Ecología de la regeneración de zonas incendiadas

Francisco GARCíA NOVO, Mercedes CASAL, Juli G. PAUSAS, editores

Ecología de la regeneración de zonas incendiadas

Academia de Ciencias Sociales y del Medio Ambiente de Andalucía

JUNTA DE ANDALUCIA
CONSEJERÍA DE CONOCIMIENTO, INVESTIGACIÓN Y UNIVERSIDAD

ECOLOGÍA DE LA REGENERACIÓN DE ZONAS INCENDIADAS

Ecología de la regeneración de zonas incendiadas

Francisco GARCíA NOVO
Mercedes CASAL
Juli G. PAUSAS
editores

Academia de Ciencias Sociales y del Medio Ambiente de Andalucía

JUNTA DE ANDALUCIA
CONSEJERÍA DE CONOCIMIENTO, INVESTIGACIÓN Y UNIVERSIDAD

Sevilla 2018

Se presentan en este volumen las ponencias del Simposio sobre **Ecología de la Regeneración de Zonas incendiadas. Bases para su Restauración**, celebrado en Sevilla del 21 al 23 de Marzo de 2018, organizado por la Academia de Ciencias Sociales y del Medio Ambiente de Andalucía con la colaboración de Fundación Caja Rural del Sur.

La imagen de la portada corresponde al Abalario, Parque Natural de Doñana, en una zona que sufrió el incendio de Las Peñuelas, Junio-Julio 2017. Bajo el dosel de pinos piñoneros quemados destaca la floración de *Linaria viscosa* a los 8 meses del fuego, y sin intervención de restauración. Imagen de Pablo García Murillo.

© de los textos: los autores
© de la edición: Academia de Ciencias Sociales y del Medio Ambiente de Andalucía

Depósito Legal: SE - 2268-2018 • ISBN: 978-84-09-05946-1
Impreso en España • Printed in Spain

El incendio del P. Nacional de Yellowstone del verano de 1988 alcanzó las 321.300 ha. La regeneración natural ha sido muy intensa. En la imagen del 4 de Junio de 2006, a los 18 años del incendio, pueden verse algunos ejemplares de *Picea engelmannii,* que han sobrevivido al fuego y la intensa colonización del suelo dominada por *Pinus contorta* ssp *latifolia,* especie serótina*,* con abundantes restos de troncos y ramas muertas y vegetación herbácea. Puede seguirse la secuencia de la regeneración en imágenes anuales satelitarias hasta 2011 en Yellowstone's Burn Scars.ogv. NASA/Goddard Space Flight Center. 16112011. Imagen: Mav - Own work, CC BY-SA 3.0

Presentación

En la reunión del pleno de la Academia de Ciencias Sociales y del Medio Ambiente de Andalucía celebrada el pasado día 9 de marzo, el Académico Numerario Don Francisco García Novo, al recordar los enormes incendios forestales que se produjeron en nuestro país y en Portugal el año pasado, planteó la posibilidad de organizar en el seno de la Academia, unas jornadas en las que se abordara la problemática actual de los incendios en los ecosistemas forestales, haciendo especial hincapié en los ocurridos en la Península Ibérica.

Con el patrocinio de la Fundación Caja Rural del Sur y bajo la coordinación de la Dra. Mercedes Casal de la Universidad de Santiago de Compostela, el Dr. Juli G. Pausas del Centro de Investigación sobre la Desertificación del CSIC en Valencia y del Académico Dr. Francisco García Novo, se celebró en Sevilla durante los días 21 al 23 de marzo un Simposio sobre Ecología de la Regeneración de Zonas Incendiadas. Bases para su Restauración, con la participación de prestigiosos profesores e investigadores de diferentes Universidades Españolas y del CSIC, donde se puso de manifiesto la importancia del análisis de los efectos de los incendios sobre plantas y suelos, así como de los mecanismos de regeneración y restauración después de los incendios.

Esta publicación, financiada gracias a la subvención de la Junta de Andalucía, recoge una parte importante de los temas tratados, como la adaptación de las plantas al fuego, las diferentes formas de regeneración de las comunidades vegetales, la historia de los incendios forestales, el cambio climático y las nuevas herramientas de estudio para diagnosticar y seguir las áreas afectadas usando imágenes con sensores remotos o las técnicas de restauración de las áreas incendiadas que se han ensayado en otros incendios forestales.

Como Presidente de la Academia de Ciencias Sociales y del Medio Ambiente de Andalucía quiero dejar constancia de mi agradecimiento a todos los ponentes, participantes y coordinadores en este Simposio, al Presidente de la Fundación Caja Rural del Sur D. José Luis García Palacios por su apoyo y participación en la clausura de estas jornadas y a la Junta de Andalucía por la publicación de este volumen.

D. Antonio Pascual Acosta
Presidente

Incendios forestales, encrucijada natural y social

Juli G. Pausas

Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE-CSIC), Valencia

https://www.uv.es/jgpausas/ | @jgpausas

Resumen

La relación que existe entre nuestra sociedad y los incendios forestales es actualmente precaria. Dado que los incendios están y seguirán estando presentes en nuestros sistemas ecológicos y forestales, se requiere de un cambio de paradigma para aprender a convivir con ellos. Percibir los incendios como un problema externo que se debe eliminar, no ayuda en nada. Integrando la historia natural de nuestros ecosistemas con las necesidades de la sociedad se puede conseguir paisajes con regímenes de incendios ecológica y socialmente sostenibles. El cambio de paradigma se hace más urgente con el cambio global, ya los cambios en el régimen de incendios sólo se pueden abordar si se integra los incendios y el fuego dentro de nuestros sistemas socio-ecológicos.

Summary

The current relationship between wildfires and our society is precarious. Given that fires are and will be present in our ecological and forest systems, a paradigm shift is requires to learn living with fire. Viewing fires as an external problem that must be eliminated does not help at all. By integrating the natural history of our ecosystems with the needs of our society, we can achieve landscapes with ecologically and socially sustainable fire regimes. The paradigm shift becomes more urgent with global change, as changes in the fire regime can only be addressed if wildfire and burns are integrated into our socio-ecological systems.

Incendios

Los incendios forestales constituyen procesos complejos, a muchas escalas. Los físicos aún tienen enormes dificultades para modelar y predecir el comportamiento del fuego a escalas temporales y espaciales pequeñas, debido a la complejidad de la vegetación y las interacciones con los parámetros meteorológicos.

A escalas mayores, en paisajes heterogéneos, con historia, y con personas asentadas en él, la complejidad es enorme. Prueba de ello es que el llamado 'problema' de los incendios forestales no está resuelto ni en nuestro país ni en ningún otro. Parte de la dificultad probablemente resida en un enfoque poco apropiado para abordar el tema. Lo más probable es que se necesite un cambio de paradigma en cuanto a cómo enten-

demos los incendios forestales en nuestros paisajes. Para este cambio de paradigma se requiere acumular evidencias, cultivar el pensamiento crítico, y romper algunos mitos. Aquí estamos para contribuir a ello.

Por ejemplo, la idea de que los incendios forestales son un fenómeno humano que destruye la naturaleza constituye una visión estática, antropocéntrica y poco precisa. En muchos ecosistemas mediterráneos, los incendios son inherentes al ecosistema, además de inevitables, por muchos recursos de que se disponga. Y la gestión del monte debe considerar los incendios como un factor ecológico, si quiere tender hacia una gestión sostenible. A continuación, repasamos algunas ideas clave para fomentar el cambio de paradigma.

Régimen de incendios

El clima mediterráneo es propenso al fuego porque tiene una vegetación densa, una estación seca, y tormentas secas (que provocan igniciones). Por lo tanto, como mínimo, hay incendios desde que tenemos climas mediterráneos (hace unos pocos millones de años), aunque hay evidencias de carbones fósiles producto de incendios desde que las plantas colonizaron el medio terrestre. Y a lo largo de la historia geológica el régimen de incendios ha ido cambiando, es decir, han ido cambiando características tales como la frecuencia, la intensidad, la estacionalidad, el tamaño, o el tipo de propagación. Y estos cambios han sido debidos a las variaciones a escala geológica de la concentración de oxígeno en la atmósfera, a cambios en el clima y en la vegetación, y a variaciones en la abundancia y tipo de herbívoros.

A una escala temporal más reciente (humana), los regímenes de incendios se han ido modificando según el uso del fuego, los cambios antropogénicos del paisaje, de la ganadería y pastoreo, de las políticas de gestión y, finalmente, los cambios climáticos recientes (antropogénicos). Todos estos cambios han ido modificando el régimen de incendios en diferentes direcciones, a veces de manera abrupta. Por ejemplo, el aumento de la población está asociado a un mayor número de igniciones; el incremento de la agricultura está asociado a la disminución de los incendios; y el reciente abandono rural conllevó un incremento de estos, especialmente de su tamaño. De manera que la dinámica del régimen de incendios está fuertemente ligada a cambios socio-económicos. Estudiar la variabilidad histórica en el régimen de incendios es importante para entender nuestros paisajes actuales y sus posibles dinámicas futuras.

En este marco, cabe destacar la revisión exhaustiva de los datos históricos sobre incendios que se está realizando en España, a partir de un gran número de fuentes y archivos históricos (ver capítulo de C. Montiel). Estos estudios proporcionan información muy precisa para algunos territorios concretos. La tecnología también aporta herramientas para el estudio de los regímenes de incendios, y en especial la teledetección (ver los capítulos de R. Díaz-Delgado y de I. Aguado, y sus respectivos colaboradores). Estas herramientas nos permiten abarcar grandes extensiones, aunque la escala temporal sea mucho más corta; por lo tanto, son complementarias al uso de los datos históricos.

Adaptaciones

La larga historia de incendios ha conllevado que muchas plantas tengan rasgos o estrategias que les confieren supervivencia y capacidad de reproducción en ambientes con incendios recurrentes (rasgos adaptativos a los incendios). Existe una variedad de rasgos de este tipo; por ejemplo, muchas plantas rebrotan muy bien, aunque se quemen totalmente, gracias a tener yemas en estructuras subterráneas protegidas por el suelo, o protegidas debajo de cortezas gruesas. Otras especies germinan de manera abundante después de los incendios, y así aprovechan la elevada disponibilidad de recursos tras el pasodel fuego; y en muchos casos, estas especies aumentan su tamaño poblacional respecto al tamaño previo al incendio. Otras especies florecen rápida y abundantemente después de un fuego, aprovechando las condiciones favorables. Todo ello genera una frenética actividad de plantas y animales durante la primavera después de los incendios.

La gran mayoría de plantas mediterráneas presenta alguna de estas estrategias para vivir en zonas con incendios recurrentes (http://jgpausas.blogs.uv.es/fire-adaptations-in-mediterranean), aunque cambios bruscos en el régimen pueden conllevar problemas ecológicos. En la vegetación atlántica también encontramos muchas especies que germinan o rebrotan después de incendios (ver capítulo de M. Casal y colaboradores), aunque las especies invasoras constituyen un problema importante en esa parte del territorio (ver capítulo de O. Reyes y colaboradores). Y un ejemplo claro y que tuvimos la oportunidad de observar durante la salida de campo del Simposio, es el de la camariña (*Corema album*), que como muchas otras empetráceas y ericáceas ibéricas (pero no todas), rebrota fuertemente después de un incendio (ver capítulo de M.C. Díaz Barradas y colaboradores).

Los bosques no son la única alternativa

Aunque la vegetación potencial de muchos ecosistemas pueda ser el bosque cerrado, la larga historia de incendios ha producido la apertura en los bosques de manera tan recurrente que han evolucionado especies típicas de matorrales abiertos que ni siquiera pueden vivir dentro del bosque. De hecho, no es raro encontrar matorrales más diversos que bosques, porque hay más luz y más heterogeneidad de condiciones. Por lo tanto, la sociedad debería poner más en valor los ecosistemas que no son bosques, tales como los matorrales, las dehesas y los pastizales; todos ellos con una elevada diversidad en nuestro territorio. El fuego genera espacios abiertos, y da oportunidad a especies heliófilas, tanto de plantas como de animales. Es decir, el fuego estimula la germinación de algunas especies, rejuvenece las poblaciones senescentes, redistribuye nutrientes, estimula la floración (y por lo tanto, los polinizadores y sus depredadores), etc. y por ello generan dinámica. Sin incendios recurrentes, nuestros paisajes serían más pobres en especies.

Un ejemplo claro donde vemos que los matorrales son naturales y ricos en especies lo proporcionan los brezales ibéricos (ver capítulo de F. Ojeda). Tanto los brezales sobre suelos calizos como los brezales sobre suelos ácidos (pobres) son ricos en espe-

cies heliófilas (amantes de la luz y los espacios abiertos), y especialmente en especies que rebrotan o que germinan masivamente después de un incendio; estos matorrales corresponden a comunidades vegetales maduras típicamente mediterráneas; reemplazarlas con plantaciones de árboles no suele tener mucho sentido biológico. De manera similar, la vegetación de gran parte del la zona de Doñana serían un matorral rico en especies que regenera muy bien después de los incendios, tal como se vio después del incendio de Las Peñuelas en el verano de 2017 (ver capítulos de F. García Novo y de P. García Murillo; http://jgpausas.blogs.uv.es/donana). Ciertamente, gran parte de Doñana se pobló masivamente de pinares (inicios del siglo XX), y ahora estos forman un paisaje antrópico con cierto valor cultural (ver capítulo de F. García Novo). Desde su plantación, hemos aprendido mucho sobre ecología mediterránea, y ahora sabemos que, desde el punto de vista ecológico, la plantación de pinos no es la mejor alternativa, y menos con una actividad creciente de incendios.

Por ello, se debe aprovechar el incendio de Las Peñuelas en Doñana como una oportunidad para reflexionar sobre la restauración del ecosistema de la zona. Es decir, desde el punto de vista ecológico, este incendio nos brinda la oportunidad de restaurar los ecosistemas originales y diversos de Doñana. Estos ecosistemas también se beneficiarán de una mayor disponibilidad de agua, ya que hasta ahora una parte era consumida por los pinos. Además, los incendios futuros que ocurran en estos matorrales sin pinos serán menos intensos. En consecuencia, el matorral en regeneración será más natural y más resiliente a los incendios futuros que el pinar anterior; volver a introducir pinos de manera masiva probablemente no sería acertado. La regeneración del matorral no pone en peligro el valor cultural del pinar, ya que la mayoría del pinar de Doñana no se vio afectado por el incendio.

Incendios en el antropoceno

Apesar del carácter natural y antiguo de los incendios, el incremento de ignicionnes (aumento de la población urbana en ambientes semi-rurales), la elevada continuidad de la vegetación (por abandono rural y falta de herbívoros), y el cambio climático (ver capítulo de J.M. Baldasano), junto con la política de exclusión del máximo número de incendios, nos lleva en conjunto muy a menudo a regímenes de incendios fuera del rango histórico, donde la mayor frecuencia de incendios de grandes dimensiones podría generar problemas ecológicos y sociales. En un mundo con climas y paisajes cambiantes, la gestión de los incendios (que no la exclusión o extinción), resulta de suma importancia.

La gestión debe partir del conocimiento de que los incendios son propios de los ecosistemas mediterráneos. La política de tolerancia cero a los incendios no ha funcionado en ningún país del mundo. El reto de la gestión no debería ser eliminar los incendios, sino crear paisajes que generen regímenes de incendios sostenibles tanto ecológica como socialmente. Eliminarlos es imposible, antinatural y ecológicamente insostenible (https://blogs.20minutos.es/ciencia-para-llevar-csic/acabar-con-los-incendios/). Para generar esos paisajes resilientes se precisan acciones a distintos niveles, tales como aceptar abiertamente un cierto régimen de incendios (especialmente en zonas poco pobladas

y en ecosistemas con adaptaciones al fuego), crear discontinuidades en paisajes forestales homogéneos (por ejemplo, mosaicos agrícola-forestales), o reducir el combustible en zonas estratégicas o próximas a viviendas. Reducir combustible y mantener discontinuidadespuede conseguirse con técnicas diversas, incluyendo el pastoreo prescrito y las quemas prescritas (ver capítulo de J. Madrigal y colaboradores). También implica decisiones tan conflictivas como limitar la interfaz urbano-forestal, es decir, limitar la expansión de urbanizaciones y polígonos industriales en zonas rurales y naturales. A los efectos ambientales que supone la expansión de estas zonas de interfaz (por ejemplo, en biodiversidad, especies invasoras, contaminación lumínica y visual, etc.), hay que añadir que constituyen una gran fuente de igniciones, y que convierten en catastróficos (socialmente) incluso a regímenes de incendios ecológicamente sostenibles. Los mecanismos para limitar estas zonas pueden ser diversos, incluyendo la recalificación de terrenos (a no urbanizables), o la implementación de tasas (disuasorias) por construir en áreas con alto riesgo de incendios, entre otros. En las zonas ya urbanizadas, se requiere forzar la realización de planes de evacuación y multar la falta de autoprotección alrededor de las viviendas, de manera que se reparta la responsabilidad entre administración y propietarios. Además, y con carácter más general, se deben incrementar las medidas que frenan el cambio climático para contribuir a reducir los cambios no deseados en el régimen de incendios.

Una vez ha ocurrido un incendio, en muchas zonas lo mejor es dejar que actúe la regeneración natural; eso es especialmente evidente en zonas más o menos naturales o con poco impacto antrópico. Por el contrario, en zonas que hayan sufrido un fuerte impacto antrópico (zonas previamente aterrazadas, plantaciones de árboles no autóctonos, etc.) la regeneración puede ser limitada, y la erosión de suelo relativamente importante. Dado que la pérdida de suelo es lo peor que puede pasar después de un incendio, si se detecta esa posibilidad es importante aplicar técnicas de restauración de emergencia (ver capítulo de C. Fernández y colaboradores). La restauración con plantas leñosas suele realizarse a medio o largo plazo, después de ver el curso de la regeneración natural.

Una de las consecuencias del aumento de la población y la globalización es el aumento de las plantas invasoras. Los incendios pueden abrir la oportunidad para el incremento de estas especies invasoras, aunque esto se observa principalmente en el oeste ibérico (ver capítulo de O. Reyes y colaboradores) y no tanto en el levante. El problema de las invasiones después de incendios también es común en los ecosistemas mediterráneos de América, como por ejemplo en Chile (ver capítulo de S. Gómez González).

En conclusión ...

Se están acumulando evidencias que sugieren que hasta ahora teníamos una visión muy incompleta y sesgada de los incendios forestales, relegándolos a un factor externo que destruye ecosistemas y genera problemas ecológicos y sociales. Los estudios realizados en los últimos años sugieren un cambio de visión, donde los incendios constituyen una característica interna de los sistemas socio-ecológicos, una perturbación na-

tural en muchos ecosistemas y una herramienta de gestión para moldear los regímenes de incendios futuros.

Por ello se requiere que aprendamos a convivir con los incendios. Este cambio de paradigma se hace más urgente con el cambio climático, ya que la actividad de incendios está aumentando, y sólo se puede abordar si se integra los incendios y el fuego dentro de nuestros sistemas socio-ecológicos.

