor problemática está asociada con el despoblamiento, como principal factor limitante en su desarrollo. Con frecuencia los estudios que tratan la contracción o el abandono de superficies agrícolas están localizados en Europa del Este, donde el colapso del socialismo provocó un abandono masivo, pero aquí la Política Agraria Común está ayudando a paliar estos efectos (Estel et al., 2015; Prishchepov et al., 2012; Corbelle & Crecente, 2015; Lasanta et al., 2017).

Otro de los efectos derivados de la contracción de determinados usos es que fomenta el rápido crecimiento de otras tipologías, por ejemplo, esto sucede en las cubiertas agrícolas debido a el desplazamiento de cultivos por el aumento desmesurado de superficies impermeables, generando un conflicto en la fragmentación y conectividad entre las zonas urbano-rurales (van Vliet et al., 2017; Meyfroidt et al., 2013). Esto también puede extrapolarse a otros cambios de uso a nivel global, como la contracción del bosque amazónico es inseparable de algunas de las ideas mencionadas en

párrafos anteriores, provocando la expansión de nuevas áreas de pasto y cultivo.

1.5.2. Land sharing vs. Land sparing

Desde hace décadas existe un debate en la comunidad científica sobre si sería preferible, desde el punto de vista de la conservación de los recursos naturales, concentrar la actividad humana en algunas zonas dejando el resto libre de intervención (*land sparing*), o si por el contrario es preferible una actividad humana menos intensiva pero más repartida por el territorio (*land sharing*). La aproximación del *land sharing* se refiere a la idea de una agricultura alternativa, diversa y agro-ecológica que pretende mantener la biodiversidad a nivel de paisaje asociada a los ecosistemas locales/naturales como modelo para el diseño de nuevos agrosistemas para la producción de alimentos. Dentro de este concepto se integra el saber tradicional con los conocimientos científicos, principalmente derivados de la ecología (Altieri, 2004; Gingrich & Krausmann, 2018; Marull et al., 2018). Históricamente, la agro-ecología ha favorecido la pequeña producción incorporando nociones de soberanía alimentaria, lo que ha llevado a organizaciones como La Vía Campesina a adoptar el término agroecología en lugar de intensificación sostenible.

Por otro lado, el *land sparing* se refiere a la idea del incremento del rendimiento por unidad de tierra (por ejemplo en zonas de cultivo o urbanizadas), de modo que este proceso puede generar un efecto rebote donde se ahorra tierra. Este ahorro permite una segregación en zonas agrícolas (generalmente a producción de alta intensidad, con variedades de alto rendimiento) y áreas protegidas para la biodiversidad o la conservación de la naturaleza. Un ejemplo de estrategia de preservación de la tierra son las áreas protegidas de la Unión Europea, que están delimitadas geográficamente y protegidas legalmente, para preservar la biodiversidad y la naturaleza, y los servicios ecosistémicos asociados (Perfecto & Vandermeer, 2012). Otro de los efectos derivados de estas prácticas es la denominada Paradoja de Jevons, que busca la eficiencia en la producción permite

concentrar las zonas agrícolas en menor superficie. Sin embargo, al tratarse de prácticas más eficientes, puede existir la tentación de cultivar en áreas que hasta entonces no era rentable y al final el fenómeno puede ocupar una superficie más extensa que al principio.

El modelo de *land sparing* provocará una mayor conservación ambiental en determinadas regiones, lo cual puede favorecer una orientación hacia una intensificación más industrializada (Hertel et al., 2014). Por parte de los estados, una legislación medioambiental débil producirá una homogeneización del paisaje, por ejemplo al desarrollarse planes de reforestación con un solo propósito productor (como sucede con el eucalipto) o una intensificación agrícola basada en monocultivo. Las consecuencias negativas se concentrarán en las áreas de uso más intensivo, sobre la riqueza de hábitats a nivel global. En cambio, dentro de este ahorro de tierras existe otra vía orientada a fomentar espacios donde la tierra no utilizada se aprovecha para otros servicios ecosistémicos como son: secuestro de carbono, manejo de bosques, policultivos tradicionales (Lambin & Meyfroidt, 2011). Esta vía forma parte de la solución que pretende evitar la intensificación industrial cuyas técnicas se encuentran altamente tecnificadas (cultivos transgénicos, nanotecnología aplicada...) substituyendo los procesos naturales de crecimiento (Figura 3).

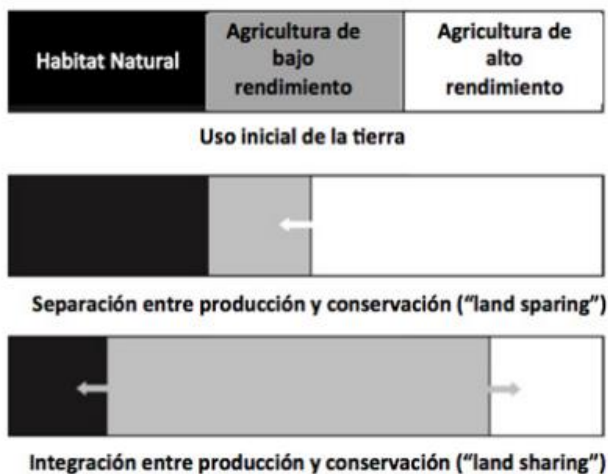


Figura 3. Diferencias entre land sparing / land sharing. Phalan et al. (2011).

Un planteamiento interesante como debate aparece motivado por las escalas espaciales de estos fenómenos en el uso de la tierra. El *land sparing/sharing* no están conceptualmente vinculados a una escala particular, de ahí que exista una zona gris donde sea complicado generalizar y comparar cada una de las estrategias en determinados contextos. Aunque en los territorios donde se desarrollan en relación a su dimensión aplicada, el *land sparing* se implementaría a mayor escala transformando grandes extensiones de terreno (regiones, comarcas), mientras que el *land sharing* aparecería en escalas menores (parcela, paisaje, municipios).

Dentro de los esfuerzos de conservación, no existe una sola escala correcta para segregar la protección de la biodiversidad y la producción agrícola, por tanto, existe otro enfoque que propone una alternativa llamada *multiple-scale landsparing*, que contempla el manejo de los servicios ecosistémicos teniendo en cuenta la multifuncionalidad del paisaje, de modo que se implementen simultáneamente varias escalas espaciales. Esto se entiende cuando en territorios que han sufrido cambios, se deben conocer todos los procesos ecológicos que determinan el nivel de especies de interés para la conservación, desde un nivel regional para que el funcionamiento del ecosistema sea posible a nivel de parcela individual.

En los ecosistemas preexistentes en la actualidad, la estrategia del *land sharing* se centra en regiones tropicales o sub-tropicales para las cuales existe una mezcla entre sistemas agropecuarios y forestales (bosques productivos mixtos). La mayor parte de los estados que sufren este fenómeno se encuentran en Latinoamérica, donde tienen gran relevancia las características del relieve, tratando de fusionarse los enfoques integrados del conocimiento adquirido entre las universidades y el propietario local. Por otro lado, en climas templados/continentales es más frecuente que la estrategia dominante sea el *land sparing* concentrándose más en Europa al existir un equilibrio entre la producción forestal (coníferas, eucalipto) ligada con cultivos tradicionales del campo (maíz, trigo, alfalfa, pastos), cuyo peso también depende del manejo de las zonas de matorral donde se

alberga gran parte de la biodiversidad. Este ejemplo es visible en territorio de *grassland communities* en Suecia, entre muchos otros.

El resultado de ambas prácticas, a escala local favorece la conservación en zonas eficientes y con menores costes de producción, pero donde no existe un mercado tan grande como para influir sobre precios de determinados cultivos básicos. Otras veces, aparecen restricciones físicas e institucionales cuando existe cierta demanda (carne, bienes de lujo o cultivos exóticos) provocando un efecto rebote lo suficientemente grande para generar un impacto global en los precios, como sucede por ejemplo con las plantaciones de aguacate en México, Perú y Colombia. Este cambio competitivo incide en la intensificación y expansión de los usos de la tierra a medio y largo plazo (Hertel et al., 2014; Meyfroidt et al., 2013).

1.5.3. Excedentes en los usos/cubiertas de suelo: pérdida y cambios indirectos en los usos

En este apartado hacemos referencia al conjunto de teorías de medio alcance relacionadas con el desplazamiento de los usos de la tierra. Para ello, identificamos una serie de autores preocupados por las tendencias de cambio asociadas con políticas destinadas a desplazar y limitar la expansión de los usos de suelo en determinados países. Una política eficaz puede reducir la disponibilidad de tierra (restricción a su compra-venta), lo que conlleva un aumento del precio de la misma y probablemente una disminución de la rentabilidad al no poder expandirse su actividad. Este tipo de alteraciones forman parte del desafío por parte de los gobiernos, sobre todo de políticas que apuntan a mitigar por ejemplo fenómenos como la deforestación, a través de áreas protegidas o su degradación (REDD+).

La primera de las teorías a tratar en este apartado reúne los conceptos relacionados con la pérdida de actividad motivada por los desplazamientos de los factores de producción. Generalmente, las restricciones legislativas por parte de los gobiernos, motivan el traslado de las actividades llevadas a cabo por las empresas. Esto

ocurre, por ejemplo, con la plantación de determinadas especies forestales, actividades contaminantes que suponen un riesgo para la población, o prácticas agro-ganaderas agresivas con el medio ambiente. Las actuaciones y los movimientos pueden estar limitados por una legislación medioambiental más rígida, que provoca el desplazamiento hacia países con normativas más laxas. Por este motivo, en algunos estados tienen que crearse incentivos para que los productores continúen con su labor productiva en otras regiones del mismo, pero movilizándolo a las empresas debido a que el capital inicial y las inversiones en actividades no suelen ser elevadas.

La segunda aproximación hace referencia a los excedentes del mercado debido a cambios en la renta de la tierra. Este proceso se extiende en áreas en las que se producen grandes inversiones de capital extranjero, como ocurre en regiones amazónicas por el aumento de la demanda de bienes (colza, soja o caña de azúcar). Sobre estos territorios como resultado se produce un crecimiento del valor de la tierra, de algún modo, limitándose la viabilidad de otro tipo de explotaciones y bienes influyendo en el precio de la madera o el ganado (Hertel et al., 2014). Este impacto tiene grandes repercusiones en otras regiones a nivel mundial, donde los choques de mercado pueden absorberse de tres modos:

1. Una mayor elasticidad de la demanda respecto del precio produce una reducción del consumo del bien en cuestión, lo que impide el aumento del valor de la tierra.

2. La posibilidad de que se produzca una intensificación cuando existe mano de obra, capital y tecnología para iniciar la producción de otros bienes menos demandados.

3. Si la pérdida por fuga de capitales en el mercado tiene lugar en regiones con un rendimiento elevado, es probable que el impacto sea absorbido a través del mercado de productos más básicos donde se expanda el uso de la tierra. Esta pérdida ocurre si el bien afectado se sustituye por productos exigentes sobre el suelo, un claro ejemplo es el sector de la madera en regiones tropicales.

El último caso, el tercer tipo de intervención puede producirse cuando el uso de la tierra existente se reemplaza por otro, de manera indirecta. Esta intervención puede aparecer cuando una política respalda el bien que deriva del segundo tipo de uso, por ejemplo, en una política de biocombustibles cuando se apoya la producción de un bien alternativo limpio. También se percibe en procesos que llevan implícito un incremento, debido a fluctuaciones de mercado en la oferta/demanda del segundo bien en cuestión. Este tipo de intervención a gran escala puede inducir a cambios indirectos en los usos de suelo sobre otros territorios, a través del acaparamiento o *land grabbing*.

Generalmente, se trata de prácticas que tienen gran impacto sobre el medio ambiente, en ocasiones tratándose de productores que no cumplen los estándares relacionados con la sostenibilidad. Por ello, existen propietarios que producen un mismo bien, pero modifican o venden dichos artículos lavándolos a través de intermediarios que sí cumplen los baremos sostenibles. Estos productores buscan un vacío legal para cambiar un mercado por otro, lo que a veces provoca actividades poco lícitas por parte de empresas y multinacionales. Los productores afectados tienen una ventaja competitiva frente aquellos situados en otros territorios, pudiendo cambiar a usos de suelo más rentables o alternativos. Un ejemplo de esta práctica poco lícita ocurrió en Colombia en 1980, en particular afectó a los agricultores propietarios de pequeñas explotaciones cafeteras. La empresa *Chiquita Brands International*, una multinacional dedicada al cultivo de banana pagó a grupos paramilitares para echar de manera forzosa a la población nativa en la región de Urabá.

1.5.4. Teorías de la transición en los usos/cubiertas de suelo

En lo que respecta a este bloque de transiciones en los usos/cubiertas de suelo, éstos tratan de analizar los equilibrios y dinámicas estructurales motivadas por el cambio de un uso a otro. Como veremos, existen algunas teorías de transición que se encuentran a debate dentro de la ciencia de sistemas terrestres.

1.5.4.1. Transición forestal

El fenómeno de transición forestal se entiende como proceso de cambio estructural donde se produce una ganancia neta de superficie debido a la recuperación de la cubierta forestal, bien sea por regeneración natural o por la aparición de nuevas áreas de bosque plantado (Mather, 1992). Se manifiesta a finales del S.XIX y principios del S.XX en latitudes medias, pero se observa de manera más evidente en los últimos años en diversas regiones del mundo. Este proceso ha recibido muchas críticas, no solo por considerarla una teoría, sino también por lo que no se tiene en cuenta dentro de ella desde su formulación inicial. Por este motivo, existen algunos autores han centrado el debate en sí debe tratarse como tal. En la actualidad, la bibliografía que trata de estudiar este fenómeno diferencia esencialmente cuatro líneas de investigación:

La primera vía relaciona la globalización económica. El crecimiento de la urbanización e industrialización en la agricultura provoca una reducción de mano de obra en terrenos agrícolas concentrándose la producción en tierras tecnificadas, dejando de lado tierras marginales donde se produce la expansión de masas arboladas, de forma natural. Los cambios motivados en parte por el cambio de combustibles (uso de leña) por energías fósiles o renovables contribuyen a un descenso en la presión que se ejerce sobre los bosques, produciéndose un ahorro de tierra a escala global. Por otro lado, la protección de la biodiversidad y bosques mediante secuestro de carbono, pueden impulsar la reforestación de masas en otros estados (Zhang et al., 2017).

El segundo camino trata la escasez de productos y servicios forestales, que aparecen como respuesta a la degradación sobre las masas arboladas. Generalmente, son los gobiernos los que suelen estar detrás de las políticas y la gestión forestal a través de planes estatales/regionales, para incentivar el desarrollo económico como forma de consolidación y protección (Rudel et al., 2005).

La tercera vía está basada en la diversificación. Los pequeños propietarios/agricultores son los que influyen en la plantación y el

mantenimiento de determinadas masas forestales. Aquí, no solo aparecen las funciones asociadas al bosque, sino que reúnen todas las dinámicas agrosilvopastorales de manera integrada en la transición donde se atribuye un mayor peso ambiental y ecológico.

El cuarto punto trata la visión de la globalización desde las fuerzas de mercado y sociales. Aquí se incluyen los movimientos ambientalistas que impulsan la expansión del arbolado en otras áreas del mundo (Meyfroidt & Lambin, 2011).

1.5.4.2. Teorización del concepto teleacoplamiento

En otro nivel dentro de las teorías en la transición de los usos/cubiertas de suelo nos encontramos aquellas relacionadas con el concepto de teleacoplamiento, que algunos autores han postulado como una nueva teoría a mayor escala dentro de los sistemas terrestres (Verburg et al., 2015; Meyfroidt et al., 2018). Este fenómeno es reconocido por las interacciones entre lugares distantes que afectan a diferentes procesos, por tanto, se trata de un enfoque amplio e influyente que produce resultados inesperados en la sostenibilidad y los mercados a nivel global (Liu et al., 2013).

Cualquier política, un evento natural (desastres climáticos, pérdidas de especies...), un cambio de mercado en los productos y precios (petróleo, maíz, soja...), pueden generar una serie de cambios como efecto en cascada. Estos ejemplos son parecidos al efecto mariposa, donde una ligera transformación puede producir un impacto mayúsculo en lugar distante tiempo después. Extrapolándose a usos/cubiertas de suelo, este tipo de transiciones pueden producirse de dos formas: de un cambio local hacia lo global o viceversa. La influencia o relevancia de los cambios de uso producidos sobre una comarca pueden desatar otros fenómenos a nivel regional e incluso global en ocasiones irreversibles. La aparición de este concepto es muy importante para elaborar teorías que permitan cuantificar de manera tangible las fuerzas distantes, a través de la distancia y el tiempo.

1.5.4.3. Teorías de expansión urbana

Por otra parte, situaríamos las teorías urbanas que tratan la expansión y renovación de estas áreas, derivadas de los profundos cambios en el metabolismo social. En la terminología este fenómeno aparece definido como *land take*. En él se define a las zonas agrícolas, bosques y otras tierras seminaturales que han sido convertidas hacia nuevas superficies urbanizadas/impermeables. Aquí se incluyen las áreas selladas por construcciones, terrenos industriales e infraestructuras (redes de transporte, minas, canteras y vertederos), así como zonas verdes urbanas e instalaciones deportivas y de ocio.

La teoría de la expansión urbana se encarga también de analizar las conexiones entre el mundo rural y urbano, como una de partes esenciales de la sostenibilidad territorial. Si nos fijamos en las tasas de urbanización, se prevé que los continentes de África y Asia representen en torno al 86% del crecimiento urbano en los próximos decenios (European Environmental Agency, 2020). Dentro de este enfoque una de las problemáticas se asocia con la impermeabilidad del suelo, en parte como proceso irreversible afectando a otras tipologías.

Las áreas periurbanas y fronterizas son especialmente las más vulnerables donde se producen las mayores transformaciones (migraciones, adquisición de compra-venta de terrenos, barrios con rentas degradadas, etc.), por ello, muchos investigadores centran su atención en los niveles de crecimiento sobre estos espacios (Seto et al., 2012). Otros se dedican a analizar la conectividad del estilo de vida urbano-rural mediante métodos tradicionales para incentivar usos que no atenten contra el medio ambiente, lo que ellos han denominado como *urbanización sostenible*. En cambio, existen otra serie de autores que analizan el desplazamiento o eventual abandono en Europa y América del Norte, vinculados con la pobreza y el aumento de barrios marginales (Verburg et al., 2015; Turner et al., 2013).

1.5.4.4. Otras transiciones

Con el objetivo de finalizar este bloque, existe un último grupo de líneas de investigación que tienen mayor relación con la acción directa sobre los territorios, y no tanto, en un énfasis explicativo. Esta aproximación hace hincapié a la substitución de recursos por la adopción del uso intensivo de combustibles fósiles, desplazándose los impactos negativos hacia el clima. Este enfoque también tiene el sobrenombre de ingeniería de ecosistemas, cuya especialización se basa en la conservación de salud y la estabilidad del ambiente en que viven tanto personas como especies (Ellis et al., 2013). Han sido criticadas por ser demasiado deterministas, porque simplifican otras complejidades reales en las trayectorias de los usos de la tierra, donde se ignora por ejemplo el comercio, la geopolítica y otras relaciones entre regiones.

De igual forma que la construcción de espacios socio-culturales que explican cambios a largo plazo entre las tendencias sociales y la biosfera, la ingeniería de ecosistemas brinda la oportunidad de formular teorías de medio alcance un poco más específicas que engloban a los usos/cubiertas de suelo. Tanto en Europa como en EEUU están desarrollándose iniciativas preocupadas en estos aspectos para combatir el cambio climático, como mecanismos de ayuda y control para la gobernanza de la tierra y los servicios ecosistémicos (van Zanten et al., 2016).

1.6. ESCENARIOS FUTUROS PARA LA SOSTENIBILIDAD

Un gran número de teorías comentadas en el apartado anterior se encuentran ya consolidadas, y otras actualmente en proceso, proporcionándonos una vía constructiva a futuro en el conocimiento más generalizado en la ciencia de sistemas terrestres. El progreso teórico seguirá siendo importante en la integración con otros campos científicos que aporten múltiples perspectivas a esta rama, de manera

que la importancia en la conectividad de los procesos y la globalización (instituciones, comercio, información, movilidad humana, conflictos...) serán fundamentales para conocer los mecanismos y condiciones dentro de las principales teorías de alcance medio (transiciones, fugas, intensificación-extensificación) a las que se van a enfrentar los usos de suelo, a corto y largo plazo.

En lo que respecta a la opinión de otros autores, este progreso será esencial para producir explicaciones más complejas sobre los patrones espaciales que dan forma a la estructura del paisaje, particularmente aquellas que integren los enfoques social y ambiental. Por un lado, los estudios centrados en explicar aspectos sociales tendrán un papel clave en este desarrollo al tratar los flujos y redes basados en el comportamiento humano. Sobre esta idea, existen multinacionales y gobiernos que actúan en función de su propio bienestar, de acuerdo con sus expectativas a veces de modo egoísta para maximizar sus beneficios y objetivos de mercado. Estas nuevas aproximaciones pueden beneficiarse de las aportaciones procedentes del conductismo, a la hora de abordar la diversidad de procesos cognitivos como respuesta al cambio ambiental y a las normas sociales relacionadas con el uso de la tierra (Groeneveld et al., 2017). Algunas de estas aproximaciones se encuentran en el grupo secundario comentado en el apartado 3, que tratan los enfoques dentro de la ciencia de sistemas terrestres. Estas teorías se incorporan a través de la psicología y la economía, uniéndose para analizar el comportamiento de lo planificado y explicar otras decisiones que se desvían de los escenarios esperados.

Todo este conjunto de teorías, sub-teorías y enfoques llegados desde distintas disciplinas, de algún modo, han asumido un papel relevante en el estudio de las dinámicas de usos/cubiertas de suelo a nivel global. Los escenarios a futuro dependerán de las herramientas utilizadas para el estudio de nuevos modelos y conceptos que pretenden mejorar la comprensión entre sistemas. La situación actual de los mercados, en los que la competencia por parte de los estados es cada vez mayor y la agenda común de muchos de ellos, condicionarán las decisiones locales sobre los usos de la tierra. Uno de los aspectos

fundamentales será cuantificar los efectos de los desplazamientos de los recursos y el comercio (Yu et al., 2013), junto las teleconexiones que involucran siempre los procesos económicos y socio-ecológicos.

Algunos de estos ejemplos vendrán marcados por las grandes migraciones como resultado de guerras. También serán importantes las interacciones ambientales que dependen de los servicios ecosistémicos basados en las externalidades (en mercados básicos como el agua, CO₂), y por último, uno de los factores que más afectarán a los cambios de uso/cubierta de suelo será el *land grabbing* debido al acaparamiento de tierras (Verburg et al., 2015). En los últimos años se están ampliando las estrategias geopolíticas de diferentes estados, esto tendrá una repercusión en los mercados a nivel global, como sucede con la compra de terrenos por parte del gobierno chino en el continente africano (Camerún o Mozambique) para plantar grandes extensiones de maíz y arroz (Batterbury & Ndi, 2018).

En otro orden, hemos visto que dentro de la ciencia de sistemas terrestres todavía existen grandes brechas de conocimiento e incertidumbre a la hora de comprender los impactos y las complejidades existentes en los cambios de uso/cubierta de suelo (de Chazal & Rounsevell, 2009). Muchas de estas limitaciones las tratan Magliocca et al. (2018) desde una perspectiva socio-ecológica, en particular comentan algunas de las herramientas en el avance de los aspectos teóricos más importantes que se pueden extrapolar para esta nueva ciencia.

La competencia por los recursos y los servicios prestados por la Tierra se producen con mayor dinamismo, especialmente a partir de la segunda mitad del S.XX motivada por una demanda creciente. Los efectos derivados del cambio climático tendrán cada vez un mayor peso. Poco a poco, todo este conocimiento adquirido será necesario para desarrollar políticas en la gestión sostenible, incluso a pequeña escala en lo que algunos autores han denominado como “*planificación o arquitectura de los usos*” orientada hacia proyectos de acción directa sobre el territorio, estrechamente ligados con la planificación de usos y la gobernanza de la tierra (Verburg et al., 2015; Turner et al., 2013).

Por último, no todas estas brechas de conocimiento deben ser abordadas por un solo proyecto o de manera específica en una sola disciplina, como ocurría durante la primera etapa de formación de la ciencia de sistemas terrestres, sino que debe ser visto como desafío multidisciplinar en la investigación. Sin duda serán necesarias técnicas participativas para el diseño de ideas comunes, y así unir la voluntad de los propietarios agricultores con la finalidad productiva de los suelos. Toda esta demanda de los mercados en los productos y las condiciones ambientales a escala local deberán cuantificarse, al igual que los grandes procesos ocurridos en los esquemas a nivel global.

Para concluir, debemos mencionar la labor del GLP (*Global Land Programme*) como comunidad interdisciplinar que fomenta el estudio de los sistemas terrestres, y de algún modo, pretende buscar soluciones para la sostenibilidad global. El GLP tiene como objetivo central la síntesis e integración de conocimientos y metodologías para identificar las prioridades científicas y el establecimiento de una agenda común del conocimiento existente en la actualidad. Una de las principales conclusiones de este organismo es que la ciencia de sistemas está consolidándose como disciplina, al tratar las conexiones entre la comprensión científica y las comunidades que gobiernan y administran el uso de la tierra. Por ello, la idea del comité científico internacional del GLP es esencial como plataforma de intercambio de conocimiento, colaboración e innovación para contribuir en su avance.



CAPÍTULO 2. EVOLUCIÓN E INTEGRACIÓN DE LA MONITORIZACIÓN A NIVEL EUROPEO

2.1. INTEGRACIÓN DE LA MONITORIZACIÓN A NIVEL EUROPEO

En la historia de la monitorización de los usos/cubiertas de suelo a nivel europeo, el análisis espacial de grandes superficies de terreno ha supuesto un elevado coste económico y la necesidad de colaboración entre diferentes agencias involucradas en la producción y desarrollo de información. La monitorización de los cambios de uso/cubierta (LULC) y su evolución en el tiempo han requerido de un gran esfuerzo a todos los niveles: políticos y administrativos. Por otro lado, el avance en las técnicas de detección remota y la aparición de nueva información en formato digital han permitido cubrir la práctica totalidad de la superficie terrestre, convirtiéndose en una herramienta muy potente para el análisis de una amplia gama de propósitos dentro de la ciencia de sistemas terrestres (Ben-Asher et al., 2013). En nuestros días, las mejoras de las imágenes de satélite y aéreas son parte fundamental dentro de esta ciencia para la medición sistemática de un objeto marcado en el tiempo, al menos dos veces. De este modo, podemos evaluar los cambios y las tendencias sobre el terreno, tanto la calidad y cantidad de atributos observados para mejorar la comprensión de los factores que están detrás de los cambios de uso de suelo (Kizos et al., 2018; Feranec et al., 2016).

La aparición de Corine Land Cover a finales de los años ochenta cuando la falta de armonización y sincronización de los productos cartográficos era evidente, liberó la tensión existente hace años en las problemáticas a la hora de gestionar los servicios y la información disponible en cada uno de los estados miembro de la Unión Europea (e.g. agencias con desarrollo de proyectos a diferentes

escalas y fuentes de datos incompatibles entre sí). En este período, no existía un procedimiento común establecido dentro de los proyectos pan-europeos, tanto a niveles nacionales como regionales, ni tampoco entre la monitorización a nivel global entre Europa y el resto del mundo.

Por este motivo, en los últimos años se han producido cambios significativos dentro de las agencias y proyectos europeos que han apuntado en una única dirección, a todos los niveles de cooperación (centralización-descentralización) lo que ha mejorado los productos cartográficos. Aunque no todos los países han estado involucrados durante la primera etapa porque su nivel de desarrollo económico e infraestructuras informáticas no lo permitía, y por lo tanto dificultó la obtención de una mejor monitorización a principios de la década de los noventa a nivel global/europeo.

Uno de los puntos de inflexión se produjo tras la aparición de un número de organismos de alto nivel preocupados por la sincronización y las buenas prácticas dentro de la Comisión Europea (CE), junto con un grupo de organizaciones que a nivel nacional intentaron renovar la información de datos espaciales *in situ*, para los que la distribución y obtención de datos han sido piezas fundamentales. Una de ellas ha sido el GMES (*Global Monitoring for Environment and Security*) como comité de expertos creado para centralizar a nivel pan-europeo y resolver algunas de las deficiencias en la recogida de datos mediante imágenes de satélite, cuyos esfuerzos se centran en la unión de toda la información a nivel europeo. Durante ese mismo intervalo, aparece el denominado HELM (*Harmonised European Land Monitoring*) que finalizó en el año 2013 continuando un poco con el testigo de la anterior, aunque en la actualidad todas estas iniciativas las ha recogido Copernicus (EEA, 2019).

Este antiguo proyecto HELM formaba parte del intercambio de conocimiento que abordaba la evolución de la monitorización en décadas anteriores, centrándose en la importancia de los propósitos en el análisis de la conservación de naturaleza, desarrollo urbano, recursos disponibles para la agricultura, análisis espacial entre otros.

Este programa aparece como herramienta para la evaluación de la sostenibilidad y potencialidad de la tierra.

Por otra parte, uno de los aspectos clave ha sido la implementación de la directiva INSPIRE que establece una serie de reglas comunes y generales para la infraestructura de la información espacial de los estados miembro de la Unión Europea. Todas las revisiones en la modernización de las fuentes cartográficas dependen del concepto EAGLE (Figura 4), en el que se incorporan los criterios y el alcance dentro de un modelo-matriz de datos para los cambios de uso/cubierta de suelo entre los niveles nacionales y europeos (Arnold et al., 2013).

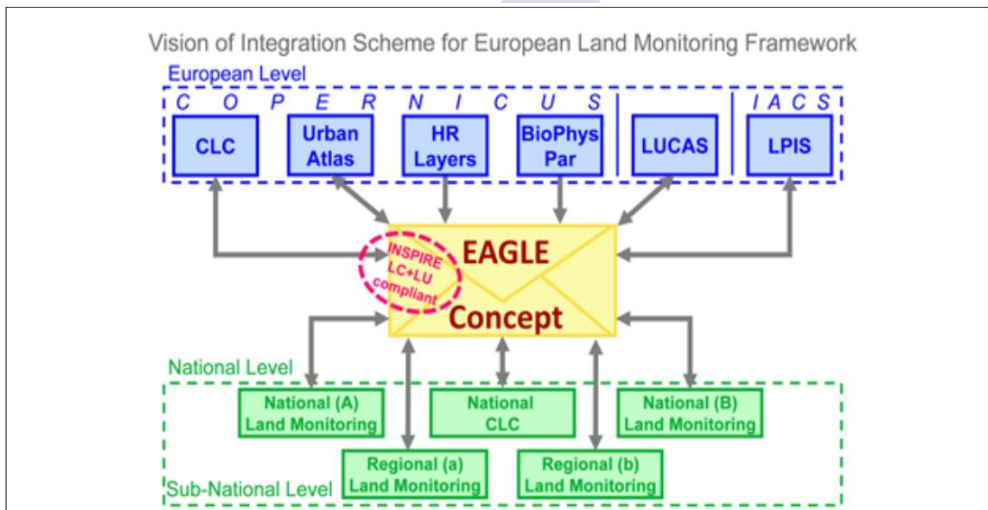


Figura 4. Monitorización a nivel europeo. EEA (2019)

Si nos centramos en las iniciativas modernas y actuales a nivel pan-europeo, estas pertenecen a los servicios de Copernicus liderados por la *European Environmental Agency* (EEA). En este período a partir de 2013, los principales avances tienen relación con la aparición de capas de alta resolución HRL (*High Resolution Layers*) actualmente disponibles para los períodos 2012 y 2015. A partir de estas imágenes se han derivado esencialmente cinco tipos de cubierta: superficies impermeables, bosques (densidad de cobertura arbórea y tipo de bosque), pastizales permanentes, humedales y cuerpos de agua.

Se trata de datos con una resolución de 20 metros/píxel, producidos a partir de imágenes de satélite IRS-P6, Resourcesat y RapidEye cuyos mapas poseen una unidad mínima cartografiable (MMU) de 1 hectárea producidos de forma semiautomática.

También producidas por la EEA, existen otras fuentes interesantes en materia de planificación urbanística como el Atlas Urbano, que proporciona mapas de cobertura: 17 clases urbanas, 10 rurales y seminaturales cuya unidad mínima cartografiable (MMU) es de 0.25 a 1 hectárea. En la actualidad existen dos versiones producidas para los años 2006 y 2012, donde se cubren la mayor parte de municipios con más de 50.000 habitantes dentro del territorio europeo.

Para completar y dar por finalizado este primer apartado, tenemos que citar otro proyecto relevante en la monitorización de cambios de uso de la tierra: LUCAS (*Land Use and Coverage Area frame Survey*). Esta no es una fuente de datos basada en detección remota, sino que se trata de un muestreo *in situ* en la que se registran más de 270.000 puntos en una cuadrícula regular, para cada punto analizan diferentes tipos de cubierta terrestre: tierras de cultivo, pastizales, bosques, áreas edificadas, redes de transporte, etcétera. Este proyecto comenzó en 2001 tras la cooperación entre EUROSTAT y la Dirección General de la Unión Europea para la Agricultura (Feranec et al., 2016).

2.2. USO DE CORINE LAND COVER EN LA COMUNIDAD CIENTÍFICA

Desde 1985 la Comisión Europea ha implementado el proyecto pan-europeo Corine (CoORdination of INformation on the Environment). Se trata de la fuente cartográfica homogénea con mayor extensión espacial y temporal que existe actualmente a nivel europeo para el seguimiento de usos y coberturas del suelo (Manakos & Braun, 2014).

Evolución e integración de la monitorización a nivel europeo

A comienzos del nuevo siglo, los artículos o trabajos que utilizaban esta fuente eran escasos, pero es a partir del año 2005 cuando la segunda edición de CLC ofrece la oportunidad de comparar las diferentes ediciones y comienza a ser una herramienta útil para estudios de meta-análisis a nivel europeo (Feranec et al., 2010). Corine ha tenido auge en el mundo académico, como muestran las citas en revistas de impacto de Scopus o Web of Science. Esta tendencia ascendente del gráfico muestra el interés que ofrecen estos datos a la hora de monitorizar los usos de suelo en diversas disciplinas (Figura 5).

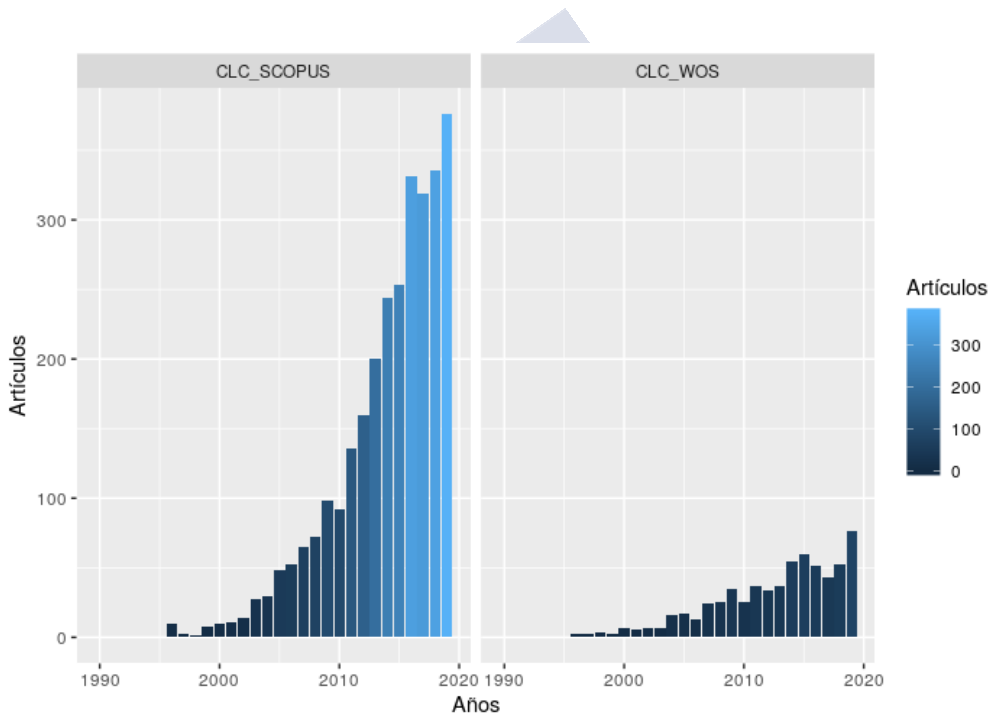


Figura 5. (1) Número de artículos que usan el término Corine Land Cover (Scopus); (2) Número de artículos que usan el término Corine Land Cover (Web of Science).
Elaboración propia siguiendo el esquema de Feranec et al. (2016).

Bielecka & Jenerowicz (2019) proporcionan nuevos datos sobre trabajos que han utilizado Corine Land Cover como fuente principal y también han sido publicados en Web of Science para el período 1989-2019 en toda Europa. Los períodos en los que se produce un mayor número de publicaciones han sido los comprendidos entre 2007-2012 (29% del total) y el intervalo 2013-2018 (49% del total). El crecimiento tanto en el número de publicaciones y citas es donde se percibe dicho incremento para las últimas tres décadas.

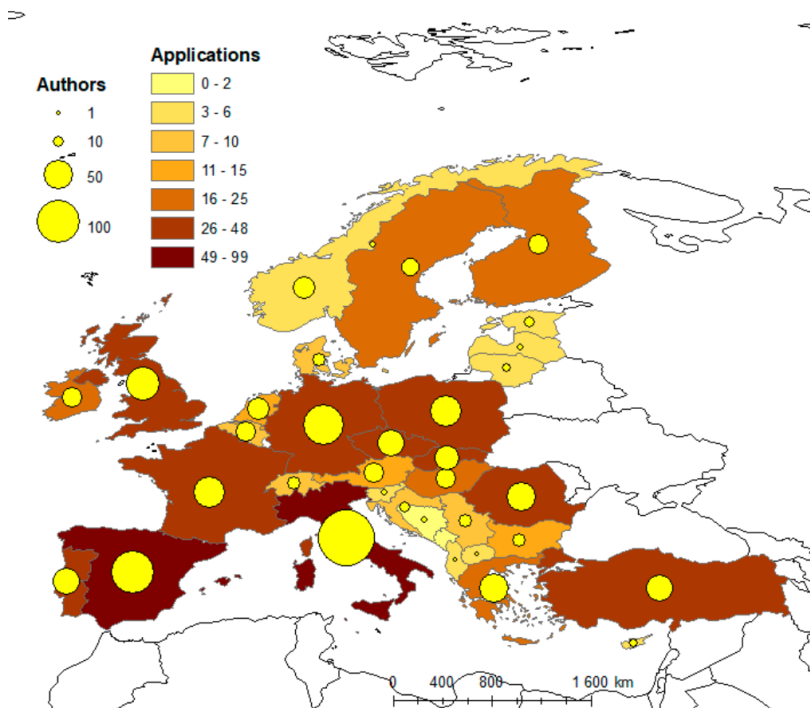


Figura 6. Mapa de localización de los trabajos CLC (1989-2019). Bielecka & Jenerowicz, 2019.

En lo que respecta a la distribución geográfica de más de 800 de los trabajos analizados por los autores del estudio anterior, se observa que existe una mayor concentración de artículos que analizan las regiones mediterráneas, situadas en un primer orden con más de cien

artículos por país: Italia, Portugal, España, seguidas de cerca por Alemania, Francia y Reino Unido. En un rango intermedio, en torno a 50 artículos publicados se encuentran los territorios del Centro-Este como Polonia, República Checa, Hungría, Eslovaquia, Rumanía, Grecia o Turquía. En un tercer nivel en función de su repercusión se encuentran los territorios de Dinamarca, Irlanda, los Países Nórdicos-Bálticos, la Región Balcánica y Alpina. Esto indica cuáles han sido los países donde posiblemente se hayan producido las mayores transformaciones en los usos/cubiertas de suelo, o por el contrario la despreocupación de algunos estados por la sostenibilidad durante los últimos treinta años de estudio (Figura 6).

En este tipo de artículos de meta-análisis también extraemos información valiosa en relación a palabras clave son más utilizadas por los autores. En primer lugar, el término más utilizado ha sido “clasificación”. En publicaciones anteriores a 2011, existe un grupo de términos centrados en aspectos metodológicos y tecnológicos (mapeo, imagen, resolución espacial, bases de datos o cobertura de suelo), aunque los dos más usados han sido “precisión” y “validación”. Sin embargo, la perspectiva de los trabajos entre 2012-2014 cambia ligeramente porque aparecen conceptos que enfatizan con el uso de datos que tratan los términos *land cover data* y tipos de hábitats (especies, vegetación), aunque también se utilizan con frecuencia otro tipo de vocábulos preocupados en la mejora del análisis geoespacial mediante modelos matemáticos, como son: estimación, predicción o simulación. A partir del 2014, la mayor parte de los términos, se centran no tanto en aspectos teóricos sino en el ámbito de estudio, por ejemplo, en los impactos derivados de la erosión de suelo y el cambio climático (precipitación, temperaturas y cambios en la vegetación).

Si nos fijamos ahora en las temáticas, los investigadores esencialmente han centrado sus análisis sobre todo en cambios en las cubiertas agrícolas y forestales (estructura y detección de esos cambios, evolución de pastos, abandono, cambios de uso agrícola). Por otro lado, las temáticas relacionadas con usos urbanos casi siempre tratan los fenómenos de expansión y crecimiento de

superficies impermeables (expansión urbana difusa y crecimiento de áreas suburbanas). En otro orden, aparecen tópicos que empiezan a repuntar a nivel europeo en los últimos años, principalmente aquellos que tratan cambios en el paisaje (estructura, fragmentación, diversidad o métrica) que motivan grandes cambios ambientales.

Para dar por finalizado este bloque, toda la investigación relacionada con Corine Land Cover juega un papel esencial para abordar las dinámicas de las coberturas y usos de suelo, pero especialmente aquellas relacionadas con los nuevos objetivos del desarrollo sostenible. Las aplicaciones en la investigación son diversas temáticamente y vemos que analizan muchas de las problemáticas asociadas a los cambios en la superficie terrestre a nivel global. Aquí es donde se alteran significativamente los equilibrios energéticos producidos en la Tierra y los ciclos bio-geoquímicos, afectando a la provisión de servicios ecosistémicos y al cambio climático como aspectos a destacar. Investigadores como Song et al. (2018) concluyen que de todas las transformaciones en los usos de la tierra, en torno a un 60% están asociadas con actividades humanas directas y solo el 40% con factores ambientales indirectos. Por esta razón, analizar cambios en la cubierta terrestre a diferentes escalas permite ver las diferencias dentro del análisis de procesos concretos como: la intensificación agrícola, la reforestación o los procesos urbanísticos, que se deben conocer y cuantificar con gran precisión.

Con todo esto, hemos visto el papel de Corine como pieza fundamental en el desempeño científico de la ciencia de sistemas terrestres, tanto en la cantidad de artículos publicados como en el aumento total de citas desde sus inicios en 1989. Se trata de un ámbito pequeño si lo comparamos con otras áreas de estudio, pero los datos muestran el énfasis del crecimiento exponencial del uso de esta fuente cartográfica, siendo una de las más utilizadas hoy en día.

2.3. LIMITACIONES Y POTENCIALIDADES DE CORINE LAND COVER

Ya hemos visto que Corine ha sido una de las fuentes más utilizadas a nivel europeo, tanto por instituciones políticas/gubernamentales a distintos niveles (estatal, autonómico o local) como por investigadores de diversas ramas de conocimiento. Las razones principales por las que ha sido tan utilizada en la monitorización de usos/cubiertas se debe a su consistencia espacio-temporal en los datos disponibles para sus treinta años de historia (Manakos & Braun, 2014; Feranec et al., 2016; Martínez-Fernández et al., 2019). Sin embargo, durante los últimos años la aparición de un número mayor de usuarios cotidianos en el uso de este programa pan-europeo, ha propiciado que en ocasiones, éstos desconozcan realmente la calidad o las limitaciones propias de la fuente para analizar dinámicas y procesos ocurridos en los territorios a diferentes escalas o ámbitos de estudio. Por este motivo, se deben tomar con precaución ciertas decisiones a la hora de utilizar Corine, sobre todo en trabajos limitados a estudios de caso, para comprobar qué escala y aproximación metodológica es la más adecuada para explicar las tendencias o procesos que se pretenden analizar en cada caso (Kallimanis & Koutsias, 2012; Bach et al., 2006).

Una de las aproximaciones frecuentes por parte de los investigadores que utilizamos mapas de ocupación de suelo, reside en buscar la naturaleza real de los cambios sobre el territorio analizado. Para ello, tenemos que ser conscientes de los problemas planteados sobre el terreno y ver los aspectos que suponen una limitación a la hora de utilizar este tipo de mapas de cobertura, y las implicaciones que tienen sobre nuestros resultados finales. Determinar cuál es la fuente de datos más fiable siempre depende de escoger correctamente algunas características como: la periodicidad, el acceso a la fuente o la fiabilidad-prestigio del organismo que nos proporciona el producto final.

En algunos trabajos no es suficiente la información disponible, por tanto, es necesario generar nueva cartografía a partir del cruce con otras fuentes o imágenes satelitales para contrastarse con Corine Land Cover. La utilización de los programas y aplicaciones SIG tienen gran importancia para llevar a cabo dichas tareas. En algunos casos, la intersección de mapas puede generar cambios que escapan de la explicación lógica o la tendencia habitual que muestra un territorio, pero el aspecto más importante reside en las decisiones tomadas por el propio usuario que son las que condicionan verdaderamente el trabajo desarrollado (González et al., 2012).

El objetivo principal de los siguientes apartados de este capítulo será presentar los aspectos propios de las limitaciones y potencialidades de este tipo de mapas de cobertura a nivel peninsular, primero centrándonos en Corine Land Cover, y posteriormente comparando otras fuentes como SIOSE (España) y la Carta de Ocupación de Suelo (Portugal). Así podemos reflexionar sobre la importancia de la aptitud y validación de este tipo de fuentes de datos, a la hora de analizar desde estudios de caso hasta trabajos de escala regional. Por tanto, se trata de ser capaces de elegir la mejor opción, para así poder evitar errores producidos por una mala elección de la fuente de partida.