Espero que este libro contribuya a ello.

Godella, agosto de 2018

Osmunda regalis rebrotando desde la masa de rizomas. Arroyo del Loro. P. Natural de Doñana tras el incendio de Junio-Julio de 2017. Imagen tomada a los 100 días del incendio. Autor: Pablo García Murillo.

Efectos ecológicos de los incendios de Doñana

Francisco García Novo

Academia de Ciencias Sociales y del Medio Ambiente de Andalucía, Sevilla

fgnovo@us.es

Resumen

En el área de Doñana se han registrado fuegos desde hace miles de años, como se demuestra por restos carbonizados en los sedimentos, y han sido documentados desde 1625. En la primera mitad del S XX la vegetación de matorral estuvo sometida a un régimen de quema prescrita, para estimular la productividad primaria y con ella, la disponibilidad de alimento para ganados y caza mayor. La plantación de pino piñonero y eucaliptos en la región desde los años 50, implicó la roza del matorral y junto con la creación de la Reserva Biológica en 1964, supuso la supresión de laS quemas prescritas PARA gestión. Ocasionalmente se han desarrollado incendios con posterioridad, mostrando un aumento progresivo de la superficie quemada. El incendio de El Abalario de 2017 ha sido, con diferencia, el mayor registrado (10.339ha).

El seguimiento del incendio de 1974 en el matorral mostró que el rebrote y la germinación reconstruyeron un matorral de composición semejante a la original en un plazo breve (5-10 años). Por el contrario, cuando el incendio afectó a matorrales maduros, de mancha, con grandes alcornoques y madroños, como en 1981, los efectos ecológicos han sido severos con la pérdida completa de la estructura vegetal y la desaparición de los horizontes orgánicos del suelo, que continuaron ardiendo durante varios días. Tras el fuego, el pobre suelo arenoso mantenía una vegetación de matorral de porte modesto dominada por especies pirófitas que se reproducían por semilla. La vegetación original del Coto Doñana (cuyo nombre antiguo ha sido Bosque de Doñana) se fue perdiendo debido a la explotación forestal, sobrepastoreo, movilización dunar y quema prescrita. La plantación masiva de pinos y eucaliptos creó una nueva superficie forestal (artificial) de escaso valor conservacionista, inmediatamente antes del inicio de la protección en la Reserva.

Además de controlar los incendios de modo más eficaz, Patronato y Consejo de Participación de los Parques de Doñana, deberían impulsar planes de recuperación de los ecosistemas maduros supervivientes, proteger las surgencias que alimentan depresiones y humedales y prevenir la invasión por especies exóticas invasoras.

Summary

Wildfires occurred in Doñana area for thousands of years, as evidenced by charcoal deposits in the sediments, and have been documented in the area since 1625. During the first half of XX century scrubland vegetation was subject to a prescribed fire regime (20-25 y recurrence) to favour primary productivity and hence the availability of fodder for cattle and game. The regional plantation of umbrella pine and eucalypts during the 50´s, implied severe clearance of scrub and together with the creation of the Biological Reserve in 1964, supressed prescribed fire as a management tool. Wildfires occurred occasionally later on, apparently showing a growing burnt surface. Abalario 2017 fire has been, by far, the largest on record (10.339ha).

Following up of 1974 wildfire in shrub vegetation evidenced that sprouting and germination reconstructed a scrub composition similar to the previous one over a short time interval (5-10 y). On the contrary when fires affected mature shrub dominated by large cork oaks and strawberry trees, as in 1981, ecological effects were severe with complete loss of vegetation structure and burning of organic soil horizons. After fire the poor sandy soil sustained a modest size vegetation, dominated by pyrophyte shrub reproducing by seeds. Original woody vegetation of Coto Doñana (formerly known as Doñana woodland) dwindled due to forest exploitation, intensive grazing, dune movement and prescribed fires. Extensive plantation of pines and eucalypts created new (artificial) woodlands with little conservation value, just before the onset of protection in the Reserve.

Other than controlling wildfires in a more efficient way, the Boards of Doñana Parks should promote plans for restoring remnant mature ecosystems, preserve upwellings which feed depressions and wetlands and prevent the expansion of alien species to the area.

La expansión de Doñana

La denominación histórica de Doñana se limitaba a los cotos comprendidos entre los baldíos de Almonte por el O y las Marismas por el E, quedando limitados al N por otro cazadero famoso, Lomo Grullo, de propiedad real y los propios de municipios colindantes. Al S se encontraban el sector litoral de Arenas Gordas, cuyos médanos se movían al interior con episodios de expansión que aterraban vegetación y lagunas, alcanzando las Marismas, seguidos por intervalos de relativa estabilidad.

En 1962 el CSIC crea el Patronato Estación Biológica de las Marismas con intención de adquirir una extensión en las misma. La operación no culmina y en su lugar Valverde, Secretario del Patronato, negocia con la Familia González la compra por el Estado de la finca Coto Palacio de Doñana (6.974 ha) en 1964, que incluía una pequeña banda de marismas, junto a los tradicionales cotos arenosos. El CSIC crea en Sevilla la estación Biológica

de Doñana, que vincula a la Reserva en 1965. Siguiendo la inspiración de Valverde (1963) se consideró a Doñana dividida en cotos, dunas y marisma. La creación del Parque Nacional en 1969 (35.000 ha), incorporó una extensión considerable de humedales con lucios, vetas y caños, que se reconocerán como Marisma de Doñana. Sucesivas ampliaciones de la protección en 1979 (Parque y Preparques, 77.260 ha) en Parque Natural del Entorno en 1982 (52.529 ha), que se ha elevado en 2004, tras pequeñas ampliaciones a 108.086 ha protegidas bajo diferentes figuras, que se identifican como Doñana, en una expansión muy alejada del devenir histórico (Morenés y Mariategui, 2005).

El *Dictamen* de la Comisión Internacional de Expertos de 1992 propuso un plan de desarrollo sostenible para el conjunto de municipios, desde Palos a Sanlúcar de Barrameda, que se vinculan a Doñana; el Mapa ecológico del *Dictamen* (Comisión, 1992), elaborado por Gallego Fernández (1997), Figura 1, muestra la extensión de la gran Doñana (unas 250.000 ha), dominada por pinares de repoblación que ocupan buena parte de El Abalario. La capital administrativa se identifica con Almonte y sus centros turísticos con Sanlúcar de Barrameda, El Rocío, Matalascañas y Mazagón.

El desarrollo económico ha favorecido la urbanización e implantación de industrias y servicios. La extracción (incontrolada) del sistema acuífero regional para los regadíos bajo plástico se extiende desde Palos y Moguer y Lucena por el W a Puebla e Isla Mayor por el E y Aznalcázar, Hinojos, Villamanrique, Almonte o Rociana por el N, y los bombeos en El Rocío, Matalascañas y Mazagón para suministro urbano. El descenso piezométrico ha desecado progresivamente las surgencias dentro de los espacios protegidos, suprimiendo sus lagunas y orlas de vegetación hidrofítica (Muñoz Reinoso, 2005). La sustitución del matorral, pinar y eucaliptar de repoblación por cultivos, en el entorno agrícola que circunda Doñana ha creado una orla hostil a las especies silvestres protegidas. Constituye además una fuente de contaminantes y residuos y favorece la proliferación de asentamientos humanos, industrias agropecuarias, de transformación, transportes y servicios.

El Coto de Doñana se ha trasmutado en el gran Doñana símbolo de protección que atrae intervenciones de administraciones y particulares, conservacionistas y desarrollistas que mantienen el interés de la sociedad. En el medio siglo largo transcurrido desde el inicio de las repoblaciones de los años 50, la situación ambiental se ha degradado. La fauna se ha empobrecido, el agua subterránea está menos accesible y la orla agrícola y urbana representa una barrera a los flujos entre las poblaciones silvestres de los espacios protegidos y las del territorio. En *La Frontera de Doñana*, la monografía publicada en 2007 por la Universidad de Sevilla, se lee: *La pequeña Isla Doñana es lo que hemos podido salvar en este océano de intervenciones…Isla Doñana es una bella isla. Bella, pequeña y cada día más aislada. Es la Atlántida de la Naturaleza. Que estaba aquí, en Tartessos y se ha hundido en el siglo XX. De lo que fuera emporio de vida sobresale todavía el resto de Doñana.* (p. 279).

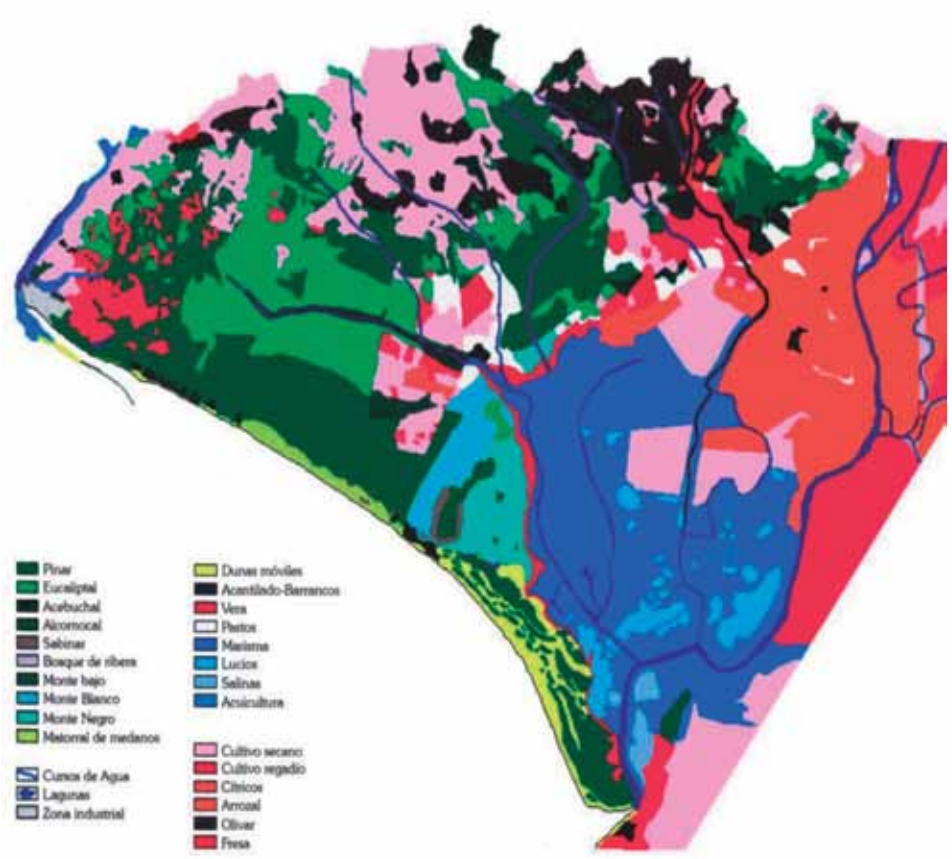


Figura 1. Unidades ecológicas de los Parques Nacional y Natural de Doñana y su entorno**.** Tomado de Gallego Fernández, 1997.

Los extraordinarios avances de la investigación en Doñana desde los trabajos pioneros de Bernis y Valverde en 1952, el CSIC y la Universidad de Sevilla, no han sido suficientes para que las administraciones revertieran el proceso de aislamiento y deterioro a pesar de la aceptación del *Dictamen* (Comisión, 1992) y el desarrollo del *Programa Doñana 2005* o la conservación del lince. El aumento de territorios bajo la denominación de Doñana no ha sido seguido por una gestión de adecuado nivel. El incendio de 2017 que desde Las Peñuelas se extendió a buena parte de los pinares de repoblación de el Abalario, con sus 10.339 ha, es una evidencia de la inestable situación.

Fuegos en Doñana

Los fuegos se han sucedido en Doñana desde tiempos prehistóricos y se pueden considerar un agente relevante en la génesis de su actual vegetación.

Granados Corona (1985) ha estudiado la transformación histórica de la vegetación de Doñana y con Martín Vicente y García Novo (1986, 1987, 1989), García Novo (1990, 2001), la vegetación de los mantos arenosos. González Bernáldez realizó una innovadora cartografía y descripción ecológica de la vegetación de la Reserva en 1974 (Allier *et al,* 1974) ofreciendo una interpretación catenal de la vegetación relacionada con la profundidad de la superficie piezométrica. En clave fitosociológica fue descrita por Rivas Martínez (Rivas Martínez *et al.,* 1980) limitándose a una identificación topográfica de las etapas serales de bosque. Garcia Novo *et al.,* (1977) ofrecieron una interpretación dinámica de la vegetación incorporando el movimiento de los campos dunares. García Novo y Merino (1996) han descrito los cambios en la ecología de la vegetación (García Novo, 1997), y sus relaciones con las surgencias (Muñoz Reinoso, 1996; Muñoz Reinoso y García Novo, 2005), iniciando una larga serie de publicaciones sobre ecofisiología de la vegetación de matorral con Diaz Barradas, Zunzunegui y colaboradores (Diaz Barradas *et al,* 1999; Zunzunegui *et al,* 2006; Antunes *et al.,* 2018a, 2018b).

En la Figura 2, tomada de García Novo *et al., (*2007), se representa el número de pies de alcornoque del Coto Doñana histórico, de acuerdo con la documentación estudiada en los archivos por Granados Corona. La tendencia general señala una reducción paulatina del arbolado autóctono acentuada en algunos episodios de tala y roza relacionados con problemas económicos de la Casa Ducal. La introducción masiva de ganado, especialmente de cerda, estuvo acompañada del descuaje de matorral. La regresión de alcornoque marcó la de madroño, torvisco, labiérnago, encina y coscoja, piruétano, fresno, álamo blanco y negro, sauces y de lentisco, acebuche y espino, y en algunas zonas, de sabinas y enebros. Han existido parcelas con cereales, huertos de plantas medicinales y plantaciones de acebuches, olivos, morera, moral, higuera, membrillo, vid y repoblaciones con piñonero, alcornoque, sauce, entre otros árboles. En las márgenes de los cauces a la presencia de tarajes, adelfas, eneas y carrizos se añade la de cañas, con frecuencia plantadas. La plantación de pinares está documentada desde el S XVI y ha sido estudiada por Granados *et al.,* (1984). Un resumen de las plantaciones en el Abalario se presenta en García Novo y Marín Cabrera (2005) y en García Novo, Martín Vicente y Toja, (2007). El desarrollo inicial de las plantaciones regionales se ha estudiado por Márquez (1977) y su impacto ecológico por García Murillo y Sousa (1997 y 1999) y por Sousa Martín y García Murillo (1999 y 2005). En 2018 se ha publicado *El Abalario*, *un paisaje en construcción*, editado por Fernández Palacios Carmona*,* con abundante información histórica y gráfica.

El bosque antiguo se aclaró y ahuecó para leña y pasto y se abrieron claros. Su abandono permitió la sucesión que, con tiempo suficiente, reconstruía matorral de gran porte con arbolado disperso. Los ejemplares muy grandes de alcornoque y pies de lentisco de más de 10 m de anchura, o sus pies podados con copa y explotados para resina (arboles de almáciga) que citan García Novo y Cabrera Marín (2005), eran testimonio de la antigua vegetación de “mancha” desaparecida.

Las etapas históricas de Doñana han sido abordadas por García Novo (1979), Granados Corona *et al.*, (1987), García Novo y Cabrera (2005), García Murillo y Sousa (1997 y 1999), Sousa Martín y García Murillo (1999 y 2005) y en un interesante estudio toponímico Sousa Martín y García Murillo (2000). Fernández Lofaso restituye la cartografía histórica proyectándola en la actual en el Coto del Rey y una parte de la zona N de los Parques de Doñana (García Novo y Fernández Lofaso, 2009). La Tabla 1 resume las etapas más destacadas.

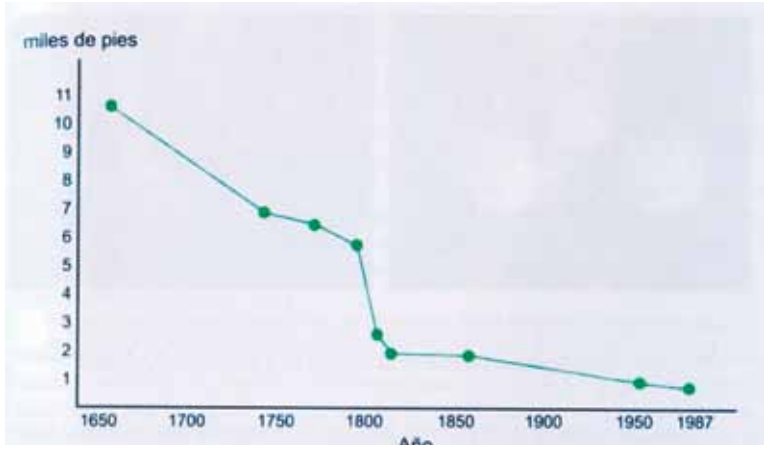


Figura 2. Número de pies de alcornoque en el Coto Doñana histórico**.**
Datos de Granados Corona, 1988.

Ales Gómez (1993) aplicó al estudio del matorral de la Reserva la clasificación de Herrera Maliani (1981) basada en síndromes morfofuncionales utilizando análisis numéricos. Identifica dos entidades, el síndrome mediterráneo y el extramediterráneo. El primero agrupa matorral semillador de porte bajo o medio, flores vistosas y frutos no comestibles junto a especies, con órganos subterráneos de reserva que le permiten una implantación rápida, dominado por especies pirófitas de los géneros *Cistus, Halimium, Thymus* y *Dianthus hyoxianus, Helychrisum stoechas, Calluna vulgaris, Erica scoparia, E. umbellata*, *Rosmarinus officinalis* y *Lavandula pedunculata*.

En Doñana está representado por monte blanco, monte negro y matorral de nave. El síndrome extramediterráneo agrupa a especies de mayor porte, que puede ser arbóreo, con flores inconspicuas, frutos coloreados y comestibles y copas densas. En Doñana corresponde a monte noble o matorral de mancha con *Pistacia lentiscus, Phyllirea angustifolia, Arbutus unedo, Quercus coccifera, Rhamnus aleaternus, Rh. oleoides, Olea europea sylvestris, Pyrus bourgeana, Osyris quadripartita*, *Ruscus aculeatus, Rubus ulmifolius*, *Daphne gnidium, Mirtus communis,* y *Pteridium aquilinum,* siendo frecuentes lianas de *Smilax aspera* y parrones *(Vitis vinífera).* Resisten mal el incendio y no se recuperan fácilmente del fuego de copas, siendo invadidas sus áreas quemadas por especies pioneras de síndrome mediterráneo.

En el texto se utilizará para denominar a la vegetación de síndrome mediterráneo *monte* y del extramediterráneo, *mancha.*

Alés y Martín Vicente, (1997), estudiaron una amplia banda de la Reserva (5,5x2,6 km) con 1430 parcelas de 1ha donde valoran la abundancia de uno u otro síndrome de acuerdo con su composición de especies obteniendo una cartografía innovadora del matorral. En ella se observa que predomina ampliamente el *monte*, en cuyo seno aparece matorral de *mancha* formando agregados, generalmente asociados con alcornoques.

Intervalo	Gestión predominante
1262-1636	Bosque mediterráneo y matorral de mancha gestionado para caza mayor de ciervo y jabalí
1636-1670	Aclareo. Bosque hueco con pasto para ganado vacuno y ovino. Caza mayor. Apogeo de la almadraba.
1670-1709	Sobrepastoreo de ovino y porcino, quema prescrita del matorral. Puesta en cultivo de suelos arenosos y movilización de las dunas. Ganado, caza mayor, almadraba.
1709-1737	Tala extensa de alcornoques. Deforestación general. Ensayo de plantaciones de pino piñonero en Marismillas. Ganado, caza mayor, almadraba.
1737-1897	Generalización de la plantación de pinos a los corrales de la playa. Ganado, caza mayor, almadrabas. Salinas en la marisma. Primeros inventarios científicos. Maremoto del terremoto de Lisboa (1 Noviembre 1775) que arrasa el litoral, remonta el estuario y penetra en las Marismas.
1897-1950	Fragmentación de la propiedad, vendida a nuevos propietarios que retienen la caza mayor y explotan ganadería y silvicultura. Plantaciones de pino. Comienza la polderización de las marismas para arrozales y la desaparición del paludismo. Publicaciones científicas e investigaciones de la Universidad de Sevilla.
1952-1992	Despegue científico e inicio de la Conservación. Creación del Parque Nacional y del Parque Natural y ampliación de la denominación Doñana. Fin de la caza. Profundas transformaciones agrícolas y desarrollo turístico. Fin de las quemas prescritas y de la plantación de pinos y eucaliptos.

1992-2007, prolongado a 2018	Desarrollo sostenible fomentado por las Administraciones. Restauración del ecosistemas degradados y gestión de la calidad ambiental del entorno. Creación, y posterior abandono del Museo del Mundo Marino. Riesgo de contaminación por el accidente de la mina de Boliden en Aznalcóllar (abril de 1995) y desarrollo del Proyecto Doñana 2005 de restauración hídrica. Integración del Parque Nacional y Parque Natural bajo una gestión única dependiente de Andalucía. Ampliación del Parque Nacional. Expansión de los cultivos bajo plástico en el entorno y desecación de lagunas. Incendio de las Peñuelas que alcanza el Asperillo.

Tabla 1: En la tabla se incluyen las etapas identificadas en *La Frontera de Doñana* de 2007, comenzando por 1262, fecha de la creación del Coto Real.

Estas especies se muestran estadísticamente asociadas entre sí y a los alcornoques a escala de hectáreas, si bien a escala de metros la competencia por la luz impone una distribución disyunta entre las especies más heliófilas. Uniendo las parcelas con igual valor del síndrome, se obtienen curvas de nivel, que Alés denomina *isosindras* y visualizan tridimensionalmente los enclaves con mayor densidad de *mancha* y, por tanto, mayor valor de conservación y objetivo primordial en la protección frente al incendio.

El mosaico de vegetación de la Reserva representa matorrales de *monte* secundarios, pirófitos, seleccionaos por quema prescrita y presión ganadera con enclaves dispersos de *mancha* que han sido respetados o se han regenerado en un lento proceso sucesional. Ofrecen a mamíferos grandes y algunas aves de bosque, un refugio para parideras, sesteo, madriguera, percha y una fuente de frutos comestibles.

Incendios

Los trabajos de IRYDA para el desarrollo del Plan Almonte-Marismas en los años 60 y 70 en el entorno del Parque Nacional, identificaron niveles con restos de carbón en algunos sondeos. Los estudios polínicos de Stevenson y Moore, (1988), encontraron asimismo evidencia de incendios en muestras datadas en los últimos 3000 años.

La presencia de incendios accidentales, fuegos para despejar la vegetación leñosa y para favorecer la producción de rebrote del matorral o fuegos escapados de barbechos o candelas (pastores, labradores, meleros), está bien documentada en la península desde la Edad Media.

Granados Corona, estudiando el Archivo Ducal de Medina Sidonia, encuentra evidencia de 26 fuegos en el Coto de Doñana o en su entorno, que tabula desde 1625 y representa cartográficamente (Granados *et al.,* 1986). Han sido incendios de poca extensión,

y solamente 3 de ellos (1625, 1791, 1804) alcanzaron las 1000 ha. Tras la creación del Parque Nacional se producen otros dos incendios extensos, el de Encinillas Altas de 1981 (300 ha) y el de La Reserva de 1985 (800 a 900 ha). Los fuegos históricos habían sido casuales o debidos a imprudencias; desde 1861 Granados Corona encuentra evidencia de quemas prescritas para rejuvenecimiento del matorral que cesan con el de 1979 y los grandes incendios tras la creación del Parque, que habían sido intencionados.

La guardería ha luchado tenazmente por apagar los incendios accidentales y para inducir y controlar los de matorral para facilitar el rebrote. *La Frontera de Doñana* (2007), ya citado, transcribe varios documentos referidos a los fuegos históricos.

Los estudios detallados de Martin Vicente (1982) sobre el incendio de Laguna Dulce de Santa Olalla de 1974, el de Encinillas Altas de 1981 su regeneración y las superficies quemadas en la Reserva durante los 30 años previos, han servido de base a la interpretación de los efectos ecológicos de los incendios en Doñana. El autor preparó asimismo un *Mapa de fitomasa de la Reserva* que puede servir como referencia a los cambios acontecidos en estos 35 años. Otros estudios sobre los fuegos han sido publicados por García Novo (1977), Granados Corona, Martín Vicente y Garcia Novo, (1986) y resumidos en García Novo y Marín Cabrera, (2005).

El incendio de agosto-septiembre de 1974 en el matorral cercano a Laguna Dulce y Casa de Sta Olalla, afectó a media hectárea de matorral y un pie de alcornoque y fue fortuito. El matorral, de 0,5 a 3m de altura, presentaba especies de monte blanco (*Halimium halimifolium, Cistus libanotis, Cistus salviefolius, Cistus crispus, Helichrysum stoechas, Rosmarinus officinalis, Lavandula pedunculata, Stauracanthus genistoides)*, acompañados en la zona más baja, cercana a la laguna, por monte negro (*Calluna vulgaris, Erica scoparia, Erica umbellata* y *Mirtus communis)* con *Pteridium aquilinum, Daphne gnidium* y *Rubus ulmifolius.*

Pocos días tras el fuego aparecieron las frondes de helecho y algunos brotes de especies con grandes órganos enterrados como brezos o mirto*, D. gnidium,* y poco más tarde, brotaron renuevos del tronco y las ramas gruesas del alcornoque. Tras las lluvias, germinaron masivamente jaras, jaguarzo, romero y lavanda. Algunas plantas de romero y lavanda y de zarzamora, echaron renuevos a pesar de perder su parte aérea con el fuego. Los inventarios sucesivos de Martín Vicente mostraron la reconstrucción de la estructura vegetal con la diferencia que la fracción fotosintética era muy elevada en el primer año (4 ó superior) y descendía rápidamente a valores cercanos a 3 durante los próximos 10 años, modificándose poco desde entonces. Las biomasas aéreas se elevaban lentamente hasta valores cercanos a 1kg/m^2 en matorral de monte blanco y valores de 4kg/m^2 en el monte negro, que se alcanzaban hacia los 25-30 años, coincidiendo el intervalo con la recurrencia de fuego prescrito aplicada históricamente al matorral. El suelo arenoso era pobre en materia orgánica (1,3%), C (0,75) y N (0,07%) en superficie; y valores de 0,30%, 0,17% y 0,02%, en profundidad (Siljestrom y Clemente, 1987).

Martin Vicente calificó el proceso del matorral como autosucesión en el sentido de Hanes (1971) para el chaparral de California. Un tipo de vegetación pirófita que reconstruye su estructura y biomasa tras el fuego sin que durante la sucesión se modifique su composición específica. La autosucesión se encuentra en la regeneración tras incendio de otros tipos de matorral sometidos a intervención histórica duradera o fuego repetido, (Basanta Alves, García Novo y Cabaneiro Albadalejo 1984; Basanta Alves y García Novo, 1988; Pausas, 2012) siempre que no aparezcan nuevas formas de uso, cambios climáticos o edáficos.

Coca Pérez (1999) describe en el Parque Natural de Los Alcornocales un modelo de sucesión en las dehesas con alcornoque y matorrales, que tras diferentes tipos de intervención (incendio, plaga de defoliadores, cultivo, pastoreo) o secuencias de las mismas a lo largo de un siglo, se regeneran en una vegetación semejante a la preexistente, que Trabaud y Lepart (1980) habían denominado vegetación metaestable.

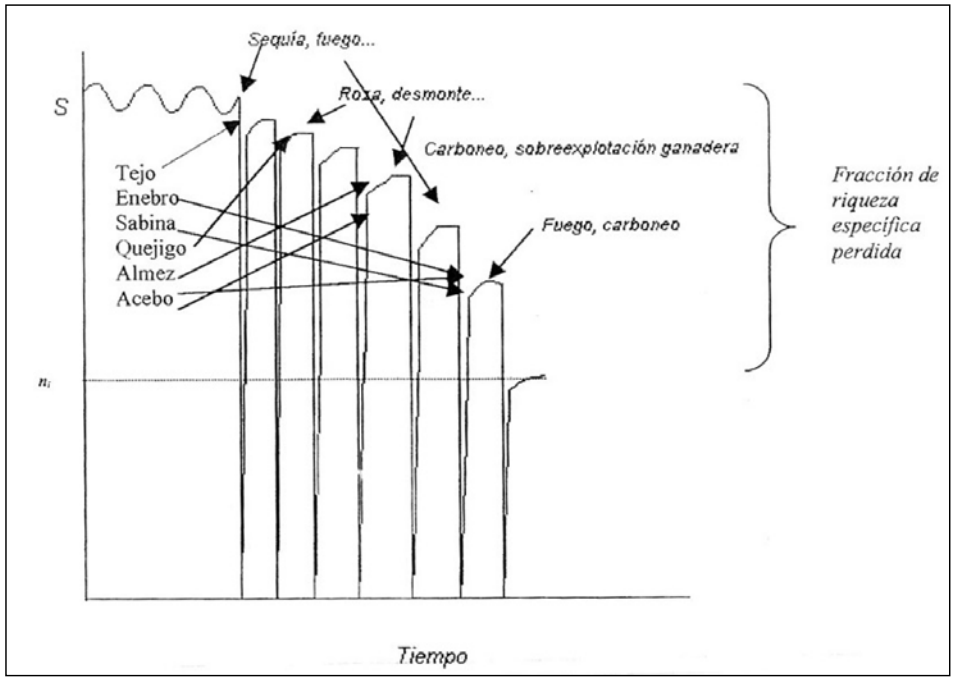


Figura 3. Modelo de variación de la diversidad de la vegetación bajo una intervención humana secular. Los episodios de incendio, cultivo, plagas, abaten la diversidad (medida como *riqueza específica*, S) de la vegetación leñosa. El impacto se recupera rápidamente, pero algunas especies no se llegan a incorporar antes que suceda un nuevo episodio, dando lugar a su extinción pérdida. La diversidad alcanza un nivel estacionario, de acuerdo con la historia de intervenciones constituyendo una *vegetación simplificada*. El ejemplo, de Los Alcornocales, ha sido estudiado por Coca Pérez, M. (1999).

La interpretación del modelo (Figura 3, tomada de García Novo 2003a) es de una *vegetación natural simplificada* donde la intervención histórica ha extinguido las especies sensibles dejando solo las capaces de regeneración. Pausas (2012) se refiere a estos procesos como *filtros de la diversidad* de la vegetación. Quema prescrita, roza, pastoreo secular, han convertido amplias áreas en un mosaico adehesado dominado por especies pirófitas.

García Novo y Gallego estudiando la vegetación de Grazalema (García Novo, Lamrani y Gallego Fernández, 2003), observaron la sucesión tras incendio en matorral mediterráneo identificando una vegetación más conservada con grandes pies (2-3m) de lentisco, algarrobo, coscoja, acebuche, *Phyllirea media* y lianas de *Smilax aspera y Clematis vitalba,* rodeada de un matorral de pequeño porte (0,3-0,8m) de *Phlomis purpurea, Phlomis compositae, Teucrium capitatum, Ulex baeticus, Thymus baeticus, Helychrysum italicum, Cistus albidus.* Un mosaico de vegetación simplificada con baja diversidad leñosa y en estados sucesionales diferentes.

Tras el incendio el rebrote de los pies grandes de lentisco y labiérnago, da lugar a una reestructuración del matorral situándose las especies pirófitas y de menor porte en la periferia de los individuos grandes de lentisco cuya densa copa limita la luz, siendo eliminadas al crecer los lentiscos y coalescer sus copas. Se generaba una estructura de la vegetación leñosa en islas, con una zona central formada por matorral de mancha o arbolado y una orla diversa que retrocedía con la expansión de la mancha.

En el Coto del Rey y zona N de Doñana, el matorral de mancha forma islas de vegetación dominadas por lentisco, que con frecuencia presentan en su interior un árbol (alcornoque, piñonero). La estructura es anidada, con una orla de matorral pirófito de monte rodeando el matorral de mancha interior. Estas estructuras de vegetación parecen favorecerse por acción de ganados, roedores y lagomorfos y la acción dispersante de aves frugívoras.

En el Programa *Doñana 2005* para repoblar con matorral el interfluvio del Arroyo del Partido y del Pinar, Fernández Lofaso y Garcia Novo realizaron durante 2004 y 2005 un extenso programa de plantaciones de matorral recreando la estructura de orlas concéntricas observada (García Novo y Arenas Cabello, 2005). El resultado ha sido favorable y los nuevos rodales se han expandido y mantenido su estructura, aproximándose a las islas de vegetación de la zona (Figura 4).

En la restauración de las lagunas de Ribetehilos, en el Abalario, por Garcia Murillo y Sousa (1992) se aplicó a las plantaciones un patrón en orlas concéntricas dentro de los cuencos lagunares.

En el incendio de Santa Olalla de 1974 la vegetación herbácea formó una cohorte de pobre desarrollo y pocas especies, tras las primeras lluvias con crecimiento de primavera en el pobre suelo arenoso. La proximidad de la superficie piezométrica en la parte baja y el aumento de elementos finos del suelo, favoreció la cubierta herbácea de gramíneas,

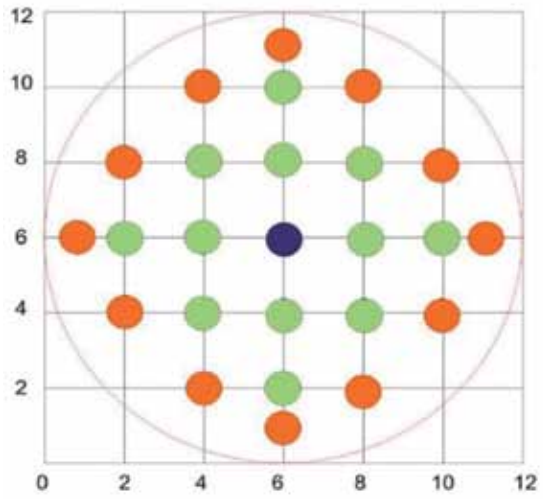


Figura 4: Repoblación en isla**s.** Pie de árbol en el centro, matorral de mancha (verde) y una orla de matorral de monte (naranja). Modelo aplicado en el *Programa Doñana 2005* para la restauración del Interfluvio Arroyo del Partido-Arroyo del Pinar. La vegetación se ha desarrollado y cada isla actúa como nuevo centro dispersor. Cuadrícula en metros.

leguminosas y cariofiláceas, a las que se asocian especies de *Juncus, Carex* y en zonas de inundación *Schoenoplectus* o *Scirpus.* El matorral en zonas bajas suele estar acompañado por *Pteridium aquilinum, Ulex gallii* y *Scrofularia frutescens* y megaforbios como el *Senecio jacobea*.

Las depresiones y bordes de lagunas poseen una vegetación propia y diversa bien estudiada por García Murillo y Sousa, (1997); García Murillo y Sousa (1999); Sousa Martín y García Murillo, (1999); Sousa Martín y García Murillo (2005). Muñoz Reinoso (1996) y Muñoz Reinoso y García Novo, (2005), asocian este tipo de vegetación hidrofítica de Doñana a las surgencias locales con independencia de la topografía (ver imagen de El Acebrón, al final del texto).

En Santa Olalla el fuego del matorral de monte blanco se regeneró fácilmente recreando la vegetación preexistente en unos 10 años. Alcanzaría su máxima biomasa en unos 30, hacia 2005 (Merino y Martín Vicente, 1981). El monte negro se regeneró de modo paralelo sin cambio de especies, pero siendo suelos con más elementos finos y mayor humedad las biomasas áreas debieron ser aproximadamente un orden de magnitud superiores. En la actualidad, 2018, transcurridos 44 años no hay diferencia alguna entre la superficie incendiada y la vegetación del entorno.

En Encinillas Altas, el incendio del matorral de mancha se desencadenó el 19 de febrero de 1981 tras un invierno excepcionalmente seco, sin precipitaciones en enero y muy

cortas en febrero. El fuego alcanzó unas 250-300 ha, afectando a una parte conservada de vegetación con grandes alcornoques y madroños de 12-15 m de altura (Granados *et al.*, 1986). El suelo presentaba una sorprendente acumulación de materia orgánica que podía alcanzar 50 cm de predominio orgánico, sobre los horizontes arenosos del perfil, ricos todavía en materia orgánica (8,7%), C (5,05%) y N (0,19 %), (Siljestrom y Clemente, 1987). Los suelos ardieron durante una semana tras apagarse el incendio. Sobrevivieron la mayor parte de los alcornoques, madroños y labiérnago, pero la masa forestal densa resultó ahuecada. Al comienzo de su regeneración, en 11-12 de septiembre de 1985, se produce un nuevo incendio que alcanza en un 20% al arbolado, monte de mancha y, de nuevo, a Encinillas Altas. Los árboles rebrotados son afectados de nuevo, y el efecto resultó más severo que en el fuego anterior. Los esfuerzos de los bomberos, regando los pies, facilitaron el rebrote. El ahuecado se hizo más patente y el suelo había resultado esqueletizado, perdiendo los horizontes orgánicos superiores.

La vegetación de monte penetró fácilmente en la superficie quemada, ofreciendo la evidencia experimental del mecanismo que había conducido los antiguos bosques al matorral pirófito contemporáneo.

Pasados 33 años, Encinillas Altas presenta una regeneración de lentisco, madroño y alcornoque, pero dista de su estado previo al fuego. El depósito de nutrientes que ofrecía el suelo, ha desaparecido y los mecanismos de expansión de copas de lentisco y otras especies descritos más arriba, no han sido suficientes para recuperar el estado inicial y anular el suelo descubierto.