2.3.1. Potencialidades

En esta sección trataremos de exponer algunos de los campos potenciales de Corine Land Cover desde la perspectiva de autores reconocidos a nivel europeo que han trabajado con ella en los últimos años. En primer lugar, podemos afirmar que esta fuente es una herramienta muy útil para analizar grandes extensiones de terreno como se ha visto en numerosos meta-análisis a nivel europeo (van Vliet et al., 2015; Feranec et al., 2010). Corine Land Cover se compone de una serie de datos de referencia cuyo método de producción de mapas está basado en la detección remota (imágenes de satélite) que se complementa con la monitorización en el terreno analizando un contexto amplio del uso de la tierra de manera

individual, mediante asignación de códigos. Cada código permite ver las características específicas de una tipología de uso/cobertura, así posteriormente dicha información posee múltiples funciones para diferentes trabajos. De este modo, Corine permite tener un mapeo eficiente sobre grandes áreas y tierras inaccesibles sin la necesidad de realizar estudios de campo que consumen mucho tiempo y recursos económicos.

El paisaje cada vez se encuentra más expuesto a los efectos provocados por la expansión de nuevos asentamientos urbanos (infraestructuras de ocio y transportes), la intensificación de la agricultura y los eventos extremos asociados al cambio climático. Esta tendencia ha impulsado la aparición de este tipo de programas con la idea de tener un marco común dentro de los estados miembro de la Unión Europea cuya necesidad es garantizar una coherencia en la información y la compatibilidad entre los datos utilizados en los cambios de uso/cobertura de suelo.

Por otro lado, si nos fijamos en el territorio peninsular, algunos organismos como el Observatorio de Sostenibilidad en España (OSE) han tardado demasiado tiempo en publicar informes o actualizaciones sobre los usos o coberturas de suelo a nivel estatal, ya que el más exhaustivo se publicó en 2006. Sin embargo, en Portugal la implicación del Instituto do Ambiente, en las primeras ediciones, como el equipo técnico actual de la *Direção-Geral do Território* han sacado a luz con frecuencia informes para cada una de las ediciones de CLC (Caetano & Marcelino, 2017). La disponibilidad de un mayor número de datos e informes proporciona a los investigadores una herramienta con mucho potencial y favorece también un mayor número de artículos científicos (Feranec et al., 2016).

Como veremos a continuación, son múltiples las fortalezas que presenta esta fuente cartográfica ofreciéndonos la información desde un nivel I agregado a un nivel V mucho más detallado, aunque generalmente el más utilizado por la comunidad investigadora es el nivel III porque se trata del nivel estándar disponible para todas las ediciones, que consta de 44 tipologías.

2.3.1.1. Cobertura espacial

El primer punto fuerte por destacar en Corine Land Cover reside en la capacidad de comparación para grandes ámbitos geográficos, como uno de los aspectos que determina el nivel de detalle que buscamos con nuestras investigaciones. Esta fuente nos permite llegar tanto al nivel europeo como a otros continentes que han implementado metodologías similares, como ocurre en Latinoamérica (Boillat et al., 2017). Por este motivo, nos permite la posibilidad de analizar con la misma cartografía grandes superficies de terreno, permitiéndonos conocer el grado de sostenibilidad y las variaciones existentes entre los diferentes estados.

2.3.1.2. Cobertura y resolución temporal

En la actualidad, el segundo punto relevante es la cobertura temporal que nos facilita analizar períodos amplios de tiempo, en torno a treinta años desde el inicio del proyecto hasta la última edición de CLC2018. Además el tiempo de producción entre ediciones se está acortando, por ejemplo, en 1990 se tuvo que esperar diez años hasta la publicación de la siguiente edición, lo que impide la aparición de un mayor número de estudios comparativos.

Por otro lado, su resolución temporal en la obtención de datos (frecuencia del satélite) se ha incrementado en los últimos años, ya que solo podrá transcurrir entre año y medio o dos años para cada una de las ediciones publicadas (Copernicus, 2019).

2.3.1.3. Potencialidad de las guías metodológicas

Como tercera fortaleza, uno de los factores que realmente marcan la evolución de las funciones internas en las diferentes versiones de CLC, son las guías metodológicas (Manakos & Braun, 2014; Feranec et al., 2010; Büttner & Kosztra, 2017). Dentro de ellas, existen muchos parámetros relacionados entre sí que con el paso del tiempo han mejorado la calidad de este producto, como son: la precisión

geométrica, la foto-interpretación de imágenes satelitales debido a la aparición de nuevos sensores remotos, cambios metodológicos, uso de herramientas de apoyo, costes de producción o el acceso a descarga de datos, entre otros.

Por un lado, la precisión geométrica del producto ha mejorado desde las primeras ediciones pertenecientes a Landsat 4/5 TM cuyas imágenes pertenecen al período 1986-1989 situándose en una precisión cercana a los 50 metros, mientras que para las siguientes ediciones los valores han mejorado hasta los 25 metros (Manakos & Braun, 2014). Ya para la última versión de CLC2018 se aproxima incluso a los 10 metros gracias al uso de Sentinel-2.

En cuanto a la foto-interpretación, existe un número creciente de países europeos que han migrado de una foto-interpretación visual convencional, como la utilizada en CLC1990, de modo que el intérprete se ocupaba de gran parte del trabajo (forma, tamaño, color, textura, patrón del polígono y asociación dentro del análisis visual) (Bossard et al., 2000). Con el paso del tiempo, esto ha cambiado en las ediciones posteriores debido al uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) que han mejorado la precisión mediante *Computer Assisted Photo-Interpretation* o método CAPI, en donde las habilidades del intérprete todavía influyen en la calidad de los resultados de la digitalización (Nunes de Lima, 2005). Para las últimas ediciones, se utilizaron los nuevos enfoques semiautomáticos (SAG) en la producción de los inventarios de CLC revisándose todas las ediciones mediante el proceso de *updating-backdating* (Büttner et al., 2013). Gracias a este método, muchos países se evitan los costes laborales y económicos de la foto-interpretación, así se mejora la coherencia y reciprocidad entre los conjuntos de datos nacionales. Aunque debemos destacar que los cambios entre versiones que han utilizado CAPI y SAG han tenido discrepancias en algunos países como: Austria, Irlanda, Reino Unido, España y Alemania al no usar la misma metodología en sus diferentes ediciones (Martínez-Fernández et al., 2019).

Otro de los aspectos relevantes en las posibilidades que ofrece CLC está relacionado con la reclasificación de la leyenda original, a la

hora de categorizar ciertas tipologías de uso. Esta reclasificación por códigos nos permite reorganizar la leyenda en regiones concretas del territorio, aunque esto puede ser considerado como arma de doble filo. Si se desconocen aspectos internos de las guías metodológicas, modificar algunos de los parámetros puede causar errores graves en los resultados finales. Sin embargo, Corine permite tener cierta flexibilidad de manera positiva al analizar los usos en niveles más desagregados (III, IV y V) dependiendo del nivel de detalle que se busque en cada caso de estudio. Lo que sí es destacable es que la generalización y armonización de las tipologías mejora la fiabilidad e interpretabilidad de los resultados, por este motivo es recomendable utilizar el nivel III como estándar (Bossard et al., 2000; Caetano et al., 2006).

Por otra parte, otro tipo de ventajas que ofrece CLC aunque ésta no depende tanto del usuario, sino que influyen a nivel de cada uno de los estados son los costes derivados de la producción cartográfica. Actualmente los costes de mapeo se encuentran cofinanciados por las agencias europeas, la mitad está subvencionada por la *European Environmental Agency* y la otra parte se encarga cada organismo nacional vinculado al proyecto pan-europeo (Copernicus, 2019). El precio por kilómetro cuadrado se ha visto reducido considerablemente desde CLC1990 (6 €/km²), mientras que CLC2000 se redujo a los (3 €/km²) para cada uno de los estados miembro.

Para finalizar este apartado sobre las potencialidades, Corine ofrece los datos en acceso abierto tanto las guías técnicas como la documentación para cada uno de los períodos. Todos los factores que hemos visto anteriormente han favorecido su utilización para el análisis de usos de suelo a nivel europeo frente a otras fuentes cartográficas. Por último, la aparición en épocas recientes de las capas de cambio de CLC (MMU 5 hectáreas) ofrecen nuevas oportunidades de trabajo, con un tipo de información más precisa que favorecerá el aumento del número de artículos científicos.

2.3.2. Limitaciones

Si cambiamos de perspectiva, dentro de Corine Land Cover existen una serie de limitaciones a la hora de trabajar con esta fuente. En ocasiones los puntos a tratar se solapan con los comentados anteriormente, pero éstos siguen generando cierta polémica en el mundo académico. Sobre todo, en lo que concierne a los cambios metodológicos que condicionan los resultados en estudios a nivel estatal, en dicho debate entran los territorios de Portugal y España.

Los productores de esta fuente comentan que Corine fue diseñado como conjunto de datos pan-europeo, y no tanto para datos regionales aunque su estructura de clasificación y resolución espacial puede adaptarse a una amplia gama de territorios sobre el continente europeo.

Por ello, en esta sección trataremos de ver los aspectos negativos procedentes desde la experiencia personal como el enfoque de otros autores que han utilizado esta cartografía en diferentes ediciones, así veremos algunas de las limitaciones de la fuente con la que estamos trabajando. En determinadas ocasiones asumimos que los mapas oficiales tienen gran fiabilidad y no se cuestiona demasiado la calidad temática de su información (Catalá et al., 2008; Moreno & Chuvieco et al., 2009; Maucha et al., 2011). De este modo, lo que se pretende también es ver las características que más influyen a nuestros resultados, como son: la precisión temática/geométrica, la importancia de la reclasificación de la nomenclatura y la escala de análisis de esta fuente cartográfica.

2.3.2.1. La escala y la unidad mínima cartografiable

En primer lugar, mencionaremos los efectos derivados de la escala (1:100.000) y la unidad mínima cartografiable (MMU). La mayor parte de las tipologías dependen de polígonos o parches de información que no superan las 25 hectáreas (o bien 100 metros de ancho mínimo), y por este motivo son difíciles de categorizar en algún caso. Esto se ejemplifica bien en las áreas urbanas discontinuas,

terrenos industriales, cursos de agua o áreas de bosque afectadas por poseer una respuesta espectral similar entre sí, o aquellas categorías que por error temático se han incluido en otras tipologías generalizándose así parte del territorio en manchas asignadas en categorías que no le corresponden (Teixeira et al., 2016; Díaz-Pacheco & Gutiérrez, 2013; González et al., 2012; Kosztra & Arnold, 2013).

Estos códigos o categorías de CLC contienen coberturas, que por definición, representan paisajes heterogéneos (polígonos compuestos por parches homogéneos con superficies menores de 25 hectáreas), lo que proporciona una idea de lo que significa un cambio en el mapa cuyo análisis a nivel de paisaje se complica. Como sucede por ejemplo en las tipologías: 242 (mosaico de cultivos), 243 (terrenos agrícolas con importante vegetación) y 313 (bosque mixto) (Technical Guidelines, 2018). Esto se percibe mejor en el ámbito peninsular sobre la clase 243 (terrenos principalmente agrícolas, pero con importantes espacios de vegetación natural y seminaturales). Si una zona arbustiva se corta pasa a ser tierra arable, pero el aspecto general del polígono no cambia, por ello, algunos de estos cambios deben asignarse individualmente. Incluso en los cambios de la base de datos de CLC-Changes se generalizarán dichas áreas ocultando los cambios reales del territorio. Lo mismo ocurre, cuando se introducen los entornos con elementos singulares del paisaje asociados al mundo real (árboles, casas, lagos, etc.) cuya existencia obliga a asignar una clase como elementos individuales en combinación con otros. Los problemas aquí aparecen en las reclasificaciones, al conducir a otra asignación de clase por no alcanzar el tamaño mínimo del polígono, y por tanto, se produce generalización.

Dentro de estas unidades mínimas de mapeo (MMU) tanto en el esquema de clasificación para el nivel III como el V, Corine contiene unidades y tipologías mixtas que pueden considerarse ambiguas dependiendo de la región que se pretende analizar. En el contexto peninsular a veces se superponen en la descripción y contenido muchas de ellas, como sucede con las clases 112 (tejido urbano discontinuo), los códigos 244 (ligados a los sistemas agroforestales) y 321 (pastizales) que dependiendo de su grado de

intensidad pueden ser incluso zonas de matorral. Del mismo modo, si nos fijamos en las superficies impermeables 133 (lugares de construcción) o 142 (instalaciones recreativas deportivas), al menos en Portugal-España son muy detalladas y no deben asignarse a polígonos de resolución de 25 hectáreas. En resumen, los protocolos de producción de CLC contienen normas para limitar la pérdida de precisión derivada del tamaño de unidad mínima cartografiada de 25ha, al permitir que determinados elementos pueden ser cartografiados individualmente aun cuando no lleguen a ocupar esa superficie.

Los párrafos anteriores proporcionan una idea de las limitaciones en torno a la escala. Si utilizamos esta fuente para proyectos con escalas locales/regionales, aparecen ciertas problemáticas que dependen más de las características propias del territorio analizado, como pueden ser: la fragilidad o dispersión de los parches dentro de los ecosistemas forestales, el tipo de masas arbustivas en relación al crecimiento de biomasa, la distancia a los centros urbanos, o la fragmentación de la propiedad a la hora de interpretar procesos concretos en los cambios del paisaje (Tasser et al., 2017).

Esta idea se percibe muy bien cuando trabajamos en estudios comparativos en regiones de España y Portugal, porque no son idénticas las transformaciones producidas en zonas septentrionales con carácter minifundista, si se comparan con los latifundios que dominan gran parte del sur peninsular, afectando principalmente a los usos agrícolas y forestales. Por ello, una parte de autores consideran que la información a escala 1:100.000 es insuficiente para aplicaciones en estudios de caso, generalmente aquellos ligados a temáticas de planificación urbana, la gestión de usos forestales o la evaluación de riesgos ambientales que probablemente requieran fuentes con mayor precisión (González et al., 2012; García-Martínez et al., 2015).

2.3.2.2. Limitaciones de las guías metodológicas

En segundo lugar, tras realizar diversas pruebas con Corine la experiencia nos dice que existen varios aspectos clave dentro de las guías metodológicas que si se tratan de manera equivocada provocan efectos negativos sobre nuestros resultados, como pueden ser: una mala reclasificación de la leyenda original, los fallos propios de la nomenclatura, errores temáticos entre capas o la imposibilidad de comparación con otras fuentes cartográficas (Martínez-Fernández et al., 2018; Catalá et al., 2008).

Ya desde las primeras ediciones, las guías técnicas de CLC (Bossard et al., 2000) a menudo poseen una información desigual en cuanto a la profundidad del contenido de qué se puede o no reclasificar en los distintos niveles jerárquicos, aunque en determinadas clases aparecen explicadas donde no pueden ir “nunca” en ciertos tipos de uso. Estas directrices pueden ser confusas al mostrar detalles que varían en función de los nombres de las categorías en los diferentes niveles, cuya extensión o reglas de generalización han podido modificarse dependiendo de la edición con la que se está trabajando. Sin embargo, si leemos con detenimiento las guías es complicado cometer errores muy graves dentro de las reclasificaciones.

Por otro lado, al analizarse procesos muy concretos del territorio como la regeneración espontánea (forestación por transición hacia bosques procedentes de otras masas), transiciones entre clases dentro de los usos agrícolas (intensificación o extensificación de usos), junto con todos los grupos pertenecientes al matorral (desde pastizales naturales hasta sistemas agroforestales). No sabemos dónde se encuentran los límites entre cada uno de los códigos, ni con qué frecuencia se pueden incluir una o varias categorías simples en un mismo grupo. Como planificadores debemos tener un conocimiento previo de los cambios a nivel local, pero si no es así, esto puede suponer cierto riesgo en la interpretación correcta de la leyenda. Esto unido a la metodología utilizada en cada estudio en el análisis de procesos puede crear variaciones significativas (Feranec et al., 2010).

2.3.2.3. Niveles jerárquicos y nomenclatura

En otro orden situaríamos los problemas que aparecen en relación a la nomenclatura desde dos puntos de vista. Existen una serie de autores más preocupados por los niveles jerárquicos y otro grupo centrado en la pérdida de representatividad de algunas categorías (dependiendo del territorio que se esté analizando).

A "classification" of people would then have this $2*3*3=18$ classes:

- 1. Men
 - 1.1. Tall men
 - 1.1.1. Tall and fat men
 - 1.1.2. Tall and medium-weight men
 - 1.1.3. Tall and thin men
 - 1.2. Medium height men
 - 1.2.1. Medium height and fat men
 - 1.2.2. Medium height and medium-weight men
 - 1.2.3. Medium height and thin men
 - 1.3. Small men
 - 1.3.1. Small and fat men
 - 1.3.2. Small and medium-weight men
 - 1.3.3. Small and thin men
- 2. Women
 - 2.1. Tall women
 - etc...

Figura 7. Ejemplo de la nomenclatura de CLC. Villa et al. 2008

Los autores preocupados por los niveles jerárquicos centran su atención en lo que algunos denominan como problema de la explosión de clases, motivado por las enormes diferencias entre los niveles (I-V). Este problema lo podemos apreciar en la (Figura 7), las especificaciones al clasificar el ejemplo de un grupo de gente solamente por (género, peso o altura) no permite ver otras características que pueden ser consideradas como: nacionalidad, edad..., y esto nos puede servir para ver que las especificaciones de cada clase no están del todo claras en Corine. Por este motivo, algunos autores no ven tan marcados los límites entre algunas categorías, y critican el número de clases que muestran características similares sobre el terreno, lo que hace una clasificación más confusa en los niveles más desagregados.

Por otro lado, existen otra serie de problemáticas asociadas a la disponibilidad de las ediciones en todos los niveles jerárquicos de

CLC. Las ediciones de CLC1990, CLC2000, CLC2006 si están disponibles en todos sus niveles, pero las ediciones más recientes CLC2012 y CLC2018 solo se pueden descargar aquellas versiones del nivel III estándar más agregadas, lo que impide la aparición de análisis más exhaustivos sobre distintas áreas del territorio.

En relación al segundo grupo de autores preocupados por la representatividad de las categorías. Esto sucede tanto en Europa como a nivel peninsular. Algunos usuarios critican la falta de armonización y la dificultad de interpretación de algunas categorías, esencialmente sobre las cubiertas agrícolas y de matorral (Herold et al., 2009; Kosztra & Arnold, 2013). En el territorio peninsular, se ejemplifica bien en el nivel III en el código 313 (masas de frondosa) al analizar procesos de forestación o deforestación. Con ese detalle, no se diferencian entre las frondosas de tipo autóctono de otras de tipo productor como el eucalipto, poniendo algunas trabas al análisis de procesos concretos en zonas septentrionales de la Península.

Lo mismo ocurre en regiones mediterráneas, con la jerarquía de nivel III las clases asociadas a cultivos permanentes y mosaicos de cultivos, porque no conocemos si éstos se encuentran en zonas de secano o regadío. Por otro lado, los códigos 212 solo reconocen terrenos “regados permanente o periódicamente, utilizando una infraestructura (canales de riego, redes de drenaje), excluyendo del epígrafe las tierras regadas esporádicamente o aquellas bajo riegos por tubería subterránea”. Esto provoca que solo esté representado el territorio de forma parcial en algunas zonas meridionales, y tampoco este tercer nivel tiene en cuenta los arrozales (Aguilera-Aragón et al., 2009). Por otro lado, en inventarios como CLC1990 y CLC2000 algunos términos de la nomenclatura y categorías en distintos niveles I-V presentan incongruencias (incluso existen problemas en la traducción literal procedente del inglés, que puede generar confusiones).

Los comentarios/quejas más recientes por parte de los investigadores dependen de la introducción a esta leyenda de nuevos usos que modifican el paisaje, como por ejemplo: los parques eólicos, zonas dedicadas a paneles solares, pistas de esquí con nieve artificial,

áreas con restauración de hábitats, lagos interiores y extracción de zonas mineras abandonadas/recuperadas. La aparición de estos nuevos usos sobre el territorio, con frecuencia se clasifican de manera errónea por la falta de representación en las descripciones de la nomenclatura (Feranec et al., 2016). En cuyo caso una actualización en las guías técnicas permitiría mejorar la interpretación de la leyenda de CLC y la revisión de ediciones anteriores, tanto en el contenido técnico como la parte de armonización de la nomenclatura para dar una mayor consistencia a esta fuente. Actualmente, la revisión semiautomática mediante *updating-backdating* ha estado implementándose, pero en algunos períodos puede ser necesaria la foto-interpretación tradicional para introducir estas cubiertas más modernas. En los últimos años parece evidente que por parte de las administraciones ha habido un aprendizaje y reestructuración de la nomenclatura, al irse aplicando diversos comentarios de los equipos nacionales basándose en la experiencia adquirida.

2.3.2.4. Precisión y resolución temática

Otro de los factores más influyentes en las limitaciones de Corine han sido la resolución y precisión temática. El conocimiento sobre la precisión de los mapas y su adaptación a la realidad es un tema clave. De hecho, la falta de un indicador de calidad en determinadas fuentes cartográficas provoca un riesgo para el uso de la fuente en cuestión. Dicha evaluación forma parte del control de calidad final de la cartografía que proporciona al equipo técnico un indicador de la bondad de su trabajo, y al usuario un grado de confianza para utilizarla (Caetano et al., 2006). También existen una serie de autores que han cuestionado los resultados cuantitativos sobre su precisión, por eso debemos tratar con precaución y centrar nuestra atención sobre estos aspectos (Kallimanis & Koutsias, 2012; Moreno & Chuvieco, 2009).

Recientemente, la aparición de las capas de cambios (CLC-changes) cuya unidad mínima cartografiable es de 5 hectáreas ha mejorado la precisión de estos mapas. Puede suceder, pero raramente

de hecho un cambio entre 5 y 25 hectáreas influya en la creación o eliminación de un área o polígono pequeño. Para evitar cualquier mala interpretación, los usuarios tienen acceso a nuevos conjuntos de datos revisados, en los que pueden mejorar sus investigaciones sin necesidad de tener un amplio conocimiento sobre la fuente cartográfica desde un inicio.

La precisión temática de Corine Land Cover ha generado cierto debate en torno a los porcentajes de fiabilidad, tanto del total para cada una de las ediciones como en cada categoría simple. Según la EEA (2019) la precisión de estos mapas es cercana o superior al 85% (Feranec et al., 2016). Sin embargo, existen otros autores que contradicen los errores que tiene de base, por ejemplo, los datos de CLC1990 y CLC2000 sobre su precisión nunca han sido publicados o chequeados para dichos períodos, lo que puede generar imprecisiones o efectos inesperados en algunos estados al cruzar dichas capas (Maucha et al., 2011; Teixeira et al., 2016). Otros autores como Büttner et al. (2004) señalan que los errores para el período CLC1990 son próximos o superiores al 15% en muchos países europeos.

Si nos fijamos en la fiabilidad del usuario dentro del territorio peninsular, está comprobado para el nivel III de CLC2000 en Portugal que algunas categorías simples como: (olivares), 241 (cultivos permanentes), 312 (bosque de coníferas), 313 (bosque mixto) y 324 (matorral boscoso de transición) tienen valores por debajo del 85% (Caetano et al., 2006). En el territorio español, solamente unos pocos estudios limitados al área de la Comunidad de Madrid tratan esta temática. En las ediciones de CLC2000-2006 mediante matrices de confusión (errores de omisión-comisión) aparecen errores elevados considerando miles de hectáreas de cambio (Díaz-Pacheco & Gutiérrez, 2013; González et al., 2012). Incluso en intervalos anteriores CLC1990-2000 en esta misma comunidad aparecen errores de base en torno al 68% (Catalá et al., 2008).

2.3.2.5. Errores temáticos de asignación

Otro de los factores limitantes a tratar en este apartado son los errores temáticos, frecuentes en la foto-interpretación debido a una mala asignación de códigos sobre los polígonos originales, o bien una falta de criterio del organismo nacional de cada país al actualizar dicha información.

Por un lado, existe una corriente de autores que mencionan las diferencias existentes entre los equipos técnicos a nivel nacional, en lo que respecta a la variación de contrataciones que puede haber para cada una de las ediciones. Esto afecta a los métodos de observación y los parámetros (asociados al polígono) según la percepción de cada uno. Aunque la mayor parte se encuentran establecidos en unos estándares a nivel europeo, aun así pueden provocar variaciones desde las primeras ediciones. Este tipo de cambios puede darnos una idea de que los organismos nacionales dependiendo del criterio de expertos y el país en cuestión, puedan generar ligeras modificaciones en las revisiones realizadas en cada caso. Algunos ejemplos relacionados con dichas asignaciones se perciben en zonas de cultivo irrigadas que anteriormente eran cultivos permanentes, también en categorías en transición hacia zonas de bosque procedentes de matorral y algunas áreas caracterizadas como masas mixtas que con el paso del tiempo varían hacia masas autóctonas (González et al., 2012; Teixeira et al., 2016).

Por otra parte, en las guías técnicas se explican algunas de las características generales representadas en cada código, pero sucede que a la hora de analizar zonas con cierto nivel de detalle aparezcan problemas de codificación o enormes diferencias entre el nivel III, IV y V. Después de realizar trabajos con diversas ediciones, tanto a nivel estatal como en regiones septentrionales, hemos visto que existe algún error en la codificación, sobre todo en aquellos asignados como terrenos adherados y áreas con cierta vegetación que probablemente no son característicos de estas áreas septentrionales, y generan cierta confusión. Otras tipologías que sufren esta problemática, en diferentes ediciones, son los cultivos permanentes cuando en realidad se trata de

zonas de regadío, cuyo error se localiza claramente en márgenes de ribera en zonas del sur peninsular.

En ocasiones el investigador puede conocer mejor las transformaciones ocurridas *in situ* sobre el terreno, pero en realidad los mapas de Corine Land Cover no logran captar muchos de ellos. Por este motivo, la incertidumbre en la codificación puede aparecer en las nuevas capas de cambio, al tratarse de mapas de tipo vectorial (García-Álvarez & Camacho Olmedo, 2017).

2.3.2.6. Comparación/armonización con otros sistemas LCCS

El último de los aspectos a comentar que limitan en gran medida la evolución de Corine Land Cover y también uno de los más negativos, reside en la dificultad de trasladar nuestra información a otros sistemas LCCS (*Land Cover Classification System*) (Herold et al., 2016). Al no existir otro tipo de fuentes similares a ésta a nivel europeo, impide una comparación acertada para el período comprendido entre 1990-2018. De los proyectos actuales, únicamente se podría apoyar en LUCAS al tratarse de un muestreo de puntos aleatorio en todo el continente europeo.

Por otro lado, la información de códigos de la nomenclatura de Corine están reflejadas en unas bases comunes en la armonización como muestran las guías técnicas, pero aun así es difícil la coincidencia con otro tipo de información espacial, debido a la escala y su nivel de detalle, tanto en estudios a nivel europeo como estatales.

En lo que respecta a la preocupación por la comparación entre las fuentes disponibles a nivel Europeo (posible vía de trabajo a futuro partiendo de las actualizaciones de CLC en diferentes estados con escalas similares a 1:25.000) porque no existen muchos trabajos que traten esta temática. Sin embargo, a nivel peninsular está el trabajo de Pérez-Hoyos & García-Haro (2009) en el que se han comparado cuatro productos mediante un índice de similitud entre GlobCover, MODISLC, GLC2000 y CORINE. Dentro del estudio, aparecen bastantes incongruencias porque las agrupaciones presentan solo un

porcentaje de acuerdo del 18% y las categorías de mayor similitud son las cubiertas irrigadas y el secano. Por tanto, la inconsistencia es mayor en aquellas tipologías que presentan menor fragmentación.

Otra serie de autores comentan que las bases de datos en la clasificación de coberturas terrestres caen en un error muy frecuente, al almacenar atributos que describen un mapa, y no tanto la realidad. En el futuro será importante producir bases de datos con usos/cubiertas coherentes y útiles cuya información no debe ser modelada por clasificaciones, leyendas o nomenclaturas, ya que implican una gran disminución en la cantidad y utilidad de la información almacenada. El *Land Cover Classification System* de la FAO tampoco parece una de las soluciones aceptables a largo plazo (Villa et al., 2008).

2.4. VARIACIONES METODOLÓGICAS DE CORINE EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

En este bloque trataremos no tanto las limitaciones propias de la fuente en cuestión, sino más bien de las actualizaciones metodológicas que han motivado algunos cambios para las últimas ediciones. La *European Environmental Agency* (EEA) ha permitido a algunos estados miembro como: Suecia, Alemania, Austria e Irlanda, y como veremos posteriormente a España y Portugal cambiar su producción para las distintas ediciones de Corine Land Cover. En estos países puede perderse la coherencia en las series temporales, y probablemente aparezcan discrepancias notables sobre los resultados que se obtienen, por ello, deben buscarse métodos para comparar las diferentes capas y evaluar así el impacto de estos cambios metodológicos.

En lo que respecta a las variaciones metodológicas en la producción de Corine a nivel español, la generalización e interpretación de nuevos mapas ha hecho que sobre todo las ediciones de CLC2012 que suceden a la revisada de CLC2006 (44 tipologías para el nivel III de CLC) hayan sido generalizadas a través de SIOSE. Esto ha mejorado la precisión y el nivel de detalle de la fuente

original, con escalas cercanas a 1:25.000 y unidad mínima cartografiada de 0.5-2 hectáreas, permite mejorar la estimación de ciertos tipos de cubiertas, generalmente sobre áreas que aparecen subestimadas o sobreestimadas en la cartografía original (Martínez-Fernández et al., 2018; García-Álvarez & Camacho Olmedo, 2017).

Lo mismo ocurre en el territorio portugués con la *Carta de Uso e Ocupação do Solo* de Portugal continental COS2010, COS2015 y COS2018 respecto de años anteriores. Los polígonos que normalmente superan 25 hectáreas, sirven a CLC2012 y CLC2018 como apoyo tanto en la digitalización y armonización de capas. Lo que se pretende con estas actualizaciones es mejorar la calidad de los datos de partida, obteniéndose así una mayor exactitud temática y mejores resultados en las investigaciones, (Caetano et al., 2017).

Con el objetivo de salvar la inconsistencia que el cambio de método de producción generó en la serie temporal resultante, en algunos países se han optado por duplicar la edición anterior al cambio. En el caso de España por ejemplo la edición de 2006, ha generado cierta preocupación debido a la sobreestimación o subestimación de algunas categorías, aunque esto ha sido visible en ambos estados. Algunos de estos ejemplos en el territorio español se perciben en trabajos como el de Martínez-Fernández et al. (2019) para el que analizan las diferencias existentes entre CLC2006_i inicial y la revisada CLC2006_r, de la generalización mediante SIOSE2005 y se perciben múltiples discrepancias. Observaron que se produce una subestimación de las áreas forestales y superficies artificiales, mientras que las cubiertas agrícolas y las zonas de agua se sobreestiman entre ambas versiones. Los valores que proporcionan las dos ediciones de CLC2006 obtenidas por ambos métodos muestran que la discrepancia en sus valores, nos lleva a pensar en un cambio metodológico evidente y conocido. Esto se percibe en las cifras del territorio español con variaciones en torno al 6.2% de la superficie total. Del mismo modo, estas discrepancias en las actualizaciones se perciben en otros estudios como el realizado por García-Álvarez & Camacho Olmedo (2017) en el Principado de Asturias. Ellos estiman un error elevado cruzando ambas capas para el período CLC2006

cercano al 50%. Incluso señalan a otros estudios a largo plazo con CLC2012, producido a partir de la generalización de SIOSE2011, también existen detalles inesperados (número y fragmentación de parches, polígonos irregulares...).

Si nos fijamos en el territorio portugués sigue ocurriendo el mismo problema. En este caso, los errores analizados en CLC2006 se sitúan en torno al 9.8% de la superficie total del país, y dentro de ellas se ha verificado las cinco tipologías que han sufrido más cambios: prados-praderas (código 231), escombreras y vertederos (código 132), frutales (código 222), bosque mixto (código 313) y roquedo (código 332) sobre el total de tipologías del nivel III. Éstas se encuentran por debajo del intervalo de confianza del 85%, mientras que, el productor oficial solamente indica dos categorías como son prados-praderas (código 231) y zonas intermareales (código 423) por debajo de ese nivel de confianza (Caetano et al., 2009). En otras regiones analizadas con mayor detalle como el valle de Mondego (Coimbra), se alcanzan errores en torno al 2% de la superficie analizada (Teixeira et al., 2014).

Dentro de estas variaciones metodológicas, recientemente las capas de cambio (CLC-Changes) también se han visto afectadas por cambios asociados a la foto-interpretación de capas procedentes de CLC2012-CLC2018 frente a ediciones anteriores. En el cuarto apartado de las guías metodológicas, se recogen modificaciones en cuanto a la superposición entre dichas capas tras hacerse una rectificación geométrica para evitar la propagación de errores, realizado en todas las ediciones (Büttner et al., 2017). Una de las primeras modificaciones se debe al método denominado *change mapping first*, para los que la interpretación se elabora directamente sobre polígonos (mayores de 5 hectáreas y menores de 25 hectáreas). Algunos ejemplos de esta nueva foto-interpretación los podemos ver en las figuras extraídas de las guías de Copernicus (Figura 8).

Los problemas temáticos aquí están asociados tanto al crecimiento o decrecimiento de nuevas áreas o polígonos con un tamaño MMU de 5 hectáreas, en algunos casos como en CLC2018. Cada nueva edición resulta de superponer, sobre la capa de la edición

anterior, la capa de cambios. Esta fórmula detecta errores geométricos y temáticos del *change mapping first*, pero esto provoca demasiada generalización sobre los polígonos ya pertenecientes a los revisados de CLC2012 (Figura 8). Estos errores temáticos frecuentes en estas nuevas capas se producen a nivel de paisaje, sobre todo en las clases heterogéneas (códigos 211, 242 y 243). También, existen problemas al identificar transiciones asociadas a cambios temporales anuales: distribución de parches en vegetación en pantanos, crecimiento de biomasa por vegetación natural, cultivos rotacionales y tierras arables, e incluso otros debido a nevadas estacionales o cambios en el nivel del mar, y esto se produce incluso en otras transiciones menos probables como la desaparición de zonas urbanas, áreas quemadas en superficies cultivadas y zonas de turbera.

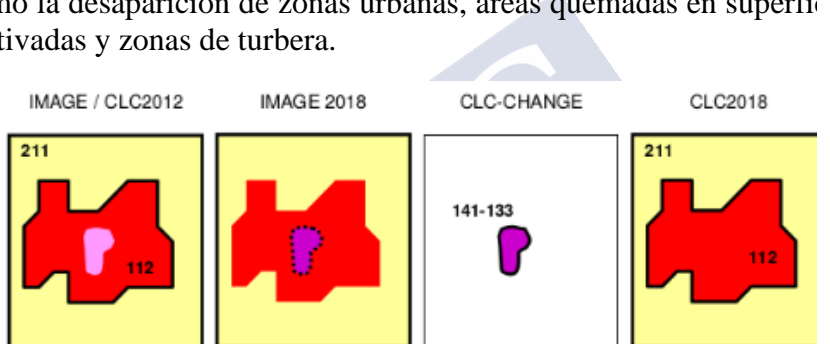


Figure 7 Principle of interpreting real change: the loss of urban green (141) < 25 ha by becoming a construction site (133) must be coded 141-133 in the CLC-Change database, although the patch is generalised into discontinuous urban fabric (112) in both CLC2012 and CLC2018.

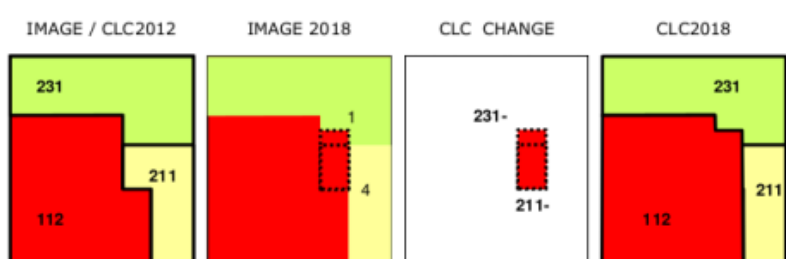


Figure 8 Complex change and elementary changes: Settlement (112) has taken 1 ha area from pasture (231) and 4 ha from arable land (211). These two elementary changes make up a complex change of 5 ha.

Figura 8. Metodología de actualización en las capas CLC-Changes. CLC Guidelines 2018.

Esta metodología de actualización se ha usado en todas las ediciones de CLC. De esto resulta que para una edición determinada se dispone de dos capas: la que describe la situación estática en el año de referencia (unidad mínima cartografiada 25 ha) y la que describe los cambios ocurridos desde la edición anterior (unidad mínima cartografiada 5 ha). Los cambios entre periodos en relación con la ecuación que hemos visto anteriormente, por ejemplo para $CLC_{2018} = CLC_{2012} + CLC_{Change2012-2018}$. Todo este proceso incluye la generalización de áreas por debajo de las 25 ha de unidad mínima cartografiada.

Es obvio que las capas de cambio permiten obtener un mayor nivel de detalle para nuestros estudios comparativos, pero nunca podemos establecer la comparación de éstas con las capas originales (Copernicus, 2019). Algunos expertos en la temática pueden resaltar que para estudios de cambio, a la hora de cruzar diferentes ediciones, ya existen las capas CLC-changes de manera oficial para cada uno de los períodos. Pero de ahí la siguiente pregunta **¿Hay que utilizar siempre las capas de CLC changes para estudios comparativos?**

De algún modo, tanto los usuarios cotidianos como la comunidad investigadora deben saber que actualmente estas capas vienen preparadas para dicha función, con una precisión y resolución mejorada, por tanto parece mejor utilizar esta vía a priori. En nuestros análisis hemos realizado una prueba para ver las diferencias para la edición de cambios CLC2012-CLC2018. Los polígonos entre 5-25 hectáreas de superficie suponen alrededor de un 30% más de datos. Este mayor nivel de detalle puede suponer cambios importantes en las conclusiones a las que llegaríamos en nuestros análisis, pero la respuesta depende de los casos, aunque siempre que haya diferencias estas suponen que la versión más detallada es mejor.

No obstante, no significa que para otro tipo de análisis se puedan utilizar las capas originales para estudiar intervalos temporales más amplios aunque debemos tener cierta precaución (Martínez-Fernández et al., 2019). Por proporcionar más datos, la idea de si existen grandes diferencias entre las capas CLC-Changes y CLC original, adelantándonos a otros capítulos. En nuestro estudio sobre la

Península Ibérica se compararon los períodos CLC1990-2000 entre sí, y la diferencia en la superficie total peninsular era poco significativa, de tan solo 32km². Sin embargo, para otros intervalos más recientes como CLC2006-2012 o CLC2012-2018, probablemente los errores se vean afectados por cambios metodológicos entre ediciones y los resultados entre capas puedan variar un poco más.

Podemos destacar que la *European Environmental Agency* ha realizado un esfuerzo en la armonización de las capas de Corine, a través de las *accounting layers* (raster 100m). En total, se implementaron cinco nuevos inventarios y cuatro capas de cambio para toda la serie de datos pan-europeos de CLC, disponibles tanto en producto vectorial como rasterizado desde Junio de 2020. Estas capas de estado han sido creadas con el propósito de facilitar una base estadística sólida para toda la cobertura temporal, a partir de una nueva metodología de armonización, debido a las inconsistencias derivadas que aparecen tras los cambios metodológicos entre ediciones, y de los errores de base en las series históricas de CLC. Esto permite tener una mayor fiabilidad en toda la serie, tanto de las capas originales como las de cambio en el análisis de usos de suelo.

A modo de conclusión en este bloque tanto de las limitaciones y potencialidades, como de las variaciones metodológicas de CLC podemos apreciar que en los últimos años, Corine permite la comparación de períodos largos de tiempo en el territorio peninsular (con ciertos matices en las ediciones revisadas con SIOSE y COS), pero que han favorecido la aparición de estudios que se decantan por cruzar diferentes ediciones originales, incluso a nivel pan-europeo (Feranec et al., 2010). Sin embargo, la propia guía técnica de Copernicus señala que la intersección de varios mapas pueden producir un mayor número de errores/ruido al final del producto, pero en algunos artículos sí se percibe una mejora de la precisión temática de sus resultados (García-Álvarez & Camacho Olmedo, 2017).

Lo que percibimos con todo esto es que no existe claridad por parte de los investigadores, ni por parte de Copernicus a la hora de tener unas directrices claras para utilizar las capas originales de CLC como las de cambios como metodología de base. Lo que sí queda

claro es que cualquier vía es válida para estudios comparativos, a corto y largo plazo. La reciente aparición de la versión de CLC2018 se encuentra a la espera de una revisión exhaustiva para ver los posibles errores, y así ser evaluada con rigor por la comunidad científica. En nuestro caso, también se puede ver como una vía de trabajo a futuro.

2.5. COMPARACIÓN CON OTRAS FUENTES CARTOGRÁFICAS A NIVEL PENINSULAR

2.5.1 Resultados entre Corine y otras fuentes

En esta sección trataremos de ver la variedad de fuentes cartográficas existentes a nivel peninsular. Se trata de analizar las posibles discrepancias entre los productos más utilizados en la armonización de los cambios de uso/cubierta, centrándonos para ello en la bibliografía existente en los últimos años.

En el trabajo realizado por Pérez-Hoyos y García-Haro (2013) se evaluaron cuatro de los productos más utilizados en la Península Ibérica (Corine Land Cover, GLC2000, GlobCover y MODISLC), cuyos resultados mostraron grandes discrepancias entre todos ellos. Esto evidencia una problemática mayor a la hora de armonizar, incluso aquellos niveles LCCS (9 clases) más comunes entre ellas. Los mejores resultados de este estudio se obtienen comparando Corine con GLC2000 (59% coincidencia), mientras que los peores aparecen entre GlobCover y MODISLC (20.5%). En el territorio español, el producto que mejor se ajusta a la realidad es Corine (69.5%), seguido de GLC2000 (56.8%), mientras que GlobCover (38.7%) y MODISLC (36.1%) presentan mayor imprecisión.

Si vemos las diferencias existentes entre SIOSE y Corine en España es interesante fijarse en el estudio de Cantarino Martí (2013) a la hora de validar un modelo de las diferencias jerárquicas entre ambas fuentes. Sugiere que la conversión de un modelo orientado a objetos a uno jerárquico es aceptable, mostrando una discrepancia total en torno

al 17% de la superficie total. En otros estudios a nivel regional que comparan las dos cartografías, muestran grandes diferencias ya que uno se obtuvo por generalización de otro. Las diferencias en la escala, la unidad mínima cartografiable y el ancho mínimo de polígono son los factores que proporcionan una información diferente. Por ejemplo, en el territorio asturiano la mayoría de errores proceden de la confusión de las clases: matorral y pastizales; pastizales y áreas agrícolas; y tejido urbano continuo-discontinuo (García-Álvarez, 2018). La simplificación de la leyenda y una mayor generalización mejoraría los resultados (Vila-García et al., 2015).

Dentro de esa comparativa entre SIOSE-Corine, existe una serie de complicaciones en la armonización y reclasificación de la leyenda si se quiere realizar un estudio comparativo. Los polígonos de coberturas simples de SIOSE (se trata de polígonos de 100% ocupado por una sola clase y que supere el requisito de superficie mínima) presentan cierta semejanza con las coberturas analizadas por Corine, permitiéndonos una aproximación cercana al nivel III estándar. En ella se podrían reclasificar seis grandes grupos (superficies artificiales, zonas de cultivo, masas forestales, matorral, zonas con vegetación natural y superficies improductivas), pero de este modo dejaríamos fuera mucha superficie sin información al no tener en cuenta los polígonos de coberturas compuestas. Estas incongruencias, en parte debido a la riqueza temática de SIOSE frente a CLC se perciben bien en las cubiertas forestales. Las categorías simples de SIOSE permiten diferenciar entre frondosas caducifolias (FDC-312) y frondosas perennifolias (FDP-313) proporcionándose una información muy valiosa para analizar la evolución de masas arboladas del norte peninsular en los últimos años. Sin embargo, las clases de Corine las categoriza como masas mixtas en numerosas ocasiones. Por otro lado, las tipologías compuestas (0.5-2 ha) ayudan a interpretar con mayor detalle ciertas tipologías a nivel peninsular, pero alguna de ellas tienen tanto nivel de desagregación que dificulta las comparaciones con el nivel V de Corine, además esta última no usa porcentajes de ocupación, por lo que habría que proponer metodologías de armonización. Una de las aproximaciones plausibles sería asignar a los polígonos su uso porcentual mayoritario.

Finalmente, existe la posibilidad de que algunas tipologías solo estén categorizadas en una leyenda, y en otra no, como sucede con las superficies clasificadas por SIOSE dentro de los usos energéticos (eólica, solar, gaseoductos...) que hoy en día tienen relevancia en algunas Comunidades Autónomas, y que ni siquiera cuentan con una categoría específica en CLC2018.

2.5.2. Fuentes cartográficas a nivel peninsular con mayor detalle (1:25.000)

Este apartado tratará de comparar las fuentes cartográficas con mayor nivel de detalle implementadas a nivel peninsular como son SIOSE en España y COS Portugal. Con ello, veremos las posibilidades que ofrecen cada una de ellas, y conoceremos otro tipo de herramientas útiles para el análisis de los usos/cubiertas del territorio, al poseer éstas una mayor resolución frente a Corine Land Cover. Cualquiera de las fuentes son necesarias para estudios de tipo transfronterizo, incluso para estudios comparados a nivel paisaje, zonas de cultivo, masas forestales, etcétera. Este tipo de análisis son muy demandados por las administraciones a nivel europeo, por ejemplo en proyectos vinculados a políticas de desarrollo regional INTERREG asociados con entidades de menor tamaño NUTS-III o LAU2.

En segundo lugar, veremos si con estas dos fuentes es posible establecer un punto de unión en la elaboración de estudios regionales o comarcales con mayor precisión. Esto puede dar lugar a investigaciones relevantes al tratarse de fuentes cartográficas que empiezan a tener peso en el mundo académico, formando parte de la actualización de CLC como hemos visto en las últimas ediciones.

2.5.2.1. COS vs. SIOSE

En primer lugar, la *Direção Geral do Território* es la responsable de la producción de la *Carta de Uso e Ocupação do Solo* (COS) para todo Portugal. Esta fuente cartográfica es un producto nacional que

pretende caracterizar con gran detalle la ocupación de suelo en el territorio continental, cuya unidad mínima cartografiada es de una hectárea (exactitud posicional cercana a 5.5 metros en todas las ediciones) y su producción se encuentra disponible para los períodos 1990, 1995, 2007, 2010, 2015 y 2018. La COS se compone de una cartografía de tipo vectorial que representa las unidades de ocupación de suelo de manera homogénea. En ella se representa cualquier área de terreno con una distancia mínima entre líneas 20 metros cuya superficie sea superior al 75% del área total delimitada, aunque independientemente pueden existir zonas que representan menos del 25% del polígono generado. Desde COS1995 ésta posee un vuelo 1:40.000 cuya precisión es de 1 metro en el terreno, mientras que las ediciones posteriores 2007, 2010 y 2015 han mejorado la precisión hasta los 0.5 metros. En último caso, la edición de COS2018 se han utilizado los sensores DMC129 e UltraCam Falcon en el que se obtiene una resolución 0.25 metros en el terreno. Otro dato interesante es que para establecer los límites fronterizos en esta última versión, la Carta Administrativa Oficial de Portugal (CAOP) y las fronteras marítimas son definidas mediante foto-interpretación para poder establecer análisis comparativos con Corine Land Cover 2018 (Tabla 1).