Los fuegos en matorral de *mancha* y arbolado no son reversibles a plazo medio (25 años) y representan una perdida de estructura significativa para los Parques. Los esfuerzos de las Administraciones han sido discontinuos e insuficientes y no han establecido con lucidez los criterios de urgencia en la salvaguarda ni en las tareas de restauración o de vigilancia de estos enclaves. Las publicaciones sobre Doñana, su historia, conservación, su vegetación y ecosistemas, y el propio *Dictamen* (1992), alertaban sobre el riesgo que suponen los fuegos y la importancia de conjurarlos. Lo contrario supone estar *quemando el futuro*[1].

Conclusiones

Reflexionando sobre el incendio en las repoblaciones de pinos de El Abalario en Junio 2017, es evidente que las Administraciones no habían tomado medidas preventivas adecuadas en el tratamiento de la masa forestal y que el combate del propio fuego resultó inusualmente lento, a pesar del acceso fácil de la zona.

1 García Novo, F. Quemando el futuro. *Diario de Sevilla*. Opinión. 6 de Agosto de 2004, p. 5.

En la zona incendiada se ha producido un vacío de diversidad, con escasos propágulos de matorral de monte y casi nulos de mancha o de arbolado distinto al pino y eucalipto. Los bancos de semillas de herbáceas y su difusión, aseguran la cubierta de gran parte de la superficie en primavera y la aparición de facies, a veces casi monoespecíficas, de especies herbáceas antes poco comunes. La diversidad del pastizal se elevará a medida que pase tiempo y se haga mas diverso el banco de semillas el suelo con aumento de bienales y especies geofitas perennes.

La retirada de los numerosos pinos quemados ayudará a impulsar la sucesión de herbáceas y el inicio de la implantación de *monte*, que lentamente ocupará el espacio quemado, pero no desarrollará matorral de *mancha*. Tampoco freatofitas que, al desaparecer la transpiración de los pinos, disfrutarían de una elevación de la superficie piezométrica, con la recuperación, esperable, de pequeñas surgencias. El desarrollo de las cañas es poco deseable y el de la adelfa, ambas especies introducidas de antiguo, es cuestionable. El control piezométrico para evitar que las extracciones turísticas supriman las surgencias, es imprescindible.

La recuperación de matorral de *mancha* y del arbolado superviviente debe ser prioritaria, incluyendo, inicialmente, pies de piñonero y eucalipto, pero poniendo énfasis en alcornoques, álamos, fresnos, aladierno y matorral de mancha con lentisco, labiérnago, madroño y otros. La repoblación en islas como la llevada a cabo por *Doñana 2005,* acelera el proceso y crea una vegetación que sirve de poyo a especies de vertebrados que actúan como dispersores. La plantación de piñoneros puede limitarse a pequeñas zonas, pero posee poco valor conservacionista.

Como sucediera en *Doñana 2005* la restauración del Abalario es una tarea de plazo muy largo, donde la Administración ejecuta las tareas imprescindibles y urgentes, ofreciendo la colaboración a Universidades, CSIC y centros de Investigación para desarrollar proyectos propios, que anualmente se den a conocer. Porque *el paisaje relevante de Doñana no es el natural, sino el científico* (García Novo, 2008) y *Doñana is the largest contribution of natural science to conservation in Spain* (García Novo, 2003b)

El incendio es fortuito, pero su control es una obligación de las administraciones. La enorme superficie incendiada, con más de 10.000 ha, ofrece una excepcional oportunidad para estudiar, innovar y recuperar, acercando los paisajes del Abalario a los del Coto Doñana, integrado una de las áreas protegidas españolas de mayor valor natural.

Referencias

Alés, E. and Martín Vicente, A., 1997. Temporal changes in the distribution of vegetation units in the stabilized dunes of Doñana. En García Novo, F., Crawford, R M M, Díaz Barradas, M C (Eds). The Ecology and conservation of European Dunes. Universidad de Sevilla-EUCC.Sevilla: 17-22

Ales Gómez, E., 1993. Sindromes ecológicos de la vegetación de Matorral. Tesis Doctoral. Facultad de Biología, U. Sevilla. 213+ anexos.

Allier, C., González Bernáldez, F. y Ramírez Diaz, L., 1974. Mapa Ecológico de la Reserva Biológica de Doñana 1:10.000. CSIC. Sevilla. 1 mapa +memoria.

Antunes, C, Díaz Barradas, M C, Zunzunegui, M, Vieira,S and Magoas, C., 2018a. Water source partitioning among plant functional types in a semi-arid dune ecosystem. Journal of Vegetation Science. doi.org/10.1111/jvs.12647

Antunes, C., Chozas, S., West, J, Zunzunegui, M., Diaz Barradas, M.C., Vieira,S. and Máguas, C. 2018b, Groundwater drawdown drives ecophysiological adjustments of woody vegetation in a semi-arid coastal ecosystem. Glob Change Biol. 2018: 1–15

Basanta Alves, A. y García Novo, F., 1988. Estructura y diversidad en matorrales seriales mediterráneos. Studia Ecologica 5: 119-136

Basanta Alves, A., García Novo, F. y Cabaneiro Albadalejo, A., 1984. Estructura del matorral mediterráneo secundario en Sierra Morena y sus relaciones con los gradientes del medio físico. Anal. Edaf. Agrobiol. 18(1-2): 1-18

Coca Pérez, M., 1999. Efectos de la intervención humana y de los factores ambientales sobre la vegetación del alcornocal en el Parque Natural de “Los Alcornocales” (Cádiz-Málaga). Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla

Comisión Internacional de Expertos, 1992. Dictamen sobre Estrategias para el desarrollo socioeconómico sostenible del Entorno de Doñana. Junta de Andalucía. Sevilla. 131p.

Díaz Barradas, M C, Zunzunegui, M, Tirado, R., Ain Lhout, F,. and García Novo, F., 1999. Plant functional types and ecosystem function in Mediterranean shrubland. J. Vegetation Sci. 10(5): 709-716

García Murillo, P. and Sousa, A., 1997. Vegetation changes in Abalario (PN Entorno de Doñana), Lagascalia 19(1): 737-744

García Murillo, P. y Sousa, A., 1999. El paisaje vegetal en la zona oeste del Parque Natural de Doñana, Lagascalia 21: 111-122

García Murillo, P. y Sousa, A., 1992. La restauración de Ribetehilos y la zona endorreica de El Abalario. Junta de Andalucía. Sevilla

García Novo, F., 1977. The effects of fire in the vegetation of Doñana National Park. En: Mooney H. and Conrad. F. (Eds.) Symposium on the environmental consequences of fire and fuel management in Mediterranean ecosystems. Technical Repport WO-3.U.S. Forest Service. Washington: 318-325

García Novo, F., 1979. The ecology of vegetation of the dunes in Doñana National Park (SW Spain). En Jefferies, R L y Davy, A. (Eds) Ecological Processes in Coastal Environment: 571-592 Blackwell.

García Novo, F., 1997. The ecoystems of Doñana National Park. En Garcia Novo, F., Crawford R MM, Diaz Barradas MC (Eds). The Ecology and conservation of European Dunes. Universidad de Sevilla-EUCC.Sevilla: 97-116

García Novo, F., 2001. La formación de los ecosistemas de Doñana. En Doñana Parque Nacional. Lunwerg Editores. Barcelona: 11-20

García Novo, F., 2003a. Biodiversidad y conservación de especies Rev R Acad Cienc Exact Fis Nat (Esp) 97:15-28

García Novo, F., 2003b. The conservation of Doñana National Park. Riserva Naturale di Torricchio, U. di Camerino, Camerino, 11 (1): 55-72

García Novo, F., 2008. El filtro científico. En Proyecto Doñana 2005. Junta de Andalucía/Doñana 2005: 95-125

García Novo F. y Arenas Cabello, J M., 2005. La restauración del Corredor Verde del río Guadiamar y de los Parques de Doñana. 2005. En López Geta, J A, Rubio J C, Martín Machuca, M (Eds.) VI Simposio del Agua en Andalucía. ITGME: 123-140

García Novo, F y Fernández Lofaso, R, 2009. Cartografía histórica del Coto del Rey. C.Urbanismo Vivienda. Sevilla.

García Novo, F., Lamrani, M. and Gallego Fernández, J.B., 2003. The Biosphere Reserve of Grazalema (South Spain). La Riserva Naturale di Torricchio, U. di Camerino, Camerino, 11(2): 115-140

García Novo, F. y Marín Cabrera, C., 2005. Doñana: agua y biosfera. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir/ UNESCO. Sevilla. 333 p.

García Novo, F., Martín Vicente, A. y Toja Santillana, J., 2007. La Frontera de Doñana. U Sevilla, Secretariado de Publicaciones. Col. Divulgación Científica. Sevilla. 317 p.

García Novo, F. and Merino, J., 1996. Dry coastal ecosystems of South Western Spain En E Van der Maarel (ed) Dry Coastal Ecosystems A. regional studies The Artic and Europe. Ecosystems of the World 2ª. Elsevier Amsterdam, Cap 21.

García Novo, F., Torres Martínez, A. y Ramírez Diaz. L. 1977, El Sistema de dunas de Doñana. Naturalia hispánica 5. Icona. Madrid 56 p.

Granados Corona, M, Martin Vicente, A. y García Novo, F., 1986. El papel del fuego en los ecosistemas de Doñana. Bol. E. Central Ecología. 15(29): 17-28

Granados Corona, M., 1988. Transformaciones históricas de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana. Tesis Doctoral. U. de Sevilla. Facultad Biología.

Granados Corona, M, Martín Vicente, A., Fernández Ales, R y García Novo, F., 1984. Etude diachronique d´un ecosysteme a longue echelle. La Pinede de Marismillas (Parque National de Doñana) Melanges Casa Velasquez 20: 393-418

Granados Corona, M, Martin Vicente, A., y García Novo, F., 1987. Evolución conjunta del paisaje y su gestión. El caso del Parque Nacional de Doñana. Estudios Territoriales 24: 183-187

Granados Corona, M, Martín Vicente, A., García Novo, F., 1989. Long term vegetation changes in the Stabilized dunes of Doñana National Park. Vegetatio 75: 73-80

Herrera Maliani, C., 1984. Tipos morfológicos y funcionales en plantas del matorral mediterráneo del Sur de España. Studia Oecológica,5: 7-34

Márquez Fernández, D., 1977. La geo-economía forestal de Huelva y el dilema de sus eucaliptales. U. Sevilla.

Martín Vicente, A., 1982. La sucesión en la vegetación del matorral del P.N. Doñana. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla.

Merino, J. y Martín Vicente A., 1981. Biomass, productivity and succession in the scrub of the Doñana Biological Reserve in SW Spain. En Margaris, NS, Mooney HA (Eds). Components of productivity of Mediterranean climate regions: 197-203 Dr Junk Pub. La Haya.

Morenés y Mariategui, C., 2005. Historia del Coto de Doñana (1865-1885). Fundación Patrimonio Natural.

Muñoz Reinoso, J C, 1996. Tipología de las descargas sobre arenas de la Reserva Biológica de Doñana. Limnetica 12: 53-63

Muñoz Reinoso, J C., 2005. Vegetation changes and groundwater abstraction in SW Doñana, Spain J. Hydroloy 242: 197-209

Muñoz Reinoso, JC. and García Novo, F., 2005. Multiscale control of vegetation patterns: the case of Doñana (SW Spain). Landscape Ecology: 20: 51-61

Pausas, J G., 2012. Incendios forestales. Colección ¿Qué sabemos? CSIC/ Catarata. Madrid. 119 p.

Rivas Martínez, S., Costa, M., Castroviejo, S. y Valdés, E., 1980. Vegetación de Doñana (Huelva, España). Lazaroa 2: 5-187; 271-326.

Siljestrom, P. y Clemente, L., 1987. Caracterización de una toposecuencia en las naves (arenas estabilizadas) del Parque Nacional de Doñana. Anal. Edaf. Agrobiol. 46(7-8): 853-886.

Sousa Martín, A y García Murillo, P., 1999. Historical evolution of the Abalario lagoon complex (Doñana Natural Park, SW Spain). Limnetica 16: 85-986

Sousa Martín, A y García Murillo, P., 2000. Los topónimos como indicadores de los cambios territoriales y la percepción del paisaje: el caso del Abalario (P. N. Doñana, Huelva). Cuadernos de Almonte 49. 80 p

Sousa Martín, A y García Murillo, P., 2005. Historia ecológica y evolución de las lagunas peridunares del Parque Nacional de Doñana. Colección técnica. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid

Stevenson, A. C., and Moore, P. D., 1988. Studies in the vegetational history of S.W. Spain. IV: Palynological investigations at El Acebrón, Huelva. Journal of Biogeography 15: 339-361.

Trabaud, L. and Lepart, J., 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. Vegetatio 43: 49-57

Valverde, JA., 1963. An ecological sketch of the Coto Doñana. British Birds 51: 1-23

Zunzunegui, M, Díaz Barradas, M C, Clavijo, A., Alvarez Cansino, L., Ain Lhout F. and García Novo,F. 2006 Ecophysiology, growth timing and reproductive effort of three sexual forms of Corema album (Empetraceae). Plant Ecology 283: 35-46

Pteridium aquilinum entre alcornoques y pinos en zona surgente ocasional. El Acebrón. Parque Natural de Doñana. Huelva. Autor: F. García Novo.

Modelos ecológicos en la regeneración tras incendio de la vegetación atlántica. Aplicaciones a la restauración

Mercedes Casal; Juan García-Duro; Jesús Pereiras; Xosé Manoel Pesqueira; Mercedes Rivas y Otilia Reyes

Departamento de Biología Funcional, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela

mercedes.casal@usc.es

Resumen

Se exponen modelos ecológicos que reflejan la recuperación de la vegetación forestal atlántica tras incendios forestales. Los modelos temporales se usaron a escala de comunidad vegetal (riqueza específica, cobertura, biomasa), de grupos taxonómicos (Asterceae, Ericaceae, Cistaceae, Poaceae), de tipos biológicos, de grupos regenerativos o de poblaciones de plantas. Se analizan los factores más importantes que modulan la intensidad de la regeneración, como son la época de ocurrencia del fuego, la recurrencia y el medio físico del ecosistema afectado. Se explican los modelos funcional-regenerativos creados a partir de las características germinativas y de las características rebrotadoras que presentan las especies atlánticas en relación con el fuego y que permiten crear nuevos grupos ecológicos de especies. Las características de germinación de numerosas especies (tiempo de inicio, tiempo final, valor alcanzado) pueden ser utilizadas para diseñar planes de restauración de áreas incendiadas, donde los diferentes objetivos temporales pueden ser cubiertos usando las especies nativas adecuadas.

Summary

This article presents ecological models reflecting the recovery of Atlantic forest vegetation after forest fires. Temporary models were used at the level of plant community (species richness, cover, and biomass), taxonomic groups (Asteraceae, Ericaceae, Cistaceae, and Poaceae), life forms, regenerative groups and plant populations. The most important factors that modulate the intensity of the regeneration were analysed, These factors included the time of fire occurrence, fire recurrence and the physical environment of the affected ecosystem. We describe functional regenerative models based on the germinative and resprouting characteristics of Atlantic species in relation to the fire, that allow the creation of new ecological groups of species. The germination character-

istics of numerous species (start and end time as well as the final attaiend value) can be used to design restoration plans for burned areas, where different temporal objectives can be achieved using the appropriate native species.

Introducción

La investigación sobre Ecología del fuego de la Península Ibérica comenzó muy temprano, especialmente los estudios sobre vegetación. Desde la pionera publicación de García Novo (1977) se realizaron gran cantidad de investigaciones y publicaciones sobre temática variada. Haciendo balance, se encuentran un mayor número de investigaciones y de publicaciones sobre la zona mediterránea que sobre la atlántica. Paradójicamente, la zona atlántica del NW España, perteneciente a la Región Eurosiberiana y cuya vegetación potencial es el bosque de *Quercus robu*r L., sufre la mayor frecuencia de incendios forestales de todo el territorio (Vázquez y Moreno, 1998). Los incendios constituyen uno de los procesos que más afectan a los brezales de sustitución del bosque (Fagúndez, 2013) En esta zona atlántica se realizaron estudios sobre regeneración de comunidades y de poblaciones vegetales en series diacrónicas en plazos de tiempo medios (Iglesia *et al.,* 1998). También se investigaron las vías y las intensidades regenerativas de diferentes especies (Fontúrbel *et al.,* 2011). A partir de la información obtenida en estudios realizados por el Grupo de Ecología del Fuego de la Universidad de Santiago de Compostela sobre el desarrollo post-incendio de comunidades vegetales atlánticas (Casal *et al*., 1984) se construyeron distintos modelos que recogen la respuesta de la vegetación al incendio, a escala de comunidades, de grupos ecológicos o de poblaciones, y más recientemente se han elaborado modelos sintéticos funcional-regenerativos de las especies atlánticas (Reyes y Casal, 2008).

Las tendencias detectadas en la vegetación atlántica de Galicia mediante análisis diacrónicos y sincrónicos son similares a las obtenidas en otras zonas atlánticas por diferentes autores (Bullock y Webb, 1995; Clément, 2008; Clément y Touffet, 1990; Gloaguen, 1990).

Con la información reunida sobre el comportamiento regenerativo de las especies de plantas nativas se pueden establecer las bases germinativas para diseñar medidas ecológicas de gestión de áreas incendiadas, de protección contra la erosión hídrica y para conseguir posteriormente usos sostenibles enfocados hacia la prevención de nuevos incendios en los espacios forestales atlánticos. El conocimiento de cómo, cuánto y cuándo germinan las semillas de especies herbáceas, arbustivas y arbóreas es imprescindible para diseñar planes de gestión post-incendio de las áreas afectadas (Casal y Reyes, 2013), teniendo unos objetivos claros y concretos como ya propuso Vallejo en 1996.

Regeneración de comunidades y poblaciones vegetales

Los primeros modelos post-incendio se obtuvieron como tendencias temporales estudiadas en 10 estaciones de muestreo situadas en un único tipo de ecosistema de matorral de brezal atlántico seco (hábitat 4030) dominado por *Ulex europaeus* L., acompañado por *Erica cinerea* L., *Erica umbellata*, L., *Calluna vulgaris* (L.) Hull, *Daboecia cantabrica* (Huds.) K. Koch y *Halimium alyssoides* (Lam.), con mayor o menor cantidad de arbolado de *Pinus pinaster* Aiton remanente de plantaciones que sufrieran reiterados incendios forestales.

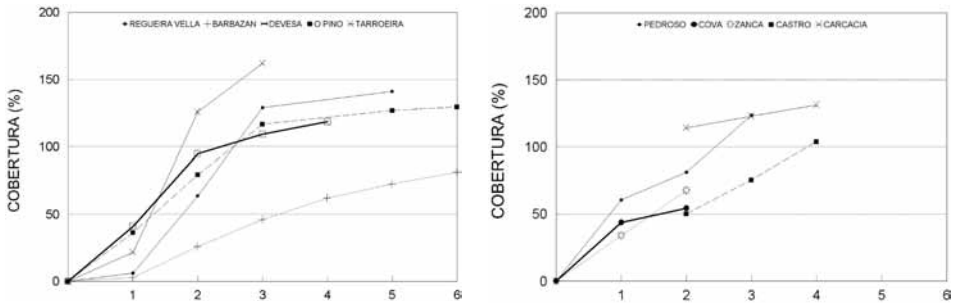
El modelo de cambio temporal de cobertura de vegetación leñosa (Casal *et al*., 1984) puso de manifiesto que se produce un rápido incremento de la cobertura leñosa (se alcanza un 60% en 3 años) y, por tanto, de la protección del suelo. También se obtuvieron modelos de los cambios de riqueza específica (Casal, 1985), resultando diferentes las tendencias manifestadas por los componentes estables de la comunidad, como son las especies leñosas y las herbáceas perennes que recuperan lentamente su riqueza tras el fuego. La tendencia que sigue el componente efímero de la vegetación, formado por las especies terófitas colonizadoras, muestra una riqueza elevada durante el primer y el segundo año tras incendio y luego decae rápidamente hasta anularse.

Se detectó que la época de ocurrencia del incendio influye sobre la intensidad de recuperación del tojal (Casal, 1985). Después de un incendio de primavera la regeneración de la cobertura leñosa es muy intensa, mientras que tras un incendio de otoño la recuperación es poco intensa y esta diferencia de recubrimiento y de protección edáfica se refleja durante varios años tras el incendio.

Se ampliaron los estudios a 10 ecosistemas de matorral diferentes en sus condiciones ambientales y en su vegetación (Pereiras, 1995; Pereiras *et al,* 1990) y se detectó que todas las comunidades siguen un mismo patrón de desarrollo temporal tras el fuego y que cada comunidad vegetal tiene su propia intensidad de desarrollo de la cobertura leñosa con superposición de especies (figuras 1a y 1b). Así el primer año tras fuego, el valor medio de cobertura leñosa de todas las comunidades alcanzó como porcentaje el 30,81±4,88%, variando entre 3,04% y 60,50% los valores de las comunidades. El segundo año presentaron un valor medio de 75,79± 6,93%, con un rango entre 26,07% y 125,82%. El tercer año el porcentaje medio de cobertura resultó de 110,76±8,82% con un rango entre 46,02% y 161,88%.

Los ecosistemas que tienen mejores condiciones edáficas e hídricas son los que presentan los mayores valores de recubrimiento leñoso.

Dos de las estaciones, que sufrieron incendios de baja severidad, manifestaron una elevada recuperación de la cobertura el primer año, pero después su desarrollo resultó atenuado



Figuras 1a y 1b. Desarrollo temporal tras incendio de la cobertura total de la vegetación leñosa. Datos de 10 estaciones.

Además, en las comunidades crecen espacialmente las diferentes especies leñosas, de modo que además de incrementarse la altura también aumenta la superposición horizontal, desarrollándose comunidades más altas, estructuradas y organizadas. Los incrementos interanuales son diferentes en cada grupo de especies: los aumentos de cobertura de las Leguminosas son más elevados el 1º y 2º año, y luego se atenúan; los incrementos de las Ericáceas son más elevados el 2º y 3º año y posteriormente se reducen hasta valores medios. Otras especies leñosas tienen sus máximos el 1º y 2º año, con valores medios y después del 3º año aumentan muy ligeramente cada año.

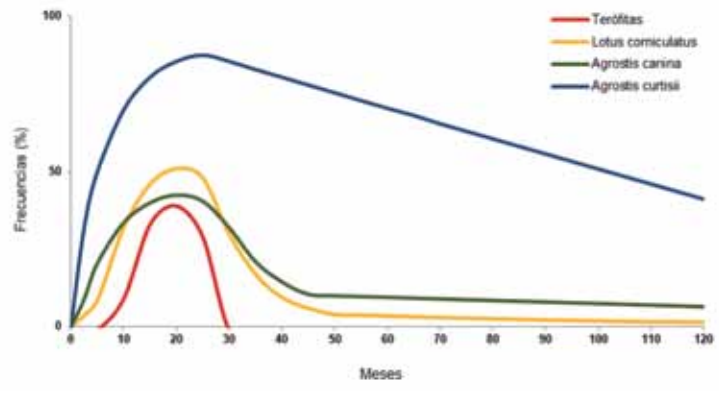


Figura 2. Modelo de cambio temporal en la abundancia de poblaciones (expresada como frecuencia). Especies herbáceas, que son hemicriptófitas o terófitas.

Cuando se desglosaron los componentes del tojal de *U. europaeus* se detectaron diferentes comportamientos de recuperación de la biomasa de *Ulex* (compuesto por 95% de *U. europaeus* y 5% de *Ulex gallii* Planch.*)*, regenerada fuertemente mediante rebrotes y por semillas, y de la biomasa de Ericáceas (*E. cinerea*, *E. umbellata*, *C. vulgaris* y *D.*

cantabrica), que se regeneran por semillas y por lo tanto su biomasa se incrementa muy lentamente los primeros años. Además, dado su escaso porte, al cabo de 10 años este grupo presenta valores de biomasa muy inferiores al *Ulex* (Casal *et al*., 1984).

Al analizar el tamaño de las poblaciones de herbáceas individualmente (Figura 2), detectamos que tres especies herbáceas perennes (*Agrostis curtisii* Kerguélen*, Agrostis canina* L. y *Lotus corniculatus* L.) y varias herbáceas terófitas (*Agrostis delicatula* Pourret ex Lapeyr.*, Aira praecox* L., *Teesdalia nudicaulis* (L.)R.Br. *, Senecio lividus* L., entre otras) presentaban sus tamaños de población máximos el 1º y el 2º año post-incendio, ya que pueden aprovechar el vacío de competencia y la gran disponibilidad de nutrientes y luz del área incendiada. Posteriormente desaparecen las herbáceas anuales y se reducen notablemente los efectivos de las perennes, debido a la progresiva competencia del componente arbustivo (Casal *et al.,* 1986).

Cuando se estudiaron comunidades de *Pterospartum tridentatum* (L.) Willk. y *U. gallii* incendiadas, se confirmaron los patrones de mayor crecimiento de las especies leñosas Leguminosas frente a las Ericáceas y las especies herbáceas (Pesqueira *et al.,* 2005). Además, al agrupar a las especies según su comportamiento regenerativo, se detectaron tres patrones de respuesta:

Las especies muy rebrotadoras (*P. tridentatum, U. gallii*) incrementaron rápidamente su cobertura, manteniéndose desde 1,5 a 5 años en valores en torno a 70%. Por su parte las especies poco rebrotadoras (*E. cinerea*), aumentaron lentamente su cobertura desde 25% a los 1,5 años hasta casi 50% a los 5 años. El tercer grupo estaba formado por las leñosas no rebrotadoras como *E. umbellata*, que produce numerosas plántulas de las que sobrevivieron solamente un 3% a los 5 años tras el fuego.

Posteriormente se abordó el estudio de 26 zonas incendiadas en Galicia, con el objeto de conocer si tienen distinta respuesta tras el fuego dependiendo de sus características climáticas (oceanicidad frente a mediterraneidad), su posición topográfica (alta, media y baja), su tipo de comunidad vegetal y los grupos regenerativos que componen la comunidad. García-Duro (2016) y García-Duro *et al.* (2009) encontraron un efecto significativo de los factores clima y posición topográfica, así como la interacción de ambos en la recuperación de la cobertura leñosa con superposición. Tal como se observa en la Figura 3, las estaciones se diferencian netamente según su carácter climático en zonas atlánticas y zonas mediterráneas, resultando que la cobertura con superposición tras el incendio se desarrolló más temprana e intensamente en las zonas atlánticas, de manera que, a los 4 años del fuego, su valor era 8% superior en estos matorrales atlánticos.

Además, la posición topográfica condiciona fuertemente el desarrollo de la cobertura con superposición en ambos climas, siendo superior en la posición baja que en la media o alta de ladera. En las zonas atlánticas, 5 años tras el fuego se encontraron en la posición topográfica baja valores de cobertura de 150% y 255%. En la posición media el valor fue inferior a 170% y en la posición alta la Cobertura fue de 100% y de 160%.

En las áreas mediterráneas la cobertura con superposición fue muy baja el 1º año tras fuego. Con el tiempo se incrementaron las diferencias entre las comunidades según su posición topográfica, siendo superior el valor de cobertura de la comunidad de posición baja que las posiciones media y alta. En la posición baja la cobertura con superposición alcanzó a los 4 años un valor de 206%. En posición media el valor estuvo comprendido entre 155% y 120%. En posición alta el valor fue inferior a 110%.

En conjunto, de las secuencias estudiadas sincrónica o diacrónicamente, se pudieron reconstruir 10 años de sucesión secundaria tras fuego en numerosos ecosistemas de matorral atlántico de Galicia (Casal y Reyes, 2013). En estos 10 años se suceden tres etapas bien diferenciadas en ecosistemas de matorral de *U. europaeus*. La primera etapa dura unos 6-8 meses, se caracteriza fundamentalmente porque el suelo está desprovisto de vegetación herbácea y leñosa, aunque ya se inician los primeros rebrotes y la emergencia de plántulas. En los tojales esta etapa termina con valores bajos de riqueza específica (4,40 especies/25 m^2), cobertura (9,25%) altura (0,32 m) y biomasa arbustiva (0,15 t/ha), lo que refleja una escasísima vegetación y pobre diversidad.

La segunda etapa dura hasta los 3 años; se caracteriza por una elevada riqueza específica de herbáceas anuales pioneras y por manifestar un incremento rápido del desarrollo de la vegetación tanto herbácea como leñosa. Al final de esta etapa los tojales presentan valores altos de riqueza específica (21,00 especies/25m^2), cobertura (60,82%), altura (0,94m) y biomasa arbustiva (1,65 t/ha). La tercera etapa dura hasta los 10 años, se caracteriza por tener un incremento lento de la vegetación leñosa y una reducción de la herbácea perenne, llegando a presentar una estructura similar al matorral desarrollado. Al final de este período el tojal presenta una riqueza específica media (14,7 especies/25 m^2) y unas elevadas coberturas (98,32%), altura (1,47m) y biomasa arbustiva (12,11t/ha).

En ecosistemas frágiles o que tienen condiciones ambientales severas, la duración de las etapas se prolonga en el tiempo, ya que la regeneración de la comunidad es más lenta por las limitaciones ambientales, es decir, tienen menor resiliencia.

Por el contrario, en ecosistemas poco frágiles o disfrutando condiciones ambientales favorables, los plazos de la sucesión se acortan al ser poco limitante el ambiente y entonces las comunidades tienen mayor resiliencia (Casal *et al*., 1984; Casal y Reyes, 2013). En todos los casos, los tres primeros años son los de mayores cambios en la organización de la comunidad y los de mayor dependencia del medio físico (Pereiras *et al*., 1990).

Otro de los factores estudiados en matorral de *U. europaeus* mediante parcelas permanentes, fue la recurrencia de incendios (Reyes *et al.,* 2000). Cerca de Santiago de Compostela se establecieron unas parcelas USLE para realizar un proyecto europeo centrado en el estudio de la erosión.

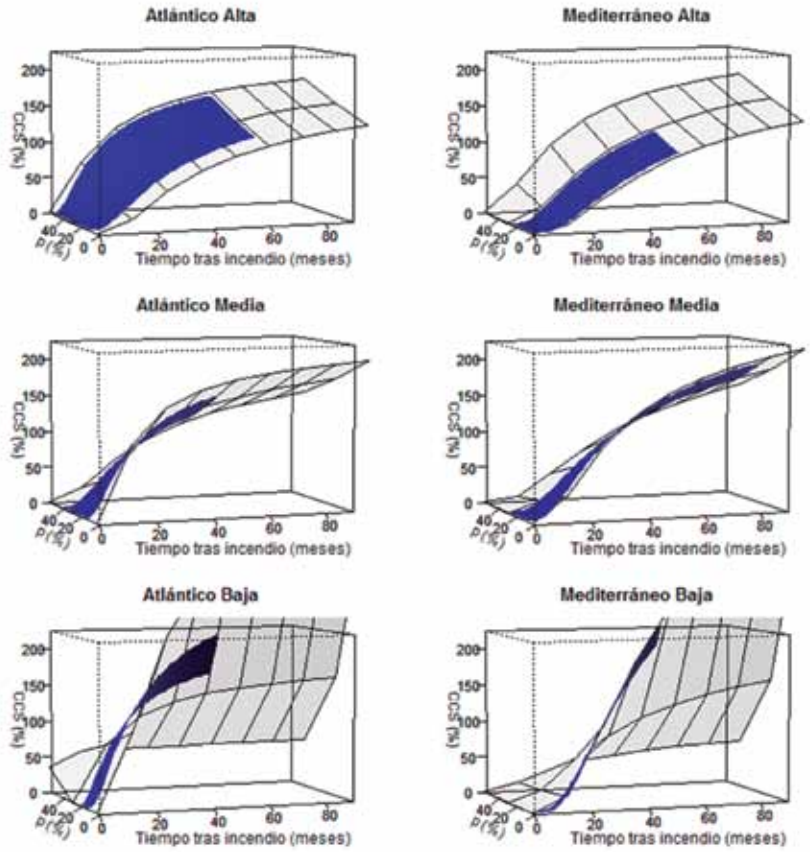


Figura 3. Cambios temporales en la cobertura con superposición tras fuego. Matorrales atlánticos y mediterráneos de Galicia, en las posiciones topográficas Alta, Media y Baja ladera.

El matorral existente había sufrido un incendio en 1978, y presentaba en 1988 una cobertura leñosa total de 190% (98%), con una cobertura de *Ulex* de 90%, de Ericáceas de 70% y de *H. alyssoides* de 27%. En septiembre de 1988 se realizó una quema experimental, tras la cual a los dos años la cobertura de *Ulex* era de 70%, la de Ericáceas de 25%, la de *H. alyssoides* de 5% y la de Herbáceas de 15%. Posteriormente, en 1996, las parcelas sufrieron un incendio accidental y después de dos años la cobertura de *Ulex* era de 50%, las Ericáceas cubrían un 1%, *H. alyssoides* un 4% alcanzando las herbáceas un 60%. En tres incendios seguidos, se ha constatado un progresivo predominio de *U. europaeus* y una reducción de las Ericáceas y de las Cistáceas leñosas, mientras que se registra un aumento claro de las herbáceas, en las primeras fases de regeneración. Con fuegos repetidos, el matorral se simplifica progresivamente, haciéndose dominante casi exclusiva *U. europaeus* y aumentando las herbáceas perennes. Este efecto de la

recurrencia del fuego que simplifica la diversidad de la vaegtación, ya fue señalado por Trabaud (1977) en la garriga francesa.

La regeneración de las comunidades vegetales puede ser interpretada según su expresión espacial (Casal, 2007), ya que tiene un componente autogénico y otro alogénico, dependiendo de que los propágulos procedan de la propia área incendiada o del exterior. Por otra parte, según el modelo espacial que manifiesta esta regeneración, se puede diferenciar entre un modelo perimetral, si la regeneración avanza principalmente desde los bordes del área quemada hacia el interior; una regeneración difusa, al regenerarse la vegetación por toda el área de modo más o menos regular; y una regeneración nuclear, si la regeneración se produce más intensamente a partir de núcleos vegetales generados por rebrotes o por germinación de semillas transportadas por zoocoria. La génesis y la distribución espacial de la comunidad vegetal que se regenera está condicionada por los factores de extensión del incendio, de su severidad, frecuencia (Walter 1977) y además de la época de ocurrencia y del tipo de ecosistema que arde, de acuerdo con otros autores (Trabaud, 1977).

Estrategias regenerativas

Las dos vías de regeneración de las plantas tras el incendio son el rebrote a partir de las yemas supervivientes o la germinación de las semillas supervivientes. Hay especies que presentan las dos vías simultáneamente.

Se realizó un estudio de regeneración por rebrote de 6 especies arbustivas en el NW de la Península Ibérica (*E. umbellata*, *Genista triacanthos* Brot., *P. tridentatum*, *Ulex micranthus* Lange, *Ulex minor* Roth y *U. europaeus*), diferenciando los individuos en 3 clases de edad: jóvenes, intermedios y maduros (Reyes *et al*., 2009). Se midieron los rebrotes mensualmente durante un año. En ninguna de las clases de edad se detectaron rebrotes de *E. umbellata*. El resto de las especies rebrotaron y lo hicieron con valores que fueron significativamente diferentes entre especies, entre clases de edad y entre muestreos diferentes. Las diferencias registradas en estas especies rebrotadoras permitieron establecer dos patrones de regeneración: Especies Rebrotadoras Tipo I: que incluye a *U. micranthus* y *G. triacanthos,* que poseen baja intensidad de rebrote que, además, disminuye con la edad; Especies Rebrotadoras Tipo II: que incluye a *P. tridentatum*, *U. europaeus* y *U. minor*, que presentan una elevada intensidad de rebrote que aumenta con la edad de la planta. Estas últimas especies tienen, además, raíces más desarrolladas que las de especies del Tipo I. Así, *P. tridentatum* tiene una raíz principal con un ligero engrosamiento en el cuello y las dos especies de *Ulex* presentan 2-3 raíces gruesas que se unen en el cuello.

Los niveles de intensidad de rebrotes y los niveles de intensidad de germinación tras incendio de 37 especies arbóreas, arbustivas y herbáceas atlánticas, permitieron

elaborar modelos funcionales, basados en el modelo de Crawley (1997). El Modelo Funcional-Germinador (Reyes y Casal, 2008) recoge la respuesta de una especie vegetal como Estimulación, Efecto nulo o Inhibición de la germinación por los factores del fuego, dependiendo la amplitud de cada respuesta de la intensidad baja, media o alta del fuego. Por otra parte, el Modelo Funcional-Rebrotador explica cuánto aumenta la biomasa aérea de las plantas tras el fuego, diferenciando las especies entre Muy Rebrotadoras, Poco rebrotadoras o No Rebrotadoras, y cómo esa variación de biomasa depende de la intensidad del fuego. Con ambos modelos se construyó un modelo inclusivo denominado Modelo Funcional-Regenerativo en el que se expone la intensidad de recuperación de las plantas tras fuego, diferenciando entre respuestas: Dependiente del fuego, Dependiente de rebrote, Dependiente de germinación, o Sensible al Fuego. Estos cuatro tipos funcional regenerativos de plantas atlánticas junto con el grado de estimulación que las plantas manifiestan tras el fuego permiten crear 12 categorías en las que se pueden incluir a las 37 especies estudiadas.

Estos modelos fueron validados analizando los cambios temporales en la cobertura de las especies arbustivas dominantes de 4 comunidades diferentes (Reyes y Casal, 2008), la cobertura tras incendio de 20 especies rebrotadoras de 2 comunidades distintas en dos localidades diferentes (Arias, 2012) y el comportamiento germinativo tras incendio de 40 especies arbustivas y herbáceas (Rivas, 2016).