Si nos fijamos en cada una de las ediciones, COS1990 en su versión actual no puede ser comparada espacialmente con las restantes porque su error de posicionamiento es mayor y las ortofotos no fueron ortorectificadas en el proceso de producción frente a las ediciones posteriores. Por otra parte, su nomenclatura no es jerárquica y además la distancia mínima entre líneas es de 40 metros y no de 20 metros como en las siguientes ediciones. Sin embargo, COS1995, COS2007 y COS2010 fueron producidas del mismo modo, por tanto, su consistencia temporal, temática y geométrica sí permiten una buena comparación. Según las especificaciones técnicas las nomenclaturas de COS1995 y COS2015 tiene 89 y 45 clases respectivamente, y son una versión simplificada de la nomenclatura utilizada en COS2007 y COS2010 que presentan 225 categorías, aunque todas las reglas de generalización utilizadas en el proceso de producción son compatibles

entre sí y semejantes al nivel III de CLC (Caetano et al., 2010; DGT, 2019).

En la actualidad para garantizar la consistencia espacial y temática de toda la serie, la DGT están produciendo nuevas versiones de los períodos anteriores para tratar de corregir algunos errores detectados. Uno de los intentos ha sido adaptar la nomenclatura a los sistemas LCCS, de algún modo, es crucial para poder realizar estudios comparativos más precisos. La nomenclatura ha sido reformulada y su nivel de agregación reajustado para la última edición COS2018, en el que se un grupo de expertos CNT (*Comisión Nacional do Territorio*) se reunió para determinar la ampliación de 35 nuevas categorías, llegando actualmente hasta un total de 83 clases para el nivel 4 de la nomenclatura jerárquica más desagregada, e incluso se ha alterado la designación de algunas clases ampliando algunas definiciones.

La exactitud temática de la fuente es superior al 85% en todas las ediciones, exceptuando el nivel 5 más desagregado que no sobrepasa el 80% como sucede en 1995, 2007 o 2010. Por este motivo, estimamos que la producción de COS2018 ha preferido dejar solamente 4 grandes niveles jerárquicos para evitar en gran medida disminuir la calidad de la fuente original.

Otra de las fuentes cartográficas más utilizadas actualmente a nivel peninsular en diversos estudios ha sido el Sistema de Información sobre la Ocupación del Suelo en España (SIOSE). Se trata del producto con mayor nivel de detalle sobre usos y ocupación de suelo generado hasta la fecha de manera homogénea para toda España, cuya producción depende de la Administración General del Estado y de las Comunidades Autónomas. Esta fuente cartográfica entra dentro de la infraestructura de datos, servicios y conocimientos dentro del programa EAGLE de Copernicus, por este motivo, se utiliza para en la actualización y generalización automática de CLC, con la ayuda de revisiones visuales de los productos resultantes para garantizar la calidad de los datos. Esto es posible debido al innovador modelo de datos orientado a objetos (40 clases simples y 46 compuestas predefinidas) utilizado a nivel nacional que permite las salidas multipropósito requeridas por diferentes tipos de usuarios.

	<i>Escala</i>	<i>MMU</i>	<i>MPW (ancho de línea)</i>	<i>Precisión geométrica</i>	<i>Ediciones</i>	<i>Nomenclatura / Niveles jerárquicos</i>	<i>Satélite Data/Cámaras</i>	<i>Exactitud temática</i>
<i>SIOSE</i>	1:25.000	→ Zonas agrícolas, forestales y resto de zonas naturales: 2 ha → Superficies artificiales: 1 ha → Agua, playas, vegetación de ribera, coberturas húmedas y cultivos forzados: 0,5 ha	20 metros	EMC (x, y) ≤ 5 m	2005,2009, 2011, 2014 (AR) y 2017(AR)	Basado en objetos (% ocupación)	SPOT5/ PNOA	No verificada
<i>COS</i>	1:25.000	Todas las tipologías 1 ha	20 metros	Exactitud posicional 5.5 metros 0,25m en el terreno	1990,1995,2007,2010, 2015 y 2018	2018 (83 clases en 4 niveles) 2015 (48 clases en 5 niveles) 2007 y 2010 (225 clases en 5 niveles)	2010-Ultracam XP da vexcel / DMC- Intergraph 2015 - UltraCamXp-wa S/N UC-SXp-wa-50814031	>= 85%

Tabla 1. Comparación entre SIOSE y COS.

Mejorar estos procesos de generalización es beneficioso para el caso español, puesto que introduce criterios de expertos, una mejora del suavizado-simplificación en los límites de los polígonos para hacerlos geográficamente más coincidentes frente a las capas de CLC anteriores (García-Álvarez & Camacho Olmedo, 2017). La información específica sobre los métodos de generalización, las reglas y técnicas aplicadas están disponibles y son necesarias para el conocimiento del funcionamiento por parte de la comunidad investigadora.

El proyecto SIOSE posee una escala 1:25.000 lo que permite tener una mejora en la precisión planimétrica, aproximándose a menos de cinco metros para el análisis de estudios regionales o de caso. Esto permite generalizar a la hora de realizar cálculos y la aparición de un menor número de errores tipológicos. En las guías técnicas, las versiones disponibles actualmente en SIOSE se encuentra apoyadas en otro tipo de información de base, permitiéndonos trabajar con una superficie mínima de polígonos con cierto nivel de detalle en todos los tipos de cubierta (las guías técnicas entre 2005 y 2014 han sufrido ligeras modificaciones). Algunas de las fuentes de datos de apoyo en la recopilación de información de referencia son: Catastro, Instituto Geográfico Nacional (PNOA, BTN25), SIGPAC, Mapa Forestal España 25, o el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos que añaden información valiosa sobre polígonos en integración multiescala.

En los próximos años, el propósito tanto del IGN como de las Comunidades Autónomas es desarrollar el denominado SIOSE 5k o de alta resolución apoyado sobre datos LIDAR y otras fuentes con una resolución de 1:1.000-1:5.000 lo que favorecerá la precisión de estudios muy específicos que pueden ser utilizados dentro en varias disciplinas científicas, como por ejemplo: estudios sobre la evolución de los usos/cubierta (matorral, especies protegidas o invasoras, crecimiento de especies arbóreas, cultivos anuales), pero también apoyar otro tipo de estudios ligados con cambio climático, urbanísticos, políticas medioambientales, etc...que pueden tener gran relevancia en la evolución de esta fuente, aunque esta nueva versión de alta resolución está en fase de desarrollo.

Sin embargo, uno de los puntos débiles en la configuración de estas ediciones reside en que la propia fuente oficial como las guías técnicas determinan que la comparación entre las ediciones de SIOSE y las modernas SIOSEAR no pueden asegurar geoméricamente una coincidencia entre sus polígonos, debido a que las ediciones anteriores a ésta no usaban las geometrías catastrales de manera masiva. De este modo, se está trabajando en otro SIOSEAR 2014 para tener de alguna forma una posible vía de comparación, aunque se plantean actualizaciones cada tres años (poco tiempo para tener mejores posibilidades de análisis en trabajos regionales). Aunque a día de hoy no existen datos de SIOSE2017 o SIOSEAR. En el futuro será complicado tener series con una escala temporal amplia que puedan ser comparables entre sí.

Por último, hay que destacar que existe una base de datos online gratuita SIOSE Desktop que proporciona la generación de consultas de manera sencilla con la posibilidad de obtener resultados de forma gráfica y/o en hojas de Excel, lo que nos puede servir de utilidad para realizar consultas antes de comenzar un proyecto o descarga.

2.5.2.2. Posibilidades comparativas en estudios regionales y/o transfronterizos

Tras realizar un repaso por las principales características de las fuentes más importantes desarrolladas en los últimos años en ambos países. Podemos decir que SIOSE-COS presentan similitudes en su precisión geométrica, por ello, nos ofrecen la posibilidad de comparación al tratarse de cartografías con unidades mínimas de mapeo próximas entre sí. Dicha MMU en la mayor parte de las tipologías se aproxima hasta 1 hectárea, exceptuando aquellas categorías una mayor precisión sobre el territorio español: en coberturas artificiales, cultivos forzados y superficies de agua. Sin embargo, mediante SIOSE obtendremos una menor precisión frente a Portugal en superficies agrícolas, zonas naturales y masas forestales.

Si nos fijamos ahora en la precisión temática, SIOSE presenta una leyenda un poco más rica en la variedad de tipologías analizadas, pero su interpretación resulta un poco compleja (al utilizar valores porcentuales asignados a cada polígono) y a los atributos internos de las estructuras compuestas. Implica un mayor tiempo de dedicación al reclasificar el área de estudio o simplemente al realizar cálculos de área ocupada para las distintas categorías frente al COS Portugal.

Una de las posibles vías para conseguir resultados armonizados entre ellas, sería conocer el porcentaje de ocupación de las clases simples/compuestas de SIOSE con la superficie de código de COS para el nivel jerárquico que se pretende analizar. Con ello, podríamos ver la coherencia de los resultados para cada uno de los períodos. De tal forma, que la información sería útil para análisis exhaustivos sobre el conjunto peninsular o estudios comarcales transfronterizos.

En esta casuística, las dos forman parte del programa EAGLE de Copernicus cuya posibilidad de armonización (LCCS) permite reclasificar un gran número de clases/tipologías comunes. Otra opción factible para conocer la distribución de los grandes tipos de uso sería realizar una reclasificación de los niveles más agregados, de este modo no cometeríamos demasiados errores en nuestros resultados finales. Por ejemplo, utilizar las coberturas simples de SIOSE junto con los primeros niveles II y III del COS, porque si utilizáramos el IV nivel en Portugal se encuentra desagregado hasta 225 tipologías en algún caso, por eso es recomendable quedarse en los niveles anteriores para mejorar la calidad de datos (Meneses et al., 2017).

En cuanto a las series temporales, COS Portugal permite analizar una serie más extensa en torno a 23 años, tiempo suficiente para ver las tendencias de cambio en los procesos a los que se ha visto sometido el territorio portugués. Es preferible usar las ediciones posteriores a 1995 porque como hemos visto ésta puede introducir errores inesperados en nuestros análisis. Mientras que SIOSE presenta ciertas limitaciones temporales porque solamente posee una extensión comparable de 12 años, puesto que SIOSE2017 o SIOSEAR no se encuentran disponibles actualmente. Los únicos períodos que podrían

ser comparables a largo plazo debido a su proximidad temporal entre ediciones (año anterior/posterior entre versiones) aproximadamente comprenderían el intervalo 2007-2015. Al no poder analizar series tan largas, también sería interesante explorar estudios de carácter estático.

Después de haber trabajado en profundidad con Corine en cada uno de los estados, existen limitaciones claras que aparecen en zonas fronterizas al presentar rupturas evidentes (codificación, polígonos, etc.) en los procesos analizados. Sobre el terreno muchos de los fenómenos son simultáneos a ambos lados de la frontera, pero resulta curioso que se perciban rupturas entre los límites administrativos tan notables y que probablemente estén asociados a errores temáticos y geométricos (generalización entre países). En la siguiente figura 9, tenemos un mapa como ejemplo de la zona meridional del Golfo de Cádiz (Algarve-Huelva), en el que podemos apreciar la calidad entre las fuentes.

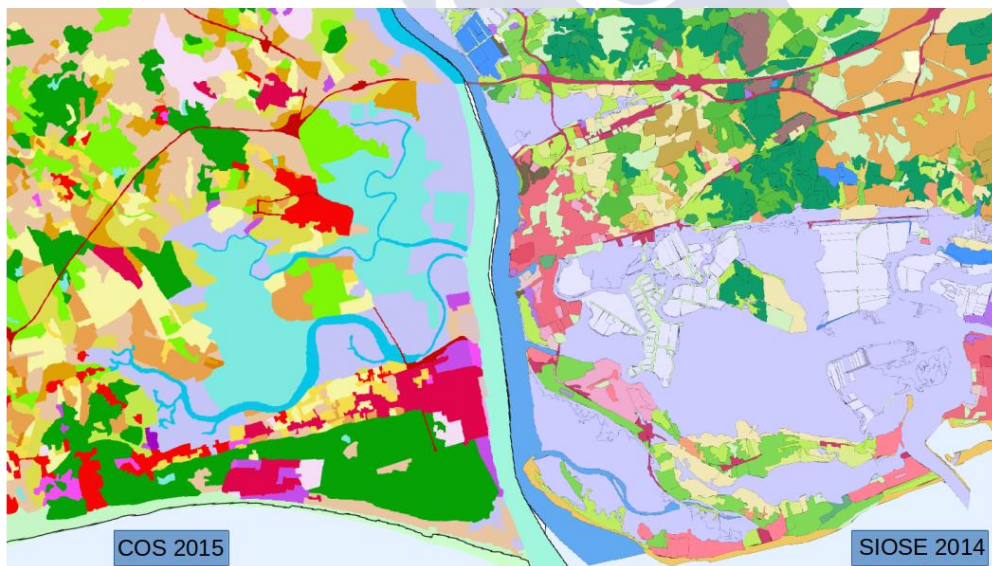


Figura 9. Mapa COS2015-SIOSE2014 en la región fronteriza Algarve-Huelva (escala 1:40.000)

De algún modo, tanto SIOSE como COS pueden tratar de solventar la problemática fronteriza por su precisión mejorada. En

términos generales después de visualizar las características que nos ofrece cada una, podemos decir que COS Portugal muestra una madurez más evidente frente a SIOSE, de ahí que esta última provoque ciertas limitaciones a la hora de armonizar con otras leyendas. Actualmente existe la disponibilidad de visualizar las ediciones en formato WMS y poder realizar una rápida exploración de los datos.

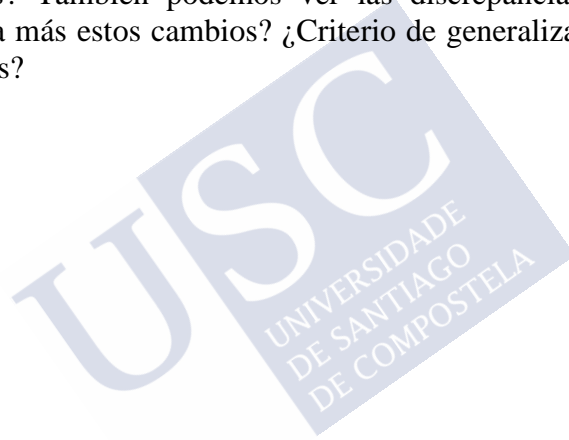
2.6. CONCLUSIONES

Si tuviéramos que responder o resumir los siguientes aspectos: ¿Qué fuente ofrece mejores posibilidades de análisis? ¿Cuál es mejor y según que propósitos? Esencialmente no depende tanto de la fiabilidad del producto final, sino de conocer muy bien el propósito desde el inicio de un proyecto para analizar los fenómenos que suceden en el territorio. El alcance temporal, la precisión de la escala y su grado de actualización parecen los factores fundamentales para conseguir obtener unos buenos resultados.

Si nos fijamos en los aspectos más comentados por autores que tratan con todas las fuentes analizadas, éstos comentan que confrontar los resultados de algunas ediciones como SIOSE 2005 y CLC2006 puede tener resultados inesperados porque los proyectos no son completamente comparables en datos y escala (el proceso de generalización no es transparente). Para propósitos con un nivel de detalle municipal, comarcal o regional es mejor utilizar SIOSE-COS, por su resolución temática como herramienta de toma de decisiones en la ocupación del suelo a nivel municipal. Aunque SIOSE presenta ciertas limitaciones temporales al solo poder analizar un máximo de nueve años de estudios comparativos y además con poca distancia entre ediciones, lo que supone en algunas cubiertas poca variabilidad temporal. En otro orden, las fuentes disponibles a 1:25.000 no permiten su comparación con otras fuentes a nivel europeo con la misma escala, solamente las iniciativas INSPIRE llevadas a cabo en otros países como UK, Alemania o Austria podrían funcionar como estudios comparativos a esa misma escala.

Sin embargo, en escalas nacionales-supranacionales es más adecuado utilizar CORINE, que proporciona información homogénea sobre usos del suelo a escala 1:100.000. Para esta función SIOSE-COS resultaría excesiva dado que sería difícil de interpretar las coincidencias y diferencias entre grandes áreas debido a la generalización de coberturas de menos de 25 hectáreas.

Para finalizar este capítulo, como vía interesante en el futuro se podrían delimitar una serie de ideas para trabajar a nivel peninsular con SIOSE-COS. ¿Dónde se producen los desacuerdos a nivel fronterizo: límites y polígonos en detalle? ¿Conocer la magnitud de los desacuerdos? También podemos ver las discrepancias ¿A qué tipologías afecta más estos cambios? ¿Criterio de generalización si se aplica entre ellos?



CAPÍTULO 3: META-ANÁLISIS PARA EL PERÍODO 1985-2015

3.1. INTRODUCCIÓN

El interés por el seguimiento y el análisis de los cambios de uso del suelo (LUCC) ha experimentado un crecimiento importante en épocas recientes. La nueva disponibilidad de imágenes de satélite y de información cartográfica sobre las cubiertas del suelo ha permitido a investigadores procedentes de diversas disciplinas aproximarse a este tema de estudio. Como consecuencia, durante años la *land-use science* no se podría considerar una disciplina cohesionada con un único enfoque teórico, sino más bien una comunidad científica diversa y con intereses variados (Lambin y Geist, 2006), en la que la transdisciplinaridad es más teórica que práctica (Zscheischler y Rogga, 2015). En torno al año 2000 comenzó a tomar forma una manera de enfocar los procesos de cambio que tienen en cuenta las interacciones entre el sistema físico, biológico y las actividades humanas, recibiendo la denominación genérica de ciencia de los sistemas terrestres (Rounsevell et al., 2012; Verburg et al., 2015). Estas aproximaciones son imprescindibles para analizar las grandes fuerzas motrices, los cambios globales que éstas provocan, los cambios locales y las consecuencias ambientales, económicas y sociales de todos ellos (Paegelow et al., 2013). En general, este tipo de artículos se encuentra en un momento de auge adquiriendo importante relevancia en el ámbito científico multidisciplinar (Turner et al., 2007), investigándose desde puntos de vista diferenciados, tanto proyectos a gran escala como trabajos regionales de menor envergadura. La preocupación e importancia espacial de las transformaciones en los sistemas de uso de la tierra es latente cuando hablamos de grandes afecciones bioclimáticas que influyen en los mercados ambientales, los servicios ecosistémicos, la ecología del paisaje e incluso calentamiento global, afectando de algún modo a los

recursos naturales disponibles y a la población mundial (Lambin et al., 2003).

No obstante, las diferencias entre las aproximaciones realizadas desde distintas disciplinas persisten, naturalmente, lo que se refleja no sólo en el uso de diferentes fuentes principales de datos (series estadísticas, cartografía histórica, fotografía aérea histórica, imágenes de satélite) sino también en el uso de herramientas de análisis y, sobre todo, en la selección del principal proceso a estudiar (cambios en la superficie agrícola, efectos sobre los suelos, tendencias demográficas...). Las limitaciones de las fuentes de datos o los métodos de captura y análisis de información, o el interés de los autores en estudiar detalladamente un área geográfica, han hecho que muchos de los trabajos publicados tomen forma de estudios de caso, a menudo centrados en áreas geográficas de pequeño tamaño (unos pocos centenares o miles de kilómetros cuadrados). A mayores del valor propio de estos artículos individuales, es posible utilizar el conjunto para componer una imagen más general de los procesos existentes y sus principales causas, a modo de metaanálisis. Ejemplos de este tipo de metaanálisis han sido publicados para el contexto europeo por Plieninger y sus colaboradores (2016) o Jasper van Vliet (2015).

España y Portugal han sufrido cambios importantes en la distribución espacial de los usos del suelo durante las últimas décadas, debidos a la combinación de diferentes factores interconectados del medio físico, biótico y antrópico (Ubalde et al., 2009; Jaraíz et al., 2012b). El acceso de ambos países a la Comunidad Económica Europea en 1986 supuso en ambos casos una importante transformación del marco normativo y económico, en gran medida debido a la integración en la Política Agraria Común (Jones et al., 2011; Romero et al., 2012).

Transcurridos diez años desde la publicación del informe del Observatorio de la Sostenibilidad en España en el año 2006, no existen documentos recientes que hayan abordado de manera general los cambios de uso del suelo en este país. Existen, no obstante, numerosos trabajos que abordan el estudio de la dinámica de usos y

coberturas del suelo utilizando como información de partida imágenes capturadas por sensores remotos, ya sean fotografías aéreas o imágenes de satélite, en ocasiones con uso de métodos de análisis basados en estereoscopía (Alguacil, 1985; Poyatos et al., 2003). Con carácter más anecdótico, incluso se ha recurrido al uso de zepelines para cartografiar áreas remotas de montaña (Ries et al., 1997). Otros artículos parten de mapas de uso o cobertura del suelo ya existentes, una de las fuentes más utilizadas es Corine Land Cover (CLC), en sus ediciones de 1990, 2000 y 2006 (Aguilera y Botelquilha-Leitão, 2012; Hewitt y Escobar, 2011; Vasco y Koomen, 2010), pero otros autores han recurrido también a otras fuentes como, por ejemplo, Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo (SIOSE) (Rosa y Tudela, 2013; Membrado, 2011), los Mapas de Cultivos y Aprovechamientos (Corbelle y Crecente, 2016), la Carta de Usos y Ocupación de suelo en Portugal (Rocha et al., 2016), la cartografía de la Red de Información Ambiental de Andalucía (Bermejo et al., 2011) o el Mapa de Cubiertas del Suelo de Cataluña (Badia et al., 2014; Burriel et al., 2005). Situados en un tercer grupo, otros trabajos utilizan fundamentalmente información estadística no cartográfica publicada por el Instituto Nacional de Estadística de los respectivos países (Carvalho y Silva, 2001; Calvo et al., 2009).

La idea principal de este capítulo será conocer mediante una revisión bibliográfica de autores lusos y españoles, cuáles han sido las temáticas principales de los trabajos relacionados con los cambios de uso de suelo en la Península Ibérica, durante las últimas décadas. Con ello, se pretende tener una visión integrada del conjunto para saber dónde se han registrado los mayores índices de cambio y cuáles han sido las fuerzas motrices que han favorecido las distintas transformaciones en ambos países. El período posterior a la integración de España y Portugal a la Comunidad Económica Europea ha sido especialmente activo en cuanto a los cambios de uso, y que ha supuesto una mayor diferenciación de las regiones de ambos países, entre aquellas en las que la producción agrícola y ganadera se ha expandido e intensificado, aquellas en las que el abandono de la agricultura ha permitido el aumento de la superficie arbolada, y aquellas en las que el proceso urbanizador ha sido más intenso.

Tratándose de un trabajo que esencialmente depende de la revisión de materiales ya publicados, se ha partido para su realización de una primera selección de alrededor de cien artículos y documentos científicos, localizados a través de consultas en diferentes bases de datos (Web of Science, Scielo, Science Direct, Dialnet, Researchgate), empleando como palabras clave los términos “cambios de uso de suelo”, “cambios de cobertura”, “Portugal” y “España”, tanto en español como en inglés. En esta primera selección se incluyeron únicamente trabajos publicados con posterioridad al año 1985, aunque existan referencias anteriores que hayan sido consultadas de modo puntual.

De entre los trabajos identificados en la primera selección, se han analizado con mayor detalle aquellos que aportan datos primarios sobre los cambios de uso de una determinada área de estudio. Se excluyeron del análisis, por ejemplo, trabajos que abordaban los cambios de uso desde el punto de vista de la prospectiva (modelos de simulación de cambios futuros, por ejemplo), o trabajos en los que los cambios de uso no constituyen el principal aspecto de estudio y por lo tanto no se cuantifican o modelizan de manera explícita. En total, algo más de medio centenar de estos trabajos aparecen citados en este documento.

Como herramienta auxiliar para esta revisión hemos utilizado un sistema de información geográfica para representar la distribución espacial de aquellos trabajos citados que se pueden hacer corresponder con un área determinada de la Península. El criterio de asignación utilizado ha sido emplear un punto para localizar los trabajos realizados sobre áreas de entidad igual o inferior al nivel 2 Nomenclatura Estadística de Unidades Territoriales de la Unión Europea (NUTS por su acrónimo en inglés), equivalente a la Comunidad Autónoma en España. Se ha preferido no representar, en la imagen, aquellos que abarcan áreas de mayores dimensiones (varias comunidades autónomas o la totalidad del Estado). Para su representación en el mapa, los procesos descritos en cada trabajo se han categorizado en uno o varios de los siguientes cuatro grupos:

expansión de cubiertas artificiales; cambios en la cubierta forestal; intensificación-extensificación del uso agrícola; y abandono de usos.

3.2. PRINCIPALES CAMBIOS OBSERVADOS EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

3.2.1 Visión general

Las principales áreas observadas en los trabajos que analizan la Península Ibérica se muestran en la figura 10, donde se representa la distribución territorial de 47 trabajos analizados. De ellos, solamente 8 se encuentran dentro del territorio portugués, los 39 restantes, se hallan en el territorio español. Según la tipología de uso, un 36 por ciento de los trabajos analizan las cubiertas agrícolas, no obstante, hay un 38 por ciento que analizan todos los usos, seguidos del 15 por ciento que estudian solo masas forestales, y por último el seguimiento de las superficies artificiales, un 11 por ciento.

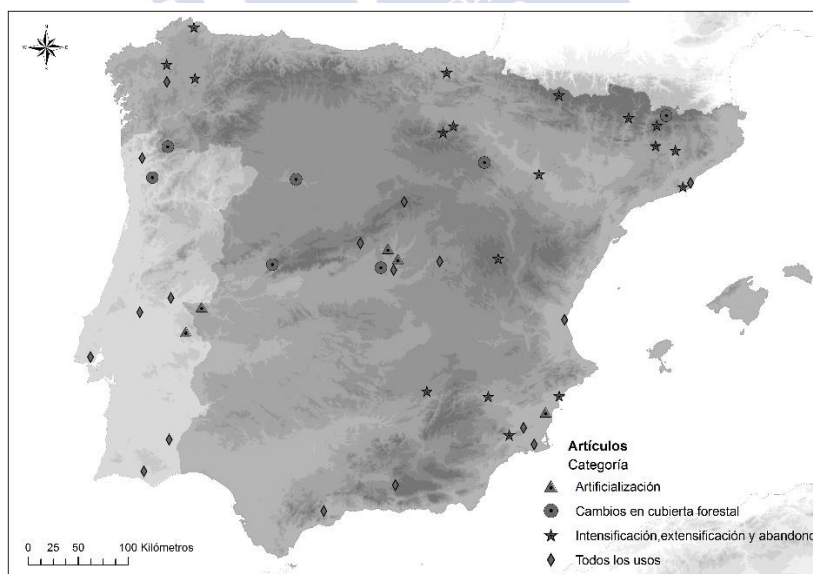


Figura 10. Distribución de los estudios de caso incluidos en la revisión y clasificación de los principales procesos descritos en cada uno.

La revisión de los trabajos publicados sobre los cambios de uso posteriores a 1985 en la Península permite afirmar que estas transformaciones están asociadas al desarrollo histórico de la estructura socioeconómica (Alonso et al., 2010; Vasco y Koomen, 2010; Ries et al., 1997), los cambios en la dinámica demográfica (Jones et al., 2011; Frutos et al., 1989), la modernización tecnológica del sector primario (Fanlo et al., 2004), o los cambios del contexto político y normativo (Romero et al., 2012; Corbelle et al., 2015). Por supuesto, este conjunto de causas subyacentes (Lambin et al., 2003) actúan sobre grandes áreas del territorio y sus consecuencias en términos de cambios de uso o cubierta dependen en gran medida de las diferencias locales relacionadas con el medio físico, la accesibilidad, o la estructura de la propiedad (López et al., 2013; Ubalde et al., 1999; Corbelle et al., 2015).

Los principales procesos estudiados son la intensificación, extensificación o eventual abandono, de la actividad agrícola y ganadera (Corbelle y Crecente, 2008; Alberdi, 2001; Serra et al., 2014), los incendios forestales (Viedma et al., 2015; Regos et al., 2015), la expansión urbana (Paül, 2010; Gallardo y Martínez, 2012), o la degradación del suelos (Alonso et al., 2010). En general, casi todos estos procesos asociados al cambio de uso del suelo están presentes en diferentes áreas del territorio peninsular.

En torno al año 2000, la distribución superficial de los grandes tipos de uso no era muy diferente entre España y Portugal. La categoría que ocupaba mayor superficie era la de terrenos agrícolas, ocupando en ambos alrededor del 48 por ciento, seguida por la superficie forestal o de vegetación natural 47 por ciento y la superficie edificada y urbana alrededor del 5 por ciento (Caetano et al., 2005; OSE, 2006). En lo que respecta a la cobertura urbana y artificial aumentó algo menos del 1 por ciento de la superficie total de Portugal entre 1990-2000 (Caetano et al., 2005), mientras en España crecen alrededor de un 3 por ciento sobre el total para el mismo período (OSE, 2006). Se registra un leve descenso de la superficie ocupada por usos agrícolas o ganaderos un 0.3 por ciento y menos del 0.1 por ciento respectivamente para cada país. De acuerdo con las fuentes

citadas anteriormente, la superficie forestal había aumentado (1 por ciento de la superficie total) en Portugal para ese período, mientras en España disminuye un (1 por ciento de la superficie total) entrando en contradicción con los datos proporcionados por el tercer Inventario Forestal Nacional (IFN-3), que registran un incremento leve pero sostenido de la superficie forestal y en particular del monte arbolado.

Obviamente, la expansión de los usos artificiales se produce en ambos países como parte del crecimiento de zonas urbanas y periurbanas de las grandes ciudades, especialmente en la década de 1990 y principios de siglo, afectando a las áreas metropolitanas de Barcelona, Madrid, Valencia, Oporto y Lisboa, y en general a toda la franja mediterránea, como la Costa Brava y Dorada en Cataluña, la Costa Blanca de Alicante -donde hasta un 50-60 por ciento del territorio se habría transformado (Valera et al., 2012) - o la Costa del Sol en Málaga, debido al aumento de áreas comerciales y de ocio. Este proceso ha ocupado fundamentalmente terrenos de uso agrícola, y en menor medida, zonas de matorral con poca vegetación (Paül, 2010). Con frecuencia, la expansión se ha producido en suelos de gran calidad para la producción agrícola (Rosa y Tudela, 2013). En todo caso, las áreas residenciales y comerciales ligadas al sector turístico no han sido las únicas en aumentar: desde 1987 al 2000 se produjo en España un crecimiento del 59 por ciento de las superficies industriales y comerciales (Valera et al., 2012). Otras áreas peninsulares han visto aumentar estos usos, pero en forma de expansión difusa, apareciendo como fenómeno en áreas costeras del Noroeste peninsular, el Algarve y las áreas metropolitanas de Oporto y Lisboa (Serra et al., 2014; Rocha et al., 2016), seguidos por los municipios limítrofes a las áreas periurbanas de Madrid y Barcelona. Las menos afectadas por estos procesos son Castilla-La Mancha, Extremadura y Aragón, y las áreas de montaña que sólo incrementan su superficie artificial por el aumento del turismo de esquí y los parques naturales (Lasanta, 1990).

Entre las fuerzas impulsoras del aumento de las superficies urbanizadas se sitúan los cambios demográficos provocados por el desplazamiento de la población rural hacia las principales ciudades. Este proceso ya tuvo lugar en el período anterior al estudiado, entre

1950-1980 de acuerdo con Collantes y Pinilla (2011) la extensión de la red de infraestructura estatal, el desarrollo del turismo de sol y playa por ocupación de la primera línea de costa y el crecimiento en número de segundas residencias. España es el país europeo con mayor número de viviendas por habitante, explicado en parte por la especulación urbanística y el *boom* inmobiliario producido en nuestro país, y que afectó en menor grado a Portugal (Serra et al., 2014).

Como se ha descrito anteriormente, el uso agro-ganadero sufre importantes variaciones al tratarse de la primera clase de suelo por superficie ocupada en ambos estados. Los cambios en el área ocupada resultan de interés: intensificación y extensificación juegan un papel esencial en los efectos ambientales, paisajísticos y económicos del uso agrícola del territorio. Uno de los efectos más importantes en la península tiene que ver con la conversión de grandes áreas en zonas de regadío, en donde la sobreexplotación del recurso agua aparece documentada en las cuencas fluviales del centro-sur (Alonso et al., 2010; Serra et al., 2014). En el territorio español, los estudios que analizan con detalle las superficies irrigadas se centran en áreas de Murcia, Valencia, La Rioja y Andalucía, mientras que en Portugal las zonas que sufren mayor intensificación son los terrenos minifundistas del Centro-Norte (Jones et al., 2011). Por otro lado, los procesos de extensificación aparecen descritos principalmente en zonas del noroeste como Castilla-León o la Cornisa Cantábrica, en el que predominan los pastizales (Alberdi, 2001), o en dehesas extremeñas y andaluzas, dedicadas a la ganadería extensiva (Jaraíz et al., 2012b). En Portugal, las áreas representadas por procesos de abandono se encuentran en la zona latifundista del sur del país. Este último proceso se percibe también en otras zonas montañosas de la península, particularmente en el Pirineo (Fanlo et al., 2004). Desde una visión conjunta, las cifras de evolución de la Superficie Agrícola Utilizada (SAU) muestran un descenso generalizado en casi todas las regiones peninsulares en favor de otras cubiertas.

En lo que respecta a la situación de los ecosistemas forestales en la Península, la superficie forestal según el Mapa Forestal Español (MFE-25) en 2013 muestra que el 54.97 por ciento del total territorial

era forestal (de ese porcentaje el 36.45 por ciento pertenece a masas arboladas y el 18.5 por ciento a masas desarboladas). En Portugal, los datos del (IFN-6) para ese mismo año, indican que las masas arboladas suponían cerca del 58 por ciento de la superficie total del país (de ella el 64 por ciento eran masas arboladas- 37.5 por ciento de la superficie total). Este tipo de usos viene mostrando un incremento del arbolado desde hace décadas en ambos estados, por ejemplo, en España se pasa de 11.80 Mha en 1975 (IFN-1) a 27.53 Mha en 2007 (IFN-3) creciendo al ritmo de 200.000 ha/año (Montero y Serrada, 2013). Si nos fijamos en la composición específica de las masas, en el país luso, durante el período de 1963-1998, se produce un notable incremento de la superficie ocupada por eucalipto (98.900 a 672.150 ha), las frondosas (94.000 a 130.899 ha), pero se produce una reducción de las masas de coníferas (1.287.600 a 976.069 ha) (Carvalho y Silva, 2001). Este proceso de transición forestal ha sido similar en la parte norte de España, en menor medida en áreas meridionales.

3.2.2. Superficies urbanizadas e infraestructuras

Una de las mayores preocupaciones de la Ordenación Territorial ha sido cuantificar y evaluar los cambios provocados por la expansión de las superficies urbanas, industriales, comerciales o de infraestructura, que ejercen gran presión sobre los usos tradicionales del territorio (Jaraíz et al., 2012a). Dentro del contexto europeo, la Península Ibérica ocupa junto con Irlanda, un lugar destacado en cuanto a la importancia de estos procesos, ocurriendo en décadas recientes a un ritmo de crecimiento cercano al 1,9 por ciento anual (OSE, 2006).

Los artículos que analizan los procesos de urbanización a través de los datos de Corine Land Cover (CLC) para el período 1990-2000 en el territorio portugués, indican que ésta cubierta aumentó un 0.79 por ciento del total del territorio, transformando alrededor de 70.000 ha, registrando el segundo índice de crecimiento⁴⁷. En torno al año 2000, las cubiertas artificiales se encuentran dominadas por el tejido urbano discontinuo (70 por ciento), lo que provoca cierta dispersión

espacial y consumo de suelo cerca de las principales vías de comunicación. Las infraestructuras para ese año se extienden un 12 por ciento, el tejido urbano ocupa un 6 por ciento concentrándose en la periferia de los núcleos urbanos de Oporto, Lisboa, Setúbal y Ave.

Si analizamos los trabajos regionales que siguen utilizando CLC, el estudio sobre la Euroregión galaico-portuguesa, muestra entre 1990-2006 que la ocupación de los usos urbanos en el noroeste crece un 40 por ciento sobre la totalidad de la NUT-3, unas 42.271 ha (Fernández y Leite, 2011). En otro orden, se aprecia que los distritos del centro-sur (áreas rurales de interior y zonas limítrofes con la frontera española) son los que muestran índices más bajos de crecimiento. El trabajo de Jaraíz et al. (2012a) refleja que áreas como Portalegre, Beja, Castelo Branco o Évora tienen un crecimiento medio de un 0,05 por ciento desde 1990-2000. En el valle de Zêzere, aparecen ritmos de crecimiento de tan sólo un 0,1 por ciento del total del área analizada desde 2000 a 2006 (Meneses et al., 2015). En la parte meridional portuguesa, sucede lo contrario, los usos urbanos han tenido un peso e incremento considerable como sucede en el área metropolitana de Lisboa. En esta región crece un 17 por ciento entre 1990-2006, alrededor de 39.000 ha (Rocha et al., 2016). Dicha tendencia también aparece en el Algarve para ese mismo intervalo, cuyos valores de crecimiento son superiores (41,2 por ciento) a la media nacional de sólo un 2,8 por ciento, perdiéndose 4.000 ha de terrenos agrícolas próximas a los núcleos de Portimão, Faro y Olhão, debido al aumento del turismo en la zona (Caetano et al., 2005).

Mientras tanto, en España el desarrollo y crecimiento de las superficies urbanizadas ha sido el cambio de uso del suelo más relevante. Esta tipología ha sido la que experimentó un mayor crecimiento, en torno a un 29 por ciento (240.166 ha) en veinte años (OSE, 2006), especialmente marcado en la franja situada en el rango 0-10 km de la costa (Serra et al., 2014).

Los trabajos que analizan el litoral mediterráneo ponen su atención en fenómenos de expansión en ámbitos periurbanos: por ejemplo, según Paül (2010) la superficie del área metropolitana de Barcelona creció entre 1987-2000, un 7,88 por ciento (25.524 ha),

conclusión similar al trabajo de Burriel et al. (2005) que indica para el período 1993-2000 aumentaron un 8,7 por ciento. Igualmente, la Comunidad Valenciana experimentó procesos idénticos, aquí la superficie urbanizada pasó del 2,7 por ciento en 1990 (63.000 ha) al 4,8 por ciento en 2006 (113.000 ha), como consecuencia de un aumento del número de viviendas (715.000), y acompañado de la pérdida de 18.000 ha de suelo agrario (Membrado, 2011). Cuando estas cifras se llevan a períodos temporales más amplios, los cambios son espectaculares, como sucede en el área metropolitana de Elche-Alicante, cuya superficie en 1956 no superaba el 2 por ciento (2.200 ha), y que pasó a un 15 por ciento (16.800 ha) para el año 2005 (Valera et al., 2012).

Continuando hacia el Sur, en la misma línea de costa también son perceptibles las tendencias de aumento como muestran los trabajos de carácter local en Murcia, destacando que en esta comunidad se han producido el mayor incremento de superficies artificiales a nivel nacional durante el decenio 1990-2000 (Romero et al., 2012). Misma tendencia se observa en la Cuenca del Segura, de modo que los usos aumentan un 3,31 por ciento entre 1990-2006 (Camacho et al., 2015). En consecuencia, esto provocó un descenso generalizado de la superficie cultivada, como sucede años después entre 2005 a 2009, por ello la superficie cultivada desciende un 5,67 por ciento en favor de nuevas superficies urbanas (Rosa y Tudela, 2013).

Gracias a los trabajos de carácter autonómico como el de Bermejo y sus colaboradores en 2011, podemos interpretar la distribución de usos de buena parte del sur peninsular. Andalucía registra un crecimiento significativo de los usos artificiales, puesto que, en 1956 ocupaban 51.271 ha y en 2007 pasaron a 263.242 ha, aumentando un 3 por ciento sobre el total del territorio andaluz, concentrándose en las áreas metropolitanas de Sevilla, Granada y Málaga. En otros estudios de menor escala, aparecen las mismas tendencias como en Casapalma (Málaga). En ellas se produce un incremento de los usos residenciales y de infraestructuras en un 12,68 por ciento entre 1991 y 2007, en un área total de 1.872 ha (Rodrigo et al., 2014). En estas áreas meridionales aparecen tendencias homogéneas en su transformación,

casi siempre son las clases de regadío, suelos abandonados y el matorral los que pierden terreno en favor de nuevos usos urbanos (Rodríguez et al., 2010).

No podemos olvidar mencionar los resultados de los trabajos en los que aparecen índices menores de crecimiento sobre los usos artificiales. Estos territorios se encuentran en la parte Centro y Oeste de España, cuyas zonas se corresponden siempre con áreas marginales y provincias rurales de interior. Los porcentajes aquí son reducidos: entre el 0,05-0,1 por ciento si se compara con el valor medio español que se sitúa en torno al 0,47 por ciento (Jaraíz et al., 2012b; OSE, 2006), siendo las comunidades autónomas menos dinámicas La Rioja, las dos Castillas, Extremadura, Aragón y Navarra. La concentración de los efectivos de población y la expansión urbana se produce siempre alrededor de las capitales provinciales, de manera que los índices suelen ser un poco más elevados, mientras en el resto de la provincia se produce un proceso de despoblamiento. Otras áreas que sufren poca variación se encuentran en la Costa Cántabra, siendo destacable la protección que adquiere Asturias gracias al Plan de Ordenación del Litoral Asturiano. Aquí las superficies urbanas del primer kilómetro de costa apenas crecen un 0,74 por ciento dentro del Principado, entre 1990-2000, representando así los índices más bajos de España (Informe Perfil Ambiental Asturias, 2008). En esos diez años, los usos urbanos crecen sólo 4.302 ha, localizándose en los municipios de Gijón y Oviedo. En Galicia, son Corbelle y Crecente (2016) los que han analizado entre 1986 y 2006 el aumento que se produce en la cubierta artificial, arrojando que un 0,91 por ciento cerca de 26.800 ha se transforman de forma irreversible sobre este territorio.

En segundo plano, aparecen las áreas montañosas peninsulares, aunque la falta de estudios sobre esta temática se percibe en la figura 10. Casi todos los artículos se corresponden con áreas del Pirineo y del Sistema Ibérico. Hemos apreciado que la evolución de usos no ha sido homogénea en ningún momento, en estas regiones el crecimiento ha estado motivado principalmente por el aumento de infraestructuras vinculadas a actividades de ocio moderno en alta montaña (Lasanta,

1990; Fanlo et al., 2004). Tanto es así, que el dinamismo provocado en la montaña catalana, muestra ratios más elevados que algunas zonas de centro peninsular, creciendo un 0,4 por ciento (4.470 ha) entre 1993 y 2007 (Badia et al., 2014).

De otra forma, debemos tratar las cifras de crecimiento urbano del entorno de la capital española, porque reflejan datos esenciales para entender la importancia de ésta como núcleo central. En la Comunidad de Madrid, el 50,41 por ciento (404.000 ha) ha sufrido algún cambio de uso, concretamente el tejido urbano creció la cifra significativa de 56.500 ha entre 1982 y 2006, cuya expansión se produjo cerca de los principales ejes de comunicación (Díaz y Hewitt, 2013; Gallardo y Martínez, 2012; Gallardo et al., 2016) e incluso se percibe en la Sierra de Guadarrama (Hewitt y Escobar, 2011).

Para concluir este apartado del capítulo, todo este proceso lleva asociada una serie de consecuencias e implicaciones territoriales negativas, como puede ser el sellado antropogénico del suelo (Serra et al., 2014), la posible fragmentación de usos provocado por un urbanismo discontinuo (Aguilera y Botelquilha-Leitão, 2012; Gallardo y Martínez, 2016), la destrucción de ciertos hábitats por pérdida de biodiversidad tanto en cubiertas de tipo agrícola o forestal, e incluso facilitando el efecto isla de calor a una escala micro-climática. El aumento de terrenos industriales y comerciales también ha acelerado otras causas como el aumento del nivel de CO₂ en la atmósfera como se ha visto en los últimos años, el denominado smog fotoquímico ha empezado a afectar a ciudades como Madrid, Lisboa o Barcelona.

3.2.3. Cambios en la superficie agrícola: intensificación, extensificación y abandono

Dentro de la Península Ibérica, las zonas agrícolas han estado sujetas a procesos de sentido opuesto. Por un lado, un proceso de expansión e intensificación en las áreas más productivas y, en el extremo contrario, procesos de extensificación y reducción de la superficie ocupada en áreas de menor productividad. El primero de ellos está asociado en

gran medida a la expansión del regadío (800.000 ha entre 1989 y 1999, de acuerdo con los datos de los Censos Agrarios, concentrándose en el Levante, las dos Castillas, Aragón y Andalucía. Como consecuencia se ha incrementado la superficie de los cultivos más intensivos como el arroz (37 por ciento), cítricos (11 por ciento), frutales (12 por ciento) y otras herbáceas de regadío (10 por ciento) (INE, 2009). Al contrario, en otras áreas peninsulares se produjo una pérdida importante de superficie de cultivo, en las que la actividad agrícola o ganadera fue abandonada. La entrada de ambos estados en la Unión Europea, y la influencia de las sucesivas reformas de la Política Agraria Común (PAC) marcaron el rumbo de grandes áreas dentro del territorio peninsular (Fanlo et al., 2004).

Los artículos españoles que analizan la intensificación se centran siempre en áreas donde la utilización y la sobreexplotación del agua es más evidente, teniendo una serie de implicaciones sobre el uso final de este recurso. El alto rendimiento de zonas regadas en la península ha hecho que se transformen de manera brusca por las exigencias de los mercados globales, tanto es así, que alrededor de 1 millón de hectáreas (2 por ciento) de la superficie de secano española cambia hacia terrenos regados entre 1987 y el 2000 (OSE, 2006). La mejora de las explotaciones y los métodos utilizados, como el cultivo bajo plástico, han tenido mucha repercusión sobre la evolución de esta tipología como veremos a continuación. El proceso de intensificación productiva según datos de los Censos Agrarios y el OSE, son más evidentes en el arco mediterráneo en las dos últimas décadas del siglo XX, modificando notablemente antiguos terrenos dedicados a prados-pastizales de secano y monte mediterráneo (Romero et al., 2012), apareciendo así explotaciones competitivas de invernadero.