Restauración de áreas incendiadas

Después de estudiar en el NW de la Península Ibérica la regeneración natural en 58 comunidades forestales mediante seguimientos diacrónicos en la mayoría de los casos y mediante análisis sincrónicos en otros y después de realizar estudios regenerativos de 80 especies de ecosistemas atlánticos, el equipo de Ecología del Fuego de la Universidad de Santiago de Compostela dispone de una gran cantidad de información que puede ser usada como base ecológica para la restauración post-incendio. Este tipo de información es muy necesaria para abordar planes de gestión post-incendio de las áreas forestales teniendo unos objetivos claros y bien diseñados, en el sentido expuesto por Vallejo en 1996.

Muchas de las especies estudiadas tienen características de germinación que las hacen muy útiles para restaurar un área incendiada tratando de fijar el suelo y los nutrientes, y esto depende de los objetivos temporales de la restauración (Casal y Reyes, 2013). Las características más indicadas para realizar una restauración de máxima urgencia son que las especies a usar tengan una germinación temprana y abundante, y normalmente se trata de especies herbáceas anuales.

Para una restauración urgente se pueden usar especies herbáceas perennes y especies arbustivas. Y para una restauración a medio y largo plazo se pueden usar especies

arbustivas y arbóreas nativas de amplia tolerancia, buena tasa de desarrollo y buena tasa de establecimiento. Entre las especies nativas se pueden encontrar especies adecuadas para los fines de restauración: Como ejemplos de especies anuales *Tuberaria guttata* L. Faurr. tiene una tasa de germinación de 37,4%, comienza a germinar el 2º día después de poner las semillas en humedad y alcanza el 90% de su germinación (T90) el día 16º; por su parte, *A. delicatula* tiene una tasa de germinación de 97,3%, proceso que comienza el día 4º y alcanza el 90% del total el dia 6º de la siembra de las semillas en laboratorio.

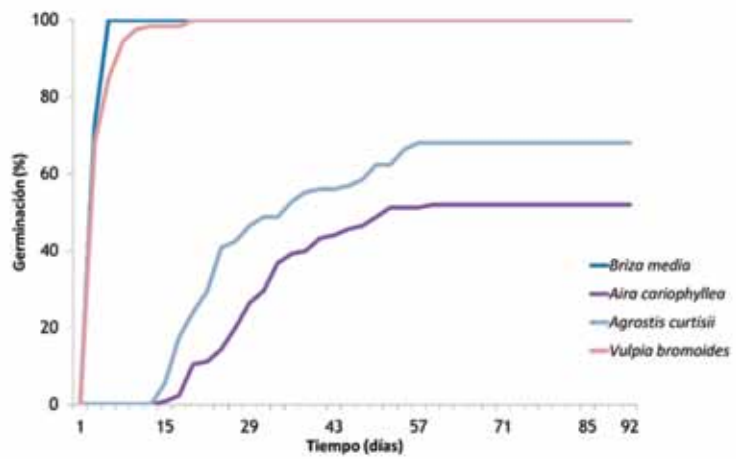


Figura 4. Curvas de distribución temporal de la germinación natural de *Vulpia bromoides* y de *Aira cariophyllea* (terófitas) y de *Briza media* y *Agrostis curtisii* (hemicriptófitas).

Como especies perennes con tasas germinativas bajas y un proceso germinativo rápido están los ejemplos de *Avenula marginata* (Lowe) J. Holub (17,4% de germinación) comienza su germinación el dia 7º y llega al 90% el dia 20º y de *A. curtisii* (16,7% de germinación) comienza a germinar el dia 7º y termina el 14º (González-Rabanal y Casal, 1995). En la Figura 4 se presentan ejemplos de gramíneas estudiadas por Rivas (2016) con dos especies anuales (*Vulpia bromoides* (L.) S.F. Gray y *Aira cariophyllea* L.) junto con dos especies hemicriptófitas (*Agrostis curtisii* Kerguelen y *Briza media* L.). Las cuatro especies presentan dos tipos bien diferenciados de germinación: dos especies germinan temprano con un valor máximo y las otras dos especies germinan más tarde y alcanzan un valor de solamente del 52% y 68% de germinación.

Estos comportamientos diferenciados interesan para el uso de la germinación de especies nativas en los planes de restauración. Por otra parte, se puede forzar la germinación natural sometiendo a las semillas a choques térmicos, ya que son factores que resultan estimulantes para Leguminosas y para Cistáceas, o a tratamientos de humo que también estimulan la germinación de diferentes especies.

Conclusiones

Las propuestas de gestión post-incendio de un área forestal basadas en el conocimiento ecológico se pueden resumir en varios puntos:

1) aplicar el conocimiento científico existente
2) actuar solamente donde y cuando sea necesario
3) usar técnicas blandas que no generen perturbaciones importantes
4) emplear las especies vegetales adecuadas teniendo en cuenta que tengan altos potenciales regenerativo y de recubrimiento, que sean especies autóctonas, que los individuos o los propágulos procedan de poblaciones locales, que sean plantas o semillas de alta calidad
5) actuar en el marco del cambio climático.

Agradecimientos

Este trabajo fue redactado gracias al apoyo de los proyectos AGL2013-48189-C2-2-R y AGL2017-86075-C2-2-R (MINECO y FEDER) y LE001P17 (Junta de Castilla y León).

Referencias

Arias, I., 2012. Caracterización de las intensidades y vías de regeneración tras incendio de especies forestales de Galicia. *Tesina de Licenciatura*. Universidad de Santiago de Compostela.

Bullock, J.M. and Webb, N.R., 1995. Responses to severe fires in heathland mosaics in southern England. *Biological Conservation 73:* 207-214.

Casal, M., 1985. Cambios en la vegetación de matorral tras el incendio, en Galicia. *Estudios sobre prevención y efectos ecológicos de los incendios forestales*: 93100. Servicio de Publicaciones del Mº de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Casal, M., 2007. Impacto de los incendios forestales sobre la vegetación y el ecosistema. En: *Investigación criminal nos incendios forestais*. Publicación en CD. Fiscalía do Tribunal Superior de Xusticia de Galicia. Santiago de Compostela.

Casal, M., Basanta, M. y García Novo, F., 1984. *Ecología de la regeneración del monte incendiado en Galicia*. Monografía nº 99. Servicio de Publicaciones. Universidad de Santiago de Compostela. 114 p.

Casal, M.; Basanta, M. y García Novo, F., 1986. Sucesión secundaria de la vegetación herbácea tras el incendio del matorral, bajo repoblación forestal de *Pinus*. *Boletín de la RSEHN (Biol.), 82*: 2534.

Casal, M. y Reyes, O., 2013. Claves ecológicas para la restauración de la vegetación de áreas quemadas en Galicia". *En*: Martínez-Ruiz, C., Lario-Leza, F.J y Fernández-Santos, B. (Eds.) *Avances en la restauración de sistemas forestales*. *Técnicas de implantación*. SECF-AEET, Madrid, España : 69-73.

Clément, B. 2008., Niveaux et vitesses de resilience des landes atlantiques après feux, *Acta Botanica Gallica, 155:* 79-87,

Clément, B. and Touffet, J., 1990. Plat strategies and secondary succession in Brittany heathlands after severe fire. *Journal of. Vegetation Science, 1*: 195-202.

Crawley, M.J., 1997. Plant herbivore-dynamics. En: Crawley, M.J. (Ed.) *Plant Ecology*. Blackwell, Oxford, UK: 401-474.

Fagúndez, J., 2013. Heathlands confronting global change: drivers of biodiversity loss from past to future scenarios*. Annals of Botany, 111*: 151-172.

Fontúrbel, M.T., Vega, J.A., Pérez-Gorostiaga, P., Fernández, C., Alonso, M. Cuiñas, P. and Jiménez, E,. 2011. Effetcs of soil burn severity on germination and initial establishment of maritime pine seedlings, under greenhouse conditions, in two contrasting experimentally burned soils*. International Journal of Wildland Fire, 20*: 209-222.

García Novo, F., 1977. The effects of fire on the vegetation of Doñana National Park, Spain. En: Mooney, H. A. y Conrad, C.E. (Coord.) *Proceedings of the Symposium on the Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA Forest Service. General Technical Report WO-3: 318-325.

García-Duro, J., 2016. Patrones de regeneración vegetal tras incendio en Galicia: papel de los factores ambientales. *Tesis Doctoral*. Universidad de Santiago de Compostela.

García-Duro, J., Muñoz, A., Álvarez, R., Pesqueira, X.M., Rivas, M., Reyes, O. y Casal, M., 2009. Papel de los gradientes ambientales en la regeneración vegetal tras incendio en ecosistemas de matorral de Galicia. 5ª Congreso Forestal. *Montes y sociedad: Saber qué hacer*. Ávila. 8 p.

Gloaguen, J.C., 1990. Post-burn succession on Brittany heathlands. *Journal of Vegetation Science, 1*: 147-152.

González-Rabanal, F and Casal, M. 1995. Effect of high temperatures and ash on germination of ten species from gorse shrubland. *Vegetatio, 116:* 123-131.

Iglesia, A., Cascudo, A. y Díaz Vizcaíno, E., 1998 Preliminary post-fire secondary succession in shrubland dominated by *Ulex gallii* Planchon in Inland Galicia (NWSpain). En: Trabaud, L. (Ed.) Fire Management and Landscape Ecology. International Association of Wildland Fire. Fairfield, USA: 115-122.

Pereiras, J. 1995. Cambios estructurais en comunidades de mato incendiadas en Galiza. *Tesis Doctoral*. U. Santiago C.

Pereiras, J., Casal, M., Montero, R. and Puentes, A., 1990. Postfire secondary succession under different ecological conditions in shrub vegetation of Galicia (NW Spain). *Proc. of the International. Conference on Forest Fire Research*. Publ. Universidade de Coimbra: C18: 115.

Pesqueira, X.M, Muñoz, A.; Álvarez, R.; García-Duro, J., Reyes, O., Basanta, M. y Casal, M., 2005. Estudio ecológico del matorral atlántico de interés para conservación. Respuesta estructural a usos tradicionales en Galicia. *Revista de la Real Academia Galega de Ciencias*, XXIV: 41-60.

Reyes, O. and Casal, M., 2004. Role of forest fire ash on germination and early growth of four *Pinus* species. *Plant Ecology*, *175*: 81-89.

Reyes, O. and Casal, M., 2006. Seed germination of *Quercus robur, Q. pyrenaica* and *Q. ilex* and the effects of smoke, heat, ash and charcoal *Annals of Forest Sciences*, *63*: 205-212.

Reyes, O. and Casal, M., 2008. Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of fire in Atlantic shrubland and woodland species. *Journal of Vegetation Science, 19*: 575-583.

Reyes, O., Basanta, M., Casal, M. and Díaz-Vizcaíno, E., 2000. Functioning and dynamics of woody plant ecosystems in Galicia (NW Spain). En L. Trabaud (ed.). *Life and Environment in the Mediterranean*. WIT Press. Southampton: 1-41.

Reyes, O., Basanta, M. y Casal, M., 2006. Incendios e especies forestais de Galicia: acción sobre o comportamento reproductivo das plantas. *Revista do Ensino Galego, 60*: 79-88.

Reyes, O., Casal, M. and Rego, F.C., 2009. Resprouting Ability of six Atlantic Shrub Species. *F Geobotanica, 44:* 19.2

Rivas, M., 2016. Estrategia germinativa de especies de matorral atlántico en relación con incendios forestales. *Tesis Doctoral*. Universidad de Santiago de Compostela.

Rivas, M., Reyes, O. and Casal, M., 2006.The influence of heat and smoke treatments on the germination of six Leguminosae shrubby species. *International Journal of Wildland Fire, 15*: 73-80.

Rivas, M., Álvarez, R, García-Duro, J, Muñoz, A., Pesqueira, X.M., Reyes, O. y Casal, M., 2009. Características germinativas de 9 especies herbáceas forestales atlánticas con relación al fuego. Aplicabilidad a la restauración. 5ª Congreso Forestal. *Montes y sociedad: Saber qué hacer*. Ávila. 8 p.

Trabaud, L., 1977. Comparison between the effect of prescribed fires and wild fires on the global quantitative evolution of the kermes scrub oak (Quercus coccifera L.) garrigues. En: Mooney, H. A. y Conrad, C.E. (Coord.) *Proceedings of the Symposium on the Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA Forest Service. General Technical Report WO-3: 271-282.

Vallejo, R., 1996. Presentación, En: R. Vallejo (ed.) *La restauración de la cubierta vegetal en la comunidad valenciana*. CEAM-Consellería de Agricultura y Medio Ambiente. Valencia: 1-7.

Vázquez, A. and Moreno, J.M., 1998. Fire frequency and firerotation period in areas with different potential vegetation type in Peninsular Spain. En: L. Trabaud (Ed*.). Fire Management and Landscape Ecology*. International Association of Wildland Fire. Fairfaild, Washington: 305-314.

Walter, H., 1977. Effects of fire on wildlife communities. En: Mooney, H. A. y Conrad, C.E. (Coord.) *Proceedings of the Symposium on the Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA Forest Service. General Technical Report WO-3: 183-192.

Estación de muestreo de Oímbra (Ourense), en posición topográfica de Alta ladera, un año después del incendio. La vegetación leñosa es escasa y el suelo está muy erosionado.

La misma estación, en posición topografica de Ladera baja, muestra el suelo cubierto de herbáceas y restos de frondes de helecho, que le ofrecen protección frente a la erosión.

Rehabilitacion de emergencia después de incendio, en Galicia

Cristina Fernández; José A. Vega y Teresa Fontúrbel

Centro de Investigación Forestal-Lourizán-Xunta de Galicia

cristina.fernandez.filgueira@xunta.gal

Resumen

El aumento del riesgo hidrológico-erosivo es una de las consecuencias más dramáticas de los incendios forestales. Este fenómeno puede ser particularmente grave en lugares como Galicia en la que se conjugan varios factores que hacen que ese riesgo sea mayor que en otros lugares de España. En este trabajo se comentan brevemente esos factores y se resumen el protocolo de actuación para la planificación de las acciones urgentes de mitigación del riesgo erosivo-hidrológico post-incendio que se utiliza en Galicia. Esas acciones se ejecutan en los primeros meses tras el fuego, una etapa de la restauración post-incendio no acometida hasta ahora en Europa.

Summary

An increased erosive-hydrologic risk is one of the most dramatic consequences of forest fires. This phenomenon can be particularly severe in places like Galicia where the combination of different factors makes that risk greater than elsewhere in Spain. This paper briefly discusses these factors and outlines the action protocol for the planning of the urgent actions for the mitigation of the post-fire erosive-hydrologic risk used in Galicia. These actions are performed in the first months after the fire, a stage of post-fire restoration that was not undertaken so far in Europe.

Introducción

Galicia, junto con el N de Portugal, es el territorio de la Unión Europea que presenta la mayor actividad de incendios forestales (San Miguel y Camia, 2009). En esta Comunidad tienen lugar aproximadamente el 50% de los incendios forestales que ocurren en España, a pesar de que su superficie forestal representa solamente el 10% del total. Esos fuegos causan, desde hace decenios, un reiterado y dramático impacto social, económico y ambiental (Vega y Fernández, 2007; Barrio y Loureiro, 2010). Cuando el

fuego se extingue se ponen de manifiesto muchos de sus efectos que, en conjunción con eventos meteorológicos, poseen capacidad para generar riesgos a la vida y salud de las personas, sus propiedades y bienes, así como a numerosos recursos, infraestructuras, ecosistemas y paisaje. Especialmente graves han resultado las pérdidas ocasionadas por los recientes incendios de Octubre de 2017, en los que en solo tres días ocurrieron unos 250 fuegos que afectaron a unas 50.000 ha. Cuando tras el fuego confluyen en el área quemada de relieve pronunciado, altos niveles de perturbación en el suelo y en la vegetación y elevadas precipitaciones, existe un riesgo potencial de fuertes alteraciones en la respuesta hidrológica de las cuencas afectadas, con grandes aumentos en la escorrentía superficial y episodios erosivos intensos. Estos fenómenos favorecen la degradación del suelo, un recurso fundamental para el mantenimiento de la calidad y productividad de los ecosistemas afectados, pudiendo además causar riadas e inundaciones, con amenaza para las vidas humanas, infraestructuras y diversos recursos valiosos dentro y fuera del área quemada.

Para hacer frente a esos efectos, después de la extinción del fuego es necesario acometer de forma urgente una serie de tareas: i) la evaluación preliminar del impacto causado por el fuego en el área quemada ii) una estimación de los efectos potenciales fuera del área quemada y iii) decidir qué actividades post-incendio van a ser implementadas, cuándo, dónde y cómo. Esta labor es compleja y requiere una planificación que establezca con claridad los puntos esenciales a considerar, las acciones a acometer y su secuencia de ejecución. En las líneas que siguen se describe brevemente cómo se realiza actualmente esa planificación de actividades de estabilización de emergencia y de rehabilitación de zonas quemadas en Galicia.

Estabilización de emergencia tras incendio

Básicamente, la estabilización de emergencia tras el incendio comprende un conjunto de acciones a corto plazo dirigidas a identificar amenazas inminentes a la vida y seguridad humanas, propiedad y recursos críticos naturales y culturales y determinar la necesidad de tomar las acciones inmediatas para gestionar los riesgos asociados. Se trata de tareas a realizar en un plazo breve de tiempo (generalmente unos meses, y en todo caso hasta un año después del incendio), focalizadas en proteger la vida y seguridad humanas y solo los recursos amenazados verdaderamente esenciales. Es preciso justificar la necesidad de actuar frente a la inminencia de amenazas y riesgos generados por las áreas quemadas lo que implica que no se pretende intervenir sobre cualquier área quemada.

Conviene destacar que, aunque en España existe una larga experiencia en el uso de diversas técnicas de restauración hidrológico-forestal, la implementación de actividades de estabilización de emergencia de zonas quemadas supone, de hecho, un cambio pronunciado de perspectiva con relación a los objetivos, plazos y técnicas que se vienen empleando tradicionalmente en las labores de restauración. La principal diferencia es que las tareas de estabilización de emergencia son actividades urgentes que van dirigidas fundamentalmente a reducir el riesgo hidrológico-erosivo en el menor tiempo posible después del incendio, mientras que las de restauración se contemplan en un marco temporal más dilatado y pretenden recuperar la integridad del ecosistema.

Características del riesgo hidrológico-erosivo tras incendio en Galicia

En Galicia concurren un conjunto de factores que singularizan el riesgo post-incendio, influyendo decisivamente en la planificación y ejecución de medidas paliativas de los impactos causados por el fuego.

El paisaje forestal gallego muestra relieves bastante como para facilitar los procesos erosivos, tras la disminución de la rugosidad por destrucción de la vegetación. Tras la desprotección del suelo por el fuego esas pendientes favorecen el arrastre de partículas de suelo por escorrentía superficial. Por otra parte, la alta productividad forestal y el rápido crecimiento de las formaciones de matorral, junto con cubiertas orgánicas superficiales del suelo bien desarrolladas, dan lugar a grandes acumulaciones de combustible, mayores que en otras regiones españolas de clima más mediterráneo (Arellano *et al.,* 2017). En ausencia de fuego, ese hecho proporciona una protección del suelo muy efectiva, pero cuando el incendio se produce, esas altas cargas de combustible propician fuegos con liberación de energía y gran capacidad de impacto en la vegetación y particularmente en el suelo (Vega *et al.,* 2013a).