Durante años, se produjo la transformación y crecimiento de las categorías de cultivos herbáceos, los cítricos y frutales (todos en regadío), de manera simultánea con el abandono de cultivos permanentes y anuales. Sin embargo, las tendencias analizadas en este documento, posteriores al año 2000, muestran un retroceso de la superficie cultivada en numerosas regiones mediterráneas, como sucede en la Región de Murcia. Aquí las tierras de cultivo sí habían

aumentado entre 1972 y 1990, pero en la última década los terrenos en barbecho y campos menos rentables de secano se abandonan, punto de inflexión que coincide con la aplicación de las políticas de la PAC y con el proceso urbanizador, cuando se pierden 80.000 ha de cultivos herbáceos (Romero et al., 2012). Las cubiertas que sí han aumentado bruscamente son los cultivos bajo plástico, hasta la cifra de 97.000 ha para el año 2006 (Camacho et al., 2015), ocupando casi siempre antiguas zonas de secano y áreas con bastante vegetación. Otro artículo que utiliza SIOSE en Murcia, para el intervalo 2005-2009, sigue demostrando el retroceso de cultivos en un 5,67 por ciento sobre el total, sorprenden los cítricos que sufren una disminución de un 10,15 por ciento debido a su extracción por la escasez de agua, mientras que el resto de tipologías agrícolas se mantienen (Rosa y Tudela, 2013). Un claro ejemplo, se produce por el mantenimiento de cultivos leñosos (33 por ciento) sobre el total la de la SAU en 2011, al encontrarse subvencionados por distintas líneas de ayuda siendo el almendro el cultivo principal (Romero et al., 2012).

Siguiendo esta línea, en la Comunidad Valenciana, la evolución de usos entre 1996-2008 también es contraria a las tendencias estatales que marcan otros informes. Membrado (2011) afirma que los cultivos de regadío descienden 16.000 ha y los de secano unas 77.000 ha, motivadas por el aumento de infraestructuras como vimos en el apartado anterior. Los usos predominantes para el año 2005 siguen siendo los cultivos leñosos en regadío, como los cítricos (200.425 ha) situados a poca altitud, el olivo (87.526 ha) en comarcas de altitudes intermedias y el viñedo (82.983 ha) en áreas interiores.

En Cataluña, las cubiertas agrícolas sufren cambios a finales de siglo pero los ratios de intensificación aquí son menores, respecto de las anteriores. En esta comunidad se deja de lado los prados y pastizales transformándose en nuevas hectáreas de cultivos hortícolas en regadío (frutales de hueso, cítricos, viñedo y la fresa) en las márgenes del Ebro, Llobregat y el Francolí, junto con nuevas zonas del interior de Tarragona, Lérida y Girona. En otro orden, las cabeceras de la vertiente norte del Pre-Pirineo como el Segre o el Ter, en dichos cultivos se produce un retroceso agrario, motivado por el

abandono y la regeneración espontánea sobre tierras de secano (Ubalde et al., 1999; Bonet, 1997). La expansión de las áreas metropolitanas ejercen una elevada presión sobre los usos agrarios anteriores, apreciándose en las 148.200 ha que descienden desde 1999 a 2009 en Barcelona (Burriel et al., 2005; Paül, 2010).

Si seguimos nuestro periplo por el sur peninsular, en Andalucía existen dos períodos diferenciados en la intensificación de usos. La primera época de transición y modernización agraria 1960-1999 cuya pérdida de cultivos herbáceos de secano es nítida y generalizada sobre todo el territorio (372.563 ha), cediendo terreno hacia otros cultivos leñosos regados como el olivar (67.259 ha) y otros cultivos de regadío (305.280 ha) como la cebada, tomate, remolacha, algodón, etc... (Bermejo et al., 2011). Para el segundo período 1999-2007, las cifras de mayor índice de cambio aparecen en las áreas costeras, motivadas por el *boom* del cultivo bajo plástico, ocupando en 2007 la cifra de 60.965 ha. De ellas, la mayor extensión se encuentra en Campo de Dalías (46.500 ha), éstas cubiertas se instalaron el 70,5 por ciento sobre antiguas tierras de labor de menor rentabilidad y un 29,45 por ciento sobre áreas forestales naturales. Patrones similares aunque de menor magnitud, se ven en campos de Lepe, Cartaya o Gibralfaró (8.868 ha) en Huelva, en la costa granadina (4.278 ha) y Málaga (1.319 ha).

Las zonas agrícolas del interior andaluz sufren procesos de intensificación diferenciados, las que sufren fuertes índices de cambio se circunscriben con zonas altas de serranía. La construcción de numerosos embalses y la explotación de antiguos acuíferos subterráneos facilitaron la expansión del proceso. Esto provocó que durante el último decenio aumentaran las cubiertas agro-industriales orientadas al olivar en regadío subvencionado por la PAC, en Jaén aparecen (47.000 ha) y Las Colonias en Córdoba (5.682 ha) produciéndose un intercambio de antiguas cubiertas forestales hacia este cultivo leñoso, pero son realmente los cultivos de olivar en secano los que muestran la gran productividad de la región. Esta tendencia se percibe también en la Vega de Granada, pero curiosamente Rodríguez et al. (2010) muestran que 61.000 ha de olivar aparecen sobre

superficies anteriores dedicadas al cultivo herbáceo en regadío. Debemos destacar que las zonas bajas que poseen infraestructuras hidráulicas se han colonizado sobre todo las márgenes de ribera, principalmente en zonas del Guadalquivir, Genil o el Guadalhorce, teniendo un gran auge por la alta capacidad agrológica de estos suelos, aunque se ve mermado por la expansión urbana de las metrópolis de Sevilla, Granada y Málaga (Rodríguez et al., 2010).

De igual modo, las transformaciones de los valles de los principales ríos y cursos tributarios generan un mosaico heterogéneo y tecnificado de cultivos herbáceos irrigados. Sobre ellos se producen los mayores índices de cambio, principalmente en la ribera del Guadalquivir en Córdoba al aumentar (121.000 ha) este tipo de cultivos herbáceos. En Sevilla, aparecen 36.000 ha de arrozales en zonas antiguas de marisma y se destruyen 70.000 ha naturales forestales que se transforman por cultivos herbáceos ribereños, siendo los cambios destacables desde 1999 a 2007 (Bermejo et al., 2011). Menores índices aparecen en la Vega del Guadalhorce, en donde sólo se incrementan 19.390 ha en regadío en toda la provincia de Málaga. Cifras similares aparecen en el trabajo de Rodrigo et al. (2014) en Casapalma, en el que se sigue produciendo un retroceso de las cubiertas de secano, cambiando hacia usos intensivos herbáceos un 12,16 por ciento y cítricos leñosos 20,08 por ciento en dicha área analizada para el período 1991-2007. Los cultivos andaluces que se han mantenido o sufren poca variación son las cubiertas irrigadas dedicadas al viñedo, sólo su crecimiento se ha visto favorecido en zonas de Jerez de modo que aumentaron 11.000 ha en estos últimos años. En la Campiña Cordobesa sólo aumentan 200 ha, mientras que otras regiones de fuerte tradición vinícola como las dedicadas al vino dulce en Málaga siguen estables entre 1999 y 2007.

En las comunidades autónomas del interior de España como Aragón, La Rioja, Navarra, Madrid, Extremadura, Castilla-León y Castilla-La Mancha, destaca la expansión de los cultivos herbáceos ligados al cereal de primavera (OSE, 2006). En particular, las comunidades castellano-leonesa y manchega han sufrido procesos similares desde 1960, aunque en estas regiones se produce más una

reorganización de usos agrícolas que un profundo intercambio entre distintas tipologías (Montero y Brasa, 1998). En ambas mesetas el proceso intensificador ha sido lento en comparación con otras zonas meridionales españolas. El abandono de prácticas tradicionales como el pastoreo o la trashumancia (Fanlo et al., 2004) provoca cambios en la estructura de los cultivos de secano (prados- pastizales a barbecho), transformándose hacia nuevos cultivos intensificados de mayor rentabilidad (triada cerealística, agroindustria de oleaginosas, legumbres y nuevos productos ecológicos). En ambas regiones, se produce un aumento neto de superficies regadas de 56.000 ha, más del 90 por ciento de esos terrenos proceden de tierras de secano. En la Meseta Norte, los cambios afectan a terrenos de pastizal (19.000 ha) y matorral (15.000 ha) pasando a ser nuevos terrenos regados en áreas próximas a las grandes cuencas y canalizaciones fluviales del Duero, Carrión, Tormes o Pisuerga. Mientras que la Meseta Sur, las categorías que más hectáreas pierden en favor de áreas cultivadas (31.000 ha) proceden de terrenos forestales (OSE, 2006). Las zonas de expansión en La Mancha se producen a costa de la explotación de recursos hídricos subterráneos (Montero y Brasa, 1998) convirtiendo zonas más productivas como Campos de Calatrava (Ciudad Real), Montiel (Albacete) y algunas zonas llanas pertenecientes a la Alcarria Conquense. Esta última, analizada por Martínez et al. (2008) corroboran el gran incremento de los usos de regadío entre 1990 y 2003, pasando de un 0,73 por ciento a un 19,31 por ciento sobre el área total de estudio.

En Extremadura, las cubiertas agrícolas sufren un aumento generalizado en el último decenio, siendo las más beneficiadas en el conjunto de usos. Aquí el consumo y formación de suelo se produce por la dualidad e intercambio más común de cubiertas forestales a agrícolas y viceversa. El abandono y pérdida de cultivos de secano permanentes aparece en zonas de elevada pendiente, cuya situación alejada de las infraestructuras de riego merman esta tipología (Jaraíz et al., 2012b). Por otra parte, las zonas irrigadas se concentran ahora sobre suelos más fértiles cuya mecanización es posible, principalmente en la Vega del Guadiana, Campos de Arañuelo y el Valle del Jerte, produciéndose una intensificación de 4 por ciento

sobre cultivos herbáceos irrigados, un 91 por ciento nuevos terrenos de arroz y 32 por ciento sobre frutales de producción, como el cerezo al inicio del nuevo siglo (OSE, 2006).

A medida que nos situamos en provincias y áreas septentrionales, apreciamos que los ratios de crecimiento de las superficies irrigadas y los procesos ligados a usos con mayor capacidad productiva dentro de la SAU, se atenúan. Muestra de ello, se refleja a nivel general en la distribución de usos sobre el total de las siguientes comunidades autónomas, así la ocupación porcentual es menor respecto de las citadas anteriormente como: Aragón (16,4 por ciento), Navarra (13,5 por ciento) La Rioja (12,3 por ciento) y Madrid (10,3 por ciento).

En Aragón, los cambios en la ocupación del suelo agrícola muestran un crecimiento desigual, puesto que el reparto de tipologías en 1980 entre monte bajo-pastos, cereales y vid era casi idéntico (Ries et al., 1997). En épocas recientes, los cambios han afectado más al regadío de la Cuenca del Ebro (800.000ha regadas) cuya tendencia muestra el retroceso de cultivos tradicionales de vid y olivo (secano) debido a sus problemas con la comercialización y el arranque de éstos (Lasanta, 2009). Sobre antiguas superficie de secano comienzan a aparecer terrenos regados herbáceos (38.800 ha) y arrozales (10.700 ha), llegando incluso a sobrepasar el límite de cupo impuesto por la PAC, lo que llevó a penalizar la plantación de frutales y arrozales, especialmente aquellos localizados en la vertiente pirenaica del Ebro. La introducción de oleaginosas como la colza o el girasol ven aumentada su superficie, junto con la cebada frente a otras cubiertas antiguas de trigo donde la utilización de maquinaria pesada ha sido más fuerte. Los frutales comienzan a aparecer en zonas del Bajo Cinca y Ribagorza esencialmente. Analizando datos provinciales, entre 1962 y 1982, las tres provincias sufren cambios bruscos, pero sorprende las que sí aumentan su SAU son Huesca y Teruel, mientras que Zaragoza ve como el crecimiento urbano e industrial del Corredor del Ebro impide el crecimiento de terrenos agrícolas (Frutos et al., 1989). Los verdaderos motores de la transformación de esta comunidad se encuentran en decisiones políticas asociadas a los proyectos de obras hidráulicas y planes de colonización ejecutados en Monegros, Cinca,

Segre y Las Bardenas que han ayudado a fijar población en zonas de alta productividad (Lasanta, 2009).

En otras comunidades bañadas por el Ebro, como Navarra y La Rioja, se produce desde 1955 un aumento continuo de las superficies regadas que modifican en gran medida el paisaje agrario. La década de los noventa marca un punto de inflexión y supone el inicio de la pérdida de 12.706 ha entre 1990 y 2005 en la comunidad riojana (Lasanta, 2009). La disminución de áreas dedicadas al barbecho (año y vez) ha motivado la aparición en su lugar de cultivos con alta demanda de mano de obra como los horti-frutícolas en extensivo (espárrago, tomate, pepinillo, alfalfa y cerealísticos) desplazan a otros como tradicionales como el olivo o el cereal de secano (Lasanta, 2000). Por su parte, la especialización productiva de Navarra se produce en la región denominada rioja-alavesa, de modo que el 87 por ciento de los viñedos utilizan sistemas de riego, cubriendo para el año 2000 una extensión de 42.000 ha sobre la comunidad foral (OSE, 2006).

En otro orden, situaríamos a la Comunidad de Madrid: en ella se destruyen 70.000 ha de suelo agrícola entre 1982 y 2006 de forma irreversible, debido al gran aumento de las superficies urbanas del área metropolitana (Gallardo y Martínez, 2012). Aquí se producen pérdidas sobre todo en secano, como sucede en la Sierra de Guadarrama reduciéndose hasta un 10 por ciento desde 1990, principalmente por abandono (Hewitt y Escobar, 2011). Por su parte, los cultivos intensificados no incrementan su superficie en la región, respecto al año 2000, cuando ocupaban un 10.3 por ciento (82.700 ha) sobre el total, concentrándose en las márgenes del río Jarama y su confluencia con el Tajo.

Para terminar esta aproximación no debemos olvidar al territorio portugués, que está sometido a este proceso de manera significativa, principalmente donde los recursos hídricos son más abundantes y éstos lo permiten. De manera similar a otras regiones del interior peninsular, se produce una reconversión interna de la SAU (50 por ciento sufre alguna modificación) más que entradas y salidas entre diferentes cubiertas. El cambio más significativo se produce por la

transformación de zonas de poca productividad hacia terrenos más rentables, pasando de tierras arables a cultivos permanentes irrigados, prevaleciendo sobre las superficies extensificadas (Caetano et al., 2005).

La demanda creciente de productos como el aceite o el vino resultó indispensable para la conversión de numerosos cultivos herbáceos abiertos y pastizales en cultivos más intensificados, casi siempre cerca de las masas de agua del sur del país. La evolución entre 1985-2000 muestran el incremento de 66.000 ha de cultivos anuales de regadío a costa de zonas de pastizales y secano, ocupando así, los terrenos más fértiles y mecanizables en la desembocadura del Tajo y Alentejo Central (Pinto y Mascarenhas, 1999). Otras cifras se corresponden con el aumento de 23.000 hectáreas de viñedo que se encuentran en zonas de los valles del Río Duero y Setúbal, por último, 16.000 ha que se corresponden con áreas mixtas permanentes distribuidas por diferentes zonas del país. Según el trabajo de Vasco y Koomen (2010) las cifras absolutas sobre el total de la superficie que se encontraba intensificada en el año 2000, ocupaba el 0,57 por ciento (50.632 ha), continuando así las tendencias de ascenso en años posteriores.

Después de haber realizado el seguimiento de los artículos que interpretan el comportamiento de áreas sometidas a procesos de intensificación, como es lógico, debemos analizar la tendencia opuesta. Son muchas las regiones en las que se produce un descenso de la capacidad productiva e incluso el abandono total o parcial de la actividad agraria. Desde 1950, las zonas montañosas son las que sufren un mayor índice de abandono y extensificación sobre diversos cultivos (Ubalde et al., 1999; Lasanta, 1990; Fanlo et al., 2004).

Las zonas marginales que se encuentran a mayor distancia de los núcleos rurales y aquellas parcelas que no pueden ser objeto del buen uso de maquinaria agrícola han sido las primeras en abandonarse (Corbelle y Crecente, 2016), aunque estas áreas reciban incentivos al desarrollo por encontrarse dentro de la delimitación *Objetivo 1 de la Unión Europea*, reflejan cambios de cobertura (MacDonald et al., 2000). Algunas características que reúnen los suelos ligados a

procesos de extensificación para los autores son: el número de campos o parcelas de cultivo son reducidos y fragmentados, en ellos, aparece un porcentaje elevado de matorral, que generalmente se va regenerando hacia zonas forestales por el aumento de su biomasa (Pinto y Mascarenhas, 1999). Las áreas más extensas suelen ser los pastos naturales presentando un mosaico heterogéneo en el paisaje, siendo importantes en los territorios de la Cornisa Cantábrica y Norte de España. De este modo, aparece una clara bipolarización (uso agroganadero) siendo el medio físico el factor más desfavorable para el desarrollo agrícola, produciéndose así una mayor extensificación sobre usos ganaderos (Alberdi, 2001).

En el territorio gallego, que como vemos en la figura 10, se encuentra bien analizado, podemos decir que la reducción de la SAU fue en paralelo al descenso del número de explotaciones, un proceso con consecuencias medioambientales y paisajísticas negativas (Calvo et al., 2009). Los autores que analizan el período 1985-2005 muestran que los usos agrícolas descienden alrededor de un 15 por ciento en toda Galicia y se abandonan alrededor de 293.000 ha (Corbelle y Crecente, 2016). Los cambios en la estructura productiva del sector lácteo y la estabulación permanente del ganado, han hecho que los pastos jueguen cada vez más un papel secundario y se reduzca su superficie, incluso en espacios naturales protegidos en los que la importancia ambiental es elevada (López et al., 2013; Regos et al., 2015).

Las zonas agrícolas extensivas asturianas de eriales-mieres no se encuentran en un estado de abandono tan evidente, debido a las medidas compensatorias que ayudan a su mantenimiento. El Informe Perfil Ambiental de Asturias (2013) muestra que los cultivos extensivos se mantuvieron estables desde 2004 a 2012, y que el pastoreo se distribuye de manera uniforme por todo el territorio. Como consecuencia, los pastos se mantienen en zonas de alta montaña, incluso a pesar de la baja productividad asociada. La misma tendencia aparece en el País Vasco y Cantabria de modo que se produce la reducción de SAU debido a procesos de cambio hacia cubiertas artificiales. El desplazamiento de efectivos de población

hacia núcleos urbanos es más frecuente, provocando el abandono de estructuras y sistemas tradicionales de interior, como los Caserios Vasco-Cántabros (Alberdi, 2001), propiciando así un descenso de la carga ganadera, que se concentra en un número menor de explotaciones.

Las regiones nororientales sí se encuentran más analizadas, como vemos en la figura 10, los artículos se centran sobre áreas de media y alta montaña de los Pirineos-Sistema Ibérico. La principal preocupación es la expansión de la cubierta vegetal por regeneración, lo que provoca el retroceso de hectáreas de cultivo en zonas de ladera y fondos de valle, ya desde 1990 (Poyatos et al., 2003). En el Prepirineo, la homogeneización de los usos en zonas montañosas oscenses y catalanas se asocia al abandono de la actividad agropastoral debido a la imposibilidad de mecanización del parcelario. Aquí los factores orográficos son los verdaderos limitantes (Bonet, 1997). También Badia et al. (2014) muestran cómo la transición a usos más extensivos evidencia el inicio de la transición forestal en las montañas catalanas entre 1993-2007. Desde 1957, ya se percibe el descenso productivo de otras áreas como el Valle del Espot en los que se incrementaron los pastos un 21,66 por ciento sobre superficies dedicadas anteriormente al regadío (Fanlo et al., 2004).

En el Sistema Ibérico la PAC ha favorecido un proceso de especialización centrado en el viñedo y las plantaciones frutales a costa de los cultivos de cereal (Lasanta, 2000). En estas regiones interiores se encuentran algunas de las situaciones más latentes de abandono del espacio agrario, como sucede en Los Cameros. Hasta el 97 por ciento de los valles se abandonaron entre 1956 y 2001, o en zonas de la Sierra de Albarracín (Arnáez et al., 2008; Meléndez et al., 2014).

En los territorios del centro-oeste, las estructuras extensivas adeshadas en España y de montado en Portugal son zonas de cambios heterogéneas. Sobre ellas se produce una mezcla y un ajuste entre abandono e intensificación, conviviendo en pequeñas áreas de territorio (Macdonald et al., 2000; Pinto y Mascarenhas, 1999). Los datos del territorio extremeño muestran que las cubiertas de encinas y

olivares experimentaron una ganancia neta de 32.700 ha durante el período 1987-2000, sobre tierras ocupadas por secano (OSE, 2006), debido al aumento de la demanda de aceite y el crecimiento de empresas ligadas a la cría de cerdo ibérico. A partir del año 2000, sin embargo, se percibe un abandono y deterioro de aquellas menos productivas y rentables, transformándose en terrenos forestales por regeneración. Esta combinación se detecta igualmente en Andalucía, muestra de ello se percibe por el aumento de olivares de secano para el período 1999-2007, al mismo tiempo, parte de la superficie utilizada fue abandonada en tierras montañosas de difícil acceso en Sierra Morena y el Sistema Bético (Bermejo et al., 2011).

La evolución del proceso de extensificación en el territorio luso, entre 1990-2000, muestra el descenso de un 3.7 por ciento de la SAU y una reducción del 30.6 por ciento del número de explotaciones (Pinto, 2000). En torno al año 2000, estas superficies ocupaban el 0.36 por ciento sobre el total territorial, de igual modo, el abandono agrícola experimentó un crecimiento, de un 0.79 por ciento (70.837 ha) (Vasco y Koomen, 2010). El cese de la actividad agraria se produce fundamentalmente en zonas despobladas, cuyo declive es nítido en áreas montañosas del centro y norte, o en la región de Alentejo. En otras áreas como Baixo Alentejo, Pomares do Douro y Algarve, sin embargo, los cultivos de secano parecen haber incrementado su presencia (Caetano et al., 2005). En las áreas de montado de la región centro-sur del país también coexisten diferentes tendencias: mientras algunas muestran signos de intensificación (por ejemplo, de aumento de la carga ganadera), otras muestran indicios claros de abandono (Pinto y Mascarenhas, 1999). Aunque las medidas agroambientales Reglamento (CE) N°2080/92 han ayudado al mantenimiento de la actividad no han sido suficientes para evitar la tendencia general hacia el abandono (Pinto, 2000).

En áreas mediterráneas, Membrado (2011) atribuye parte del abandono de los terrenos dedicados a cultivos extensivos en las áreas costeras a la expectativa de urbanización. Otro autores como Burriel et al. (2005) describen un proceso similar en el área periurbana de Barcelona. Puntualmente, no obstante, se produce la expansión de

determinados tipos de cultivo: por ejemplo, del almendro, asociado a ayudas a la plantación con fondos europeos (Romero et al., 2012).

Para concluir este apartado del artículo, son numerosas las consecuencias a las que se ven sometidas las cubiertas agrícolas dentro de la Península. Todas son resultado de un complejo proceso multidimensional, muy marcado por los cambios socioeconómicos, las innovaciones tecnológicas y las decisiones políticas (Corbelle et al., 2015; van Vliet et al., 2015; MacDonald et al., 2000) casi siempre vinculadas a acciones de la PAC. Ayudado también por el grave descenso de efectivos demográficos en zonas rurales y áreas marginales de montaña (Lasanta, 1990). En España, la población rural pasa de 4,9 millones de habitantes en 1940 a 1,7 millones en el año 2000 (OSE, 2006), y en Portugal, el 57 por ciento de la sociedad era rural en 1981 y pasó a un 37 por ciento en 2015 (Banco Mundial, 2015).

La combinación de procesos de extensificación e intensificación de la actividad agraria resulta en diferentes consecuencias de tipo ambiental (Corbelle y Crecente, 2008; Macdonald et al., 2000). El alto grado de mecanización, la pérdida de nutrientes por falta de rotación de cultivos, o la sobreexplotación de acuíferos en zonas meridionales (Montero y Brasa, 1998) provocan la destrucción del recurso tierra y la degradación o desertificación del suelo en muchas áreas peninsulares (Cerdà et al., 1995). Otras consecuencias se le atribuyen al descenso de la capacidad productiva y al abandono del suelo, de modo que se reduce la presión antrópica y los cultivos no son tan agresivos. Otra serie de problemáticas aparecen, ligadas al aumento de la biomasa por regeneración, a veces implica el aumento del número de incendios forestales en ambos países (Badia et al., 2014; Lomba et al., 2011). Otros autores, citan factores que favorecen este desarrollo, implican el abandono de sistemas, estructuras y prácticas tradicionales del campo, como el pastoreo o la trashumancia (Calvo et al., 2009; Lasanta, 1990).

3.2.4. Cambios de uso sobre las cubiertas forestales

Los estudios recientes sobre el estado de las masas forestales, que adelantamos en apartados anteriores, nos ayudan a interpretar los datos de los inventarios forestales de ambos países en los que aparecen cifras absolutas y tendencias similares de crecimiento. En este trabajo, los artículos que tratan de manera aislada los cambios de uso sobre aspectos forestales son escasos. El protagonismo de la PAC aparece también como transformadora en los usos forestales, en parte, por la reforestación de tierras agrarias a través de la iniciativa Reglamento (CE) N°2080/92. Sobre el territorio español ha impulsado el crecimiento forestal de unas 435.737 ha, un 54 por ciento de lo previsto sobre el total territorial, normalmente en zonas de baja productividad (Montiel y Galiana, 2004). Mientras tanto, en Portugal el número de hectáreas financiadas por dicha iniciativa desde 1994 al 2000, suponen un total de 165.019 ha (Carvalho y Silva, 2001). Otros autores hablan de cifras mayores, en torno a 781.912 ha, con una inversión total de más de 790 millones de euros entre 1986 y 2006 (Jones et al., 2011).

Si nos adentramos en las tendencias territoriales por áreas geográficas, en el Noroeste peninsular, los cambios se deben al crecimiento de masas productoras de (*Pinus pinaster*) y (*Eucalyptus s pp.*) por el aumento en los ritmos repobladores, provocando sobre todo la eucaliptalización de distintas áreas de la Cornisa Cantábrica y Norte de Portugal (Lomba et al., 2011). Estas acciones ocasionan modificaciones en las propiedades edáficas y el paisaje forestal, cuyo impacto es evidente en áreas costeras. En el territorio gallego, los artículos confirman que la superficie de matorral tiene una tendencia al abandono, y buena parte de las cubiertas de frondosa, coexisten con un uso intenso de superficies más productoras, respecto de aquellas que tienen un uso marginal del monte. Las clases mayoritarias aquí son el eucalipto y el pino de orientación productora (Díaz et al., 2007). Desde 1985 a 2005, ya comienzan a aparecer procesos de transición forestal, y las cubiertas de matorral son fundamentalmente las que evolucionan hacia masas forestales (Corbelle y Crecente, 2016).

Sin embargo, Fernández y Leite (2011) analizan la Euroregión Galicia-Portugal entre 1990 y 2006, cuyos datos indican el descenso de un 1 por ciento (38.228 ha) de las masas forestales, siendo datos contrarios frente a los IFN, en parte se puede explicar por fallos al categorizar las masas simples de bosque mediante *Corine Land Cover*. La permuta más significativa se produce por el paso de un 18 por ciento de matorral hacia nuevas masas arbóreas, apuntando a los incendios forestales y la regeneración espontánea como causas de la transformación. Otros estudios sobre territorios noroccidentales, analizan que las masas más extendidas en el Minho-Douro, pertenecen al dominio de pinares seguido de las cubiertas de eucalipto, y las masas mixtas son las que poseen mayor número de árboles por hectárea, caracterizadas por ocupar el 35 por ciento de la Región Norte. Las parcelas aquí están muy fragmentadas, cuya media se sitúa entre 0.3-3 ha (Lomba et al., 2011).

Los ecosistemas forestales del centro peninsular se encuentran esencialmente en áreas de montaña, cuya evolución desde mediados de siglo se produce en dos épocas bien diferenciadas. La primera anterior a 1978, cuando la huella antrópica hacía que la presión sobre cubiertas agroforestales y la extracción de recursos de los montes fuese mayor, evitando así el crecimiento de biomasa forestal. A partir de esa fecha, esta presión desciende y otros usos con mayor riesgo asociados a incendios forestales aparecen: como son las masas forestales abiertas, los pastos en situación de extensificación productiva y las cubiertas de matorral. Algunos estudios que trabajan con simulaciones en un futuro, revelan que dicho aumento por revegetación, provocará enormes riesgos en áreas naturales protegidas del centro y sur, en zonas de ambiente mediterráneo (Gallardo et al., 2016).

El proceso de abandono forestal, lo analizan en profundidad Viedma et al. (2015) efectuando el análisis de 56.000 km² en el Sistema Central (Gredos), mostrando la importancia del aumento de incendios por la transformación de tipologías que favorecen el riesgo por combustión en la zona Centro-Oeste. Los usos que afectan a los incendios se duplican por la invasión y regeneración natural de la

vegetación, pero lo que nos interesa son los intercambios que se producen por el incremento de masas abiertas y los pastos un 9 por ciento (504.000 ha), las cubiertas de matorral un 6 por ciento (336.000 ha) permutando bastante su ubicación en el territorio. Por otro lado, disminuyen las masas caducifolias en toda el área alrededor del 5 por ciento (280.000 ha), junto con usos agroforestales 2 por ciento (112.000 ha) para el período 1956-2000. A partir de 1978 esta tendencia ascendente de las categorías mixtas y de coníferas está motivada por la densificación y los ritmos repobladores en la zona. Esta densificación, se produce primero en zonas alejadas de las explotaciones, cuya distancia frente a centros urbanos es mayor. Actualmente, los cambios recientes muestran que hasta suelos más productivos y zonas periurbanas del interior continúan su proceso de regeneración natural, provocando el incremento de las masas (Hewitt y Escobar, 2011).

Próxima al área anterior, otro estudio en cuatro sub-cuencas del Río Duero (36 por ciento superficie de cuenca) muestra tendencias contrarias a los IFN porque los bosques entre 1990-2000 no han aumentado, sino que en zonas como el Alto Duero han disminuido cerca de (9.800ha) y en el Esla (14.400 ha). En el Tormes la superficie de bosques disminuye (2.000 ha) a costa de cubiertas herbáceas, por su parte, en el Carrión-Esla el aumento de los incendios ha provocado la aparición de zonas desarboladas (Martínez et al., 2014). Por otra parte Jones et al. (2011) analizan tendencias similares en la región fronteriza entre la región Centro de Portugal y Extremadura. Curiosamente entre 1990 y 2006, los primeros diez años las masas arbóreas se reducen (11.000 ha) y todavía más en los últimos seis (22.000 ha) debido a las oleadas de incendios forestales que sufre esta región en el año 2005. Las zonas de transición montañosa que sufren un abandono extensivo, aquí se convierten en plantaciones de pino y eucalipto, creciendo 37.000 ha en el área analizada.

La evolución de las masas del Centro-Este peninsular, siguen padeciendo procesos de abandono forestal y regeneración natural (Gallardo et al., 2016). Algunos estudios muestran que alrededor del 40 por ciento de las transformaciones están relacionadas con la

ganancia de cubierta vegetal dentro del Sistema Ibérico. En la Alcarria Conquense, la extensión forestal para el año 2000 es de 59.365 ha, cuya evolución tres años después, muestra que 17.311 ha aparecen por repoblaciones forestales situadas en Huete, Gascuña y Sierra de Bascuñana, y aproximadamente 31.600 ha se transforman hacia bosque por revegetación (Martínez et al., 2008). En Albarracín, aparece reflejado entre 1984-2007 el crecimiento que se produce en pinares 3,8 por ciento (5.543 ha) y masas de frondosa 0,2 por ciento (11.278 ha), en cambio, el matorral desciende un 3,2 por ciento unas (4.582 ha) (Meléndez et al., 2014). Es importante destacar las Red Natura 2000 de la Cordillera Ibérica, éstas poseen un mayor grado de fragmentación y fragilidad en algunas especies arbóreas respecto a años anteriores. Sin embargo, la densidad que muestra en cada 100 ha se incrementó como sucede en el Moncayo, de manera que los usos forestales entre 1998 y 2010 se mantienen idénticos en extensión (Martínez del Castillo et al., 2015). En otra vertiente de la misma cordillera, en Los Cameros, también aparecen procesos de transición forestal de modo que las masas de matorral evolucionan hacia bosques de frondosas un 17 por ciento, aumentan las repoblaciones un 8,3 por ciento y las masas de conífera un 5,9 por ciento desde 1956 a 2001. En cinco décadas el espacio forestal en la zona se amplió 31.200 ha (Arnáez et al., 2008).

Las masas arboladas del Noreste, en casi todo el Pirineo sufren los procesos de transición forestal, la vulnerabilidad de los cambios de uso han favorecido el aumento de los incendios, muy influenciadas por los cambios socioeconómicos y el abandono de la actividad agroganadera (Poyatos et al., 2003). En toda la montaña catalana entre 1993-2007 se produce la destrucción de un 0,5 por ciento (5.682 ha) de matorral por quema de estas superficies. Sufren un aumento las cubiertas de bosque claro un 3,5 por ciento (35.000 ha) y el bosque más denso se mantienen en torno a 485.000 ha, esta última categoría, se ve frenado dicho avance debido a que el 60 por ciento de los incendios se produce sobre esta cubierta en altitudes inferiores a 1.500 metros (Badia et al., 2014). Es destacable que para el período 1989-2009 se produjeron 16.000 incendios forestales que quemaron 240.000

ha, siendo las comarca más afectada el Valle de Arán y la que menos Berguedà.

En el sur peninsular, las transferencias entre los usos forestales se encuentran en menor grado de análisis, aun así debemos citar los estudios con datos actualizados. En estas regiones, las masas arbóreas se encuentran afectadas por la fuerte expansión del urbanismo produciéndose una pérdida de superficie en áreas periurbanas de las grandes ciudades y entidades de población situadas en áreas costeras (Aguilera y Botequilha-Leitão, 2012). El proceso se aprecia en Casapalma (Málaga), de manera que los usos artificiales impiden el aumento de la cubierta arbustiva natural. La única categoría con escaso crecimiento son los eucaliptales y la vegetación no arbolada como cañaverales y tarajales son las que sufren un mayor descenso entre 1991 y 2007 (Rodrigo et al., 2014). En zonas interiores, los procesos son diversos y sufren oscilaciones, el abandono y densificación aparece en zonas montañosas de las Béticas y Sierra Morena principalmente. Las cifras del trabajo de Bermejo et al. (2011) en Andalucía, indican para el intervalo 1956-2007 que las masas arboladas aumentan 383.000 ha pero las masas desarboladas descienden 551.000 ha. Las transiciones más comunes están provocadas por procesos de revegetación, ha implicado el paso de superficies agrícolas a forestales en 255.546 ha, y también áreas con escasa vegetación incrementan su superficie 44.500 ha. Los autores indican que la vegetación climácica de quercíneas sufre graves procesos de abandono, lo que merma su superficie 183.000 ha, teniendo un grave impacto en la biodiversidad. En esta comunidad, las repoblaciones de coníferas se realizan sobre más de 500.000 ha de matorral justificando el valor económico de las plantaciones y su expansión en superficie. En algunas regiones, la clase *Pinus radiata* no se ha adaptado bien al medio y su extensión decrece. Otras repoblaciones como el eucalipto sólo ocupan para el año 2007 un 3 por ciento (133.688 ha), siendo la comarca onubense donde se produce un mayor incremento. Por su parte, las frondosas sufren un incremento de 194.000 ha respecto a su extensión original en 1956, estando muy dispersas por todo el territorio andaluz.

En el Sudeste peninsular, los trabajos actuales utilizan SIOSE para conocer los cambios en las masas arboladas. En Murcia, los usos se mantienen prácticamente estables desde 2005 a 2009, sólo se incrementan las coníferas por repoblación, mientras que las frondosas perennifolias se reducen debido sobre todo a una pérdida en la vegetación en ramblas y otras zonas húmedas. El matorral se incrementa un 1,29 por ciento siendo una cifra poco representativa en el conjunto (Rosa y Tudela, 2013).

En el área meridional portuguesa, entre 1990 y 2006, es donde aparecen los mayores índices repobladores pasando de un 1 por ciento a un 22 por ciento de la superficie forestada en la región de Alentejo, pero las masas desarboladas descienden un 23 por ciento a un 11 por ciento por motivo del aumento de incendios forestales y la aparición de ayudas de la PAC para la limpieza de estructuras de montado (Jones et al., 2011). Para ese mismo período, en el Algarve vemos que las cifras del estudio de Aguilera y Botelquilha-Leitão (2012) son contrarias a los IFN. Los bosques disminuyen para el conjunto un 4,16 por ciento (20.634 ha), sobre todo las frondosas pierden un 3,82 por ciento y las resinosas un 1,19 por ciento. El descenso de las coberturas de matorral un 6,33 por ciento (31.397 ha) se debe a la fuerte oleada de incendios del año 2003, sin embargo, la categoría de matorral en transición a bosque aumenta considerablemente un 12,41 por ciento (61.553 ha), indicando los elevados índices de abandono de esta comarca.

Para resumir, después de haber visto las tendencias de los usos forestales, todos los autores coinciden que los cambios han sido dependientes de los procesos de revegetación en primer lugar, seguido de los ritmos repobladores y por último con un peso menor la pérdida de masas arbóreas por transición hacia superficies urbanas en zonas costeras. En ambos estados, las políticas de reforestación (Reglamento (CE) N°2080/92), los planes del Programa de Acção Florestal (1987-1995) (PAF) o el Programa de Desenvolvimento Florestal (1994-1999) (PDF) en Portugal, no han estado bien implementados provocando la inversión de grandes cantidades de dinero público, cuyas zonas reforestadas eran insuficientes para mantener la

competitividad en los mercados y la viabilidad de dichas inversiones (Carvalho y Silva, 2001).

Las consecuencias del crecimiento de las masas arboladas y el matorral, deriva en los peligros ligados a incendios forestales (Badia et al., 2014), lo que implica pérdida de biodiversidad. En zonas mediterráneas existe la posibilidad del riesgo de erosión del suelo y desertificación (Bonet, 1997), llegando a afectar al ciclo hidrológico. Las nuevas áreas forestales presentan gran fragmentación espacial impidiendo la conectividad entre distintas masas forestales (OSE, 2006). Esto implica que se ha perdido valor ecológico y paisajístico de la vegetación climácica en ambos países (Jaraíz et al., 2012b), por este motivo ha sido importante la aparición de las Red Natura 2000 para ayudar al mantenimiento de especies arbóreas autóctonas (Martínez del Castillo et al., 2015).

3.3. CONCLUSIONES

En este capítulo hemos realizado una revisión de los principales procesos de cambio de uso en la Península Ibérica a partir de las publicaciones aparecidas en los últimos años, de modo similar a como otros autores han hecho para el caso europeo. La imagen general proporcionada por los trabajos consultados muestra que el territorio peninsular ha estado sometido a intensos procesos de cambio, como consecuencia de los cambios sociales e institucionales ocurridos durante las últimas décadas del siglo veinte. En particular, se trata de un período en el que se profundiza la desagrarización y el éxodo rural en ambos países, y coincide con la inserción en un mercado común de modo que la competencia se hace más intensa, especialmente al coincidir con la primera reforma de la PAC, la llamada reforma McSharry de 1992. Asociadas a esta destacan algunas fuerzas de cambio importantes para entender los cambios sucedidos, como los incentivos para la jubilación anticipada de agricultores, las ayudas para la reforestación de tierras agrarias, o el cese de las políticas de mantenimiento de precios de productos agrarios (Baltas, 1997). La influencia de los cambios tecnológicos, por otra parte, tampoco se

debe minimizar: aun no siendo probablemente tan importante como en las décadas de 1950 a 1970, cuando se generaliza la motorización y, en general, se aumenta la inversión en capital de la agricultura peninsular (Naredo, 1996), en las últimas décadas son muy destacables la expansión de los cultivos de regadío, especialmente de los cultivos forzados bajo invernadero.

La combinación de las fuerzas de cambio que actúan sobre el sector agrario con una situación de partida diferente en función de las áreas de la Península Ibérica (en términos de potencialidad biofísica, pero también de características socioeconómicas), resultó en una cierta reducción de la superficie total de cultivo, pero acompañada de una marcada dualidad entre la intensificación de la producción en las tierras más productivas, asociada a la expansión del regadío, y el abandono de la actividad en las áreas de montaña y más alejadas de los principales centros de consumo, que también se observa en otros países de la cuenca del Mediterráneo (Caraveli, 2000).

Aunque suponen un área total mucho menor, las cubiertas artificiales se han incrementado en la mayor parte de las regiones de la Península, síntoma de los cambios en el modelo residencial motivado por un incremento de la renta per cápita en ambos países y el aumento de segundas residencias por habitante. Este crecimiento provocó impactos positivos en la economía en los años ochenta y noventa, pero años después sus efectos se advierten en una profunda crisis económica iniciada a partir del año 2007, mientras que los efectos ambientales y sociales de este proceso aún no han sido estudiados por completo. Algunos autores ya han señalado que, por el carácter relativamente irreversible de estos cambios, y su localización en áreas especialmente vulnerables como las zonas costeras y áreas protegidas, pueden suponer un problema ambiental considerable (Barbero et al., 2013).

Al contrario que la superficie de uso agrícola y ganadero, la cubierta forestal -y en particular el arbolado- ha seguido un proceso de expansión, tanto por procesos de repoblación forestal como por crecimiento espontáneo de la vegetación allí donde la actividad humana declina. Al mismo tiempo, las masas forestales ya existentes

al principio del período estudiado ven como su volumen de biomasa también aumenta, en general, y también es interesante señalar que el aumento de superficie arbolada se produce tanto en masas de clara vocación productiva (pinares, eucaliptales, choperas...) como en masas de otros tipos. Este tipo de transición forestal es común, en general, a la mayor parte del continente europeo (Fuchs et al., 2015), y ha sido estudiada en detalle en algunas partes de España (Cervera et al., 2016).

A día de hoy, son muchos los planificadores y analistas territoriales que están a la espera de información relevante, tanto en forma de nuevas series estadísticas como de nuevas capas de información cartográfica. Tanto la reciente publicación de la última edición de Corine Land Cover (2018), como de las capas de SIOSE y el Mapa Forestal en España abren nuevas posibilidades de análisis, o simplemente la actualización de la información a nivel nacional podría ser relevante para nuevos trabajos. El grado de información territorial y el conocimiento de los continuos cambios de usos son esenciales para conocer el desarrollo y establecer así herramientas para gestionar mejor el futuro y la sostenibilidad del espacio peninsular.

CAPÍTULO 4: ESTUDIO DE CASO. CAMBIOS EN LOS USOS DE SUELO EN LA COMARCA DEL BIERZO

4.1. INTRODUCCIÓN

El paisaje de la comarca del Bierzo, en el noroeste de España, ha experimentado una serie de cambios durante las últimas décadas. Este capítulo tiene como objetivo principal proporcionar un análisis exhaustivo de los cambios de uso/cobertura del suelo en esta comarca utilizando Corine Land Cover durante dos períodos diferentes (1990-2000 y 2000-2012). Esto nos permite analizar las principales tendencias y procesos a los que se vio sometido este territorio. Los principales hallazgos tienen relación con los procesos de abandono que sufre esta comarca, motivado por los cambios en hectáreas totales hacia matorral, procedentes sobre todo de los usos forestales y agrícolas. Casi la mitad de la superficie pertenece al dominio del matorral en 2012, al ocupar en torno a 151 000 hectáreas. En otro orden se sitúa el aumento de las plantaciones de chopos por reforestación que también ha sido importante sobre el conjunto, provocando la expansión de las frondosas en la zona. Otros procesos como la intensificación productiva se han producido cerca de las infraestructuras de regadío, aunque no son tan importantes sobre el total regional.

La monitorización y observación de los cambios producidos en los usos/cobertura de suelo siguen teniendo hoy en día gran repercusión dentro del ámbito científico multidisciplinar (Levers et al., 2016; Meyfroidt et al., 2013; Turner et al., 2007). Esto nos sirve para conocer e interpretar con detalle la evolución y las fuerzas motrices de cualquier territorio, principalmente son las alteraciones que se producen en los usos urbanos, forestales, agrícolas y zonas naturales los de mayor importancia. En ocasiones las variaciones en las cubiertas del suelo aparecen como respuesta frente a la falta de estabilidad de distintos factores: socioeconómicos, políticos,

tecnológicos e incluso culturales a los que se ven sometidos diferentes territorios (Corbelle et al., 2015; de Aranzabal et al., 2008; Plieninger et al., 2016; van Vliet et al., 2015).

El conocimiento sobre el grado de ocupación y las tipologías de uso es esencial también para interpretar la sostenibilidad y el desarrollo de cualquier región (OSE, 2006). La preocupación de diferentes organismos internacionales como la Food and Agriculture Organization o la European Environment Agency (2007) se centra y es latente en el estudio del *land use systems* que analizan los recursos naturales disponibles, la ecología del paisaje, el cambio climático o mismamente los servicios ecosistémicos asociados a los distintos usos, que cada vez se encuentran más globalizados (Lambin et al., 2003).

En las últimas décadas, las cubiertas en España han estado muy condicionadas por las políticas europeas de la PAC (Jones et al., 2011; Corbelle et al., 2015; MacDonald et al., 2000; Molinero et al., 2013), modificando el paisaje agrario y forestal principalmente. Las subvenciones y regulaciones hacia ciertos cultivos o la reforestación de distintas especies forestales tienen un gran impacto como fuerzas de cambio. También, la aparición de las Denominación de Origen Protegida (DOP) ha tenido gran importancia en el mantenimiento de algunas cubiertas, condicionando la evolución de la estructura socioeconómica y fomentando el cooperativismo entre los propietarios. Gracias a las DOP se produce la modernización de determinados sectores productivos, de manera que se mejora el comercio y la exportación de productos ligados a la horto-fruticultura en la zona (viñedo, cerezo, manzanas reineta o el pimiento rojo).

Algunas de las principales tendencias observadas en los trabajos que analizan cambios de uso/cobertura en el Norte y Noroeste de la Península Ibérica: tratan la intensificación y extensificación productiva en los usos agrícolas (Alberdi, 2001; Lasanta, 2000; Lomba et al., 2011; Serrano et al., 2002), el abandono de usos (Corbelle & Crecente, 2008), la artificialización y crecimiento urbano (Jaraíz et al., 2012; Serra et al., 2014) y también los cambios en la composición de las masas forestales (Martínez et al., 2014).

El objetivo fundamental de este documento será analizar cuáles han sido las dinámicas producidas en los usos de la comarca del Bierzo entre 1990 y 2012. Los objetivos específicos que se pretenden abordar tienen relación con la observación de los procesos más importantes a los que se ha visto sometido este territorio por la tensión/dualidad existente, tanto en cubiertas arboladas debido a procesos de “forestación/deforestación”, como aquellos que han provocado el aumento o descenso de la capacidad productiva en los usos agrícolas, principalmente afectados por procesos de “intensificación/extensificación”. Por otro lado, debemos mencionar que el período posterior a 1990 es importante porque coincide con la entrada de España en la Unión Europea, lo que provoca que se modifiquen buena parte de las cubiertas de suelo en toda la comarca.

4.2. ÁREA DE ESTUDIO

La región del Bierzo tiene una extensión aproximada de 3.183km² y está localizada al noroeste de la Comunidad Autónoma de Castilla y León. El área de estudio cubre la comarca administrativa de 38 ayuntamientos, según la delimitación establecida por la Ley 17/2010, de 20 de diciembre por la que se crea y se regula la Comarca de El Bierzo (Figura 11), bañada por la parte media y alta de la cuenca del Sil, cuya configuración se divide en una orla montañosa que culmina en 2.136m y su altitud mínima se sitúa sobre los 350m. En torno a un 40% del territorio berciano se encuentra a una altitud inferior a 800m, lo que le permite poseer unas características bioclimáticas propias de ambientes mediterráneos (San Román, 2011). La actividad agraria del Bierzo posee una dualidad bien marcada entre las zonas de montaña y los fondos de valle. La ganadería tiene mayor peso que la agricultura en las primeras, situándose los terrazgos en lombas de pendiente menos pronunciada, mientras que los fondos de valle son dedicados a cultivos de secano, huertas para autoconsumo y prados de siega principalmente. En las áreas de montaña, el abandono de tierras y los procesos de extensificación productiva son más evidentes. Por su parte, la Depresión del Bierzo tiene unas propiedades edáficas que le otorgan cierta ventaja para determinados cultivos, por ejemplo, los

pimientos, tomates y árboles frutales. Por este motivo, es en esta zona donde el paisaje agrario ha dado un cambio más acusado frente a los usos tradicionales en los últimos decenios, transformándose antiguas tierras de secano en favor de nuevos cultivos intensificados de regadío orientados hacia los mercados agroindustriales (San Román, 2011; Serrano et al., 2002).

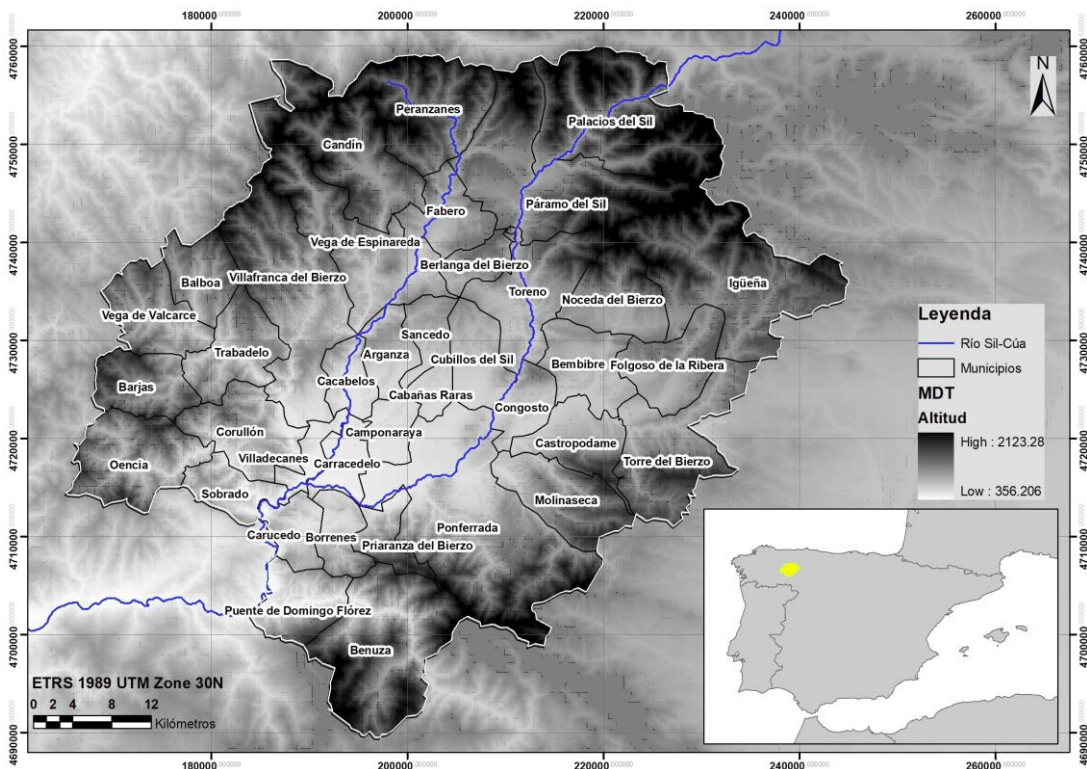


Figura 11. Mapa de municipios de la Comarca del Bierzo. Elaboración propia.

En 1963, es cuando comienza la construcción de la red de infraestructuras hidráulicas del Bierzo, aparecen de este modo dos zonas de regadío bien definidas: el denominado Canal Bajo (5 800ha) y el Canal Alto (7 000ha). El primero de ellos, de topografía más plana en donde los cultivos leñosos poseen una mayor fertilidad y grado de modernización. Más de un 30% de la superficie cultivada se

encuentra en Toral de los Vados, Carracedelo, Cacabelos, Cabañas Raras y Camponaraya. Por el contrario, en el Canal Alto predomina el seco (prados- pastizales) (Fernández-Soto et al., 2010).

Si observamos las áreas forestales de monte en el Alto Bierzo, las especies predominantes de las zonas de menor altitud son los robles (*Quercus robur*), encinas (*Quercus ilex*) y alcornoques (*Quercus suber*), mientras que en la montaña predominan los castaños rebollares (*Quercus pyrenaica*) y abedules (*Populus alba*). Por otro lado, en zonas llanas del Bierzo Bajo aparecen los usos de maderas nobles como el cerezo (*Prunus avium*) y nogal (*Juglans regia*) de producción maderera (Fernández & Ramírez, 2004). Pero sin duda, la especie más abundante son las plantaciones de choperas (*Populus spp.*) que modifican enormemente el paisaje de toda la comarca. Otras masas como las pináceas poseen una gran productividad en zonas altas fuera de la Hoya central, sin embargo, las zonas bajas no son propicias para su desarrollo (Seara & Fernández, 2011). También son frecuentes las especies de pino silvestre (*Pinus sylvestris L.*), laricio (*Pinus nigra Arnold*) y radiata (*Pinus radiata D. Don*), este último analizado en la comarca por Rodríguez et al. (2005).

4.3. MATERIALES Y MÉTODOS

Los materiales empleados en este trabajo parten del proyecto europeo Corine Land Cover para tres períodos diferentes (1990, 2000 y 2012) que han sido descargados del Instituto Geográfico Nacional y Copernicus. Para las tareas de análisis, hemos utilizado las aplicaciones libres GRASS GIS 7 (GRASS Development Team, 2016) y R (R Core Team, 2016).

La metodología empleada a través de CLC se corresponde por defecto con una escala 1:100 000 cuya unidad mínima cartografiada para los cambios de ocupación de suelo son 5 hectáreas. La comparación entre las diferentes ediciones se realizó en formato ráster con una resolución espacial de 25 metros de píxel. Para facilitar la interpretación de los datos, se ha realizado una reclasificación de la leyenda original del nivel tres (32 tipologías en el Bierzo) para formar

11 nuevas que hemos considerado dentro de estos análisis visibles en la Tabla 2. A la hora de realizar la lectura sobre la metodología de Corine, se ha decidido incluir dentro de la categoría de las áreas de matorral la categoría de “improductivo”, porque estas se corresponden principalmente con superficies quemadas. Otras categorías como 243 (áreas de espacios abiertos con bastante vegetación) y 244 (sistemas agroforestales) se han categorizado como “uso agropecuario en extensivo”, debido a las características del territorio en que nos encontramos (Tabla 2).

Código CLC (nivel 3)	L1	L2
212,213	Regadío	Zonas Agrícolas
211	Secano	
231	Prados-praderas	
221,222,223,241,242	Cultivos permanentes	
243,244	Agropecuario en extensivo	
321,322,323,324,332,333,334	Matorral	Matorral
311	Frondosas	Arbolado
312	Coníferas	
313	Masas Mixtas	
411,511,512	Masas de agua	Masas de agua
111,112,121,122,131,132,133,141,142	Supe. artificiales	Usos artificiales

Tabla 2. Tabla reclasificación de la leyenda original CLC. Elaboración propia.

4.4. RESULTADOS

El balance general de los usos en 2012 muestra que la situación de las coberturas que ocupan mayor extensión son las masas de matorral y las cubiertas arboladas, cuya superficie se encuentra en torno al 47,5% y el 39,6% respectivamente sobre el total territorial. Por su parte, las cubiertas agrícolas se extienden solamente sobre el 9,7%, y por último, las coberturas que menor superficie ocupan sobre el conjunto son las cubiertas artificiales 2,7% y las masas de agua 0,38%. Si nos fijamos en el cómputo de los cambios entre las categorías analizadas y los resultados de Corine para nuestro intervalo de análisis, se observa la reducción de la superficie agrícola y arbolada, pero un aumento notable de la superficie de matorral. Durante el primer período (1990-2000) los valores muestran una menor variación porcentual y los cambios no son tan nítidos, mientras que, en el segundo intervalo (2000-2012) los usos se ven transformados con mayor intensidad (Tabla 3).

Los cambios netos en la evolución de las cubiertas forestales en este estudio muestran que el conjunto de las masas arboladas (coníferas, frondosas y masas mixtas) sufren un descenso del 2,97% sobre el total comarcal desde 1990 a 2012. Si nos centramos en los dos intervalos de estudio, durante el primero (1990-2000) la tendencia de las masas forestales era de aumento, en torno al 4%, pero a inicios del nuevo siglo se revierte la situación al disminuir su superficie un 6,97% (Figura 12). A pesar de que el conjunto de las masas pasa a ocupar una menor superficie en 2012, este descenso se concentró sobre todo en la superficie de masas mixtas, que descienden 27 189 ha y las masas puras de conífera 7 653 ha, por otro lado, se oculta la expansión de 25 342 nuevas hectáreas de frondosa. El crecimiento de las masas de frondosa se explica por la expansión del chopo, de modo que ocupa más del 30% de la superficie total del Bierzo en 2012, frente al 22,9% que ocupaba en 1990. Sin embargo, para ese mismo año otras clases como las masas mixtas y coníferas ocupaban sólo el 3,69% y el 5,1% del total del Bierzo, respectivamente (Figura 12).

Por otra parte, sobre las áreas de matorral podemos apreciar que durante el estudio se produce un crecimiento en torno a un 7,21%,

alrededor de 23.000ha entre 1990 y 2012. Esta cobertura llega a ocupar la mitad de la superficie comarcal en 2012. Para los diez primeros años el matorral decrece, no obstante, para los doce restantes se produce el efecto contrario, creciendo 38 000ha. Todo esto ha estado principalmente motivado por la extensificación productiva ocurrida sobre las cubiertas agrícolas.

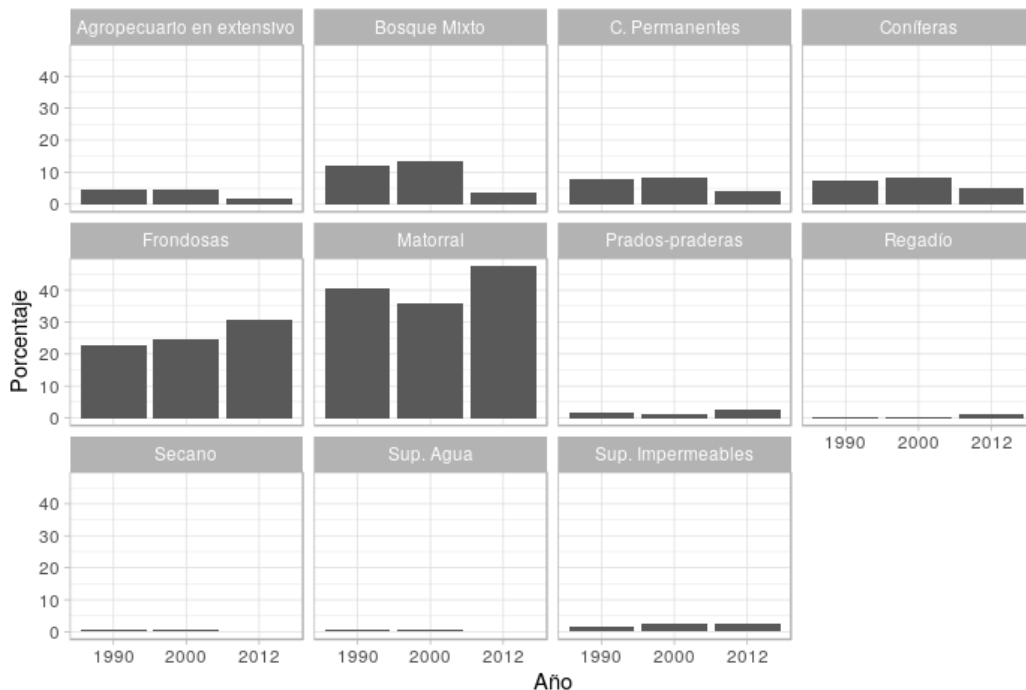


Figura 12. Gráfico evolución de la distribución de usos en porcentaje para los periodos 1990-2000-2012. Elaboración propia.

En lo que respecta a los usos agrícolas, se observa que la superficie total dedicada a los cultivos desciende en el global, un 5,19% desde 1990 (Figura 12). Las categorías que sufren una mayor contracción son las áreas dedicadas a cultivos permanentes, las cubiertas extensivas y las áreas de secano. Sin embargo, aparece una tendencia a la expansión de la superficie de regadío y prados-praderas. Como veremos posteriormente en las tablas de contingencia, la expansión o intensificación de la actividad agraria se produce más por

una reorganización interna de los propios usos agrícolas, que por alternancias entre distintas categorías de la clasificación.

A la hora de analizar los procesos de expansión de las cubiertas artificiales en la comarca, las cifras muestran un ligero aumento para dicho período. Este crecimiento se produce principalmente durante los diez primeros años del estudio, donde aumenta un 0,95%, mientras que en el segundo intervalo solo aumentan un 0,13%. Para el año 2012 los usos artificiales cubren en torno a 8.500 hectáreas, motivadas principalmente por el incremento del tejido discontinuo dentro del área periurbana de Ponferrada y los municipios limítrofes a éste. Por último, situaríamos la categoría que menor porcentaje de superficie ocupa en el territorio berciano, como son masas de agua que abarcan sólo el 0,38%, en ella se produce un ligero descenso desde la década de los noventa (Tabla 3).

Otro modo de extraer datos de nuestro análisis es recurrir a las tablas de contingencia. En ellas aparecen las hectáreas transformadas y la evolución entre las distintas tipologías, de manera que percibimos con mayor detalle los procesos ocurridos en cada caso, como veremos en los siguientes párrafos. En primer lugar, debemos fijarnos que para el intervalo (1990-2000) todas las categorías se mantienen estables en más de un 80%, e incluso, seis de ellas superan el 90% lo que indica la estabilidad de las coberturas en la región para ese primer período (Tabla 4). Los verdaderos cambios se producen durante el segundo intervalo (2000-2012) en los que el territorio berciano sí sufre mayores modificaciones. Podemos destacar que solo tres categorías (frondosas, masas de agua y matorral) se mantienen por encima del 65%, las superficies artificiales también se sitúan por encima del 50% de superficie estable. Al contrario sucede con las restantes, porque las cubiertas agrícolas son las que soportan mayores transformaciones, puesto que ninguna supera el 20% de estabilidad, excepto los cultivos permanentes 35%. Del mismo modo, las masas arboladas están sujetas a algún tipo de cambio de uso, hasta un 70% de las masas de coníferas y más de un 90% de las masas mixtas se transforman para dicho intervalo. En los siguientes párrafos nos centraremos en explicar en

profundidad los principales procesos que ocurren durante los 22 años del estudio.

El comportamiento de los usos forestales en las tres tipologías simples (coníferas, frondosas y mixtas) muestran tendencias divergentes entre ellas. Las que poseen una mayor estabilidad durante el transcurso del estudio son las frondosas (66,9%). Por su parte, las coníferas presentan mayor variabilidad al mantenerse el (29,1%). Por último, las masas mixtas son las que presentan mayores índices de cambio al transformarse más del 90% del total de la categoría (Tabla 3). Dentro de ellas, el proceso que más hectáreas modifica se produce por la permuta hacia masas de matorral desde las tres clases arboladas, en torno a 54.769 hectáreas se transforman desde 1990. En segundo plano, aparecen los cambios de composición entre las mismas, produciéndose el intercambio de alrededor de un 20% de la categoría de coníferas y mixtas hacia nuevas masas de frondosa, alrededor de 12.000 hectáreas. De menor entidad, son las transformaciones hacia masas mixtas, transformándose en torno a 3.798 hectáreas procedentes tanto de arbolado de frondosas como de coníferas. Tan solo aparecen 1.800 hectáreas de nuevas superficies dedicadas a coníferas procedentes de otras masas arboladas (Tabla 4).

En un segundo orden dentro del dominio forestal, las masas desarboladas tienen gran importancia sobre el marcado abandono que soporta esta región. Alrededor de 82.247 ha del total de la categoría se mantienen desde 1990. Sobre el matorral aparecen más los procesos de reforestación que aquellos de regeneración natural sobre las propias masas, transformando para todo el período 39.071 ha hacia nuevas cubiertas arboladas. Las frondosas son las que mayor superficie recibe por la plantación de choperas (21%), seguido de las plantaciones de coníferas (5,39%) y masas mixtas (3,3%) respectivamente. Si analizamos el proceso contrario, el paso hacia nuevas superficies agrícolas se produce por la roturación de tierras, solamente 2.913ha cambian hacia prados y cultivos permanentes los de mayor crecimiento (Tabla 4).

Cambios en los usos de suelo en la Comarca del Bierzo

Uso / Cubierta	CLC 90		CLC 00		CLC 12	
	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Regadío	773	0.24	677	0.21	3530	1.11
Secano	1587	0.50	1413	0.44	775	0.24
Prados-praderas	4822	1.51	4293	1.35	7570	2.38
Cultivos permanentes	25356	7.96	25742	8.09	13143	4.13
Agropecuario en extensivo	14966	4.70	14713	4.62	5974	1.88
Áreas agrícolas	135629	42.52	46838	14.71	30992	9.74
Frondosas	72833	22.80	78956	24.80	98194	30.84
Coníferas	23885	7.50	26472	8.32	16231	5.10
Masas mixtas	38912	12.22	42929	13.48	11739	3.69
Área forestal	135629	42.52	148357	46.60	126164	39.63
Matorral	128519	40.37	113438	35.63	151459	47.57
Superficies de agua	1605	0.50	1605	0.50	1204	0.38
Superficies artificiales	5110	1.61	8129	2.55	8549	2.69

Tabla 3. Resultado de CLC para los períodos 1990, 2000 y 2012. Elaboración propia.

A la hora de tratar los procesos dentro de los usos agrícolas (cultivos permanentes, prados, regadío, extensivo y secano), después de ver la reducción de la extensión superficial de estos usos entre 1990-2012, también se percibe una gran inestabilidad dentro de las mismas. Un claro ejemplo se percibe con la categoría simple de secano que cambia completamente desde 1990.

En primer lugar, debemos analizar por separado las cubiertas agropecuarias en extensivo, ya que internamente sufren mayores índices de cambio debido a la transformación de casi la totalidad de la clase en 22 años, lo que provocó un descenso en superficie en todo el Bierzo. En esta clase, los principales procesos observados (por número de hectáreas) son: la extensificación por el paso hacia matorral de 5.255ha, los procesos de transición forestal permutando hacia masas arboladas 4.604ha. Por el contrario, se observan en menor medida procesos de expansión por roturación de nuevas áreas de cultivo, alrededor de 2.545ha, que se transforman principalmente hacia cultivos permanentes (viñedo/frutales) y prados. También, aparecen procesos de intensificación productiva sobre 1.250ha de nuevas cubiertas irrigadas (Tabla 4).

Por otro lado, el proceso más notable en hectáreas que afecta a las restantes coberturas agrícolas sigue siendo el de extensificación productiva, esto se representa por el paso hacia matorral de (7.771 ha) y cubiertas agropecuarias extensivas (2.315 ha) procedentes de secano, cultivos permanentes y prados esencialmente. El segundo proceso percibido es el aumento de plantaciones de frondosa (chopo), aparecen gracias a los procesos de reforestación (4.486 ha), y siendo antiguas coberturas de prado y regadío las más afectadas por dicho proceso. Sin embargo, el proceso de intensificación productiva en la región es menos importante en cuanto a la superficie total transformada, no obstante, la clase de regadío aumentó 2.853 ha desde el año 2000. Esta intensificación ocurre principalmente sobre terrenos procedentes de las categorías de prados (9,7%), terrenos adhesionados (7,5%) y cultivos permanentes (4,9%).

1990-2000	<i>Coníferas</i>	<i>C. Permanentes</i>	<i>A. Extensivo</i>	<i>Frondosas</i>	<i>M. Agua</i>	<i>Masas mixtas</i>	<i>Matorral</i>	<i>Prados</i>	<i>Regadío</i>	<i>Secano</i>	<i>Super. artificiales</i>	<i>Total ha (1990)</i>
<i>Coníferas</i>	22235	5	8	56	1	9	1309	2	1	0	259	23885
<i>C. Permanentes</i>	18	24698	21	42	1	4	124	6	15	14	414	25356
<i>A. Extensivo</i>	5	316	13990	171	1	28	289	1	29	1	135	14966
<i>Frondosas</i>	23	127	19	69605	6	73	2374	10	3	40	554	72833
<i>M. Agua</i>	0	1	1	4	1593	0	6	0	0	0	0	1605
<i>Masas mixtas</i>	15	49	9	315	0	37773	724	3	0	0	24	38912
<i>Matorral</i>	4152	160	392	8589	3	5014	107787	35	1	0	2387	128519
<i>Prados</i>	1	332	1	113	0	5	59	4236	0	0	76	4822
<i>Regadío</i>	0	24	63	6	0	0	29	0	629	1	21	773
<i>Secano</i>	0	3	170	2	0	0	54	0	0	1358	0	1587
<i>Super. artificiales</i>	23	27	40	53	0	22	685	0	0	0	4260	5110
<i>Total ha (2000)</i>	26472	25742	14713	78956	1605	42929	113438	4293	677	1413	8129	318367

2000-2012	<i>Coníferas</i>	<i>C. Permanentes</i>	<i>A. Extensivo</i>	<i>Frondosas</i>	<i>M. Agua</i>	<i>Masas mixtas</i>	<i>Matorral</i>	<i>Prados</i>	<i>Regadío</i>	<i>Secano</i>	<i>Super. artificiales</i>	<i>Total ha (2000)</i>
<i>Coníferas</i>	8238	99	59	4972	2	2860	10167	9	0	0	68	26472
<i>C. Permanentes</i>	193	9138	1997	2664	3	668	5531	3077	1254	280	939	25742
<i>A. Extensivo</i>	204	1331	955	4023	6	245	5398	857	1115	138	441	14713
<i>Frondosas</i>	686	781	908	52636	10	1273	20717	933	329	80	604	78956
<i>M. Agua</i>	7	4	4	250	1170	5	147	17	1	0	0	1605
<i>Masas mixtas</i>	1446	127	323	9235	0	2862	28605	149	0	12	169	42929
<i>Matorral</i>	5316	1038	1352	21845	13	3712	77494	936	48	249	1435	113438
<i>Prados</i>	39	266	153	1518	0	22	1027	692	467	0	109	4293
<i>Regadío</i>	0	50	97	100	0	5	117	138	127	0	44	677
<i>Secano</i>	0	107	66	91	0	24	799	233	90	0	4	1413
<i>Super. artificiales</i>	102	204	60	860	0	65	1458	530	100	15	4736	8129
<i>Total ha (2012)</i>	16231	13143	5974	98194	1204	11739	151459	7570	3530	775	8549	318367

1990-2012	<i>Coníferas</i>	<i>C. Permanentes</i>	<i>A. Extensivo</i>	<i>Frondosas</i>	<i>M. Agua</i>	<i>Masas mixtas</i>	<i>Matorral</i>	<i>Prados</i>	<i>Regadío</i>	<i>Secano</i>	<i>Super. artificiales</i>	<i>Total ha (1990)</i>
<i>Coníferas</i>	6964	82	50	4632	3	2660	9135	28	0	0	330	23885
<i>C. Permanentes</i>	169	9120	1956	2474	3	661	5488	2872	1249	281	1085	25356
<i>A. Extensivo</i>	283	1245	886	4090	5	321	5255	1019	1126	137	598	14966
<i>Frondosas</i>	618	704	902	48728	9	1138	18544	866	354	81	890	72833
<i>M. Agua</i>	7	4	4	249	1171	5	148	17	1	0	0	1605
<i>Masas mixtas</i>	1184	79	251	7363	0	2604	27090	137	0	13	191	38912
<i>Matorral</i>	6923	1239	1545	27999	13	4245	82247	1351	76	247	2634	128519
<i>Prados</i>	39	305	190	1759	0	22	1146	715	471	0	177	4822
<i>Regadío</i>	0	105	103	155	0	5	128	134	124	0	18	773
<i>Secano</i>	1	96	66	98	0	24	1009	232	60	1	0	1587
<i>Super. artificiales</i>	43	163	20	647	0	55	1269	200	69	17	2627	5110
<i>Total ha (2012)</i>	16231	13143	5974	98194	1204	11739	151459	7570	3530	775	8549	318367

Tabla 4. Tabla de contingencia para los tres períodos en hectáreas. Elaboración propia.

En lo relativo a las cubiertas artificiales, la expansión se produce como hemos visto en párrafos anteriores debido al incremento del número de polígonos industriales, la apertura de un elevado número de explotaciones mineras a cielo abierto, nuevas redes de infraestructuras, pero sobre todo el aumento del tejido urbano discontinuo. Se trata de una categoría bastante estable, ya que la mitad de la categoría se mantiene durante los 22 años del estudio. Aun así, observamos que la expansión se produce sobre zonas dedicadas con anterioridad a matorral-monte bajo y zonas con vegetación abundante (3.232ha), sobre masas arboladas (2.008ha) y en menor medida destruyendo usos agrícolas (cultivos permanentes, prados y regadío) (1.280 ha) desde principios de los noventa (Tabla 4).

4.5. DISCUSIÓN

Los cambios descritos tuvieron lugar en un período de relativa estabilidad de la población total, aunque se produjo un ligero descenso de 2.072 efectivos de población, situándose por encima de los 130.000 habitantes en el año 2012 (INE, 2016). Pero los verdaderos cambios que nos preocupan en nuestro período de análisis, han sido los movimientos migratorios interiores, principalmente hacia la capital y núcleos cabecera, que son los que realmente han condicionado el aumento de efectivos en los municipios limítrofes a Ponferrada, que funcionan como foco de atracción, dejando así despobladas las zonas rurales periféricas a esta (Monteserin, 2006; Lois et al., 2008).

Después de haber visto los resultados de este análisis, los procesos que más han afectado a los cambios de uso/cobertura son: la extensificación productiva y el abandono de la actividad humana para el período 1990-2012. Las áreas más alejadas de los núcleos de población y aquellos municipios con zonas de fuerte pendiente son los que sufren mayor abandono, al igual que sucede en Galicia (Corbelle & Crecente, 2008), aunque en zonas de vega cercanas al río Sil también se percibe dicho proceso (Fernández-Soto et al., 2010). Por otra parte, son destacables aunque con poca extensión superficial, los procesos de intensificación muy localizadas en áreas cercanas a las

infraestructuras hidráulicas del Canal del Bierzo (Fernández-Soto et al., 2010; Cortizo, 2001). Este aumento de las áreas regadas se debe al cambio en diversos cultivos (es posible que aumenten en los próximos años debido al aumento de la fruticultura en regadío) y al crecimiento de la superficie dedicada a prados, apareciendo como respuesta a la desaparición de las cubiertas de secano en toda la comarca (San Román, 2011).

Los datos que realmente sorprenden se asocian al crecimiento superficial de las frondosas dentro del estudio, parte de este incremento se produce por la plantación de chopos en zonas de vega, en los que se ocupan los terrenos más aptos para el cultivo dentro de la Hoya berciana y áreas próximas al río Sil-Cúa. Todo este proceso de reforestación se ha producido sin organización lógica y con escaso control por parte de la administración local (Fernández & Ramírez, 2004). La aparición de las medidas europeas bajo el Reglamento (CE) 2080/92 de forestación de tierras agrarias han podido condicionar este proceso. No obstante, no descartamos que también se produzca un aumento de quercíneas en zonas de la orla montañosa, lo que provoca la transformación de buena parte del paisaje forestal sobre todo a partir del año 2000 por regeneración espontánea de la vegetación.

En relación con lo mencionado anteriormente, se percibe que existe una falta de gestión forestal, principalmente en el Alto Bierzo y zonas montañosas de la orla exterior, junto con los procesos de transición forestal que afectan sobre todo a las frondosas, en menor medida a otras masas. Esto ha provocado un cierto grado de abandono en las cubiertas forestales, tanto arboladas como desarboladas, lo que ha generado una serie de problemáticas asociadas a los incendios forestales que se produjeron sobre todo durante el segundo intervalo (2000-2012), llegando a provocar graves problemas en todo el territorio (Fernández & Ramírez, 2004). La posible corta de algunas plantaciones forestales ha favorecido su posterior abandono, y de este modo propician también el crecimiento por regeneración espontánea de nuevas hectáreas de matorral acrecentando dicha problemática y riesgo. Según el trabajo de Serrano et al. (2002) las masas forestales eran la categoría de uso que más porcentaje ocupaba dentro de la

comarca (aproximadamente 42% del total en 1999). Actualmente, los usos forestales tienen buenas aptitudes para la producción, pero en las zonas repobladas las técnicas silvícolas no son las más adecuadas, lo que implica un importante cambio estructural para conseguir un correcto aprovechamiento (Rodríguez et al., 2005).

Observando los datos de la superficie artificializada en la región, la ocupación de estos usos en la Comunidad de Castilla y León para el año 2000, se situaban en torno al 1,3% (OSE, 2006). En nuestro caso, el Bierzo para ese mismo período las cifras rondan el 2,55% de ocupación, este crecimiento de las cubiertas artificiales ha sido evidente, pero no tan elevado como se esperaba en un principio. Debemos tener en cuenta que el Bierzo es una zona esencialmente rural, con una tipología de poblamiento disperso esparcido por toda la región (Monteserin, 2006). Debido a este factor el aumento de estas cubiertas no ha sido tan brusco como en otras áreas españolas, aunque la concentración de efectivos de población ha provocado que algunos municipios como Toreno, Camponaraya, Cacabelos, Fabero, Cubillos del Sil, Bembibre y Ponferrada crezcan.

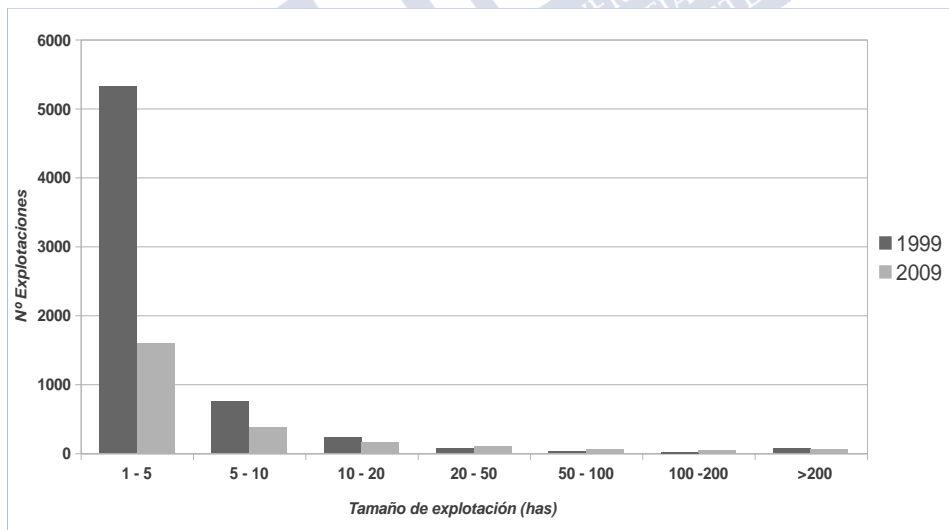


Figura 13. Número de explotaciones y tamaño medio de explotación. Fuente: INE, Censo Agrario 1999-2009.

Si nos fijamos en los datos del trabajo de Serrano et al. (2002) procedentes del Servicio Territorial de Estadística de la Junta de Castilla y León, para el período 1990-1999, muestran cifras similares a nuestro primer intervalo (1990-2000) sobre la distribución de usos en la región. Ellos demuestran, por ejemplo, que la superficie cultivada decrece un 2,6% sobre el total, pero aumentan ligeramente la extensión de prados y pastizales un 1%. En 1999 la distribución de tierras labradas está ocupada principalmente por viñedo (42,95%), seguidas de los frutales (34,24%) y cultivos herbáceos (22,78%) (Cortizo, 2001). Son otros artículos los que analizan cambios de usos en regiones próximas, como en Galicia (Corbelle & Crecente, 2014; Díaz et al., 2005) en los que se perciben tendencias similares en cuanto al abandono y extensificación de usos agrícolas. También son visibles en el norte de Portugal (Aguilera & Botelquilha, 2012), incluso autores que han utilizado Corine perciben el incremento de las masas de frondosa en zonas cercanas al río Duero (Martínez-Fernández et al., 2014).

Para finalizar este apartado, la modernización de la superficie agrícola utilizada (SAU) del Bierzo es nítida, pero existen varios factores que merman la productividad y el crecimiento real de la comarca, como son: la inexistente ordenación territorial desde mediados del S. XIX (Burgueño, 1995), la elevada fragmentación de la propiedad, tanto de parcelas agrícolas como forestales (Cortizo, 2001; Fernández & Ramírez, 2004; Rodríguez et al., 2006), como sucede en otras provincias del Noroeste peninsular que limitan con esta (Calvo et al., 2009). Otra problemática importante aparece debido al descenso de la cabaña ganadera y la reducción drástica del número de explotaciones en la zona, como se muestra en la comparativa de los Censos Agrarios de 1999-2009 (Figura 13). Para dicho período se produce un descenso del 63,1%, alrededor de 4.070 explotaciones, aunque debemos mencionar que el cambio de metodología entre ambos períodos (donde no se contabilizan las explotaciones que tengan menos de una hectárea a partir del año 1999). De este modo, se puede sobreestimar la definición del universo censal, lo que puede influir en la caída drástica del número de explotaciones de la comarca, como se ve reflejado en la (Figura 13). Tampoco podemos olvidar los

factores orográficos como verdaderos limitantes sobre cultivos de elevada pendiente, que han afectado más a los municipios de orla montañosa en Gistredo, Sierra de Ancares y los Montes Aquilanos.

En último caso, debemos tener en cuenta los efectos derivados de los problemas de la escala de representación de Corine, ocasionando problemas a la hora de analizar categorías que ocupan poca superficie dentro del territorio berciano, lo que ha podido alterar una pequeña parte de nuestros datos. El tamaño de la unidad mínima cartografiada (5ha) es mayor que el de la mayoría de las parcelas de esta comarca. De este modo, una parte de los cambios operados en las parcelas puede pasar desapercibida. Como aspecto a destacar, no existe ninguna fuente actualmente que nos permita analizar un período temporal tan largo (22 años) o existen pocas alternativas. La única opción plausible para analizar esta comarca sería el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos con una escala 1:50 000.

4.6. CONCLUSIONES

Podemos concluir que se producen una serie de cambios de uso/cobertura para el período temporal analizado que han provocado serias transformaciones en el paisaje agrario, urbano y forestal del Bierzo. Se ha podido apreciar que los procesos más acusados, sin duda son el grave abandono que sufre esta comarca motivado por las transformaciones del número de hectáreas totales hacia matorral, procedentes sobre todo de los usos forestales 54.769ha y agrícolas 13.026ha. Casi la mitad de la superficie del Bierzo pertenece al dominio del matorral en 2012, puesto que ocupa en torno a 151.000ha lo que plantea un serio problema para la gestión de los incendios forestales en la zona. En otro orden, el aumento de las plantaciones de chopo por reforestación también ha sido importante, muestra de ello se refleja por el aumento porcentual del 7,9% de las frondosas desde 1990. Los procesos de intensificación productiva aparecen cerca de las zonas irrigadas del Bierzo, aunque no son tan importantes sobre el total regional.

Para finalizar, como sociedades modernas debemos ejercer un mejor uso de nuestro territorio, intentando paliar los problemas que aparecen en ellos. Muestra de ello, se encuentra este territorio cada vez más improductivo y fragmentado, cuyos problemas son visibles en la actualidad y requieren de cambios en su Ordenación Territorial. Por este motivo, deben implicarse más los organismos públicos y los propietarios para tratar de mitigar algunos de estos aspectos en el futuro. Aunque en los últimos años, el Bierzo parece que quiere dar un giro hacia la industria agroalimentaria, gracias a diversas denominaciones de origen protegidas, que pueden impulsar la aparición de nuevas estructuras agrarias y la expansión de nuevos cultivos para que vuelvan a tener importancia en el Bierzo, o por lo menos, ayuden al mantenimiento económico de la comarca.





CAPÍTULO 5: CAMBIOS DE USO EN LA PENÍNSULA IBÉRICA 1990-2012

5.1. INTRODUCCIÓN

A comienzos del siglo XX se produjeron importantes cambios en los usos/cubiertas de suelo en Europa. Entre los impulsores más conocidos se encuentran los cambios sociales que afectan a las comunidades de montaña, la globalización y los principales cambios políticos / institucionales, como el colapso de los antiguos regímenes socialistas y las reformas de la Política Agrícola Común Europea (Meyfroidt et al., 2013; van Vliet et al., 2015; Lasanta et al., 2017). Estas transformaciones han afectado a la mayoría de usos más comunes (en términos de área), pero el abandono de tierras agrícolas es probablemente el proceso de cambio que afectó más a los paisajes europeos (Plieninger et al., 2016). En su mayor parte, los cambios de uso son la cara más visible de una tendencia de ajuste constante dentro de los sistemas terrestres, que abarcan también los cambios en la intensidad en los usos de la tierra. Aunque se podría decir que el primero es más drástico y refleja cambios más importantes en los niveles de bienes y servicios proporcionados por el paisaje, estos últimos son posiblemente más silenciosos pero también relevantes. Sin embargo, la evidencia publicada sugiere que la intensificación de los usos de suelo se ha vuelto bastante estable en Europa (van der Sluis et al., 2016) o que, al menos, la intensificación por entrada y salida en el sector agrícola está cada vez más desacoplada (Levers et al., 2016). La ocupación de tierras agrícolas anteriores por urbanización también es motivo de preocupación (van Vliet et al., 2017).

Con respecto a las implicaciones derivadas del ajuste de los usos agrícolas, estos se ven más afectados por riesgos ambientales y paisajísticos (de Chazal et al., 2009; Verburg et al., 2015). Se sabe que la intensificación ha generado problemas en términos de uso de

pesticidas y fertilizantes, incrementando de manera local los niveles de apropiación humana de la producción primaria neta (HANPP) (Haberl et al., 2007) y favoreciendo la degradación de suelos cada vez más tecnificados (Levers et al., 2016; van Vliet et al., 2015). En las áreas del sur de Europa los riesgos se deben más a la explotación de recursos hídricos, lo que favorece la desertificación del suelo (Turpin et al., 2017). Por otro lado, el descenso de la capacidad productiva y la marginación de áreas remotas (Lasanta et al., 2017; MacDonald et al., 2000) han provocado un aumento general de biomasa, lo que implica la aparición de riesgos relacionados con los incendios forestales (Viedma et al., 2015; Lomba et al., 2011). La extensificación agrícola y el abandono eventual de tierras de cultivo también supone la pérdida de sistemas, estructuras y prácticas tradicionales en el campo que afectan sobre todo al paisaje agrario y la sostenibilidad económica de ciertas regiones (Plieninger et al., 2016; Meyfroidt et al., 2013).

Relacionado con lo que sucedió en los usos agrícolas, la cubierta forestal ha aumentado constantemente en la mayoría de los estados miembro europeos (Feranec et al., 2010; Lindner et al., 2010; Oliveira et al., 2017). Sin embargo, la deforestación puede seguir siendo importante a nivel local como resultado de los incendios forestales en países de sur como, por ejemplo: España, Francia, Portugal, Croacia o Grecia (Lomba et al., 2011; Badia et al., 2014; Viedma et al., 2017). La presión humana ha incrementado la fragilidad de los bosques (Martínez del Castillo et al., 2015), pero a pesar de la tala activa y los eventos climáticos extremos, la biomasa forestal está aumentando en estos países lo que contribuye al riesgo de incendios forestales (Tasser et al., 2017).

La importancia relativa de estos y otros procesos de cambio de uso/cubierta de suelo varía entre los diferentes países de la Unión Europea. Por ejemplo, los procesos de urbanización muestran los ratios más altos alrededor del llamado "pentágono europeo" (Holanda, Bélgica, Alemania y Francia); con la Península Ibérica, Italia e Irlanda en un segundo nivel, y las tasas más bajas de artificialización aparecen en Países orientales y surorientales (Feranec et al., 2010; Irwin y Bockstael, 2007). Por otro lado, los Países Bálticos, Irlanda, Hungría,

España y Portugal presentan altas tasas de intensificación y extensificación agrícola, mostrando una tensión mucho más fuerte que en otras partes del continente (van Vliet et al., 2015; Levers et al., 2016). Las áreas más afectadas por la marginación de la agricultura a menudo están vinculadas con áreas de montaña, áreas interiores de Europa del Este y el Mediterráneo (MacDonald et al., 2000; Lasanta et al., 2017; Estel et al., 2015).

Abarcando dos regiones biogeográficas, grandes áreas montañosas, varias áreas metropolitanas importantes y una gran variedad de sistemas agrícolas, la Península Ibérica es un área de estudio excelente para la investigación de los cambios de uso / cubierta del suelo. En las últimas décadas, la relevante expansión de la agricultura de invernadero (Romero et al., 2012) ha coexistido con la extensión y el eventual abandono de los sistemas de agricultura extensiva (Pinto-Correia, 1999, Fanlo et al., 2004, Alonso et al., 2010; Corbelle & Crecente, 2016). Los proyectos intensivos de reforestación aumentaron el área de plantaciones forestales para la producción de madera y pulpa (Lomba et al., 2011, Jones et al., 2011; Corbelle et al., 2016), pero esto fue simultáneo con la regeneración espontánea en áreas donde la frontera agrícola se retira. La urbanización tuvo lugar a un ritmo relevante, pero a menudo se concentró en una franja de tierra muy cerca de la costa (Serra et al., 2014; Aguilera y Botequilha, 2012; Membrado, 2011; Valera et al., 2013).

El objetivo de este capítulo es proporcionar un análisis exhaustivo de los cambios en el uso de suelo sobre las áreas continentales de Portugal y España (582.792 km²) entre 1990 y 2012. Este objetivo general se relaciona con dos preguntas principales de investigación: 1) Si existen diferencias entre el alcance y la importancia de los cambios entre ambos países; y 2) cuáles son los puntos críticos de cada proceso de cambio en cada país. Para el propósito de este trabajo, definimos los hotspots como áreas en las que las transiciones de uso / cobertura de suelo son dominantes en el paisaje y cubren una gran proporción del área total.

5.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Las principales fuentes de datos para este estudio son las ediciones de 1990, 2000 y 2012 del proyecto Corine Land Cover (CLC) descargado del Instituto Geográfico Nacional de España y de la *Direção Geral do Território* de Portugal. La escala cartográfica de los mapas originales es 1:100.000 y la unidad mínima cartografiable es de 25 hectáreas. Todos los análisis posteriores se llevaron a cabo en formato ráster utilizando una resolución espacial de 25m x 25m en GRASS GIS 7 (GRASS Development Team, 2016) y el proyecto R para la computación estadística (R Core Team, 2016). Reclasificamos la leyenda original del nivel 3 CLC (44 categorías diferentes) en un sistema simplificado con dos niveles (L1 y L2) con 12 y 6 categorías respectivamente (Tabla 5). El objetivo de la reclasificación es centrarse en las cubiertas que se gestionan con fines productivos. En consecuencia, se mantuvieron diferentes subcategorías (L1) para los diferentes tipos de cubiertas agrícolas y forestales, ya que los cambios entre ellas a menudo indican cambios en la intensidad con la que se utilizan. Utilizamos los mapas resultantes para producir matrices de transición simples con el fin de producir una primera evaluación, en términos de área total ocupada, cambios netos y transiciones entre categorías.

Después de la primera evaluación, clasificamos todos los cambios observados en un conjunto de ocho transiciones de uso/cubierta de suelo (LCT, Figura 14), siguiendo un enfoque similar a Feranec et al. (2010): forestación (LCT1), conversión a zonas agrícolas (LCT2), abandono de tierras de cultivo (LCT3), extensificación agrícola (LCT4), deforestación (LCT5), cambios en la composición de las masas (LCT6), intensificación agrícola (LCT7) y crecimiento de superficies impermeables (LCT8). Una aproximación similar también fue utilizada para el caso español por Martínez-Fernández et al. (2015). Estos LCT están diseñados para capturar los principales gradientes de cambio presentes en el área de estudio y, en consecuencia, algunos de ellos representan tendencias opuestas (por ejemplo LCT 1 y LCT5, LCT4 y LCT7), mientras que otros pueden

tener lugar secuencialmente en el tiempo (por ejemplo, LCT3 a menudo representa las últimas etapas de LCT4).