Los suelos forestales gallegos presentan relativamente altos contenidos de materia orgánica, siendo éste un factor esencial para explicar su buena estabilidad estructural, capacidad de infiltración y resistencia a la erosión (Benito y Díaz-Fierros, 1989). Cuando tiene lugar la combustión parcial de la materia orgánica durante el incendio, esa estabilidad estructural se ve afectada. Vega y Fernández (2010) subrayaron el papel de la severidad del fuego en el suelo para explicar las diferentes respuestas de la estabilidad de agregados observadas tras incendio. Más aún, las pérdidas de suelo, medidas en un estudio de campo en Galicia por Fernández *et al.* (2016a), estuvieron relacionadas con la pérdida de estabilidad de los agregados del suelo.

Los suelos forestales del Noroeste de España presentan generalmente elevada repelencia al agua, debido, especialmente, a su alto contenido de materia orgánica y a la presencia de sustancias hidrófobas naturales. La repelencia de los suelos forestales gallegos puede aumentar por efecto del calentamiento del suelo durante el fuego (Varela *et al.,* 2010; Rodríguez-Alleres *et al*., 2012), lo que reduce considerablemente la infiltración del agua. Sin embargo, cuando la severidad del fuego es elevada, la repelencia se destruye

totalmente en los centímetros más superficiales del suelo, mientras se mantiene o se refuerza en las capas sub-superficiales (Fernández *et al.,* 2013; Fontúrbel *et al.,* 2015), con mayores efectos negativos, en relación a las potenciales pérdidas de suelo por erosión, que el mantenimiento de una alta repelencia superficial.

Son precisamente las alteraciones de las propiedades edáficas mencionadas, las que, en conjunción con la destrucción de la vegetación y cubierta orgánica del suelo, resultan más críticas para explicar las frecuentes altas tasas de erosión y el drástico cambio en el régimen hídrico observados tras incendio en Galicia (Fernández y Vega, 2016a). De hecho, cuando la severidad del fuego en el suelo y vegetación es muy alta se han medido cantidades de erosión superiores a 60 t ha^{-1} el primer año post-incendio (Fernández y Vega, 2016b), las mayores cifras registradas en España tras incendio. La escorrentía superficial también puede resultar drásticamente modificada después del fuego, por la eliminación de la intercepción, fuerte disminución de la evapotranspiración, presencia de la repelencia al agua y disminución de la rugosidad del terreno que oponía resistencia al movimiento superficial del agua (Vega *et al.,* 2005).

No obstante, el factor más decisivo para el riesgo de erosión y el aumento de la escorrentía tras incendio en Galicia es la existencia de un clima con una alta agresividad potencial de la lluvia, especialmente en su fachada atlántica, dominada por un clima oceánico de alta precipitación. Para el conjunto de las cuencas hidrográficas de Galicia, la agresividad media anual potencial de la lluvia es casi el doble (82% más alto) que la media de las restantes cuencas españolas (García-Barrón *et al.,* 2015). Además, como promedio, entre un 60 y 70% de la lluvia anual en Galicia se recoge entre octubre y marzo, ambos inclusive, coincidiendo en gran parte con los primeros 6-8 meses después de los incendios de verano.

En resumen, después de incendio los fuertes eventos pluviométricos, comunes en Galicia, encuentran el suelo con profundas alteraciones en muchas de sus propiedades más importantes y parcial o totalmente desprotegido, dependiendo del grado de consunción de la vegetación y de la cubierta orgánica del suelo. La recuperación de la vegetación arbustiva y herbácea tras incendio, es en general, muy rápida en Galicia (Fernández *et al.,* 2015; Fernández y Vega, 2016c). Sin embargo, en los seis primeros meses tras el incendio la cobertura vegetal es, en general, escasa y usualmente inferior al 25% al final de ese plazo cuando se produce en torno al 80% de las pérdidas anuales de suelo erosionado el primer año tras incendio (Fernández y Vega, 2016a).

En Galicia después del incendio se produce una ventana de actuación muy corta en el tiempo, para mitigar los posibles daños por alteración del régimen hídrico y erosión. Además se debe tener en cuenta que la mayor parte de los habitantes de Galicia se concentra en la fachada atlántica, justamente donde se originan un porcentaje muy elevado de los incendios forestales y donde, ocurre la mayor precipitación en los meses siguientes al fuego.

Planificación de la respuesta de emergencia

La planificación de las actividades de emergencia requiere la ejecución ordenada de una serie de actividades. En la figura 1 se muestra la secuencia de etapas en la planificación de actividades de estabilización de emergencia post-incendio que se utiliza en Galicia (Vega *et al.,* 2013b).

Figura 1. Etapas en la planificación de actividades de estabilización de emergencia post-incendio en Galicia

La evaluación de la severidad del fuego constituye una etapa crítica en la planificación de actividades post-incendio. Por severidad del fuego, se entiende el grado de alteración sufrida por el ecosistema como consecuencia del incendio. La severidad no es sólo importante por expresar el daño sufrido por el ecosistema mismo, sino porque los daños causados a personas y recursos fuera del área quemada depende también en gran medida de ella. Esto requiere determinar el nivel de impacto soportado por la vegetación y el suelo, los dos principales componentes afectados y con mayor influencia en la respuesta hidrológica-erosiva, y por tanto en el riesgo post-incendio. Deben analizarse por separado ya que habitualmente, no existe una buena relación entre ellas. La severidad del fuego en la vegetación juega un papel importante en el control de las pérdidas de suelo post-incendio porque los residuos de vegetación quemada, tanto de arbolado como de sotobosque, pueden prestar una considerable protección al suelo (Figura 2).

La severidad del daño del fuego en el suelo es el indicador más útil para reflejar los cambios inducidos por el incendio en las propiedades que afectan a su capacidad de infiltración, la generación de escorrentía y al potencial de erosión. Existen diferentes indicadores visuales que permiten estimar la severidad del fuego en el suelo de forma operativa. En Galicia se utiliza una clasificación basada en la modificación de la cubierta orgánica y del suelo mineral superficial (Vega *et al.,* 2013a; Fernández y Vega, 2016a).

Otro componente crítico de la planificación es la estimación del riesgo de erosión de erosión. La validación de los modelos predictivos existentes, ha mostrado su escasa capacidad para reflejar los cambios inducidos por el fuego en el suelo (Fernández y Vega, 2016d).

Figura 2. Diferente protección del suelo quemado después de un fuego de copa (izquierda) o cuando las copas únicamente han sido soflamadas (derecha) en una masa de *Pinus pinaster.*

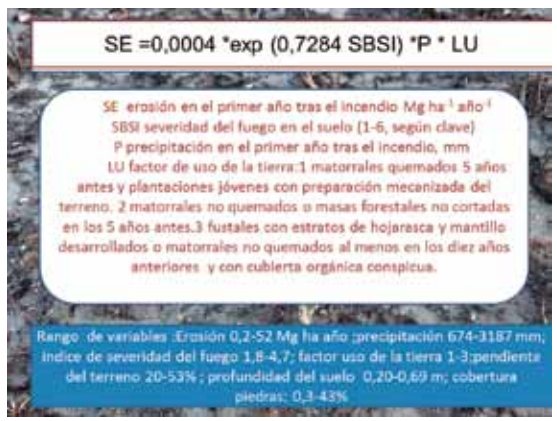


Figura 3. Modelo empírico para la estimación de las pérdidas de suelo el primer año después de incendio.

Recientemente en el Centro de Investigación Forestal se ha desarrollado un modelo empírico (Figura 3) para la estimación de las pérdidas de suelo el primer año después de incendio en Galicia (Fernández y Vega, 2016a).

Respecto a los cambios en propiedades hidrológicas, los modelos NRCS y HC-HMS están siendo usados para la estimación de escorrentía y caudales punta, aunque la información específica sobre los cambios en el número de curva como consecuencia del fuego es escasa (Foltz *et al.,* 2010) y se hace necesaria más investigación sobre este aspecto. Modelo de predicción de erosión el primer año post-incendio según Fernández y Vega (2016a).

Las actuaciones post-incendio son muy variadas. Aunque las de protección del suelo sean, a veces, las más aparentes, se efectúan también una variedad de acciones físicas. Desde la restauración del terreno alterado mecánicamente durante la extinción, a la limpieza y reparación de las captaciones de agua potable, instalaciones de bombeo, y conducciones, pasando por el despeje de obstáculos y la reparación de urgencia de la red viaria. Esta última permite el desplazamiento de la población de la zona quemada y en el monte, y está relacionada con la limpieza, reparación y en su caso sustitución parcial de la red de drenaje artificial que sufre un incremento de los caudales líquidos y los sólidos en suspensión circulantes después del incendio. Ello repercute en la escorrentía y erosión, afectando a la red viaria, a los cursos de agua y la calidad de ésta.

La selección de tratamientos para la estabilización de emergencia debe estar basada en criterios de efectividad, coste y logísticos, además de por sus potenciales efectos ecológicos, dándose prioridad a las laderas que, en general, son la principal fuente de sedimentos. A mediados de la década de los 2000, la información cuantitativa existente sobre la efectividad de estos tratamientos en la reducción de la erosión en Galicia era prácticamente inexistente y procedía básicamente del Oeste de los Estados Unidos (Robichaud *et al.* 2000) con unas condiciones edafo-climáticas muy diferentes a las de NO de la Península Ibérica.

Las investigaciones realizadas en Galicia a partir de 2006 muestran que la siembra de herbáceas tiene muy baja efectividad en el control de la erosión post-incendio (Vega *et al.,* 2015). La razón es que la cobertura conseguida con ese tratamiento es muy limitada en el primer otoño-invierno post-incendio cuando el riesgo de erosión es mayor. Las barreras de retención de sedimentos o fajinas tanto de troncos, como de otros materiales vegetales mostraron limitaciones respecto a su coste, eficacia y tempo de ejecución (Fernández *et al.,* 2011; Fernández y Vega, 2016b).

Los empajados (acolchados, mulches), en cambio, que proporcionan una cobertura al suelo quemado, indican unos niveles de reducción de la erosión muy altos (Fernández *et al.,* 2011; Fernández y Vega, 2014; Vega *et al*., 2014; Vega *et al*., 2015). El material más común para proteger el suelo después de incendio es la paja agrícola (Figura 4) que aplicada con dosis de al menos 2 t ha^{-1} proporciona una cobertura al suelo quemado de

Figura 4. Aplicación de empajado *(mulch*) de paja agrícola para el control de la erosión tras el incendio de Arbo (Pontevedra) en agosto de 2016.

alrededor del 80% que resulta óptima para su protección. Los materiales obtenidos a partir de diferentes residuos forestales ofrecen alternativas a la paja. El uso de astillas pequeñas, aplicadas a razón de 4 t ha^{-1}, sólo proporcionó un 45% de cobertura al suelo quemado, sin que redujera significativamente las pérdidas de suelo (Fernández *et al*., 2011). Usando corteza de eucalipto desfibrada fue necesario aplicar 11 t ha^{-1} (Fernández y Vega, 2016e) para alcanzar una cobertura del suelo superior al 80%. Ese tratamiento redujo la erosión de forma significativa, pero la cantidad de material necesaria para obtener ese resultado convierte a este tratamiento en inviable a gran escala.

En el año 2010 comenzó el primer programa de estabilización del suelo a escala operativa en Galicia y la aplicación de *mulch* de paja fue el tratamiento más usado en la estabilización de las áreas quemadas. En ese año se realizó la aplicación de empajado desde helicóptero por primera vez en Europa. Esa experiencia fue capital para orientar las acciones después de la ola de incendios del verano de 2013 que afectaron a casi 20.000ha de superficie forestal. Tras la selección de las áreas prioritarias para ser tratadas, se realizó sobre ellas el empajado desde helicóptero (Figura 5) y se diseñó además un plan de monitorización en diferentes áreas quemadas. Los datos disponibles mues-

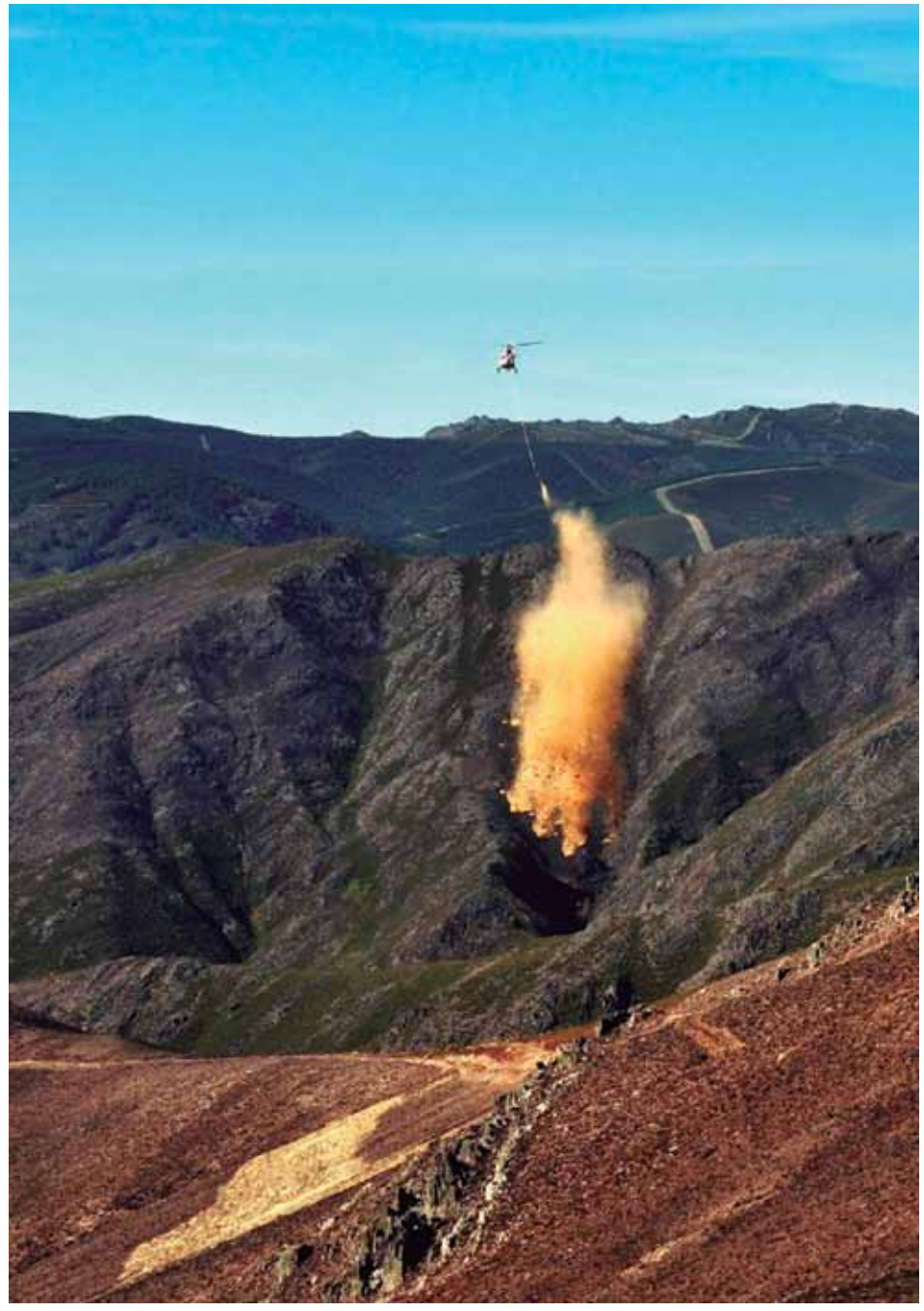


Figura 5. Primera aplicación de empajado desde helicóptero en Europa, en Octubre de 2010 en el Macizo Central orensano.

tran que la eficacia del empajado para reducir las pérdidas de suelo por erosión, fue muy alta en todos los casos (Fernández *et al*., 2016a), proporcionando una adecuada cobertura durante el primer año post-incendio.

Los tratamientos de estabilización del suelo además de pretender limitar la escorrentía y erosión persiguen también proteger y ayudar a recuperar los suelos que han sido negativamente afectados por el incendio, así como acelerar la regeneración natural de la vegetación. Estudios realizados en Galicia mostraron que los tratamientos de estabilización del suelo con empajado y siembra no afectaron, en el plazo de un año, a las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo y que los únicos cambios detectables fueron atribuibles al fuego o bien a la variabilidad estacional (Díaz-Raviña *et al.,* 2012; Fontúrbel *et al*., 2012; Gómez-Rey *et al.,* 2013 a y b; Barreiro *et al.,* 2015; Lombao *et al*., 2015). En otros estudios, a más largo plazo (tres años) tampoco el *mulch* de paja, sólo o combinado con siembra, produjo cambios relevantes en las propiedades químicas y microbiológicas del suelo (Fontúrbel *et al.,* 2016). En cambio, los tratamientos de protección del suelo ejercen una influencia muy positiva sobre la cantidad de nutrientes perdidos en los sedimentos movilizados después del fuego, limitando el empobrecimiento de los suelos quemados y la contaminación de las aguas superficiales (Gómez-Rey *et al*., 2013b, 2014).

En cuanto a la cubierta vegetal, se ha encontrado que el empajado ha sido positivo en lugares con veranos cálidos y secos (Fernández y Vega, 2014; Vega *et al.,* 2015; Fernández y Vega, 2016f; Fernández *et al.*, 2016b), en comparación con otros lugares costeros, donde no se ha apreciado ningún efecto (Fernández *et al*., 2011; Vega *et al*., 2014). En ningún caso se ha detectado una alteración en la composición de especies en las áreas tratadas con *mulch* de paja (Fernández y Vega, 2014, 2016f).

En Galicia los incendios afectan con frecuencia a masas de alta productividad forestal instaladas para su aprovechamiento. En este contexto, la gestión inmediata posincendio del arbolado quemado debe integrarse con las tareas de estabilización y rehabilitación posteriores al fuego. El impacto de esa gestión está mediatizado por un conjunto amplio de factores. En el caso de Galicia, el valor de la pendiente, la humedad del suelo en el momento de la saca, el nivel de severidad fuego en el suelo y vegetación, la presencia de una cubierta de hojarasca procedente de los árboles soflamados, el tipo de maquinaria empleado y la técnica de extracción, así como el tipo de manipulación de los residuos de corta son todos ellos factores que pueden explicar diferencias notables en los efectos erosivo-hidrológicos de la corta.

Experiencias realizadas en Galicia han mostrado que la aplicación de empajado postincendio redujo de forma significativa las pérdidas de suelo tras incendio y redujo también el impacto de la corta y saca de la madera quemada en la compactación del suelo y en la producción de sedimentos (Fernández y Vega, 2016e).