CLC Nivel 3	Reclasificación	
	L1	L2
212,213	Regadío	Áreas agrícolas
211	Secano	
231	Prados-Praderas	
221,222,223,241,242	Cultivos	
	Permanentes	
243,244	Dehesa /Montado ¹	
321,322,323,324,333,334	Matorral	Matorral/ Áreas Naturales
331,332,335	Improductivo	Áreas Improductivas
311	Caducifolias	Áreas
312	Coníferas	Forestales
313	Masas mixtas	
411,412,421,422,423,511,512,521,522,523	Superficies de agua	Superficies de agua
111,112,121,122,123,124,131,132,133,141,142	Artificial/Áreas Urbanas	Artificial/Áreas Urbanas

¹ Dehesa (ES) y Montado (PT) son una forma de sistema silvopastoral tradicional en el que el pastoreo extensivo del ganado está combinado con terrenos dispersos definidos como "orchard meadow"

Tabla 5. Tabla reclasificación de la leyenda original nivel 3 Corine Land Cover (CLC) en dos simplificadas L1 y L2.

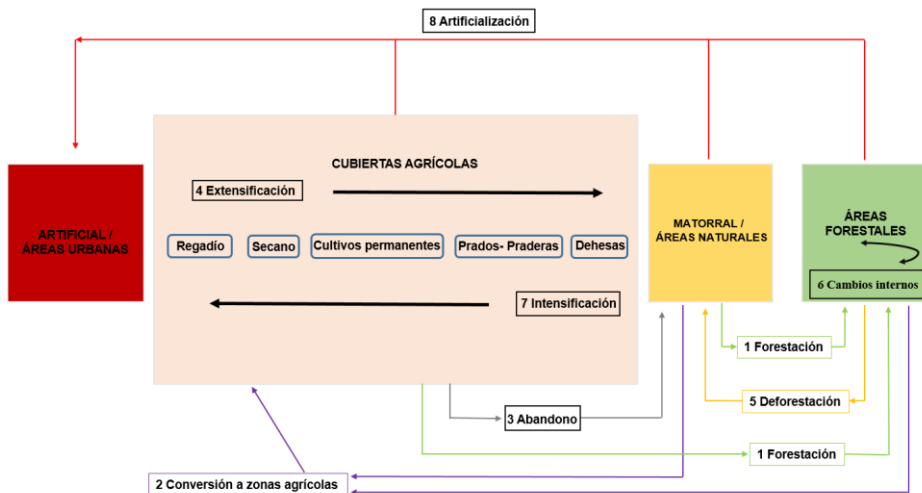


Figura 14. Representación esquemática de las 8 LCT (Land Cover Transitions) definidas en este trabajo, siguiendo el esquema sugerido por Feranec et al. (2010)

Con el fin de identificar las regiones dentro del área de estudio donde cada LCT (o combinación de varios LCT) es más importante en términos de área ocupada, calculamos la proporción de área que representó cada una de las ocho transiciones en cada unidad LAU-2 a lo largo de todo el período 1990-2012. Utilizamos esta información para realizar un análisis de conglomerados sobre las ocho variables LCT, por lo que podríamos dividir las 12.099 unidades administrativas de este estudio en varios grupos homogéneos (municipios/freguesías) con patrones similares en cada una de las transiciones de cubierta de la tierra. Para ello, utilizamos el método de varianza mínima de Ward (método de agrupamiento jerárquico) en la distancia euclidiana entre las observaciones. Cada clúster resultante se describe con respecto a las transiciones de cobertura de la tierra que representan la proporción mayoritaria en términos de área. Asumimos que cada clúster de municipios/freguesías en los que cada LCT es dominante como un hotspots de cada transición dada.

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Cambios netos

Los datos de ocupación para todo el territorio peninsular (Tabla 6) sugieren que alrededor del 65.5% (381.924 km²) del área total no ha experimentado ningún cambio de nivel L1 durante el período 1990-2012. Si miramos a cada uno de los estados por separado, el territorio español parece estar sometido a mayores índices de cambio (36.6% del área total sufrió algún tipo de cambio L1), mientras que Portugal este índice es menor 22.4% (Tablas 7 y 8).

En general, las áreas agrícolas ocupan la mayor parte de la Península Ibérica, cubriendo casi el 50% del área total durante todo el período. Aunque mostraron una ligera disminución (del 50.22% en 1990 al 47.26% en 2012), esto concentró algunas de las clases L1 como dehesas, secano y cultivos permanentes, mientras que los cultivos de regadío y pastos experimentaron un ligero aumento durante el mismo período pero eso ha sido suficiente para compensar las pérdidas de otras categorías agrícolas. La pérdida de terrenos agrícolas parece ser un poco más pronunciada en el territorio español que en Portugal.

Siguiendo una tendencia opuesta, las áreas forestales se expandieron durante el mismo período, pasando del 19.73% del área total en 1990 al 22.17% en 2012. Esta expansión parece concentrarse en el período 2000-2012, ya que el período 1990-2000 mostró una mayor estabilidad del área forestal. Los bosques de caducifolia mostraron un mayor aumento, seguidos por los bosques de coníferas (que experimentaron una ligera disminución durante los diez primeros años, que fue más que compensada con el área ganada para el intervalo 2000-2012). Las tendencias en España y Portugal aquí parecen ser claramente diferentes. La superficie forestal en España continental aumentó del 18.4% en 1990 al 21.1% en 2012, mientras que en Portugal continental disminuyó del 27% al 22.6%.

El matorral aparece como la segunda categoría L2 en términos de superficie total en la Península Ibérica (26.6%), y se mantuvieron en gran medida estables durante todo el período. Una vez más, parecen

tener tendencias opuestas en ambos países, del 28.6% en 1990 al 26.8% en España y del 20.3% al 25.5% en Portugal. Las superficies impermeables si bien ocuparon mucha menos área sobre el total, mostraron un aumento relativamente importante en ambos estados.

Uso/cubierta	PI 1990		PI 2000		PI 2012	
	Km2	%	Km2	%	Km2	%
Regadío	22.989	3.94	26.096	4.48	28.239	4.84
Secano	113.174	19.41	108.786	18.66	107.709	18.47
Prados-Praderas	6.846	1.17	6.648	1.14	9.386	1.61
Cultivos	87.709	15.04	88.644	15.20	77.902	13.36
Permanentes						
Dehesas	62.118	10.65	62.232	10.67	52.319	8.97
(Áreas agrícolas)	292.836	50.22	292.405	50.15	275.556	47.26
Caducifolias	48.204	8.27	49.056	8.41	60.983	10.46
Coníferas	46.797	8.03	45.499	7.80	49.516	8.49
Masas mixtas	20.040	3.44	20.369	3.49	18.803	3.22
(Área forestal)	115.041	19.73	114.924	19.71	129.301	22.17
Matorral	159.682	27.38	157.523	27.01	155.021	26.58
Improductivo	2.366	0.41	2.344	0.40	2.362	0.41
Superficies de agua	4.932	0.85	5.367	0.92	5.713	0.98
Superficies artificiales	8.262	1.42	10.555	1.81	15.172	2.60

Tabla 6. Tabla resultados netos: área ocupada por las clases L1 y L2 en la Península Ibérica en 1990, 2000 y 2012.

Cambios de uso en la Península Ibérica 1990-2012

Uso/cubierta	ES 1990		ES 2000		ES 2012	
	Km2	%	Km2	%	Km2	%
Regadío	21054	4.26	23501	4.76	25577	5.18
Secano	102220	20.70	98559	19.96	99154	20.08
Prados-Praderas	6299	1.28	6225	1.26	8584	1.74
Cultivos	71446	14.47	72574	14.70	62162	12.59
Permanentes						
Dehesas	48347	9.79	48887	9.90	38316	7.76
(Áreas agrícolas)	249366	50.51	249745	50.58	233793	47.36
Caducifolias	37600	7.62	37794	7.65	50663	10.26
Coníferas	38900	7.88	38394	7.77	44691	9.05
Masas mixtas	14403	2.92	14894	3.02	13738	2.78
(Área forestal)	90903	18.41	91072	18.45	109093	22.10
Matorral	141531	28.67	139043	28.16	132534	26.85
Improductivo	2015	0.41	1993	0.40	2263	0.46
Superficies de agua	3768	0.76	4149	0.84	4228	0.85
Superficies artificiales	6139	1.24	7721	1.56	11811	2.39

Tabla 7. Resultados netos: área ocupada por las clases L1 y L2 en España en 1990, 2000 y 2012.

Uso/cubierta	PT 1990		PT 2000		PT 2012	
	Km2	%	Km2	%	Km2	%
Regadío	1935	2.16	2596	2.90	2662	2.98
Secano	10954	12.25	10228	11.44	8555	9.56
Prados-Praderas	547	0.61	423	0.47	803	0.90
Cultivos	16264	18.19	16070	17.97	15741	17.60
Permanentes						
Dehesas	13772	15.40	13346	14.93	14004	15.67
(Áreas agrícolas)	43471	48.62	42663	47.71	41765	46.71
Caducifolias	10604	11.86	11263	12.60	10322	11.54
Coníferas	7897	8.83	7116	7.96	4825	5.40
Masas mixtas	5637	6.30	5475	6.12	5065	5.66
(Área forestal)	24139	27.00	23854	26.68	20211	22.60
Matorral	18160	20.31	18488	20.68	22488	25.15
Improductivo	351	0.39	351	0.39	100	0.11
Superficies de agua	1173	1.31	1218	1.37	1485	1.66
Superficies artificiales	2123	2.37	2834	3.17	3361	3.76

Tabla 8. Resultados netos: área ocupada por las clases L1 y L2 en Portugal en 1990, 2000 y 2012.

5.3.2. Transiciones en los usos/cubiertas de suelo

En esta sección nos centramos en la importancia relativa, en términos de área de las transiciones de cubierta de suelo (LCT) como se define en la metodología. Los resultados sugieren que los cambios que tuvieron lugar en 1990-2000 fueron mucho más limitados que los ocurridos entre 2000-2012 (Tabla 9 y Figura 15). En consecuencia, comentaremos brevemente los resultados en función de la importancia relativa de cada LCT, para toda la Península Ibérica, en 2000-2012.

La transición más importante en la Península Ibérica, en ambos períodos, ha sido la LCT1 (Forestación). Los resultados indican que este proceso ha sido más intenso en Portugal para 1990-2000, pero desde entonces la situación se revierte y afecta a una mayor proporción del área total en España para 2000-2012. La intensificación agrícola (LCT7) aparece como el segundo proceso más relevante en términos de área afectada (un total de 5.18% de la Península en 2000-2012). Una vez más, los resultados sugieren que este proceso afectó a mayor superficie en 2000-2012 que en 1990-2000, y parece haber sido mucho más importante en España que Portugal.

En un tercer nivel, para el segundo intervalo se encuentran LCT2 (conversión a zonas agrícolas) y LCT3 (abandono de uso agrícola). Ambos ocupan más del 4% del área total en la Península Ibérica entre 2000-2012, y son considerablemente más importantes en España respecto de Portugal. Estas transiciones son seguidas de cerca por LCT4 (deforestación) y LCT6 (cambios en la composición forestal), que ocuparon alrededor del 3-4% de la Península Ibérica para el período 2000-2012. De estos tres, sólo LCT5 (deforestación) ha ocupado una mayor superficie en Portugal.

El último proceso según la proporción de área ocupada es LCT8 (urbanización/ aumento de la superficie impermeable). Este ha sido más importante en Portugal en 1990-2000, pero ha afectado a una extensión territorial en España entre 2000-2012.

Cambios de uso en la Península Ibérica 1990-2012

LCT	España		Portugal		Península	
	Km2	%	Km2	%	Km2	%
1990-2000						
LCT1 (Forestación)	3810	0.77	2776	3.10	6586	1.13
LCT2 (Conv. tierras agrícolas)	2688	0.54	425	0.48	3113	0.53
LCT3 (Abandono)	914	0.19	482	0.54	1396	0.24
LCT4 (Extensificación)	2310	0.47	253	0.28	2563	0.44
LCT5 (Deforestación)	3263	0.66	2706	3.03	5969	1.02
LCT6 (Cambios en la comp. forestal)	149	0.03	120	0.13	269	0.05
LCT7 (Intensificación)	3666	0.74	831	0.93	4497	0.77
LCT8 (Urbanización)	1645	0.33	718	0.80	2363	0.41
2000-2012						
LCT1 (Forestación)	39630	8.03	2280	2.55	41910	7.19
LCT2 (Conv. tierras agrícolas)	22585	4.57	1495	1.67	24080	4.13
LCT3 (Abandono)	23954	4.85	1572	1.76	25526	4.38
LCT4 (Extensificación)	20028	4.06	2512	2.81	22540	3.87
LCT5 (Deforestación)	16237	3.29	5128	5.73	21365	3.66
LCT6 (Cambios en la comp. forestal)	17223	3.49	1432	1.60	18655	3.20
LCT7 (Intensificación)	29041	5.88	1145	1.28	30186	5.18
LCT8 (Urbanización)	5500	1.11	606	0.68	6106	1.05

Tabla 9. Estimación del área afectada por las transiciones de uso/cubierta (LCT) en la Península Ibérica, España y Portugal continental en 1990-2000 y 2000-2012.

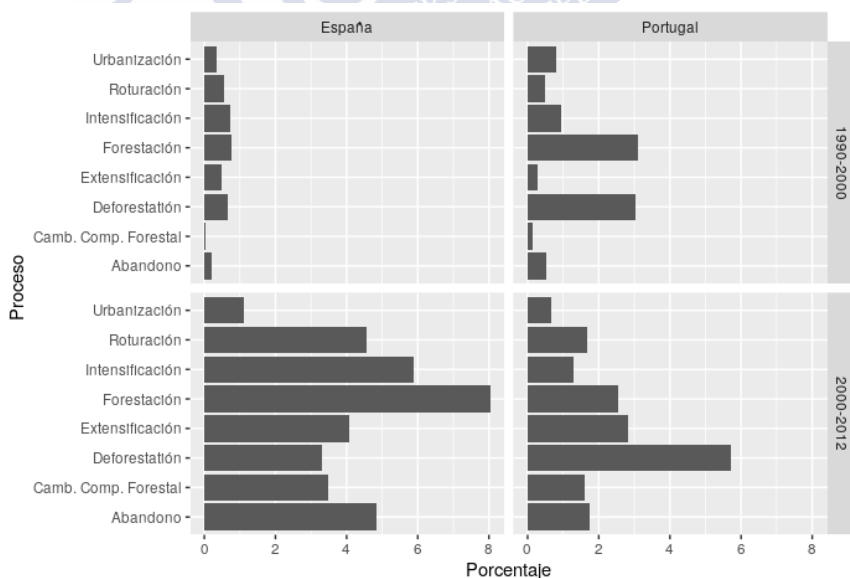


Figura 15. Principales procesos observados en porcentaje para el período (1990-2000 y 2000-2012) en España y Portugal.

5.3.3. Análisis clúster

Los resultados del análisis de conglomerados nos permiten identificar siete grupos distintos de municipios/freguesías, internamente homogéneos en términos de importancia relativa de las transiciones de uso/cubierta de suelo (LCT) a lo largo de todo el período de estudio (Figura 16). En las siguientes líneas describiremos brevemente los principales procesos en cada grupo (promedios detallados del área ocupada por cada LCT en cada grupo de municipios/freguesías se muestran en la Tabla 10).

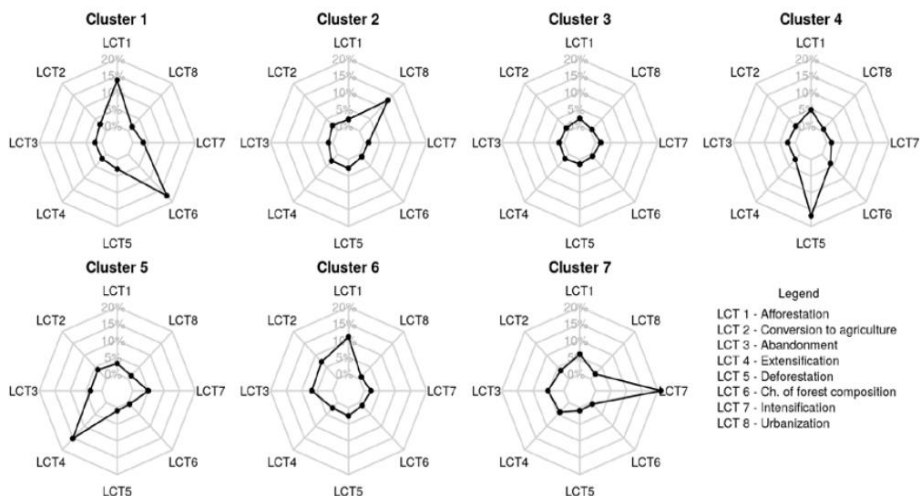


Figura 16. Gráfico de radar del área afectada por cada transición en cada grupo.

El clúster 1 combina municipios en los que se transformó más del 45% del área. En su mayor parte, esto se explica por la expansión de los bosques (LCT1), que cubre un promedio del 13.7% del área municipal/freguesía, y los cambios de composición interna de las masas forestales (LCT6, 17.46% del área municipal/freguesía). Los municipios del grupo 1 se encuentran principalmente en las regiones españolas de Galicia, País Vasco, Aragón y Cataluña.

Clúster	LCT1	LCT2	LCT3	LCT4	LCT5	LCT6	LCT7	LCT8
1	13.71	2.75	2.09	1.81	2.88	17.46	3.39	1.71
2	1.96	2.24	1.38	2.70	2.60	1.01	1.39	12.90
3	2.22	1.12	1.62	1.76	1.43	0.73	1.75	0.50
4	4.83	1.95	2.47	2.14	16.89	3.79	1.54	0.68
5	3.14	3.84	3.60	15.17	0.96	0.64	4.94	1.36
6	11.09	7.21	6.78	2.26	2.50	1.21	2.21	0.82
7	5.93	3.59	5.19	4.03	0.96	0.64	21.01	2.06

Tabla 10. Media porcentaje por área afectada por cada LCT para los municipios en cada grupo, 1990-2012.

El grupo 2 está formado por municipios que experimentaron un gran aumento de las áreas urbanas (un promedio de 12.9% del área municipal/freguesía). Si bien algunos de ellos se encuentran dispersos por toda la Península Ibérica, se pueden identificar algunos puntos claros alrededor de las principales ciudades (por ejemplo: Madrid, Lisboa, Barcelona, Zaragoza, Valencia, Oporto).

El grupo 3 está formado por aquellos municipios que presentan el mayor grado de estabilidad a lo largo de los veintidós años de estudio, ya que solo se modificó un promedio del 11% de la superficie municipal/freguesía. Sin embargo, existe una ligera tendencia en favor de la forestación al mostrar valores ligeramente más altos que los procesos de deforestación (Figura 17).

El clúster 4 está formado por municipios con las tasas más altas de deforestación (16.9% de media). Muchas de estas áreas se encuentran ubicadas en Portugal, ocupando una gran proporción del área total principalmente en las zonas interiores situadas al norte del río Tajo y las áreas costeras del sur. No obstante, también se pueden apreciar algunos “hotspots” o zonas claras en España, particularmente en el noroeste de la región de Castilla-León o en la provincia de Huelva en Andalucía.

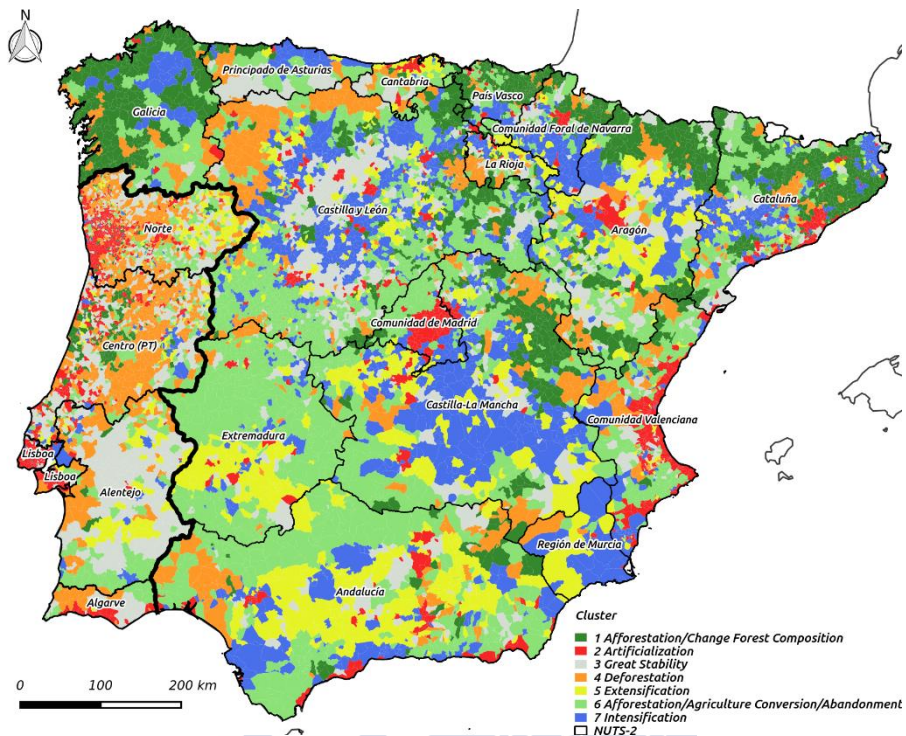


Figura 17. Grupos de municipios/freguesías (LAU2) resultantes del análisis de conglomerados. La división administrativa a nivel NUTS-2 se incluye como referencia. Cada nombre de clúster aparece en la leyenda junto con al principal proceso de transición (en términos de área) en cada caso.

Dentro del grupo 5 nos encontramos con los municipios que experimentaron altas tasas de intensificación agrícola (15.17% de media sobre el área municipal). La intensificación agrícola y otras transiciones de uso/cubierta de suelo también estas presentes en estas áreas, aunque a menor escala. Muchos de los municipios/freguesías aparecen en este grupo en las regiones españolas de Andalucía, Extremadura y en la región portuguesa de Alentejo, aunque algunos también estas presentes en otras regiones.

El grupo 6 reúne municipios en los que la forestación ha jugado un papel importante (11.09% del promedio del área municipal), pero que también muestran una tensión importante entre la conversión de áreas naturales y semi-naturales para la agricultura (LCT2, que

representa un promedio del 7.2% del área municipal/freguesías) y el abandono de tierras agrícolas (LCT3 en torno al 6.78%). El área más grande ocupada por estos municipios se encuentra en la región española de Extremadura y la parte occidental de Castilla-La Mancha.

Finalmente, las transiciones de uso/cubierta de suelo en el grupo 7 parecen estar claramente dominados por la intensificación agrícola (LCT7, 21.01%), a pesar de que la forestación, la extensificación agrícola y el abandono de tierras también están presentes en el rango del 4-5% del área municipal/freguesía. Junto con el clúster 1, el conglomerado 7 incluye municipios con la mayor cantidad de cambios (que afectan alrededor del 43% del área municipal/freguesía). Las áreas en este grupo aparecen sobre varias regiones españolas, principalmente aquellas situadas en la parte oriental del país (Figura 17).

5.4. DISCUSIÓN

Para el período temporal que abarca este estudio, probablemente éste ha sido uno de los significativos debido a las profundas transformaciones ocurridas en todo el territorio peninsular. Algunos autores sugieren que los cambios institucionales que representa la adhesión de Portugal y España a la Comunidad Económica Europea en 1986 aceleraron en gran medida el efecto de las transformaciones sociales y tecnológicas de la segunda mitad del siglo XX (Corbelle-Rico et al., 2015).

Los resultados obtenidos están en línea con los hallazgos de trabajos ya publicados sobre cambios de uso/cubierta de suelo en España y Portugal. Éstos han señalado la existencia de regeneración natural de las áreas forestales y los procesos de forestación en diversas áreas españolas como Galicia (Corbelle-Rico et al., 2015), Pirineos (Badía et al., 2014), Sistema Central e Ibérico (Gallardo et al., 2016; Martínez Fernández et al., 2014), así como en Portugal (Jones et al., 2011). Muchos de los estudios citados coinciden con las áreas correspondientes a los grupos 1 y 6, que identificamos en este trabajo

como “hotpots” o puntos importantes de la expansión forestal. Aunque probablemente se inició antes, esta expansión se ha incrementado después de la entrada de ambos países en la CEE, como consecuencia de los cambios en las políticas y el mercado que aceleraron la transformación del sector agrícola, incluyendo las medidas de forestación bajo el Reglamento (CE) 2080/92 (Lomba et al., 2011; Montiel y Galiana, 2004). Por otro lado, la reducción neta del área forestal en Portugal también coincide con la literatura publicada (Oliveira et al., 2017; Viedma et al., 2017), concentrándose en gran medida en las áreas incluidas en el grupo 4 y puede estar relacionado con la extensión y recurrencia de los incendios forestales (Parente et al., 2018).

Otro proceso comúnmente registrado en la literatura europea es la extensificación agrícola y el abandono eventual de la actividad agrícola (Lasanta et al., 2017; Estel et al., 2015). En España, se ha documentado este proceso en muchas áreas que están incluidas en los clúster 5 y 6, por ejemplo en los Pirineos y en la Depresión del Ebro (Pueyo y Beguería, 2007; Vidal-Macua et al., 2018), Andalucía (Areal y Riesgo, 2014) y Murcia (Romero Díaz et al., 2012). Por el contrario, la intensificación productiva se concentra en las áreas incluidas en el grupo 7. Esta distribución coincide con las zonas de expansión de cultivos bajo plástico, de manera que las tasas más altas aparecen en zonas costeras y cerca de las principales cuencas fluviales (Lasanta et al., 2009; Romero Díaz et al., 2012; Bermejo et al., 2011).

Otro de los procesos más analizados es la urbanización y el aumento de superficies impermeables. Sin embargo, muchas veces esta expansión se produce de forma difusa (Serra et al., 2014; Aguilera y Botequilha, 2012; Abrantes et al., 2016), y por tanto, es difícil de cuantificar utilizando fuentes de datos como Corine Land Cover. Este proceso aparece bien representado en el clúster 2, incluyendo los municipios cercanos a las principales áreas metropolitanas y zonas costeras mediterráneas en ambos países.

En lo que respecta a la composición forestal, existe una deficiencia de los datos originales de CLC para el nivel 3 que nos impide distinguir los diferentes tipos de masas caducifolias. La

categoría original 311 (“Masas caducifolias”) incluye las especies de rápido crecimiento, típicamente se incluyen el eucalipto y especies autóctonas de crecimiento lento. Teniendo en cuenta que el origen de las nuevas plantaciones suele ser diferente en ambos grupos (a menudo las plantaciones hechas por el hombre en primer lugar, y la regeneración espontánea de segundo) y que su valor ambiental también es muy diferente, hubiera sido una buena forma clasificarlos en categorías separadas. Una dificultad relacionada se asocia con el tamaño del área mínima cartografiada en los datos originales (25ha), que a menudo es mucho más grande que el tamaño medio de parcela en los paisajes altamente fragmentados de las regiones norte y noroeste de la Península Ibérica (Pinto y Mascarenhas, 1999; Calvo Iglesias et al., 2009). Particularmente cuando consideramos la clase 313 CLC original de nivel 3 (“Bosques mixtos”), esto significa que muchos parches no son necesariamente bosque mixto en sentido estricto, sino una mezcla espacial de pequeñas masas homogéneas (Ellis et al., 2013). La estructura en mosaico de muchos paisajes de la cuenca mediterránea hace que sea difícil evaluar los cambios utilizando conjuntos de datos relativamente grandes como CLC.

Finalmente, los resultados sugieren una cantidad muy pequeña de cambios entre 1990 y 2000 en España, en comparación con lo que muestra Portugal durante el mismo período (Caetano et al., 2005), y especialmente en comparación con lo que sucedió en ambos países en 2000-2012. Nos preocupaba que esto pudiera deberse a problemas en la calidad de los datos originales para el año 2000 (muy probablemente) o el año 1990 lo que resultaría en una incapacidad para poder capturar los cambios entre esos años, particularmente en el territorio español. Nuestros esfuerzos para llevar a cabo un análisis clúster usando las transiciones de uso/cubierta de suelo en ambos períodos han proporcionado resultados insatisfactorios, y los resultados mejoraron cuando optamos por utilizar transiciones durante 1990-2012 como datos de entrada para el análisis de conglomerados. Sin embargo, otra explicación podría estar relacionada con la utilización de ediciones anteriores, ya que la versión española de CLC12 fue producida por una generalización más detallada, ya existentes en lugar de utilizar los mapas de uso/cubierta de suelo de

fotointerpretación manual (García-Álvarez y Camacho Olmedo, 2017).

5.5. CONCLUSIÓN

La imagen general proporcionada por nuestros resultados indica que el territorio peninsular ha estado sujeto a intensos procesos de cambio como resultado de los cambios culturales, sociales e institucionales en décadas recientes. La disminución de la superficie agrícola y el aumento de las coberturas urbanizadas y artificiales aparecen como tendencias comunes en el territorio continental de Portugal y España. Las tensiones que muestran las cubiertas forestales, sin embargo aparecen con tendencias opuestas, en las que se percibe un aumento de la superficie en España pero una disminución en Portugal. Al mismo tiempo, el análisis espacial permitió ofrecer una visión general de los principales gradientes de cambio relacionados con las tensiones entre la intensificación-extensificación agrícola, por un lado, y la deforestación-forestación, por el otro. El resultado del análisis de los clústeres espaciales también permitió identificar los puntos críticos de los procesos antes mencionados.

CAPÍTULO 6: DETERMINANTES ESPACIALES DE LOS CAMBIOS DE USO/CUBIERTA EN LA PENÍNSULA IBÉRICA A NIVEL MUNICIPAL

6.1. INTRODUCCIÓN

El sur de Europa ha sido uno de los puntos críticos de los cambios de uso/cubierta de suelo durante las últimas décadas. La intensidad y velocidad de los procesos ha sido muy significativa, amenazando la sostenibilidad ambiental, el paisaje de los diferentes estados y las principales cuencas del Mediterráneo (Rounsevell et al., 2012; Meyfroidt et al., 2013; Verburg et al., 2015; van Vliet et al., 2015; Plieninger et al., 2016; Levers et al., 2018). En este contexto de ajuste constante las transformaciones han afectado a la mayoría de usos más comunes (en términos de superficie afectada), pero probablemente los que han tenido mayor relevancia se deben a las alteraciones de los niveles de intensidad de uso dentro de las áreas agrícolas (Levers et al., 2016; van der Sluis et al., 2016). Además de los problemas comúnmente asociados con la intensificación agrícola en otras regiones europeas (por ejemplo, la contaminación por nitrógeno), en las regiones del sur se deben considerar los riesgos que surgen de la explotación excesiva de los recursos hídricos, la erosión y la desertificación (Turpin et al., 2017). Sin embargo, este proceso ha sido simultáneo con la marginalización de áreas remotas, lo que ha provocado un aumento general de biomasa en ciertos países y suele estar asociado a riesgos medioambientales relacionados con los incendios forestales (Viedma et al., 2015; Lindner et al., 2010). Finalmente, otros patrones de cambio, aunque menos relevantes en términos de área total, también amenazan la conservación de hábitats valiosos y recursos naturales: particularmente, la expansión de cubiertas impermeables (urbanizadas) alrededor de áreas metropolitanas y en zonas costeras (Feranec et al., 2016; Aguilera &

Botequilha-Leitão, 2012; van Vliet et al., 2017; Boavida-Portugal et al., 2016).

En lo que respecta a la Península Ibérica, varios autores han apoyado la idea de una aceleración de los cambios de uso/cubierta de suelo después de la adhesión de España y Portugal a la Unión Europea (entonces CEE) en 1986. Ambos países ingresaron a la CEE solo unos años antes de la reforma de los años 90 de la Política Agrícola Común (las llamadas Reformas MacSherry). Estas reformas incluyeron una serie de medidas orientadas a disminuir la producción general del sector agrícola: subsidios para la jubilación anticipada de los agricultores y la forestación de antiguas tierras agrícolas (Reglamento del Consejo 2080/1992), y un menor apoyo a los premios de productos agrícolas. Todas estas medidas contribuyeron a acelerar la tendencia ya en curso de cierre de granjas y marginación del sector agrícola en las zonas menos favorecidas (Caetano et al., 2017; Jones et al., 2011).

Desde ese momento, se han producido importantes transformaciones de las áreas forestales, aunque en direcciones opuestas en ambos países. Por un lado, los procesos de deforestación parecen haber dominado el territorio portugués, lo que ha provocado un ligero descenso en la superficie forestal del país (Meneses et al., 2017; Oliveira et al., 2017). Por otro lado, en España la combinación de la plantaciones forestales (reforestación) y la invasión espontánea de vegetación ha favorecido el aumento de la superficie arbolada (DGCN, 2019). Las tendencias seguidas por las áreas agrícolas han sido similares en ambos países (pérdida neta del área total), pero esto oculta sin embargo dos tendencias opuestas: la extensificación agrícola y el abandono final. Éstas han afectado a muchas regiones del interior, remotas o montañosas, como aquellas dominadas por sistemas dehesa / montado (Vidal-Macua et al., 2018; Herguido-Sevillano et al., 2018). Por el contrario, se ha producido una expansión e intensificación de la actividad agrícola en las principales cuencas fluviales y municipios costeros, a menudo asociados con cultivos bajo invernadero (Fernández-Nogueira & Corbelle-Rico, 2018; Rodríguez-Rodríguez et al., 2019). Finalmente, la expansión urbana ha sido bastante importante en ambos países, mostrando tasas

de urbanización más altas que la mayoría de otros países europeos como consecuencia de la migración interna relativamente tardía (dentro del contexto europeo) desde las zonas rurales a las urbanas, la expansión del turismo de masas y la especulación inmobiliaria (Boavida-Portugal et al., 2016; Irwin & Bockstael, 2007; Abrantes et al., 2016).

El objetivo principal de este capítulo es explorar los determinantes espaciales asociados con los procesos dominantes de cambio de uso / cobertura de la tierra observados en la Península Ibérica a nivel municipal. La pregunta de investigación subyacente es si es posible identificar grandes patrones que asocian las características de cada área geográfica con un tipo dado de proceso dominante de cambio de uso / cobertura de la tierra. Para llevar a cabo este trabajo, hemos partido del análisis y de la clasificación de los municipios presentada en el capítulo anterior, cuyo objetivo en este caso, ha sido identificar variables biofísicas y socioeconómicas que nos permitieron comprender mejor por qué los municipios siguieron un camino u otro.

6.2. MATERIALES Y MÉTODOS

El punto de partida para este trabajo es la clasificación de las Unidades Administrativas Locales a nivel LAU2 (municipios en España, parroquias en Portugal) de toda la Península Ibérica (12.099 unidades en total). Cada unidad administrativa local fue asignada a una de las siete categorías posibles que difieren entre sí por el proceso dominante de cambio de uso / cobertura de la tierra en ese período: (1) forestación/cambios de composición de las masas forestales, producidas por el paso de cubiertas agrícolas-matorral hacia cubiertas arboladas; (2) crecimiento de superficies impermeables; (3) áreas de gran estabilidad; (4) deforestación producida por la pérdida de superficie arbolada hacia matorral; (5) extensificación o descenso de la capacidad productiva agrícola; (6) mezcla de tendencias: forestación, conversión a zonas agrícolas y abandono (la conversión se debe al paso de cubiertas arboladas-matorral hacia nuevas áreas

agrícolas, mientras que el abandono se produce a la inversa desde cubiertas agrícolas hacia matorral), y por último (7) la intensificación por incremento de la capacidad productiva agrícola.

La clasificación previa fue tratada como variable dependiente y utilizada para ajustar un árbol de clasificación, un tipo de modelo explicativo adecuado cuando la variable dependiente es categórica y las variables independientes pueden ser categóricas o numéricas que ha sido utilizado con frecuencia en la bibliografía sobre cambios de uso/cubierta (Müller et al., 2013; Yang et al., 2017; Burger, 2018; Plieninger et al., 2016; Debolini et al., 2018; Zscheischler y Rogga, 2015). Si bien existen otras alternativas que suelen ser más eficaces en términos de fiabilidad de clasificación (por ejemplo, random forest o redes neuronales), la complejidad de los modelos resultantes dificulta considerablemente su interpretación y por lo tanto limita su utilidad en trabajos como este, que tienen como finalidad principal la generación de hipótesis explicativas. De entre los diferentes métodos disponibles, en este caso se ha optado por utilizar el algoritmo de partición J48 disponible en el paquete Rweka (Hornik et al., 2009; Witten y Frank, 2005) para el lenguaje de análisis estadístico R (R Core Team, 2019).

Para ello, se han utilizado un conjunto de variables explicativas, tomadas directamente de fuentes públicas de datos estadísticos o cartográficos en ambos países, o calculadas a partir de ellas. Siempre que fue posible, el nivel de detalle espacial utilizado fue LAU2 (municipios en España, parroquias en Portugal). Cuando la información original se presenta en niveles más agregados, se utilizó el nivel inmediatamente superior disponible (NUTS3, en España y LAU1, municipios en Portugal). Para la selección de variables potencialmente explicativas, seguimos la literatura existente sobre los cambios uso/ cubierta de suelo en el sur de Europa y la Península Ibérica, tratando de incluir variables biofísicas, estructurales, políticas y socioeconómicas. El conjunto de 17 variables utilizadas y una breve descripción de su fuente y su resolución originales se muestran en la Tabla 11. La variable (país-country) se utilizó como variable *dummy* (ficticia) para explicar las diferencias en la implementación de las políticas (por ejemplo, medidas de la Política Agraria Común que

permiten ver las decisiones independientes de cada estado). Para los diferentes análisis espaciales necesarios para calcular algunas de las variables a partir de la información disponible, utilizamos QGIS v2.18 (QGIS Development Team, 2019) y GRASS GIS v7.6 (GRASS Development Team, 2019).

Como sucede con otros modelos estadísticos, uno de los problemas habituales de los algoritmos de partición recursiva utilizados para la generación de árboles de clasificación / decisión es el de sobreajustar el modelo a las observaciones de la muestra. Cuando se produce sobreajuste, el modelo resultante a menudo muestra una precisión considerable en la muestra de entrenamiento, ya que puede incorporar muchas de las particularidades de la muestra. Existen varios métodos de poda (es decir, métodos para reducir el número de ramas del árbol resultante y, por lo tanto, su complejidad general) que pueden utilizarse para evitar dicho sobreajuste. En el caso del algoritmo J48, es posible modificar el número mínimo de observaciones (M) que debe contener cada nodo terminal del árbol: valores más altos de M reducen la complejidad del árbol resultante. Dividimos al azar la muestra general en submuestras de entrenamiento (50%) y validación (50%) para explorar el valor apropiado del parámetro M . La Figura 18 muestra la precisión (*Cohen's Kappa*) de las submuestras de entrenamiento y validación para diferentes valores de M . La figura muestra evidencia de sobreajuste (precisión de entrenamiento mucho mayor que la precisión de validación) para valores de M por debajo de 100. Teniendo en cuenta esta información, utilizamos un valor conservador de $M = 400$ para el ajuste del modelo final.

Variable	Nivel	Unidades	Resolución original	Fuente de los datos
Biofísicas				
Altitud media	LAU2	Metros	250x250 m ²	Reuter et al. 2007 Doi: 10.1080/13658810601169899
Pendiente media	LAU2	%	250x250 m ²	Reuter et al. 2007 Doi: 10.1080/13658810601169899
Productividad forestal media anual 2000-2010	LAU2	m ³ /ha/year	1x1 km ²	Verkerk et al. 2015 Doi: 10.1016/j.foreco.2015.08.007
Clasificación climática media Koppen-Geiger 1981-2010	LAU2	¹ Tabla Koppen	1x1 km ²	Kriticos et al. 2012 Doi: 10.1111/j.2041-210X.2011.00134.x
Capacidad retención de agua en suelo	LAU2	² Tabla WHC	250x250 m ²	https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/use/worldsoils/?cid=nrcs142p2_054022
Índices de aridez medio 1970-2000	LAU2	³ Tabla Áridex	1x1 km ²	Zomer et al. 2008 Doi: 10.1016/j.agee.2008.01.014
Precipitación media anual 1981-2018	LAU2	mm	5 km ²	Funk et al. 2014 Doi: 10.3133/ds832

Variable	Nivel	Unidades	Resolución original	Fuente de los datos
Estructurales				
Travel time to mayor cities >50.000	LAU2	Minutos	1x1 km ²	Nelson, 2008 Doi: 10.2788/9583
Distancia media euclídea ríos (Índice Strahler > 7)	LAU2	Km	250 x 250 m ²	Elaboración propia
Políticas				
Red Natura 2000	LAU2	% superficie total	250x250 m ²	Own elaboration https://land.copernicus.eu/local/natura
Socio-económicas				
Densidad de población 1991	LAU2	Hab/km2		Instituto Nacional de Estadística (ES) / Statistics Portugal (PT)
Superficie agraria utilizada por explotación 1999	LAU2	Sau/ N° explotación		Censo agrario. Instituto Nacional de Estadística (ES) / Statistics Portugal (PT)
Índice de envejecimiento 1990	NUTS3	%		Instituto Nacional de Estadística (ES) / Statistics Portugal (PT)
Unidades de ganado mayor 1990	LAU1 (PT) - NUTS3 (ES)	Cabezas / SAU		Censo agrario. Instituto Nacional de Estadística (ES) / Statistics Portugal (PT)

Variable	Nivel	Unidades	Resolución original	Fuente de los datos
Superficie ardida 1990-2012	LAU1 (PT) - NUTS3 (ES)	% anual		Instituto Conservação da Natureza e das Florestas (PT) / Ministerio de Agricultura, Pesca y alimentación (ES)
Tasa de paro 2001	LAU1 (PT) - NUTS3 (ES)	%		Instituto Nacional de Estadística (ES) / Statistics Portugal (PT)

¹ Koppen: C (Templados) – B (Secos) – D (Continental con inviernos fríos)

² WHC: Hielo/Glaciares – Océano – Cuerpos de agua interiores – Bajo (<25mm) – Moderado (25-100mm) – Alto (100-200mm).

³ Aridez: < 0.03 Muy árido – 0.03 a 0.2 Árido – 0.2 a 0.5 Semi-Árido – 0.5 a 0.65 Sub-húmedo – > 0.65 Húmedo

Tabla 11. Tabla de variables introducidas en el modelo.

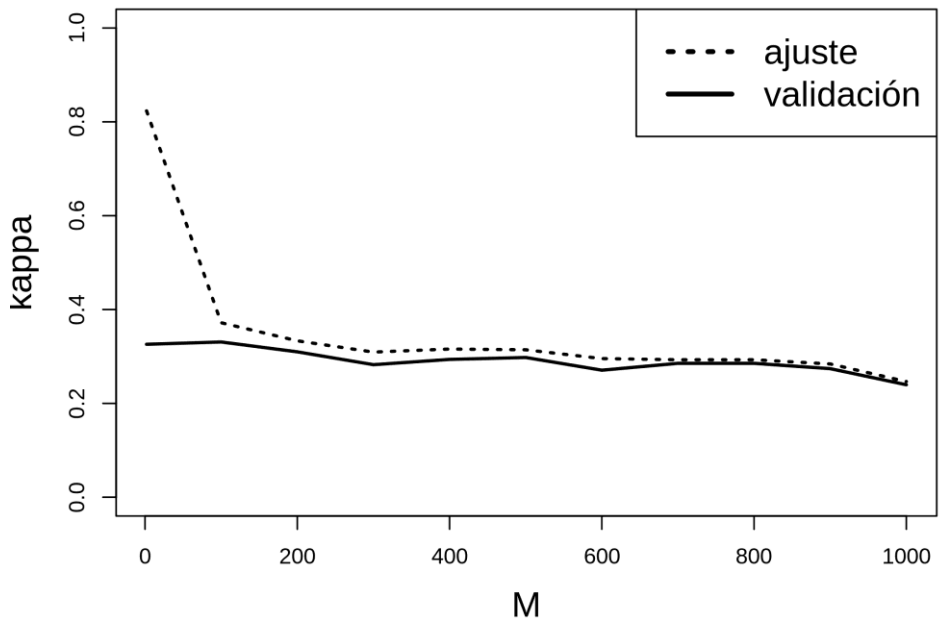


Figura 18. Precisión de ajuste y validación (Kappa de Cohen) según el parámetro M utilizando el 50% de las observaciones como muestra de validación.

Vale la pena mencionar que la interpretación de la precisión que se acaba de presentar está asociada al uso del modelo J48 como un clasificador duro: de acuerdo con esto, a cada municipio o parroquia se le asigna una sola clase, dependiendo de los valores de las variables de entrada, y puede estar clasificado correcta o incorrectamente. Sin embargo, esta no es la única forma de interpretar los resultados de este tipo de modelos. Particularmente, también es posible interpretar el resultado como una distribución de los procesos de probabilidad de cambio (es decir, interpretar la probabilidad de que un municipio o parroquia pertenezca a una clase específica), dependiendo de los valores de las variables de entrada. En la presentación de los resultados que siguen, ambos enfoques se usan secuencialmente.

6.3. RESULTADOS

El modelo ajustado cuenta con 27 nodos, de los cuales 14 nodos finales (Figura 19), y asigna clases correctamente al 43% de los casos totales (5.203 municipios/freguesías). Un análisis desde la perspectiva de clasificador “duro” permite generar la matriz de confusión mostrada en Tabla 12, en la que se compara la clase original de cada municipio/freguesía con la asignada por el modelo, junto con los valores de fiabilidad asociados.

La matriz de confusión permite conocer la fiabilidad obtenida para cada uno de los grandes procesos de cambio de uso/cubierta de suelo. Así, atendiendo a los errores de omisión (caso de municipios que pertenecen a un grupo en la clasificación original y no han sido correctamente asignados), el modelo identifica mejor los municipios dominados por procesos de urbanización (grupo 2) y forestación (grupo 1) así como el grupo en los que se mezclan diferentes procesos (grupo 6). El comportamiento es similar si atendemos al error de comisión (municipios asignados a un grupo que realmente no pertenecen a él): los municipios mejor identificados son los de los grupos 2 y 6, así como el grupo 4 (deforestación). El modelo parece incapaz de identificar correctamente los municipios del grupo 5 (extensificación de la actividad agrícola). Sin embargo, una prueba de Chi-cuadrado confirmó que el resultado de la clasificación es diferente de un modelo aleatorio (para un nivel de confianza inferior a 0.01).

Clase original	Clasificación del modelo							Fiabilidad (%)	Error omisión (%)
	1	2	3	4	5	6	7		
1. Forestación	698	94	96	45	0	337	100	50,9	49,1
2. Urbanización	136	1043	143	40	0	93	153	64,9	35,1
3. Estabilidad	189	252	984	102	0	278	310	46,5	53,5
4. Deforestación	253	106	388	510	0	342	38	31,2	68,9
5. Extensificación	37	68	327	15	0	315	369	0	100
6. Mezcla de procesos	313	129	348	70	0	1365	343	53,2	46,9
7. Intensificación	124	170	245	3	0	525	603	36,1	63,9
Fiabilidad (%)	39,9	56,0	38,9	65,0	0	41,9	31,5		
Error comisión (%)	60,1	44,0	61,1	35,0	100	58,1	68,5		

Tabla 12. Tabla/matriz de confusión del modelo J48.

De un modo más detallado, el modelo ajustado (Figura 19) comienza con una división de municipios de acuerdo con la densidad de población en 1991: aquellos con valores de densidad más altos serían principalmente municipios afectados por la urbanización (grupo 2). Estos son municipios/parroquias que coinciden con las áreas metropolitanas (Porto-Aveiro, Lisboa, Leiria, Barcelona, Madrid, Sevilla y Valencia), aunque en el norte de España (Gijón, Santander, Bilbao o Zaragoza), en la costa mediterránea (Levante, Murcia y Andalucía) y el Algarve en Portugal también están incluidos. En otros casos, aparece una mezcla entre urbanización y procesos de forestación (grupo 1); Este parece ser el caso de algunos municipios ubicados en Galicia-País Vasco, en los que la productividad forestal también fue mayor (Figura 23).

Para los municipios restantes, el modelo propone diferentes trayectorias para los ubicados en Portugal y España. En Portugal, el modelo básicamente clasifica a los municipios en tres trayectorias diferentes: aquellos en los que los incendios forestales fueron menos activos durante el período estudiado (nodo 4) son más probables aquellos que se mantuvieron estables (grupo 3), incluyendo principalmente áreas en la región de Alentejo (Setúbal, Évora, Portalegre y Beja), así como las zonas del interior del Algarve. Entre aquellos municipios en los que los incendios forestales fueron más activos, aquellos con mayor productividad forestal (nodo 7) son principalmente aquellos en los que tuvo lugar la deforestación (grupo 4). Esto incluye áreas en todas las regiones del país, en mayor o menor medida: áreas en los distritos del norte (Viana do Castelo, Braga y Vila Real), áreas centrales (Viseu, Coimbra, Castelo Branco, Portalegre, Leiria y Santarém) y la costa sur de Faro. En una situación intermedia, se encuentran las parroquias en las que los incendios forestales estaban activos, pero con una menor productividad forestal (nodo 6) parecen dividirse entre deforestación y estabilidad.

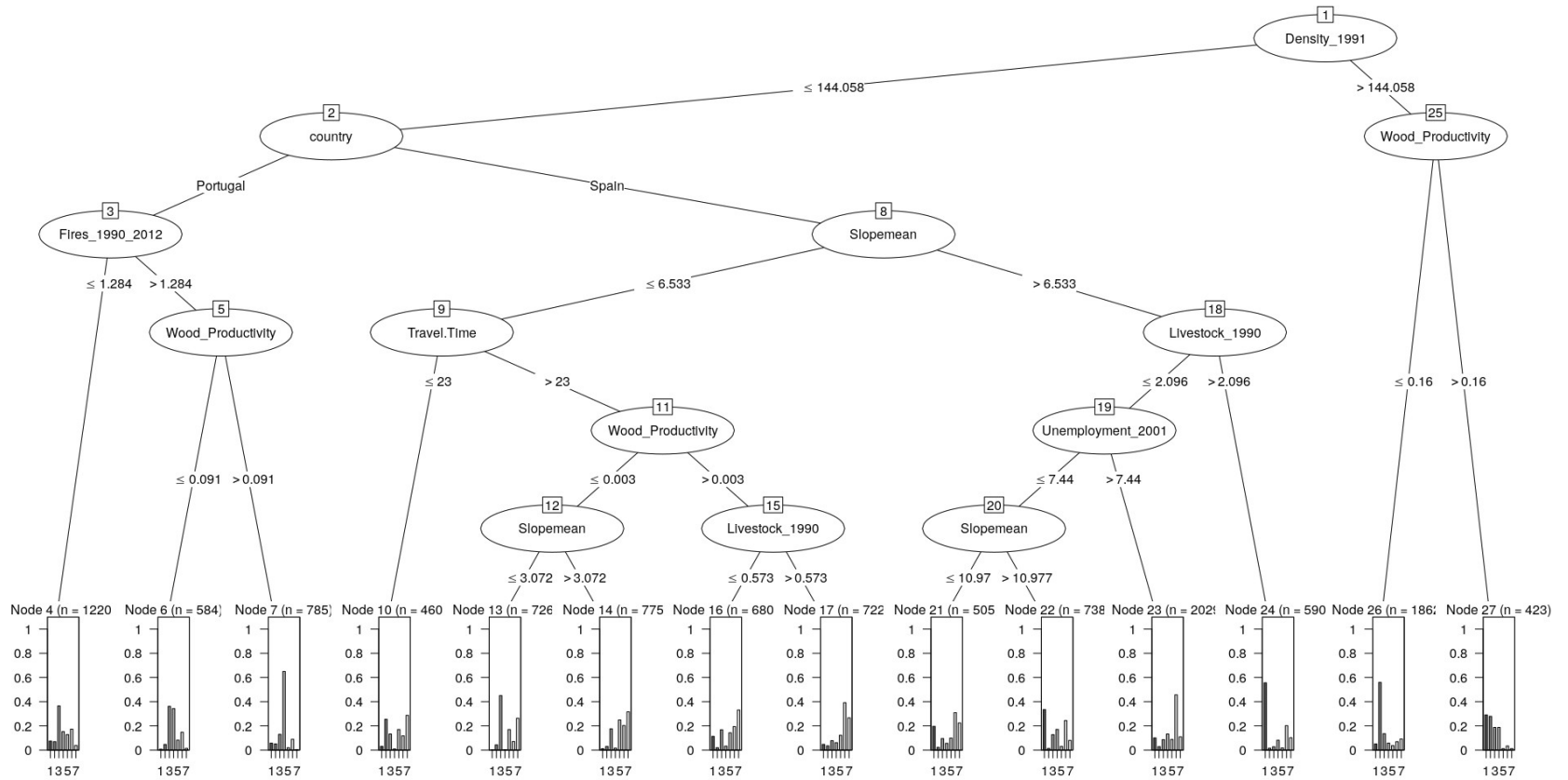
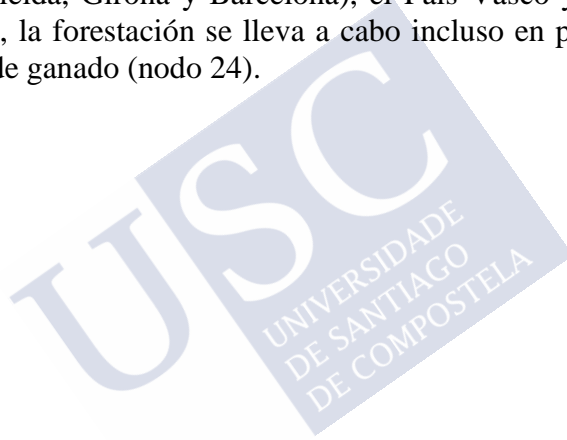


Figura 19. Árbol de decisión resultante. Los diagramas de barras en la parte inferior representan la distribución de unidades administrativas en función del proceso de cambio de uso/cubierta dominante

En el caso de España, el modelo propone una primera división en función de la pendiente media del terreno. Con bajos valores de pendiente, la intensificación de las actividades agrícolas (grupo 7) aparece en todos los nodos posteriores. Esto incluye municipios a orillas del Guadiana (Castilla-La Mancha) y en la cuenca del Duero (León-Valladolid). También identifica de manera fiable las áreas intensificadas (nodo 14) ubicadas en la cuenca del Ebro y sus afluentes (Navarra, La Rioja, Burgos, Huesca, Zaragoza y Lleida). Las únicas áreas de intensificación agrícola que el modelo no ha capturado son los municipios asociados con cultivos intensivos en invernadero (Murcia, Almería, Cádiz o Málaga). Aunque la intensificación es una tendencia común en este gran grupo, también aparecen otras tendencias. Por ejemplo, los municipios ubicados cerca de las grandes ciudades (nodo 10) están claramente asociados a los procesos de urbanización (grupo 2). Este es el caso de áreas alrededor de Madrid, Valencia, Sevilla o Zaragoza y algunas capitales de provincia, tanto en el interior como en la costa (por ejemplo, Huelva, Palencia, Burgos, Valladolid, Ciudad Real, Jaén o Granada). Las áreas de estabilidad (grupo 3) se identifican en municipios ubicados a una mayor distancia de los centros urbanos y con baja productividad forestal (nodo 13), o ubicados en las cuencas fluviales más importantes de la meseta norte (todas las provincias de Castilla y León, excepto Soria), zonas del interior de Zaragoza-Huesca y el Delta del Ebro en Tarragona. Sin embargo, el modelo no logra capturar la estabilidad de las áreas del sur dentro del mismo nodo; por ejemplo, en Castilla-La Mancha y otros municipios dispersos en provincias del interior. En esta parte del árbol, los municipios con extensificación (grupo 5) también aparecen cuando la productividad forestal es baja pero la pendiente es intermedia. Estos están representados en varias regiones (nodos 10 y 14) en las áreas centro-sur peninsulares (Badajoz, Toledo, Ciudad Real, Albacete, Sevilla, Jaén, Granada o Córdoba), aunque también se percibe en otras áreas de La Rioja y La Depresión del Ebro (Lleida, Huesca, Zaragoza y Teruel). Este fenómeno también es visible (nodos 13 y 16) en las zonas del interior de Cantabria, Murcia y Castilla y León. Finalmente, los municipios con pendientes medias elevadas y una alta productividad forestal (nodo 17) son a menudo los asociados

a una mezcla de cambios de uso/cubierta de suelo (grupo 6). Esto incluye áreas cercanas a la frontera entre España y Portugal (Cáceres, Badajoz, Zamora, Salamanca) y Segovia (Figura 20).

La segunda gran división que crea el modelo para los municipios españoles reúne aquellas áreas con pendiente medias más elevadas. Se trata de municipios en los que el proceso de cambio dominante (grupo 1) forman el grupo más grande (nodos 21 y 22), junto con aquellos que la tendencia observada incluía una mezcla de diferentes procesos de cambio (grupo 6, nodo 21). El primero incluye áreas en los Pirineos, Cordillera Cantábrica. En algunas áreas, como el Prepirineo catalán (Lleida, Girona y Barcelona), el País Vasco y algunas partes de Galicia, la forestación se lleva a cabo incluso en presencia de alta densidad de ganado (nodo 24).



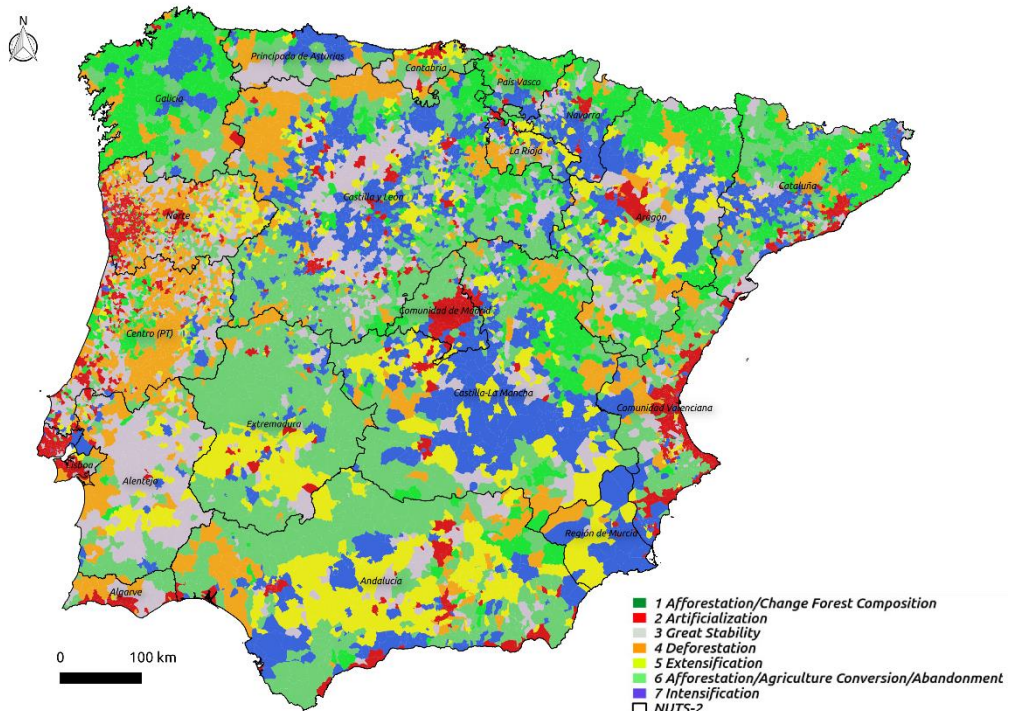


Figura 20. Comparación de la clasificación original (arriba) y los nodos resultantes del árbol ajustado (se dividen en tres mapas para mejorar su interpretación a continuación).

Determinantes espaciales de los cambios de uso/cubierta a nivel municipal

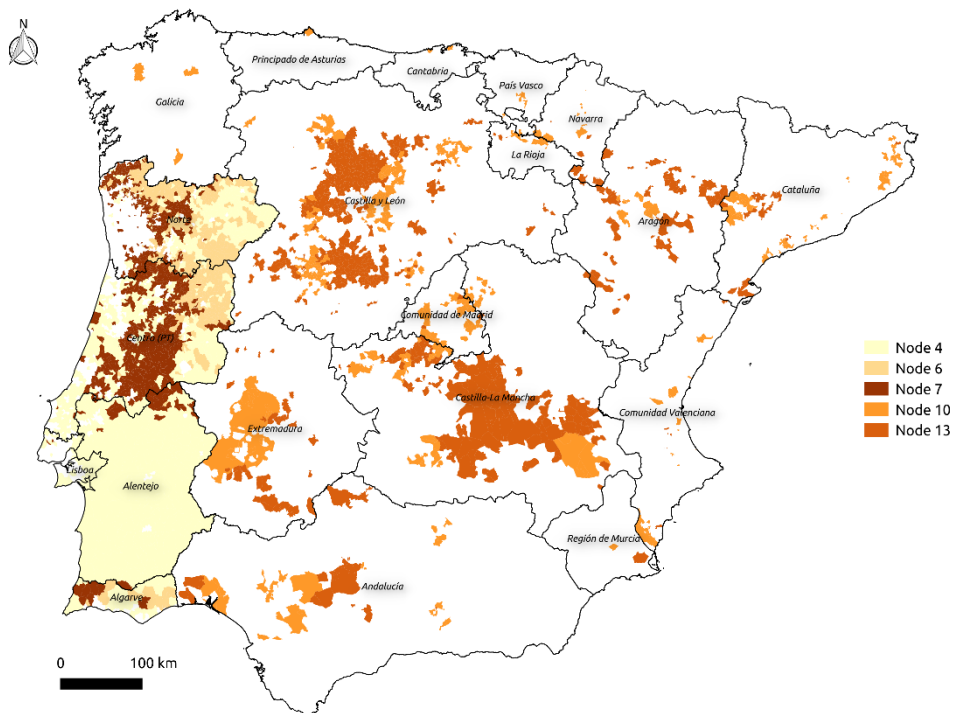


Figura 21. Nodos resultantes del árbol ajustado (se dividen en tres mapas para mejorar su interpretación).

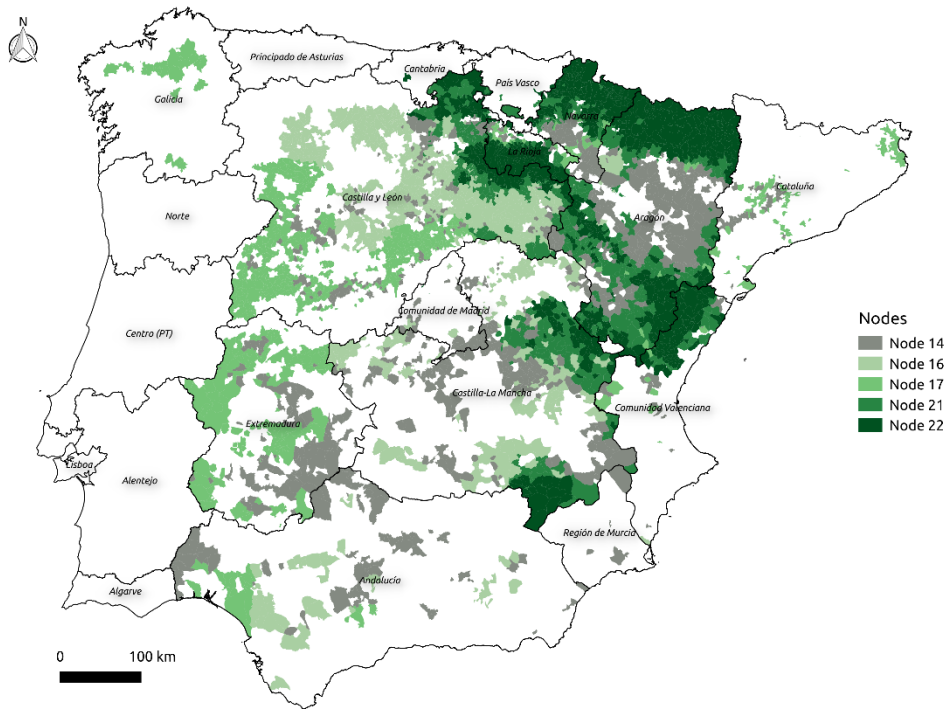


Figura 22. Nodos resultantes del árbol ajustado (se dividen en tres mapas para mejorar su interpretación).

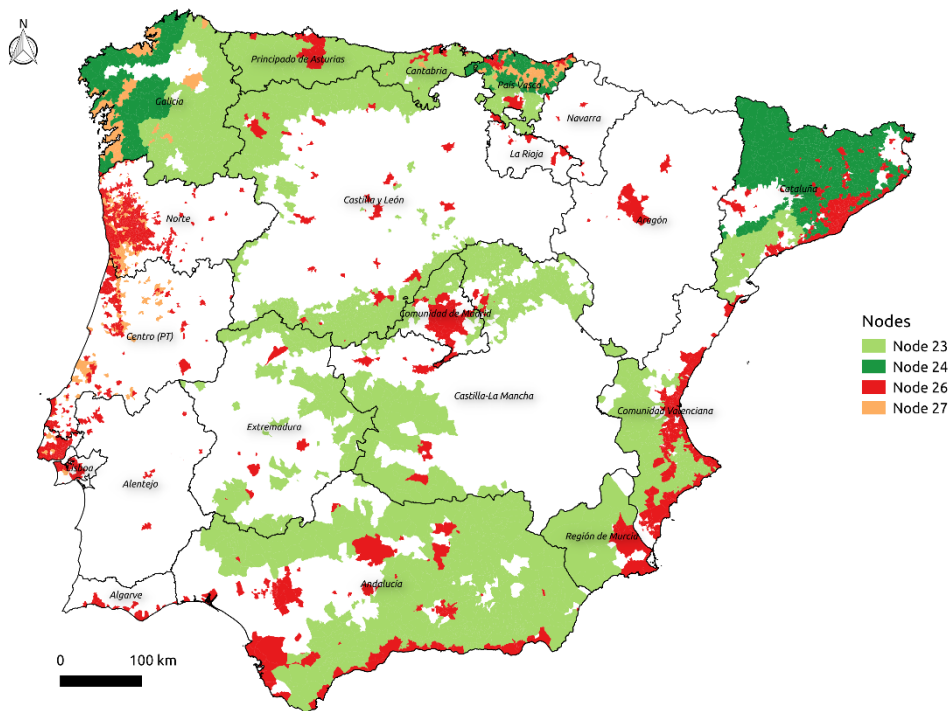


Figura 23. Nodos resultantes del árbol ajustado (se dividen en tres mapas para mejorar su interpretación).

6.4. DISCUSIÓN

El modelo presentado en este capítulo tiene algunos problemas para clasificar con precisión una gran cantidad de unidades LAU2 en la Península Ibérica, ya que se puede deducir de los errores de omisión relativamente altos que se muestran en la Tabla 12 (valor Kappa de Cohen alrededor de 0.4). Sin embargo, su rendimiento es claramente mejor de lo que podría esperarse de un modelo aleatorio (random model), como lo confirma la prueba de Chi-cuadrado. Algunas posibles explicaciones para este desempeño modesto incluyen el hecho de que la clasificación utilizada como punto de partida es en sí misma una generalización de los procesos dominantes de cambio de uso/cubierta en cada unidad administrativa. Además, es evidente por los resultados que el conjunto de variables explicativas utilizadas no es suficiente para explicar toda la variabilidad que está presente dentro del área de estudio. Sin embargo, todavía creemos que los resultados son útiles, ya que permiten explicar una buena parte de la diversidad de la dinámica de los cambios de uso/cubierta de suelo en la Península Ibérica durante un período bastante largo de 1990–2012 y utilizando un número relativamente pequeño de variables: densidad de población, pendiente promedio del terreno, área afectada por incendios forestales y distancia a los centros urbanos. La mayor parte de información obtenida de los resultados del modelo ajustado se puede obtener no mirando la clase mayoritaria dentro de cada nodo terminal del árbol, sino mirando la distribución de probabilidad de las categorías dentro de cada nodo terminal. Al utilizar los resultados de esa manera, el árbol permite la identificación de la combinación de procesos de cambio probables que está asociada a umbrales específicos de variables explicativas.

En general, las variables con mayor influencia en el tipo de proceso de cambio de uso/cubierta dominante fueron la densidad de población a inicio del período, el área afectada por los incendios forestales, la pendiente media, la productividad forestal de los bosques y el tiempo de viaje a las ciudades más cercanas. Otro resultado útil es el hecho de que algunas de las variables potencialmente explicativas introducidas en el modelo no fueron seleccionadas por el proceso de

ajuste (por ejemplo, la clasificación climática de Koppen, la capacidad de retención de agua, la aridez, precipitación media, distancia a ríos, Red Natura 2000 o el índice de envejecimiento), que puede indicar que son menos útiles para explicar los cambios a esta escala.

El modelo ofrece una interpretación simple de las principales tendencias en el territorio portugués, posiblemente debido a su mayor homogeneidad, en comparación con la parte española de la Península Ibérica. En esencia, tres tendencias principales dominaron Portugal continental: la estabilidad en las áreas del sur, la deforestación asociada a los incendios forestales en la mitad norte y la expansión de las áreas urbanas alrededor de Oporto y Lisboa. Por otro lado, el modelo resultante no solo es más complejo para el territorio español, incluso con su mayor complejidad, tenía muchas dificultades para capturar adecuadamente su heterogeneidad. Obviamente, al menos parte de estas dificultades podrían atribuirse a la falta de variables relevantes adicionales, o a la resolución espacial insuficiente de algunas de las variables utilizadas realmente. Ejemplos de esta limitación se incluyen por la falta de datos municipales del Censo Agrícola de 1989 o el área afectada por incendios forestales.

Los principales hallazgos de este capítulo están en línea con la literatura sobre los cambios de uso/cubierta en la Península Ibérica. Es decir, el aumento de la biomasa en las regiones montañosas, la intensificación agrícola en las tierras bajas y la expansión de áreas urbanizadas alrededor de las principales ciudades de España (Stellmes et al., 2013) y el aumento generalizado de la deforestación y expansión de las áreas urbanas en Portugal (Meneses et al., 2017). Otros autores ya han estudiado en detalle la expansión de superficies impermeables en las áreas metropolitanas de ambos países (Caetano et al., 2017; Escalona-Orcao et al., 2018), la costa mediterránea y las principales capitales de provincia en España (Serra et al., 2014).

El hecho de que los incendios forestales afectaron grandes áreas de Portugal durante el período de estudio es bien conocido, y su efecto en la reducción general del área forestal ya se ha señalado (Oliveira et al., 2017). Plantaciones forestales, particularmente de especies de rápido crecimiento como el pino marítimo (*Pinus pinaster*) y el

eucalipto (principalmente *Eucalyptus globulus*) (Fernandes et al., 2019; Lomba et al., 2011) y la revegetación espontánea (más frecuente en las zonas montañosas del noreste del país) no han sido suficientes para contrarrestar el efecto de los incendios forestales, aunque algunas fuentes lo debaten (Caetano et al., 2017). Por el contrario, la forestación es uno de los principales procesos en España, particularmente en las áreas montañosas más escarpadas ubicadas a mayor altitud (Iriarte-Goñi & Ayuda, 2018), pero también en áreas en las que plantaciones forestales coexisten con una alta densidad de cabezas de ganado (Galicia, País Vasco, Cataluña). En el último caso, se importa una cantidad significativa de forraje (por ejemplo, soja y maíz) cada año, liberando así tierras que de otro modo deberían dedicarse a la producción de forraje para otros usos, esencialmente la plantación forestal de especies de rápido crecimiento (González et al., 2019). Esto no quiere decir que la deforestación esté ausente del territorio español, muy a menudo asociada a incendios forestales, como en Portugal (Parente et al., 2018). Las áreas en las que el modelo asocia la deforestación en España se concentran en la mitad norte de la península, en las zonas de los Pirineos y el Sistema Ibérico (Badia et al., 2015) y en las montañas del noroeste donde la actividad incendiaria es recurrente (Calviño-Cancela et al., 2017).

Las áreas agrícolas han estado marcadas por la dualidad intensificación-extensificación, pero también por algunos casos de estabilidad (por ejemplo, la parte sur de Portugal) a pesar de que también pueden estar presentes algunos rastros de abandono agrícola (Jones et al., 2011; Fonseca et al., 2016). En cualquier caso, el modelo asocia la intensificación agrícola en España con áreas planas en las principales cuencas fluviales, a menudo asociadas con la infraestructura de riego (Martínez Fernández et al., 2014). El modelo no logra identificar correctamente, por otro lado, la intensificación agrícola asociada con los cultivos de invernadero en las zonas costeras a lo largo del Mediterráneo (Romero Díaz et al., 2012).

Un aspecto que llama nuestra atención es la precisión con la que el modelo identifica la tendencia de los procesos mixtos (grupo 6). Este grupo cubre gran parte del territorio de España y, en menor

medida a Portugal. La tensión entre el abandono de tierras agrícolas, la forestación y la expansión agrícola a menudo tiene lugar en áreas en los que los usos tradicionales, principalmente el pastoreo extensivo, ha tenido cierto peso con el paso del tiempo, en las provincias centro-occidentales (Vidal-Macua et al., 2018; Herguido-Sevillano et al., 2018) o en los principales sistemas montañosos (Lasanta et al., 2017).

Entre las limitaciones del enfoque utilizado en este capítulo, es necesario mencionar el hecho de que la clasificación original de las tendencias de cambio de uso/cubierta dominante es relativamente amplia (LAU2). Esto puede explicar, por ejemplo, la abundancia de municipios y parroquias clasificadas con una mezcla de tendencias. Si la clasificación original se hiciera a una escala más reducida, solo podemos plantear la hipótesis de cuánto mejoraría el modelo de ajuste. Además, debe considerarse que la fuente sobre la cual se construyó la clasificación CORINE Land Cover obviamente no está totalmente exenta de errores y cambios metodológicos (Feranec et al., 2016; Caetano et al., 2005; García-Álvarez et al., 2017), lo que podría haber aumentado el nivel de ruido en la clasificación hasta cierto punto.

6.5. CONCLUSIÓN

Este capítulo hemos identificado los determinantes espaciales relacionados con los principales procesos de cambio de uso/cubierta en la Península Ibérica durante el período 1990-2012. El modelo ajustado sugiere que un conjunto relativamente pequeño de variables espaciales permiten explicar una buena parte de la ubicación espacial de estas tendencias de cambio. El modelo identifica semejanzas y diferencias entre los territorios de España y Portugal: por ejemplo, en ambos territorios las zonas más densamente pobladas en 1991 se corresponden esencialmente con las que experimentaron un aumento de la superficie urbanizada en el período posterior. Por otro lado, los resultados sugieren diferencias entre ambos estados en el resto de procesos, que en el caso de Portugal aparecerían determinados espacialmente por la grave actividad incendiaria durante el período analizado que afectó en mayor medida al centro-norte del país. En

cambio, en España se resalta la mayor dependencia de variables biofísicas, como productividad forestal o la pendiente media. En los casos que presentan mayores índices de pendiente aparecen más los procesos de forestación, o una mezcla entre (abandono, forestación y roturación). Aunque existen entidades cuyos cambios en la composición de masas son importantes que no dependen tanto de la pendiente, sino de los ratios de productividad forestal anual, localizándose en áreas donde la producción agro-ganadera aumentó desde inicios de los noventa. Por último, los municipios con menores índices de pendiente suelen mostrar las tensiones internas dentro de los usos agrícolas, en los que el proceso intensificador ha tenido mayor importancia dentro de los municipios españoles.



CONCLUSIÓN DE LA TESIS Y LÍNEAS DE TRABAJO A FUTURO

En líneas generales, esta tesis por un lado nos ha servido para ver el desarrollo de la ciencia de sistemas terrestres, que durante las últimas décadas ha estado muy vinculada con el avance del estudio de los regímenes de uso/cubiertas de suelo en todo el mundo. Desde principios de los noventa hemos observado el auge de un marco teórico multidisciplinar que pretende conectar el entorno humano-ambiental. Durante los primeros años, apreciamos que la mayor parte de los estudios tanto a nivel europeo como peninsular, con frecuencia tratan áreas de pequeña extensión (estudios de caso) que se preocupan por fenómenos dispersos en numerosas regiones, pero que cada vez tienen una mayor relevancia a nivel global. Es a partir del cambio de siglo, cuando la imagen generada por estos pequeños trabajos genera un punto de inflexión en esta nueva ciencia, al apoyarse cada vez en estudios de meta-análisis centrados en áreas más extensas para la observación de los procesos y dinámicas relevantes en los usos de suelo.

Por otra parte, esta tesis confirma que existen una serie de transformaciones en los usos/cubiertas durante el período posterior a la adhesión de España y Portugal a la Unión Europea en 1986, lo que ha generado variaciones importantes en el paisaje a nivel peninsular. En términos generales, los datos sugieren que la magnitud de los cambios han sido mayores durante el segundo intervalo 2000-2012, frente a los diez primeros años de estudio. No podemos excluir que este efecto, en parte se deba a posibles carencias de las primeras ediciones de Corine Land Cover, y que dichas capas tampoco han logrado capturar la totalidad de los cambios dentro del conjunto peninsular.

Los resultados obtenidos demuestran que los procesos y transiciones de uso más importantes presentan tendencias divergentes entre Portugal y España. Por un lado, el territorio español se percibe una polarización de los usos de suelo, que afecta a zonas donde se

profundiza en la utilización humana del territorio principalmente asociada a fenómenos de forestación e intensificación productiva, frente a aquellas áreas en las que decae la utilización del uso humano, de modo que los procesos de abandono aparecen con mayor frecuencia. Sin embargo, en el territorio portugués no se percibe esta especialización espacial, sino que se produce una homogeneización del paisaje motivada por la deforestación debido al aumento de incendios forestales. Por último, hemos visto que el crecimiento de superficies impermeables ha sido claro en ambos estados.

En lo que concierne a los resultados del modelo en el sexto capítulo, cabe destacar que existen un conjunto de determinantes espaciales que explican buena parte de lo que sucede en relación con los procesos más comunes a nivel municipal. Esta aproximación a escala LAU2 nos ha permitido tener una mayor precisión de los fenómenos observados en ambos estados. En primer lugar, las zonas en las que se ha visto un mayor crecimiento de superficies impermeables se corresponden con municipios que ya mostraban altas densidades de población en períodos anteriores a 1990. Más concretamente, si nos fijamos en el territorio luso el modelo identifica que las variables de tipo socio-económico son las que explican gran parte de las dinámicas. En este caso, observamos tres tendencias principales: la estabilidad de los municipios meridionales, la expansión de las dos grandes áreas metropolitanas (Oporto-Lisboa) y la deforestación de la zona centro-norte del país. En cambio, dentro del territorio español aparecen más las variables de tipo biofísico, como pendiente media o la productividad forestal. Estas variables logran identificar aquellos municipios con pendientes más elevadas, principalmente están afectados por fenómenos de forestación, o una mezcla de procesos entre abandono, forestación y roturación de tierras agrícolas. Mientras que, en los municipios con menores índices de pendiente se perciben las tensiones internas de los usos agrícolas (intensificación/extensificación). En último lugar, la productividad forestal anual ayudó a localizar áreas donde la producción agropecuaria se incrementó desde comienzos de los noventa.

Después de trabajar estos años con Corine Land Cover hemos visto que se trata de una fuente cartográfica muy útil para estudios, tanto a nivel estatal como regional. El capítulo exploratorio de la Comarca del Bierzo nos ha servido para comprobar la funcionalidad de nuestra metodología, con resultados satisfactorios. De ahí, que posteriormente sea utilizada a nivel peninsular, permitiéndonos obtener una metodología escalable y de gran flexibilidad a la hora de clasificar las principales transiciones de uso, y no cubiertas de suelo, para el análisis de municipios/freguesías.

Para concluir, tras realizar la mayor parte de los análisis con las capas estáticas de Corine, en lugar de utilizar las capas de cambio (CLC-Changes). Creemos que el hecho de utilizar una u otra nos llevaría a conclusiones similares¹. Los cambios en la precisión no deberían de ser substanciales, en lo que respecta a conocer cuáles han sido las grandes tendencias de cambio a nivel peninsular para el período 1990-2012. Nuestro trabajo, por tanto, tiene menor nivel de detalle al poseer una unidad mínima cartografiable (25ha), si lo comparamos con (5ha) que ofrecen las capas de cambio actualmente, pero no por ello deja de tener validez para explicar las principales tendencias observadas. Por otro lado, debemos tener en cuenta la influencia de las variaciones metodológicas en la generalización, tanto de España como Portugal (SIOSE-COS) para la edición de CLC2006 ha podido afectar ligeramente a nuestros resultados.

LÍNEAS DE TRABAJO A FUTURO

En el instante que se ha decidido finalizar esta tesis, las líneas de investigación que quedan abiertas para un futuro son múltiples. Las temáticas relacionadas con los usos de suelo seguirán vinculadas a ramas científicas multidisciplinares, tanto en sus enfoques teóricos

¹ Al comparar nuestra matriz de cambios CLC1990-CLC2000 estática y la capa de cambios CLChanges1990-2000, solo muestra una variación de 32km² para el conjunto peninsular.

como prácticos. En los siguientes párrafos desglosaremos algunas ideas interesantes (diferentes ámbitos y escala) para estudios de fin de grado/máster, otras tesis doctorales similares a esta, o incluso la posibilidad de elaborar algún proyecto posdoctoral que permita continuar de alguna forma con el trabajo desarrollado durante estos años.

En lo que respecta al trabajo futuro con Corine Land Cover, gracias a la metodología implementada en esta tesis podría explorarse una vía de análisis orientada a estudios de grado/máster que continúen esta línea. Podríamos ver que sucede con las capas de cambio si cubrimos toda la serie temporal disponible actualmente en CLC, con una precisión mejorada (5ha). Por otro lado, también sería atrayente explorar las incertezas de la nueva edición CLC2018 respecto de las anteriores. Tras realizar pruebas con esta versión, hemos visto que se generalizan tipologías de uso, sobre todo agrícolas en el nivel estándar III entre 2012-2018, y tampoco coinciden con la capa de cambios (*CLC-Changes*) procedente de Copernicus. La actualización tanto del IGN en España como de la DGT en Portugal puede presentar una mala categorización en ciertas tipologías. Alguno de estos ejemplos se perciben en parches localizados en: zonas dedicadas a cultivos permanentes que presentan variaciones (Xinzo de Limia), municipios en los que cultivos de secano cambian hacia regadío en zonas de ribera (Sevilla-Carmona), masas forestales mixtas hacia coníferas (Sistema Ibérico, Portugal Centro, zonas de la Comunidad de Madrid). Por ello, este estudio se centraría en la detección de posibles errores en esa edición (desacuerdos entre la capa original y la de cambios), proponiendo correcciones ante la nueva cartografía para que pueda ser mejorada por los productores originales y aumente su calidad temática (subestimación-sobrestimación de cambios).

Siendo un poco más ambiciosos, cabe la posibilidad de explorar líneas de investigación que pueden dar lugar a otra tesis o proyecto posdoctoral para continuar los estudios de cambio de uso/cubierta de suelo, pero a una escala más detallada (1:25000). Actualmente las fuentes cartográficas y bases de datos incorporadas a la iniciativa INSPIRE, pueden servir para realizar estudios

comparativos a nivel europeo de manera exhaustiva, y analizar así diferentes regiones con fuentes cartográficas próximas entre sí.

En un futuro sería interesante que otros investigadores tengan en cuenta utilizar SIOSE-COS en el ámbito peninsular. Ver las posibilidades que éstas ofrecen para estudios transfronterizos y realizar incluso análisis entre ediciones próximas. Asimismo, existen otras fuentes de datos como DeCOVER en Alemania o LISA (*Land Information System Austria*) en Austria, lo cual sería interesante para ver qué posibilidades de armonización, similitudes o disparidades presentan cada una de ellas. Ya desde una motivación más personal, me gustaría analizar la evolución del territorio gallego mediante SIOSE para el período 2005-2017, cuando esté disponible próximamente la última edición.

Otras opciones atractivas para la realización de estudios posdoctorales tratarían el estudio de algunas temáticas genéricas dentro de la ciencia de sistemas terrestres, en relación a los grandes cambios en el paisaje a nivel europeo/mundial. De alguna forma, la idea sería ir en paralelo a otros grupos de investigación punteros en este ámbito, como el liderado por Peter Verburg en la Universidad Vrije de Amsterdam. Conocer la influencia de las interacciones entre los usos/cubiertas de suelo y los cambios en los sistemas productivos (nuevas variedades de cultivo, agroindustrias, intensificación agroecológica...), y todo esto poder relacionarlo con factores socio-demográficos, económicos e incluso culturales como piezas fundamentales en la comprensión de escenarios futuros a escala global.

Dentro de estas líneas plausibles, la que a priori ha suscitado interés después de publicar nuestros resultados de Corine 1990-2012, tiene que ver con la provisión de servicios ecosistémicos. En los últimos meses ha aparecido una buena oportunidad de colaboración con compañeros de la Universidad de Alcalá, y ver el alcance de nuestros datos en otros ámbitos disciplinares. Los resultados de Corine a nivel municipal han sido contrastados con el desplazamiento de razas autóctonas del ganado, obteniéndose buenos resultados. Por lo

tanto, existe la posibilidad de publicar algún artículo relacionado con esta temática.



BIBLIOGRAFÍA

- Abrantes, P., Fontes, I., Gomes, E., & Rocha, J. (2016). Compliance of land cover changes with municipal land use planning: Evidence from the Lisbon metropolitan region (1990-2007). *Land Use Policy*, *51*, 120–134. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.023>
- Aguilera Aragon, I., Monteagudo Latorre, S., Castaños Jover, J., González-Jiménez, A., & Escudero Barbero, R. (2009). El nivel 3 de la nomenclatura CORINE y la pérdida de representatividad de algunas clases importantes en el clc06 de la C.A. Aragon. *XIII Congreso de La Asociación Española de Teledetección*, (23–26), 393–396.
- Aguilera Benavente, F., & Botequilha-Leitão, A. (2012). Selección de métricas de paisaje mediante análisis de componentes principales para la descripción de los cambios de uso y cobertura del suelo del Algarve, Portugal. *GeoFocus*, *12*, 93–121.
- Alberdi Collantes, J. C. (2001). Reestructuración agraria y abandono de usos : el caserío vasco. *Investigaciones Geográficas*, *26*(26), 135–150. <https://doi.org/10.14198/ingeo2001.26.01>
- Alguacil García, P. (1985). Esquema metodológico para la valoración del cambio de usos del suelo (Sierra de Ayllón). *Anales de Geografía de La Universidad Complutense*, *23*.
- Alonso-Sarria, F., Castillo, F., & García, F. (2010). Análisis temporal de los cambios de usos del suelo en la cuenca del Segura mediante teledetección. Implicaciones sobre la degradación. *Cuaternario y Geomorfología: ...*, *24*(3), 71–86. Retrieved from <http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3368533>
- Altieri, M. (2004). Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *2*, 35–42. <https://doi.org/http://www.jstor.org/stable/3868293>

- Areal, F. J., & Riesgo, L. (2014). Farmers' views on the future of olive farming in Andalusia, Spain. *Land Use Policy*, 36, 543–553. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.10.005>
- Arnáez, J., Oserin, M., Ortigosa, L. y Lasanta, T. (2008) Cambios en la cubierta vegetal y usos de suelo en el Sistema Ibérico Noroccidental entre 1956-2001. Los Cameros (La Rioja, España). *Boletín de la A.G.E.*, 47, 195-211. <https://bage.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/view/2036>
- Arnold, S., Kosztra, B., Banko, G., Smith, G., Hazeu, G., & Bock, M. (2013). The EAGLE concept – A vision of a future European Land Monitoring Framework. *EARSeL Symposium Proceedings 2013, Towards Horizon 2020*, 551–568.
- Bach, M., Breuer, L., Frede, H. G., Huisman, J. A., Otte, A., & Waldhardt, R. (2006). Accuracy and congruency of three different digital land-use maps. *Landscape and Urban Planning*, 78(4), 289–299. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.09.004>
- Badia, A., Pèlachs, A., Vera, A., Tulla, A., & Soriano, J. (2014). Cambios en los usos y cubiertas del suelo y los efectos en la vulnerabilidad en las comarcas de montaña de Cataluña. Del rol del fuego como herramienta de gestión a los incendios como amenaza. *Pirineos. Revista de Ecología de Montaña*, 169, 1–13. <http://dx.doi.org/10.3989/Pirineos.2014.169001>
- Baltas, N. C. (1997). The restructured CAP and the periphery of the EU. *Food Policy*, 22(4), 329–343. [https://doi.org/10.1016/S0306-9192\(97\)00018-3](https://doi.org/10.1016/S0306-9192(97)00018-3)
- Barbero-Sierra, C., Marques, M. J., & Ruíz-Pérez, M. (2013). The case of urban sprawl in Spain as an active and irreversible driving force for desertification. *Journal of Arid Environments*, 90, 95–102. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.10.014>
- Batterbury S. & F. Ndi, F. (2018). Land grabbing in Africa. The Routledge Handbook of African Development. London.

Bibliografía

- Baumann, M., Baumann, M., & Kuemmerle, T. (2016). The impacts of warfare and armed conflict on land systems. *Journal of Land Use Science*, *11*(6), 672–688. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2016.1241317>
- Ben-Asher, Z., Gilbert, H., Haubold, H., Smith, G., & Strand, G.-H. (2013). *HELM – Harmonised European Land Monitoring: Findings and Recommendations of the HELM Project*. Retrieved from http://www.umweltbundesamt.at/en_helm/
- Bermejo Pérez, D.; Cáceres Clavero, F.; Moreira Madueño, J. M. (2011). *Medio siglo de cambios en la evolución de usos del suelo de Andalucía 1956-2007*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Bielecka, E., & Jenerowicz, A. (2019). Intellectual structure of CORINE land cover research applications in Web of Science: A Europe-wide review. *Remote Sensing*, *11*(17). <https://doi.org/10.3390/rs11172017>
- Boavida-Portugal, I., Rocha, J., & Ferreira, C. C. (2016). Exploring the impacts of future tourism development on land use/cover changes. *Applied Geography*, *77*, 82–91. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.10.009>
- Boillat, Sébastien Scarpa, F. M., Robson, J. P., Anderson, L. O., Batistella, M., Grau, H. R., Fonseca, M. G.,... Brondizio, E. S. (2017). Land system science in Latin America: challenges and perspectives. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, (January), 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.01.015>
- Bonet, A. (1997). Efectos del abandono de los cultivos sobre la vegetación en la cuenca del Alt Llobregat (Barcelona). Relación con factores ambientales y de usos de suelo. *Ecología*, *11*, 91–104.
- Bossard M, J Feranec J & J Otahel J, (2000). CORINE Land Cover Technical Guide – Addendum 2000. Technical report No 40. Copenhagen (EEA). <http://terrestrial.eionet.eu.int>

- Burger, S. (2018). *Introduction to Machine Learning with R: Rigorous Mathematical Analysis*; O'Reilly Media: Beijing, China.
- Burgueño Rivero, J. (1995). La génesis de la división territorial contemporánea en la España atlántica (Galicia, Asturias, Cantabria y El Bierzo). *Ería: Revista Cuatrimestral de Geografía*.
- Burriel Moreno, J.A.; Ibáñez Martí, J.J.; Pons Fernández, X. (2005). Cambios en los usos y las cubiertas del suelo en el ámbito metropolitano de Barcelona. *Cuadernos de La Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 19, 35–39.
- Büttner, G., Feranec, J., Jaffrain, G., Mari, L., Maucha, G., & Soukup, T. (2004). The CORINE land cover 2000 project. *EARSel EProceedings*, 3(3), 331–346.
- Büttner, G., Kosztra, B. (2011). CLC2012, Addendum to CLC2006 Technical Guidelines. European Environment Agency/European Topic Centre for Spatial Information and Analysis working document.
- Büttner, G., Kosztra, B., Maucha, G., & Pataki, R. (2012). Implementation and Achievements of CLC2006. *European Environment Agency, Technical Report - Revised Final Draft*, 65.
- Büttner, G., Kosztra, B., Soukup, T., Sousa, A., & Langanke, T. (2017). CLC2018 Technical Guidelines, (3436), 60. Retrieved from https://land.copernicus.eu/usercorner/technicallibrary/clc2018technicalguidelines_final.pdf
- Caetano, M., Carrão, H., & Painho, M. (2005). *Alterações da ocupação do solo em portugal continental 1985-2000*. Lisboa: Instituto do Ambiente.
- Caetano, M., & Marcelino, F. (2017). CORINE Land Cover de Portugal Continental 1990- 2000-2006-2012. *Relatório Técnico. Direção-Geral Do Território (DGT)*. Retrieved from <http://mapas.dgterritorio.pt/atom-dgt/pdf-cous/CLC2012/CLC-1990-2000-2006-2012-PT.pdf>

Bibliografía

- Caetano, M., Mata, F., & Freire, S. (2005). Accuracy assessment of the Portuguese CORINE Land Cover map. *25th EARSeL Symposium on Global Developments in Environmental Earth Observation from Space*, (October 2002), 459–467. Retrieved from <http://www.igeo.pt/gdr/pdf/Caetano2006a.pdf>
- Caetano, M., Mata, F., & Freire, S. (2006). Accuracy assessment of the Portuguese CORINE Land Cover map. *25th EARSeL Symposium on Global Developments in Environmental Earth Observation from Space*, 459–467.
- Caetano, M., Nunes, V., & Nunes, A. (2009). CORINE Land Cover 2006 for Continental Portugal, Relatório técnico. [CORINE Land Cover 2006 for Continental Portugal, technical report], (July). Retrieved from [http://mapas.dgterritorio.pt/atom-dgt/pdf-cous/CLC2006/CORINE Land cover 2006 for Continental Portugal.pdf](http://mapas.dgterritorio.pt/atom-dgt/pdf-cous/CLC2006/CORINE_Land_cover_2006_for_Continental_Portugal.pdf)
- Calviño-Cancela, M., Chas-Amil, M. L., García-Martínez, E. D., & Touza, J. (2017). Interacting effects of topography, vegetation, human activities and wildland-urban interfaces on wildfire ignition risk. *Forest Ecology and Management*, 397, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.033>
- Calvo-Iglesias, M. S., Fra-Paleo, U., & Diaz-Varela, R. A. (2009). Changes in farming system and population as drivers of land cover and landscape dynamics: The case of enclosed and semi-openfield systems in Northern Galicia (Spain). *Landscape and Urban Planning*, 90(3–4), 168–177. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.025>
- Camacho Olmedo, M. T., Pontius, R. G., Paegelow, M., & Mas, J. F. (2015). Comparison of simulation models in terms of quantity and allocation of land change. *Environmental Modelling and Software*, 69, 214–221. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.03.003>
- Cantarino Martí, I. (2013). Elaboración y validación de un modelo jerárquico derivado de SIOSE. *Revista de Teledetección*, (39), 5–21.

- Caraveli, H. (2000). A comparative analysis on intensification and extensification in mediterranean agriculture: Dilemmas for LFAs policy. *Journal of Rural Studies*, 16(2), 231–242. [https://doi.org/10.1016/S0743-0167\(99\)00050-9](https://doi.org/10.1016/S0743-0167(99)00050-9)
- Carvalho Mendes, A.; Da Silva Dias, R. (2001). Financial Instruments of Forest Policy in the 80s and 90s. *International Conference of Financial Instruments of Forest Policy*.
- Catalá Mateo, R., Bosque Sendra, J., & Plata Rocha, W. (2008). Error checking in the Corine Land Cover (1990-2000) data base coverage of the Community of Madrid. *Estudios Geográficos*, LXIX (264), 80–104. <https://doi.org/10.3989/egeogr.2008.i264.80>
- Cerdá, A., Biox, C., Soriano, M. D., Calvo, A., & Imeson, A. (1995). Degradación del suelo en una Cetena sobre Margas Afectada por el Abandono del Cultivo en un Ambiente Semiarido. *Cuaternario y Geomorfología*.
- Cervera, T., Pino, J., Marull, J., Padró, R., & Tello, E. (2019). Understanding the long-term dynamics of forest transition: From deforestation to afforestation in a Mediterranean landscape (Catalonia, 1868–2005). *Land Use Policy*, 80, 318–331. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.006>
- Collantes, Fernando & Pinilla, V. (2011). *Peaceful Surrender: The Depopulation of Rural Spain in the Twentieth Century*. Cambridge Scholars Publishing.
- Copernicus Emergency Management Service. (2019). Directorate Space, Security and Migration, European Commission Joint Research Centre (EC JRC). <https://emergency.copernicus.eu/>
- Corbelle-Rico, E., Butsic, V., Enríquez-García, M. J., & Radeloff, V. C. (2015). Technology or policy? Drivers of land cover change in northwestern Spain before and after the accession to European Economic Community. *Land Use Policy*, 45, 18–25. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.004>

Bibliografía

- Corbelle-Rico, E., & Crecente-Maseda, R. (2014). Urbanización, forestación y abandono. Cambios recientes en el paisaje de Galicia, 1985-2005. *Revista Galega de Economía*, 23(1), 35–52.
- Corbelle-Rico, E., & Crecente-Maseda, R. (2008). El abandono de tierras: concepto teórico y consecuencias. *Land Abandonment: Concept and Consequences*, 17(2), 1–15. Retrieved from http://www.usc.es/econo/RGE/Vol17_2/castelan/art2c.pdf
- Cordell, D., Drangert, J., & White, S. (2009). The story of phosphorus : Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19, 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Cortizo-Álvarez, J. (2001). El Bierzo. Hacia la modernización agraria. *Repositorio Institucional Abierto (BULERIA)*, 231–242.
- da Silva, R. F. B., Batistella, M., Dou, Y., Moran, E., Torres, S. M. M., & Liu, J. (2017). The Sino-Brazilian telecoupled soybean system and cascading effects for the exporting country. *Land*, 6(3). <https://doi.org/10.3390/land6030053>
- de Aranzabal, I., Schmitz, M. F., Aguilera, P., & Pineda, F. D. (2008). Modelling of landscape changes derived from the dynamics of socio-ecological systems. A case of study in a semiarid Mediterranean landscape. *Ecological Indicators*, 8(5), 672–685. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.11.003>
- de Chazal, J., & Rounsevell, M. D. A. (2009). Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. *Global Environmental Change*, 19(2), 306–315. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.09.007>
- Debolini, M., Marraccini, E., Dubeuf, J. P., Geijzendorffer, I. R., Guerra, C., Simon, M.,... Napoléone, C. (2018). Land and farming system dynamics and their drivers in the Mediterranean Basin. *Land Use Policy*, 75(July 2017), 702–710. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.07.010>

- Díaz-Pacheco, J., & Gutiérrez, J. (2014). Exploring the limitations of CORINE Land Cover for monitoring urban land-use dynamics in metropolitan areas. *Journal of Land Use Science*, 9(3), 243–259. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2012.761736>
- Díaz Manso, J.M.; Aller González, D; Martín Rosón, A.; Barcia Noia, B.; Pereira Paulo, S. (2007). Dos perspectivas sobre la cartografía de coberturas y usos del suelo en Galicia. *Revista Galega de Economía*, 16(1).
- Díaz P., J., & Hewitt, R. (2012). Modelado de cambios de usos de suelo urbano a través de redes neuronales artificiales. Comparando dos aplicaciones de software. *Revista Internacional de La Ciencia y Tecnología de La Información Geográfica*, 14(2009), 19–21.
- Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. (2011). Primer Inventario Forestal Nacional. Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España.
- Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. (2015). Tercer Inventario Forestal Nacional. Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España.
- DGT *Direção-Geral do Território* (2019). Especificações técnicas da Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS) de Portugal Continental para 2018. Relatório Técnico, Lisboa. Portugal.
- Ellis, E. C. (2013). Sustaining biodiversity and people in the world's anthropogenic biomes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(3–4), 368–372. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.07.002>
- Ellis, E. C., Kaplan, J. O., Fuller, D. Q., Vavrus, S., Klein, K., & Verburg, P. H. (2013). Used planet: A global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(20), 7978–7985. <https://doi.org/10.1073/pnas.1217241110>
- Erb, K., Haberl, H., Jepsen, M. R., Kuemmerle, T., Lindner, M., Mu, D.,... Reenberg, A. (2013). A conceptual framework for analysing and measuring land-use intensity A conceptual framework for analysing

- and measuring land-use intensity, (October).
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.07.010>
- Escalona-Orcao, A. I., Sáez-Pérez, L. A., & Sánchez Valverde-García, B. (2018). Location conditions for the clustering of creative activities in extra-metropolitan areas: Analysis and evidence from Spain. *Applied Geography*, 91(December 2017), 1–9.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.12.013>
- Estel, S., Kuemmerle, T., Alcántara, C., Levers, C., Prishchepov, A., & Hostert, P. (2015). Mapping farmland abandonment and recultivation across Europe using MODIS NDVI time series. *Remote Sensing of Environment*, 163, 312–325. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.03.028>
- EEA European Environmental Agency (2019). The European environment state and outlook - Knowledge for transition to a sustainable Europe. Copenhagen, Denmark.
- Fanlo, R., Chocarro, C., Baches, X., & Masip, G. (2004). Cambios de uso del suelo en los últimos 50 años en un valle Pirenaico. *Pastos*, 34 (Universidad de Lleida), 33–46.
- Feranec, J., Hazeu, G., Christensen, S., & Jaffrain, G. (2007). Corine land cover change detection in Europe (case studies of the Netherlands and Slovakia). *Land Use Policy*, 24(1), 234–247.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2006.02.002>
- Feranec, J., Jaffrain, G., Soukup, T., & Hazeu, G. (2010). Determining changes and flows in European landscapes 1990-2000 using CORINE land cover data. *Applied Geography*, 30(1), 19–35.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.07.003>
- Feranec, J., Soukup, T., Hazeu, G., & Jaffrain, G. (2016a). *European landscape dynamics: CORINE land cover data. European Landscape Dynamics: CORINE Land Cover Data.*
<https://doi.org/10.1201/9781315372860>
- Feranec, J., Soukup, T., Hazeu, G., & Jaffrain, G. (2016b). *European landscape dynamics: CORINE land cover data. European Landscape*

Dynamics: CORINE Land Cover Data. New York: Taylor & Francis.
<https://doi.org/10.1201/9781315372860>

Fernandes, P. M., Guiomar, N., & Rossa, C. G. (2019). Analysing eucalypt expansion in Portugal as a fire-regime modifier. *Science of the Total Environment*, 666, 79–88.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.237>

Fernández-Manso, A.A., Robles LLamazares, J. A. (2009). El castaño en la comarca de El Bierzo: análisis y diagnóstico de su problemática, 1–13.

Fernández-Nogueira, D., & Corbelle-Rico, E. (2018). Land use changes in Iberian Peninsula 1990-2012. *Land*, 7(3).
<https://doi.org/10.3390/land7030099>

Fernández Manso, A. & Ramírez Cisneros, J. (2004). *El Alto Bierzo. Una propuesta por el desarrollo forestal sostenible*. Medio Ambiente de Castilla y León.

Fernández, S.; Leite Ramos, L. M. (2011). *Dinámicas de ocupación del suelo en la Eurorregión: Galicia-Norte de Portugal* (Vol. 2). Estudios de Desarrollo Sostenible. Xunta de Galicia.

Fernández Soto, M., Fernández García, A., Fernández Cuesta, G., & Fernández Prieto, J. (2010). El sistema de regadío del Bierzo. *Ería: Revista Cuatrimestral de Geografía*, 82(82), 159–169.
<https://doi.org/10.17811/er.0.2010.159-169>

Fonseca, A. M. P., Marques, C. A. F., Pinto-Correia, T., & Campbell, D. E. (2016). Emergy analysis of a silvo-pastoral system, a case study in southern Portugal. *Agroforestry Systems*, 90(1), 137–157.
<https://doi.org/10.1007/s10457-015-9888-5>

Frutos Mejías, L. M., Solans Castro, M., & Chueca Diago, M. C. (2017). Algunos aspectos de los cambios de uso en el espacio agrario aragonés. *Geographicalia*, (26), 113.
https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.1989261911

Bibliografía

- Fuchs, R., Schulp, C. J. E., Hengeveld, G. M., Verburg, P. H., Clevers, J. G. P. W., Schelhaas, M. J., & Herold, M. (2016). Assessing the influence of historic net and gross land changes on the carbon fluxes of Europe. *Global Change Biology*, 22(7), 2526–2539. <https://doi.org/10.1111/gcb.13191>
- Gallardo, M; Martínez-Vega, J. (2012). Cambios de uso del suelo en la Comunidad de Madrid. Analizando el pasado y simulando el futuro. *Tecnologías de La Información Geográfica En El Contexto Del Cambio Global.*, 19–21.
- Gallardo, M., Gómez, I., Vilar, L., Martínez-Vega, J., & Martín, M. P. (2016). Impacts of future land use/land cover on wildfire occurrence in the Madrid region (Spain). *Regional Environmental Change*, 16(4), 1047–1061. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0819-9>
- Gallardo, M., & Martínez-Vega, J. (2016). Three decades of land-use changes in the region of Madrid and how they relate to territorial planning. *European Planning Studies*, 24(5), 1016–1033. <https://doi.org/10.1080/09654313.2016.1139059>
- García-Álvarez, D. (2018). The Influence of Scale in LULC Modeling. A Comparison Between Two Different LULC Maps (SIOSE and CORINE), (January), 187–213. https://doi.org/10.1007/978-3-319-60801-3_10
- García-Álvarez, D., & Camacho Olmedo, M. T. (2017). Changes in the methodology used in the production of the Spanish CORINE: Uncertainty analysis of the new maps. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 63(April), 55–67. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.07.001>
- García-Pérez, J., López-Abente, G., Castelló, A., González-Sánchez, M., & Fernández-Navarro (2015). Cancer mortality in towns in the vicinity of installations for the production of cement, lime, plaster, and magnesium oxide. *Chemosphere* 128, 103-110. <https://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.01.020>

- GRASS Development Team (2019). Geographic Resources Analysis Support System (GRASS). Software, Version 7.2.0. Open Source Geospatial Foundation. Available online: <http://grass.osgeo.org>
- Gingrich, S., & Krausmann, F. (2018). Science of the Total Environment At the core of the socio-ecological transition: Agroecosystem energy fluxes in Austria 1830 – 2010. *Science of the Total Environment*, 645, 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.074>
- Gingrich, S., Niedertscheider, M., Kastner, T., Haberl, H., Cosor, G., Krausmann, F.,... Vadineanu, A. (2015). Land Use Policy Exploring long-term trends in land use change and aboveground human appropriation of net primary production in nine European countries. *Land Use Policy*, 47, 426–438. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.027>
- Godfray, J., Muir, J. F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S. M., & Toulmin, C. (2010). Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People, 327 (February), 812–819.
- González, M.; Soto, D., Guzmán, G., Infante-Amate, J., Aguilera, E., Vila, J., García, R. (2019). The Social Metabolism of Spanish Agriculture, 1900–2008; The Mediterranean Way Towards Industrialization; Springer: Cham, Switzerland.
- González, P. B., Cascón, V. G., & Sendra, J. B. (2012). Detección de errores temáticos en el CORINE Land Cover a través del estudio de cambios: Comunidad de Madrid (2000-2006). *Estudios Geográficos*, 73(272), 7–34. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.201201>
- González, R. C. L., Rodríguez, J. M. S. R., & Vázquez, J. A. A. (2008). Impacto de la actividad minera en la población de los espacios de montaña. La pizarra y el carbón en las montañas galaico-leonesas. *Ería*, 75(75), 99–112. <https://doi.org/10.17811/er.0.2008.99-112>
- Groeneveld, J., Müller, B., Buchmann, C. M., Dressler, G., Guo, C., Hase, N.,... Schwarz, N. (2017). Environmental Modelling & Software Theoretical foundations of human decision-making in agent-

- based land use models e A review. *Environmental Modelling and Software*, 87, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.10.008>
- Guaita, N.; López, I.; Fidalgo, P.; Jiménez, L.; Moreira, J.; Prieto, F.; Reyes, J.; Martín, A. (2006). *Observatorio de la Sostenibilidad en España: Cambios de ocupación de suelo en España. Implicaciones para la sostenibilidad.*
- Haberl, H., Erb, K. H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C.,... Fischer-Kowalski, M. (2007). Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(31), 12942–12947. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704243104>
- Herguido-Sevillano, E., Lavado Contador, J. F., Schnabel, S., Pulido, M., & Ibáñez, J. (2018). Using spatial models of temporal tree dynamics to evaluate the implementation of EU afforestation policies in rangelands of SW Spain. *Land Use Policy*, 78(November 2017), 166–175. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.06.054>
- Herold, M., Hubald, R. & Di Gregorio, A., (2009). Translating and evaluating land cover legends using the UN Land Cover Classification System (LCCS). GOF-C-GOLD Report No. 43. Jena, Germany.
- Herold, M., & Di Gregorio, A. (2016). Evaluating land-cover legends using the un land cover classification system. *Remote Sensing of Land Use and Land Cover: Principles and Applications*, 43, 65–89. <https://doi.org/10.1201/b11964-9>
- Hertel, T. W., Ramankutty, N., Lantz, U., & Baldos, C. (2014). Global market integration increases likelihood that a future African Green Revolution could increase crop land use and CO2 emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), 13799–13804. <https://doi.org/10.1073/pnas.1403543111>
- Hewitt, R., & Escobar, F. (2011). The territorial dynamics of fast-growing regions: Unsustainable land use change and future policy challenges in Madrid, Spain. *Applied Geography*, 31(2), 650–667. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.11.002>

- Hornik, K., Buchta, C., & Zeileis, A. (2009). Open-source machine learning: R meets Weka. *Computational Statistics*, 24(2), 225–232. <https://doi.org/10.1007/s00180-008-0119-7>
- Informe Perfil Ambiental Asturias (2008). Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Gobierno del Principado de Asturias.
- Informe Perfil Ambiental de Asturias (2013). Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Gobierno del Principado de Asturias.
- INE Instituto Nacional de Estadística (2017). Censo Agrario de 2009. Madrid, España.
- INCF Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (2015). Sexto Inventário Florestal Nacional, Lisboa. Portugal.
- INCF Programa de Desenvolvimento Florestal 1994-1999 (1994) Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa. Portugal.
- Iriarte-Goñi, I., & Ayuda, M. I. (2018). Should Forest Transition Theory include effects on forest fires? The case of Spain in the second half of the twentieth century. *Land Use Policy*, 76(January), 789–797. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.009>
- Irwin, E. G., & Bockstael, N. E. (2007). The evolution of urban sprawl: Evidence of spatial heterogeneity and increasing land fragmentation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), 20672–20677. <https://doi.org/10.1073/pnas.0705527105>
- Jaraíz Cabanillas, F. J., Mora Aliseda, J., & Gutiérrez Gallego, J. A. (2012). Las superficies artificiales en la Raya Central Ibérica. El uso de modelos lineales generalizados para definir los factores condicionantes de los cambios territoriales. *Observatorio Medioambiental*, 15(0), 197–218. https://doi.org/10.5209/rev_obmd.2012.v15.40338

- Jones, N., de Graaff, J., Rodrigo, I., & Duarte, F. (2011). Historical review of land use changes in Portugal (before and after EU integration in 1986) and their implications for land degradation and conservation, with a focus on Centro and Alentejo regions. *Applied Geography*, 31(3), 1036–1048. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.01.024>
- Kallimanis, A. S., & Koutsias, N. (2013). Geographical patterns of Corine land cover diversity across Europe: The effect of grain size and thematic resolution. *Progress in Physical Geography*, 37(2), 161–177. <https://doi.org/10.1177/0309133312465303>
- Kizos, T., Verburg, P. H., Bürgi, M., Gounaridis, D., Plieninger, T., Bieling, C., & Balatsos, T. (2018). From concepts to practice: combining different approaches to understand drivers of landscape change. *Ecology and Society*, 23(1). <https://doi.org/10.5751/ES-09910-230125>
- Krausmann, F., Erb, K., Gingrich, S., Haberl, H., Bondeau, A., & Gaube, V. (2013). Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, (June 2014). <https://doi.org/10.1073/pnas.1211349110>
- Kuemmerle, T., Erb, K., Meyfroidt, P., Mu, D., Verburg, P. H., Estel, S.,... Reenberg, A. (2013). Challenges and opportunities in mapping land use intensity globally. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5, 484–493. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.06.002>
- Lambin, E. & Geist, H. J. (2006). *Land-Use and Land-Cover Change*. Berlín. Springer Science & Business Media.
- Lambin, E. F., Geist, H. J., & Lepers, E. (2003). Dynamics of Land - Use and Land -Cover change in tropical regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 28, 205–241. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>

- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Folke, C.,... Veldkamp, T. A. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11, 261–269.
- Lasanta Martínez, T. (1990). Tendencias en el estudio de los cambios de uso del suelo en las montañas españolas. *Pirineos*, 135(c), 73–106. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-098285-4.00007-8>
- Lasanta Martínez, T. (2000). Cambios de uso en el regadío de La Rioja durante la segunda mitad del S.XX: De la intensificación a la extensificación. *Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC)*, 103–165.
- Lasanta Martínez, T. (2009). Cambios de función en los regadíos de la cuenca del Ebro: un análisis del papel de los regadíos a lo largo del tiempo. *Functional Changes in the Irrigation at the Ebro Bassin: A Survey of the Role of Irrigation through Time*, (50), 81–110. Retrieved from <http://age.ieg.csic.es/boletin/50/03>
- Lasanta, T., Arnáez, J., Pascual, N., Ruiz-Flaño, P., Errea, M. P., & Lana-Renault, N. (2017). Space–time process and drivers of land abandonment in Europe. *Catena*, 149, 810–823. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.024>
- Lepers, Erika; Lambin, Eric; Anthony C. Janetos, Ruth Defries, Frederic Achard, Navin Ramankutty, a. r. J. S. (2005). A Synthesis of Information on Rapid Land-cover Change for the Period 1981 – 2000. *Bioscience*, 55(2), 115–124.
- Levers, C., Butsic, V., Verburg, P. H., Müller, D., & Kuemmerle, T. (2016). Drivers of changes in agricultural intensity in Europe. *Land Use Policy*, 58, 380–393. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.08.013>
- Levers, C., Schneider, M., Prishchepov, A. V., Estel, S., & Kuemmerle, T. (2018). Spatial variation in determinants of agricultural land abandonment in Europe. *Science of the Total Environment*, 644, 95–111. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.326>

Bibliografía

- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J.,... Marchetti, M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 698–709. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Liu, J., Hull, V., Batistella, M., Defries, R., Dietz, T., Fu, F.,... Naylor, R. (2013). Framing Sustainability in a Telecoupled World. *Ecology and Society*, 18(2), 26. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05873-180226>
- Lois, R. C., San Román, J. M. & Aldrey, J. A. (2008). Impacto de la actividad minera en la población de los espacios de montaña. La pizarra y en carbón en las montañas galaico-leonesas. *Ería* 75, 99-112.
- Lomba, A., Vicente, J., Moreira, F., & Honrado, J. (2011). Effects of multiple factors on plant diversity of forest fragments in intensive farmland of Northern Portugal. *Forest Ecology and Management*, 262(12), 2219–2228. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.014>
- López-Iglesias, E., Sineiro-García, F., & Lorenzana-Fernández, R. (2013). Processes of farmland abandonment: Land use change and structural adjustment in galicia (Spain). *Research in Rural Sociology and Development*, 19(October), 91–120. [https://doi.org/10.1108/S1057-1922\(2013\)0000019007](https://doi.org/10.1108/S1057-1922(2013)0000019007)
- MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P.,... Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59(1), 47–69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>
- MFE25 Mapa Forestal Español 1:25000 (2013). Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. España.
- Magliocca, N. R., & Ellis, E. C. (2016). Evolving human landscapes : a virtual laboratory approach Evolving human landscapes : a virtual

laboratory approach. *Journal of Land Use Science*, 11(6), 642–671.
<https://doi.org/10.1080/1747423X.2016.1241314>

Magliocca, N. R., Ellis, E. C., Allington, G. R. H., Bremond, A. De, Dell, J., Mertz, O.,... Verburg, P. H. (2018). Closing global knowledge gaps : Producing generalized knowledge from case studies of social-ecological systems. *Global Environmental Change*, 50(March), 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.03.003>

Magliocca, N. R., Rudel, T. K., & Verburg, P. H. (2015). Synthesis in land change science: methodological patterns, challenges, and guidelines. *Reg Environ Change*, 15, 211–226.
<https://doi.org/10.1007/s10113-014-0626-8>

Manakos, I. & Braun, M., (2014). Land use and land cover in Europe: practice and trends. Remote Sensing and Digital Image Processing Series. Springer.

Martínez-Fernández, J Ruiz-Benito, P Bonet, A Gómez, C. (2019). Methodological variations in the production of CORINE Land Cover and consequences for long-term land cover change studies. Taylor & Francis.

Martínez-Fernández, J., Ruiz-Benito, P., & Jornet, A. B. (2018). La última actualización de la cartografía CORINE Land Cover (CLC2012) en España: Repercusiones para los estudios de cambios en la cobertura y uso del suelo. *Estudios Geograficos*, 79(284), 267–281.
<https://doi.org/10.1201/9781315372860-27.4>

Martínez-Fernández, J., Ruiz-Benito, P., & Zavala, M. A. (2015). Recent land cover changes in Spain across biogeographical regions and protection levels: Implications for conservation policies. *Land Use Policy*, 44, 62–75.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.11.021>

Martinez del Castillo, E., García-Martin, A., Longares Aladrén, L. A., & de Luis, M. (2015). Evaluation of forest cover change using remote sensing techniques and landscape metrics in Moncayo Natural Park

Bibliografía

- (Spain). *Applied Geography*, 62, 247–255. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.05.002>
- Martínez Fernández, J.; Sánchez Martín, N.; Celaya Irigoyen, L. (2014). Evolución de la cubierta forestal de la cuenca del Duero: análisis multitemporal mediante teledetección. *XVI Congreso Nacional de Tecnologías de La Información Geográfica*.
- Martínez Vega, J., Echavarría Daspet, P., & González Cascón, V. (2007). Detección de cambios en los usos del suelo de la Alcarria conquense: análisis de su sostenibilidad. *Serie Geográfica*, (14), 147–161.
- Marull, J., Tello, E., Bagaria, G., Font, X., Cattaneo, C., & Pino, J. (2018). Science of the Total Environment Exploring the links between social metabolism and biodiversity distribution across landscape gradients: A regional-scale contribution to the land-sharing versus land-sparing debate. *Science of the Total Environment*, 619–620, 1272–1285. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.196>
- Mather, A.S. (1992) The Forest Transition. *Area*, 24, 367-379. <http://www.jstor.org/stable/20003181>
- Maucha G, Gy. Büttner and R. Pataki, (2011). Development of methodology to eliminate contradictions between CLC-Change1990-2000 and CLC-Change2000-2006, ETC-SIA Report.
- Melendez-Pastor, I., Hernández, E. I., Navarro-Pedreño, J., & Gómez, I. (2014). Socioeconomic factors influencing land cover changes in rural areas: The case of the Sierra de Albarracín (Spain). *Applied Geography*, 52, 34–45. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.04.013>
- Membrado Tena, J. C. (2011). Siose Valencia 2005: resultados, aplicaciones y comparación con Corine. *Cuadernos de Geografía*, 89(Valencia), 1–22.
- Meneses, B. M., Reis, E., Pereira, S., Vale, M. J., & Reis, R. (2017). Understanding driving forces and implications associated with the land use and land cover changes in Portugal. *Sustainability (Switzerland)*, 9(3), 9–14. <https://doi.org/10.3390/su9030351>

- Meneses, B. M., Reis, R., Vale, M. J., & Saraiva, R. (2015). Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal) - Water quality implications. *Science of the Total Environment*, 527–528, 439–447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.092>
- Meyfroidt, P Chowdhury, R. R., Bremond, A. De, Ellis, E. C., Erb, K., Filatova, T., Garrett, R. D., ... Verburg, P. H. (2018). Middle-range theories of land system change. *Global Environmental Change*, 53(March), 52–67. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.08.006>
- Meyfroidt, P. (2017). Approaches and terminology for causal analysis in land systems science. *Journal of Land Use Science*, 11(5), 501–522. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2015.1117530>
- Meyfroidt, P., & Lambin, E. F. (2011). *Global Forest Transition: Prospects for an End to Deforestation. Annual Review of Environment and Resources* (Vol. 36). <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-090710-143732>
- Meyfroidt, P., Lambin, E. F., Erb, K. H., & Hertel, T. W. (2013). Globalization of land use: Distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 438–444. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.04.003>
- Molinero, R. F. J. Tort, J. F. Ojeda, E. Ruiz, E. Martínez, R. Silva, R. M. (2013). *Atlas de los paisajes agrarios de España. Ministerio de Agricultura y Alimentación. Madrid* (Vol. 1). Retrieved from http://admin.besana.es/sites/default/files/atlas_paisajes_agrarios.pdf
- Monteserin Abella, O. (2006). Los Procesos De Transformación Urbana Y La Producción De Imagen De La Ciudad. El Caso De Ponferrada. *Biblioteca Virtual Miguel de Cervantes*, 255–262.
- Montero, F. J. y Brasa, A. (1998). El viñedo en Castilla-La Mancha ante el siglo XXI: el sector vitivinícola y el agua. Red de Bibliotecas Universitarias (REBIUN). Universidad Castilla-La Mancha.

Bibliografía

- Montero, G. y Serrada, R (2013). La situación de los bosques y el sector forestal en España. Sociedad Española de Ciencias Forestales, ISFE. Lourizán (Pontevedra).
- Montiel, M. C., & Galiana, M. L. (2004). La reforestación de paisajes forestales a través de la forestación de tierras agrarias. *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.*, 17(Universidad Autónoma de Madrid), 193–198.
- Moreno, M. V., & Chuvieco, E. (2009). Validación de productos globales de cobertura del suelo en la España Peninsular. *Revista de Teledetección*, 31(December 2009), 5–22.
- Müller, Daniel & Munroe, D. (2014). Journal of Land Use Science Current and future challenges in land- use science. *Journal of Land Use Science*, 9(2), 133–142. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2014.883731>
- Müller, D. (2016). Research frontiers in land use science. *Journal of Land Use Science*, 11(6), 619–622. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2016.1242924>
- Müller, D., Leitão, P. J., & Sikor, T. (2013). Comparing the determinants of cropland abandonment in Albania and Romania using boosted regression trees. *Agricultural Systems*, 117, 66–77. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.12.010>
- Muñoz-Rojas, M Zavala, L Jordán, A de la Rosa, D. (2012). Impact of Land Use and Land Cover Changes on Organic Carbon Stocks in Mediterranean Soils (1956-2007). *Land Degrad. Develop.*, (February). <https://doi.org/10.1002/ldr.2194>
- Naredo, J. M. (1996). La evolución de la agricultura en España (1940-1990). Universidad de Granada, 444 p.
- National Research Council. (1998). Nutrient Requirements of Swine: 10th Revised Edition. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/6016>
- Nielsen, J. Ø., Bremond, A. De, Chowdhury, R. R., Friis, C., Metternicht, G., Meyfroidt, P.,... Pascual, U. (2019). Toward a

normative land systems science. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 38, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.02.003>

Nunes de Lima, M. V. (Ed.). 2005. IMAGE2000 and CLC2000: Products and methods. Ispra, Italy: European Commission, Joint Research Centre, and European Environment Agency.

Observatorio de la Sostenibilidad en España: Cambios de ocupación de suelo en España. Implicaciones para la sostenibilidad. Observatorio de la Sostenibilidad en España. Ministerio del Medio Ambiente, 2006. *Mundi-Prensa*, Madrid, 485 p.

Oliveira, T. M., Guiomar, N., Baptista, F. O., Pereira, J. M. C., & Claro, J. (2017). Is Portugal's forest transition going up in smoke? *Land Use Policy*, 66 (December 2016), 214–226. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.046>

Ostrom, E., (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325 (5939), 419–422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>

Paegelow, M., Olmedo, M. C., Pontius, G. R., Paegelow, M., Olmedo, M. C., & Houet, T. (2013). Land change modeling : moving beyond projections. *International Journal of Geographic Information Science*, 27 (9), 1691-1695.

PAF Programa de Acção Florestal 1987-1995 (1986). Ministério da Agricultura, Pescas e Alimentação, Lisboa. Portugal.

Parente, J., Pereira, M. G., Amraoui, M., & Tedim, F. (2018). Negligent and intentional fires in Portugal: Spatial distribution characterization. *Science of the Total Environment*, 624, 424–437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.013>

Paül, V. (2010). El cambio de los usos agrarios del suelo en el actual ámbito metropolitano de Barcelona (Del siglo XVIII a la actualidad). *Investigaciones Geográficas*, 53, 145–188.

Pérez-Hoyos, A. & García-Haro, J. (2009). Análisis Comparativo de las principales cartografías de coberturas de suelo en la Península Ibérica.

Bibliografía

- Teledetección: Agua y Desarrollo Sostenible. XIII Congreso de La Asociación Española de Teledetección*, 209–212.
- Pérez-Hoyos, A. & García-Haro, J. (2013). Land cover assessment in the Iberian Peninsula Evaluación de productos de cubiertas del suelo en la península ibérica. *Revista de Teledetección*, 40(January), 22–40.
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2012). Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate "land-sharing" frente a "land-sparing". *Ecosistemas*, 21, 180–191.
- Phalan, B., Balmford, A., Green, R. E., & Scharlemann, J. P. W. (2011). Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally q. *Food Policy*, 36, S62–S71. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.11.008>
- Pinto-Correia, T. (2000). Future development in Portuguese rural areas: How to manage agricultural support for landscape conservation? *Landscape and Urban Planning*, 50(1–3), 95–106. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00082-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00082-7)
- Pinto-Correia, T., & Mascarenhas, J. (1999). Contribution to the extensification/intensification debate: New trends in the Portuguese montado. *Landscape and Urban Planning*, 46(1–3), 125–131. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00036-5](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00036-5)
- Plieninger, T., Draux, H., Fagerholm, N., Bieling, C., Bürgi, M., Kizos, T., ... Verburg, P. H. (2016). The driving forces of landscape change in Europe: A systematic review of the evidence. *Land Use Policy*, 57, 204–214. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.04.040>
- Poyatos, R., Latron, J., & Llorens, P. (2003). Land Use and Land Cover Change After Agricultural Abandonment. *Mountain Research and Development*, 23(4), 362–368. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2003\)023\[0362:LUALCC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2003)023[0362:LUALCC]2.0.CO;2)
- Prishchepov, A. V, Radeloff, V. C., & Baumann, M. (2012). Effects of institutional changes on land use: agricultural land abandonment during the transition from state-command to market-driven economies

in post-Soviet Eastern Europe. *Environ. Res. Lett.*, 7.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/2/024021>

Pueyo, Y., & Beguería, S. (2007). Modelling the rate of secondary succession after farmland abandonment in a Mediterranean mountain area. *Landscape and Urban Planning*, 83(4), 245–254.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.04.008>

QGIS Development Team (2019). QGIS Geographical Information System; Open Source Geospatial Foundation: Chicago, IL, USA. Available online: <https://qgis.org>

R Development Core Team (2019). A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available online: <http://www.R-project.org>

Reglamento (CE) No2080/92 del Consejo de 30 de junio de 1992, por el que se establece un régimen comunitario de ayudas a las medidas forestales en la agricultura. Diario oficial de la Unión Europea 30/7/92.

Reenberg, A. (2009). Land system science: handling complex series of natural and socio-economic processes. *Journal of Land Use Science*, 4:1-2, 1-4. <https://doi.org/10.1080/17474230802645618>

Regos, A., Ninyerola, M., Moré, G., & Pons, X. (2015). Linking land cover dynamics with driving forces in mountain landscape of the Northwestern Iberian Peninsula. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 38, 1–14.
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.11.010>

Ries, J., Seeger, M., & Marzloff, I. (2017). El proyecto EPRODESERT. Cambios de uso del suelo y morfodinámica en el Nordeste de España. *Geographicalia*, (35), 205.
https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.1997351700

Rodrigo Comino, J., Senciales González, J.M., Ferré Bueno, E. (2014). Análisis de los cambios de uso en el área de Casapalma (Valle del Guadalhorce, Málaga) entre 1991 y 2007. *Papeles de Geografía*, 59–60, 157–171.

Bibliografía

- Rodríguez-Galiano, V., García-Soldado, M., Chica-Olmo, M., Pardo-Igúzpiza, E., Rigol-Sánchez, J., & Chica-Rivas, M. (2010). Análisis de cambios de usos del suelo en la «Vega de Granada»: correcciones radiométricas y evaluación del cambio. *Revista de Teledetección*, 34, 5–15.
- Rodríguez-Rodríguez, D., Martínez-Vega, J., & Echavarría, P. (2019). A twenty year GIS-based assessment of environmental sustainability of land use changes in and around protected areas of a fast developing country: Spain. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 74(August 2018), 169–179. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.08.006>
- Rodríguez Pérez, J. R., Álvarez Taboada, M. F., Asenjo Gómez, A., Fernández Manso, A., & Quintano, C. (2005). Empleando Teledetección Con Imágenes Multiespectrales De Resolución Media. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For*, 19, 175–180.
- Romero Díaz, A., Martínez Hernández, C., & Belmonte Serrato, F. (2012). Cambios de usos del suelo en la Región de Murcia. El almendro como cultivo de referencia y su relación con los procesos de erosión. *Nimbus*, 29–30, 607–626.
- Rosa-Fernández, J., & Tudela, L. (2013). Evolución De Los Usos De Suelo En El Espacio Periurbano «Huerta De Murcia». *Papeles de Geografía*, 58, 225–241.
- Rounsevell, M. D. A., Pedroli, B., Erb, K. H., Gramberger, M., Busck, A. G., Haberl, H.,... Wolfslehner, B. (2012). Challenges for land system science. *Land Use Policy*, 29(4), 899–910. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.01.007>
- Rudel, T. K., Coomes, O. T., Moran, E. F., Achard, F., Angelsen, A., Xu, J., and Lambin, E. F. (2005). Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change*, 15, 23-31. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001>
- San Román Rodríguez, J. M. (2011). La diversidad de los paisajes de fruticultura en el Bierzo: la pujanza de los regadíos de manzanos y

- perales y la conservación de ‘los sotos’ de castaños. *Polígonos. Revista de Geografía*, 21, 119–148.
- Seara, M. P. & Fernández, A. (2011). Análisis y diagnóstico territorial de la populicultura en la comarca del Bierzo-León. *Spanish journal of rural development*, Vol.2: 33-54.
- Serra, P., Vera, A., Tulla, A. F., & Salvati, L. (2014). Beyond urban-rural dichotomy: Exploring socioeconomic and land-use processes of change in Spain (1991-2011). *Applied Geography*, 55, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.09.005>
- Serrano, E., Lavín, P., & Mantecón, A. R. (2002). Censos de ganado y de explotaciones, distribución de la población y uso del territorio en la provincia de León: situación actual y evolución. *Polígonos. Revista de Geografía*, 12(11–12), 167. <https://doi.org/10.18002/pol.v0i11-12.525>
- Seto, K. C., Reenberg, A., Boone, C. G., Fragkias, M., Haase, D., Langanke, T.,... Simon, D. (2012). Urban land teleconnections and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 7687–7692. <https://doi.org/10.1073/pnas.1117622109>
- Sikor, T., Auld, G., Bebbington, A. J., Benjaminsen, T. A., Gentry, B. S., Hunsberger, C.,... Upton, C. (2013). Global land governance: from territory to flow? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 522–527. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.06.006>
- Song, X. P., Hansen, M. C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., Tyukavina, A., Vermote, E. F., & Townshend, J. R. (2018). Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560(7720), 639–643. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0411-9>
- Soto, D., Gloria, F., Casado, G., Eduardo, J. I., & Fernández, A. (2008). *The Social Metabolism of Spanish Agriculture*. Springer
- Soto Fernández, D. (2015). Del manejo multifuncional del territorio a la desarticulación productiva: cambios en los flujos de biomasa durante el proceso de industrialización de la agricultura gallega (1960-2012).

- Documentos de Trabajo SEHA.*
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Stellmes, M., Röder, A., Udelhoven, T., & Hill, J. (2013). Mapping syndromes of land change in Spain with remote sensing time series, demographic and climatic data. *Land Use Policy*, 30(1), 685–702. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.05.007>
- Tasser, E., Leitinger, G., & Tappeiner, U. (2017). Climate change versus land-use change—What affects the mountain landscapes more? *Land Use Policy*, 60, 60–72. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.019>
- Teixeira, Z., Marques, J. C., & Pontius, R. G. (2016). Evidence for deviations from uniform changes in a Portuguese watershed illustrated by CORINE maps: An Intensity Analysis approach. *Ecological Indicators*, 66, 282–290. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.018>
- Teixeira, Z., Teixeira, H., & Marques, J. C. (2014). Systematic processes of land use/land cover change to identify relevant driving forces: Implications on water quality. *Science of the Total Environment*, 470–471, 1320–1335. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.098>
- Turner, B L Janetos, A Verburg, P Murray, A. (2013). Land system architecture: Using land systems to adapt and mitigate global environmental change. *Global Environmental Change*, 23, 395–397. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.12.009>
- Turner, A. B. L., Meyer, W. B., & Skole, D. L. (1994). Change : Global Integrated Study Towards an. *Ambio*, 23(1), 91–95. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/4314168>
- Turner, B. L., Lambin, E. F., & Reenberg, A. (2007). The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104 (52), 20666–20672. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704119104>
- Turpin, N., ten Berge, H., Grignani, C., Guzmán, G., Vanderlinden, K., Steinmann, H. H.,... Baumgarten, A. (2017). An assessment of

policies affecting Sustainable Soil Management in Europe and selected member states. *Land Use Policy*, 66(February 2016), 241–249. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.001>

Ubalde, J. M., Rius, J., & Poch, R. M. (1999). Monitorización de los cambios de uso del suelo en la cabecera de cuenca de la ribera salada mediante fotografía aérea y s.i.g. (el Solsonès, Lleida, España). *Pirineos*, 101(153–154), 101–122. <https://doi.org/10.3989/pirineos.1999.v153-154.108>

Valera Lozano, A., Añó Vidal, C., & Sánchez Díaz, J. (2013). Medio siglo (1956-2005) de crecimiento urbano y pérdida de suelo en el litoral mediterráneo español. El entorno metropolitano de Alacant-Elx. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 59(2), 291–312.

Vasco, Diogo y Koomen, Eric. (2010). Explaining land-use change in Portugal 1990-2000. *Congreso 13th AGILE International Conference on Geographic Information Science* (Guimaraes, Portugal), 2010.

van der Sluis, T., Pedrolí, B., Kristensen, S. B. P., Lavinia Cosor, G., & Pavlis, E. (2016a). Changing land use intensity in Europe – Recent processes in selected case studies. *Land Use Policy*, 57, 777–785. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.12.005>

van Vliet, N. Van, Mertz, O., Heinemann, A., Langanke, T., Pascual, U., Schmook, B.,... Ziegler, A. D. (2012). Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest- agriculture frontiers: A global assessment. *Global Environmental Change*, 22(2), 418–429. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.10.009>

van Vliet, J., de Groot, H. L. F., Rietveld, P., & Verburg, P. H. (2015). Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 133, 24–36. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.001>

van Vliet, J., Eitelberg, D. A., & Verburg, P. H. (2017). A global analysis of land take in cropland areas and production displacement from urbanization. *Global Environmental Change*, 43, 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.02.001>

Bibliografia

- van Zanten, B. T. Van, Berkel, D. B. Van, Meentemeyer, R. K., Smith, J. W., & Tieskens, K. F. (2016). Continental-scale quantification of landscape values using social media data. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(46). <https://doi.org/10.1073/pnas.1614158113>
- Vasco, D & Koomen, E. (2014). Explaining land-use changes in Portugal 1990-2000 Explaining land-use change in Portugal 1990-2000. *AGILE International Conference on Geographic Information*, (January 2010).
- Verburg, P. H., Crossman, N., Ellis, E. C., Heinimann, A., Hostert, P., Mertz, O.,... Zhen, L. (2015). Land system science and sustainable development of the earth system: A global land project perspective. *Anthropocene*, 12, 29–41. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2015.09.004>
- Verburg, P. H., Dearing, J. A., Dyke, J. G., Leeuw, S. Van Der, Seitzinger, S., Steffen, W., & Syvitski, J. (2016). Methods and approaches to modelling the Anthropocene. *Global Environmental Change*, 39, 328–340. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.08.007>
- Verburg, P. H., Erb, K., Mertz, O., Espindola, G., Verburg, P. H., Mertz, O., & Espindola, G. (2013). Land System Science : between global challenges and Editorial overview. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 433–437. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.08.001>
- Vidal-Macua, J. J., Ninyerola, M., Zabala, A., Domingo-Marimon, C., Gonzalez-Guerrero, O., & Pons, X. (2018). Environmental and socioeconomic factors of abandonment of rainfed and irrigated crops in northeast Spain. *Applied Geography*, 90(November 2017), 155–174. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.12.005>
- Viedma, O., Moity, N., & Moreno, J. M. (2015). Changes in landscape fire-hazard during the second half of the 20th century: Agriculture abandonment and the changing role of driving factors. *Agriculture*,

Ecosystems and Environment, 207, 126–140.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.011>

Viedma, O., Moreno, J. M., Güngöroglu, C., Cosgun, U., & Kavgacı, A. (2017). Recent land-use and land-cover changes and its driving factors in a fire-prone area of southwestern Turkey. *Journal of Environmental Management*, 197, 719–731.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.074>

Vila-García, D., Gil-Docampo, M. L., & Iniesto-Alba, M. J. (2015). Detección de cambios en los usos de suelo a partir de clasificaciones no supervisadas para la actualización del SIOSE. Implementación en el territorio gallego. *Revista de Teledetección*, 2015(43), 63–75.
<https://doi.org/10.4995/raet.2015.3409>

Villa, G., Valcarcel, N., Caballero, M. E., Porcuna, A., Domenech, E., & Peces, J. J. (2008). Land Cover Classifications: An Obsolete Paradigm. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 37, 609–614.

Wahid, H., Ahmad, S., Nor, M. A. M., & Rashid, M. A. (2017). Prestasi kecekapan pengurusan kewangan dan agihan zakat: perbandingan antara majlis agama islam negeri di Malaysia. *Jurnal Ekonomi Malaysia*, 51(2), 39–54.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Waroux, P. De, Garrett, R. D., Graesser, J., Nolte, C., White, C., & Lambin, E. F. (2019). The Restructuring of South American Soy and Beef Production and Trade Under Changing Environmental Regulations. *World Development*, 121, 188–202.
<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.05.034>

Willemen, L., Verburg, P. H., Hein, L., & Mensvoort, M. E. F. Van. (2008). Landscape and Urban Planning Spatial characterization of landscape functions. *Landscape and Urban Planning*, 88, 34–43.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.08.004>

Bibliografia

- Witten, I. H., Frank, E., & Hall, M. a. (2005). *Data Mining: Practical Machine Learning Tools and Techniques*, Second Edition. *Morgan Kaufmann Publishers: Burlington, MA, USA*. ISBN 9780120884070
- Yang, C., Wu, G., Ding, K., Shi, T., Li, Q., & Wang, J. (2017). Improving land use/land cover classification by integrating pixel unmixing and decision tree methods. *Remote Sensing*, 9(12). <https://doi.org/10.3390/rs9121222>
- Yu, Y., Feng, K., & Hubacek, K. (2013). Tele-connecting local consumption to global land use. *Global Environmental Change*, 23(5), 1178–1186. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.04.006>
- Zhang, K., Song, C., Zhang, Y., & Zhang, Q. (2017). Forest Policy and Economics Natural disasters and economic development drive forest dynamics and transition in China. *Forest Policy and Economics*, 76, 56–64. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2015.08.010>
- Zscheischler, J., & Rogga, S. (2015). Transdisciplinarity in land use science - A review of concepts, empirical findings and current practices. *Futures*, 65, 28–44. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2014.11.005>
- Zscheischler, J., Rogga, S., & Busse, M. (2017). The Adoption and Implementation of Transdisciplinary Research in the Field of Land-Use Science – A Comparative Case Study. <https://doi.org/10.3390/su9111926>