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto INIA RTA-2014-00011-C06-02 cofinanciado con fondos FEDER.

Referencias

Arellano S, Vega JA, Ruiz AD, Álvarez JG, Vega D. y Pérez E., 2017. Foto-Guía de Combustibles forestales y comportamiento del fuego de Galicia. Xunta de Galicia-USC.

Barrio M y Loureiro M., 2010. Valoración económica de pérdidas ambientales: una aplicación a los incendios forestales. En: U Fra Paleo (Ed), Riesgos naturales en Galicia. El encuentro entre naturaleza y sociedad. Universidad de Santiago-Consorcio de Compensación de Seguros: 85-100

Benito E. y Díaz-Fierros F., 1989. Estudio de los principales factores que intervienen en la estabilidad estructural de los suelos de Galicia. Anales de Edafología y Agrobiología. 48: 229-253.

Fernández C. and Vega JA., 2014. Efficacy of bark strands and straw mulching after wildfire in NW Spain: Effects on erosion control and vegetation recovery. Ecological Engineering. 63: 50-57.

Fernández C. and Vega JA., 2016a. Modelling the effect of soil burn severity on soil erosion at hillslope scale in the first year following wildfire in NW Spain. Earth Surface Processes and Landforms. 41: 928-935.

Fernández C. and Vega JA., 2016b. Are erosion barriers and straw mulching effective for controlling soil erosion after a high severity wildfire in NW Spain?. Ecological Engineering. 87: 132-138.

Fernández C. and Vega JA., 2016c. Effect of fuel treatments and backfiring on the recovery of an obligate seeder-dominated heathland. Forest Systems: 25

Fernández C. and Vega JA., 2016d. Evaluation of RUSLE and PESERA models for predicting soil erosion losses in the first year after wildfire in NW Spain. Geoderma 273: 64–72.

Fernández C. and Vega JA., 2016e. Effects of mulching and post-fire salvage logging on soil erosion and vegetative regrowth in NW Spain. Forest Ecology and Management. 375: 46-54.

Fernández C. y Vega JA., 2016 f. Efectos de la aplicación de mulch para el control de la erosión post-incendio sobre la recuperación de la vegetación en áreas de matorral. Cuadernos de la SECF. 42: 103-110

Fernández C, Vega JA. y Fontúrbel T., 2013. Severidad del fuego y repelencia al agua en el suelo después de incendios forestales en Galicia. Actas VI Congreso Forestal Español.

Fernández C, Vega JA. and Fontúrbel T., 2015.Does shrub recovery differ after prescribed burning, clearing and mastication in a Spanish heathland? Plant Ecology. 216: 429-437.

Fernández C, Vega JA. and Fontúrbel T., 2016a. Reducing post-fire soil erosion from the air: Performance of heli-mulching in a mountainous area on the coast of NW Spain. Catena. 147: 489-495

Fernández C, Vega JA, Fontúrbel T, Barreiro A, Lombao A, Gómez-Rey MX, Diaz-Raviña M. and González-Prieto S., 2016b. Effects of straw mulching on initial post-fire vegetation recovery. Ecological Engineering. 95: 138-142.

Fontúrbel MT, Barreiro A, Vega JA, Martín A, Jiménez E, Carballas T, Fernández C. and Díaz-Raviña M., 2012. Effects of an experimental fire and post-fire stabilisation treatments on soil microbial communities. Geoderma. 191: 51-60.

Fontúrbel T, Fernández C. y Vega JA., 2015. Cambios en la repelencia al agua en función de la severidad del fuego en el suelo. Flamma. 6(3): 122-124.

Fontúrbel T, Fernández C. y Vega JA., 2016. Efectos a medio plazo de tratamientos de rehabilitación post-incendio en propiedades microbiológicas del suelo. Cuadernos SECF. 42: 111-122.

García-Barrón L, Camarillo JM, Morales J and Sousa A., 2015. Temporal analysis (1940–2010) of rainfall aggressiveness in the Iberian Peninsula basins. Journal of Hydrology. 525: 747–759

Gómez-Rey MX, Couto-Vázquez A, García-Marco S. and González-Prieto SJ., 2013 a. Impact of fire and post-fire management techniques on soil chemical properties. Geoderma. 195-196: 155-164.

Gómez-Rey MX, Couto-Vázquez A, García-Marco S, Vega JA. and González-Prieto SJ., 2013b. Reduction of nutrient losses with eroded sediments by post-fire soil stabilisation techniques. International Journal of Wildland Fire. 22: 696-706.

Gómez-Rey MX, García-Marco S, Fernández C, Couto-Vázquez A. y González-Prieto SJ., 2014. Effects of post-fire soil stabilisation techniques on trace elements lost by erosion. International Journal of Wildland Fire. 23: 93-103.

Lombao A, Díaz-Raviña M, Martín A, Barreiro A, Fontúrbel MT, Vega JA, Fernández C. and Carballas, T., 2015. Influence of straw application on the properties of a soil affected by a forest wildfire. Spanish Journal of Soil Science. 5: 26-40.

Robichaud PR, Beyers J. and Neary DG., 2000. Evaluating the effectiveness of post-fire rehabilitation treatments. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, General Technical Report RMRS-GTR-63.

Rodríguez-Alleres M, Varela ME. and Benito E., 2012. Natural severity of water repellency in pine forest soils from NW Spain and influence of wildfire severity on its persistence. Geoderma. 191: 125-131.

San Miguel J. and Camia A., 2009. Forest fires at a glance: facts, figures and trends in the EU. En: Birot, Y (Ed.), Living With Wildfires: What Can Science Tell Us. Discussion Paper. 15. European Forest Institute: 11–19.

Varela, ME, Benito and E, Keizer, JJ., 2010. Wildfire effects on soil erodibility of woodlands in NW Spain. Land Degradation and Development. 21: 341-376.

Vega JA. y Fernández C., 2007. Efectos ecológicos de los incendios forestales. Proyecto Galicia. Hércules Ediciones. Tomo Ecología: 360-397.

Vega JA. y Fernández C., 2010. Riesgos hidrológicos y erosivos después de los incendios forestales. En: Fra U (Ed.), Riesgos naturales en Galicia. Universidad de Santiago Compostela - Consorcio Compensación Seguros: 79-102.

Vega JA, Fernández C. and Fontúrbel T., 2005. Throughfall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). Land Degradation and Development. 15: 1-15.

Vega JA, Fontúrbel T, Fernández C, Arellano A, Díaz-Raviña M, Carballas MT, Martín A, González-Prieto S, Merino A. y Benito E., 2013a. Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas: Guía para su planificación en Galicia. Xunta de Galicia.

Vega JA, Fontúrbel T, Merino A, Fernández C, Ferreiro A. and Jiménez E., 2013b. Testing the ability of visual indicators of soil burn severity to reflect changes in soil chemical and microbial properties in pine forests and shrubland. Plant Soil. 369: 73-91.

Vega JA, Fernández C, Fontúrbel MT, González-Prieto SJ. and Jiménez E., 2014. Testing the effects of straw mulching and herb seeding on soil erosion after fire in a gorse shrubland. Geoderma. 223-225: 79-87

Vega JA, Fernández C. and Fontúrbel T., 2015. Comparing the effectiveness of seeding and mulching+seeding in reducing soil erosion after a high severity fire in Galicia (NW Spain). Ecological Engineering. 74: 206-212.

Regeneración natural tras fuego en el P. Natural Fragas del Eume, Coruña. El incendio tuvo lugar entre 31 de Marzo y 4 de Abril de 2012, afectando a 520 ha, 270 ha de especial valor. Este bosque atlántico, de alta diversidad (40-50 sp en parcela de 25m^2), dominado por carballos y castaños, ardió con baja intensidad en este punto, afectando al estrato de arbustos hasta 4 m el suelo.

La imagen esta tomada a los 13 meses. El arbolado (*Quercus robur* y *Castanea sativa*) resistió el fuego y ha rebrotado con vigor. Ramas sin hojas en primer plano de *Pyrus cordata*. En el suelo *Holcus mollis* y *Stellaria holostea*, destacando el desarrollo de los helechos*: Athyrium filix-femina, Pteridium aquilinum* y *Polypodium vulgare* sobre los troncos. Las cintas métricas delimitan parcelas de 5x5m. Imagen Mercedes Casal/Otilia Reyes.

Referencia en Martínez-Gómez, C., García-Duro, X M. Pesqueira, A, Basanta, M., Reyes, O. y Casal,M., 2015. Afectou o lume á estrutura e á diversidade vexetal das fragas do Parque Natural Fragas do Eume (NW España)? *Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía),* 22: 55-68.

Gestión posincendio como apoyo a la regeneración natural en áreas quemadas

Javier Madrigal[1,2], Mercedes Guijarro[1,2], Cristina Carrillo[1], y Carmen Hernando[1,2]

[1]INIA, Centro de Investigación Forestal. Ctra. Coruña km 7,5 28040 Madrid. incendio@inia.es

[2]iuFOR, Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible uVA-INIA

Resumen

Se presentan algunos conceptos claves a tener en cuenta en la restauración posincendio en un contexto de cambio global para aumentar la resistencia y resiliencia en ecosistemas forestales mediterráneos. Se destacan herramientas de gestión forestal y selvicultura que se han mostrado eficaces como apoyo a la regeneración natural y se proponen algunas mejoras de acuerdo con los estudios realizados en los últimos años por grupos de investigación nacionales e internacionales.

Palabras claves: *cambio global, madera quemada, quemas prescritas, resiliencia, resistencia, selvicultura*

Summary

Some key concepts which are relevant to post-fire restorations in the context of global change, are discussed. In particular the resistence y silience of Mediterranean forest ecosystems are presented. Selected management practices which have been shown to foster natural regeneration are highlighted including the advances published during recent years in forest literature.

Introducción: Gestión, resistencia y resiliencia

A pesar de las adaptaciones al fuego de la mayoría de las especies arbóreas mediterráneas, los incendios forestales de alta severidad en unos casos y la alta recurrencia en otros, están comprometiendo la regeneración natural en muchos sistemas forestales. Los efectos del cambio climático pueden generar dificultades a las especies mejor adaptadas para regenerar tras incendios ya que no necesariamente se adaptarán a los

cambios que se van a producir en el clima. En el actual contexto de cambio global, el abandono rural y los usos y aprovechamientos tradicionales, están condicionando que el fuego sea, en la actualidad, el factor de perturbación más importante de nuestros ecosistemas forestales. Actividades humanas como la ganadería extensiva, el pastoralismo y los aprovechamientos de madera se han convertido en anecdóticos en muchos de nuestros bosques y, por tanto, la biomasa presente es consumida en los incendios y emitida a la atmósfera en lugar de ser transformada en otras formas de carbono. Por tanto, la gestión forestal debería encaminarse a corregir, en la medida de lo posible, estos desequilibrios energéticos en los ecosistemas y que el balance global de C a largo plazo permita una fijación neta y una sostenibilidad del sistema con la mayor diversidad y resiliencia posible. El aumento de la biodiversidad y la tendencia a fomentar los bosques mixtos, se ha citado como una alternativa eficaz para que los sistemas forestales puedan resistir o recuperarse de un amplio rango de perturbaciones o cambios en el clima (Bravo-Oviedo *et al.* 2014). Sin embargo, al igual que en el siglo pasado la gestión forestal y, también, la investigación forestal europea, han estado enfocadas básicamente al sostenimiento del recurso "madera". En las últimas décadas se han impulsado iniciativas de investigación que han permitido establecer unas bases de conocimiento sobre las especies, su ecología y productividad para permitir adaptar las herramientas de selvicultura clásica (Redondo *et al.* 2018). Por otro lado, la sociedad exige, cada día más, que los bienes y servicios ecosistémicos sean la prioridad en muchas áreas forestales. En consecuencia, parece lógico utilizar el conocimiento científico y técnico sobre la respuesta de las masas forestales a la selvicultura y orientarlo hacia la consecución de estos objetivos, generando paulatinamente un cuerpo de doctrina sobre selvicultura adaptativa al cambio global. Sin embargo, este cambio no siempre ha venido acompañado de una visión transversal del fuego como elemento de perturbación principal de nuestros ecosistemas, observándolo en muchos casos como una perturbación estocástica o inevitable y con propuestas de medidas que intentan fomentar la resistencia y no tanto la resiliencia a los incendios forestales.

La *resistencia* se puede definir como la capacidad de una comunidad o ecosistema de recuperarse y mantenerse inalterada tras una perturbación (Grimm y Wissel 1997), mientras que la *resiliencia* sería la capacidad de un sistema de absorber la perturbación y reorganizarse, manteniendo esencialmente sus funciones, estructuras, identidad y retroalimentación (Walker *et al*. 2004). En el marco conceptual de resistencia y resiliencia propuesto por DeRose y Long (2014), la estructura y composición del rodal y los paisajes forestales pueden ser medidas, de tal manera que estas métricas pueden ser usadas para la caracterización de la resistencia y la resiliencia a determinadas perturbaciones. Estos autores ponen especial énfasis en el hecho conocido de que las estrategias de gestión no pueden ser optimizadas para un amplio rango de objetivos, de la misma manera que la resistencia y la resiliencia deben ser definidas en escalas apropiadas en el espacio y en el tiempo, así como en el tipo de perturbación. Por tanto, la priorización de objetivos y la definición del "qué" y "para qué" debe ser una premisa fundamental para que nuestras medidas sean eficaces.

DeRose y Long (2014) proponen dos nuevas definiciones que generan un marco conceptual donde la resistencia y la resiliencia son conceptos inequívocos y no intercambiables, a la vez que abre la puerta a la propuesta de herramientas de gestión en función de si el objetivo es aumentar la resistencia o la resiliencia del sistema a una determinada perturbación:

Resistencia: Influencia de la estructura y composición del rodal o paisaje en la severidad de la perturbación (Figura 1)

Resiliencia: Influencia de la perturbación en la estructura y composición de la vegetación resultante a escala de rodal y de la estructura y composición de rodales a escala paisaje

Por tanto, si hablamos de un incendio como perturbación a caracterizar, de acuerdo con estas definiciones, la resistencia es la influencia de la estructura y composición en la severidad del fuego. En este contexto, todas las medidas clásicas de prevención de incendios en las que se actúa sobre los combustibles (cantidad, continuidad, especies, áreas estratégicas a escala de paisaje) estarían encaminadas a aumentar la resistencia del sistema puesto que lo que pretendemos es disminuir la severidad en caso de incendio, influyendo directamente sobre el comportamiento potencial del fuego.

Por su parte, la resiliencia al fuego sería la capacidad del sistema de regenerarse tras el incendio (no necesariamente para volver a la estructura original). Entonces, las medidas de gestión deberían ir encaminadas tanto a favorecer la capacidad de regeneración del sistema como a favorecer la presencia de especies con adaptaciones al fuego, aumentar la heterogeneidad espacial de los rodales y clases de edad, fomentar bosques mixtos con especies que tengan distintas estrategias de regeneración posfuego (rebrotadoras, germinadoras), etc. Vemos que este nuevo paradigma se centra en los efectos de la estructura y composición, que son dos componentes de los sistemas forestales que pueden ser gestionados con la selvicultura, por lo que enfoca mejor las posibilidades y alternativas de gestión y, por tanto, la toma de decisiones

A la vista de lo comentado surgen una serie de cuestiones básicas cuando se aborda una toma de decisiones en la gestión post-incendio: ¿Podemos diseñar estrategias resistentes y resilientes desde los primeros estadios de la regeneración post-incendio?; ¿Puede, y en qué medida, ayudar la gestión forestal a los ecosistemas a recuperarse del incendio?; ¿En qué momentos es mejor no actuar?

Restauración activa y pasiva

Según la SERI (*Society for Ecological Restoration International*) la restauración ecológica es el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado,

dañado o destruido. Se identifican dos tipos de restauración ecológica que en la mayoría de los casos se producen de forma simultánea: la restauración *activa* y la restauración *pasiva*. En la primera, existe una intervención antrópica directa, en cambio, la restauración pasiva busca proteger el área de nuevas perturbaciones, permitiendo la colonización natural y los procesos de sucesión para restaurar la biodiversidad y la estructura ecosistémica. Dentro de este enfoque de la restauración pasiva puede conceptualizarse el proceso de regeneración natural, por el que se produce la aparición de nuevos pies de distintas especies forestales en un espacio dado sin intervención de la acción directa o indirecta del hombre (Serrada, 2003). Sin embargo, otros autores señalan que la restauración pasiva siempre requiere "un mínimo" de acción directa, y que el fracaso en estas labores podría convertirse en un factor limitante para la regeneración natural (Pemán y Navarro, 1998).

De manera tradicional, la restauración activa basada en la selvicultura ha dirigido las acciones de restauración en las áreas incendiadas. Los gestores forestales han venido realizando intervenciones post-incendio de las masas afectadas, tales como el apeo y extracción de la madera con fines fitosanitarios y de apoyo a la restauración (Figura 2). Además, se han primado las labores de extracción cuando ha existido la posibilidad de obtener un rendimiento económico de la madera aprovechable y, finalmente, el impacto visual y emocional que supone un paisaje quemado en la población, principalmente en la comunidad local, también ha favorecido la realización de una gestión activa.

En paralelo, las evidencias del cambio climático (calentamiento global, alteración en el régimen de las precipitaciones y aumento de la recurrencia e intensidad de perturbaciones naturales) han hecho que algunos autores replanteen las estrategias tradicionales de restauración post-incendio. Los trabajos de apeo y extracción mediante sistemas de arrastre de la madera quemada pueden activar procesos erosivos, eliminan buena parte de la capa de *mulch* de acícula soflamada que cubre el suelo en zonas de baja severidad del incendio y dañan al regenerado que hubiera podido establecerse con posterioridad al mismo.

Por otra parte, el riesgo de problemas fitosanitarios está asociado a la permanencia de árboles debilitados dentro de la zona afectada por el fuego, pero no a la presencia de árboles muertos. La permanencia de la madera quemada en el interior del perímetro incendiado no incrementa la probabilidad de aparición de enfermedades o plagas forestales post-incendio, en cambio sí lo hace la no eliminación de árboles moribundos o debilitados (Sánchez *et al.* 2007). Como consecuencia, surgen estudios que recomiendan la permanencia de la madera quemada en la zona afectada (p.e. Castro *et al.* 2008, Marañón-Jiménez *et al*. 2009, Castro *et al.* 2013), indicando que no realizar labores de saca después de la primavera siguiente al incendio siguiente al incendio ocasiona múltiples beneficios ecosistémicos. Por otro lado, existen también evidencias de que la saca de madera quemada realizada con métodos que eviten los arrastres de madera (auto-

Figura 1. Quema prescrita en masa de *Pinus pinaster* (Granadilla, Cáceres, España) aplicado por los equipos BRIF-MAPA. De acuerdo con la definición de DeRose y Long (2014) la disminución de la biomasa de combustible reduce la severidad sobre el arbolado en caso de incendio y, por tanto, sería un tratamiento que aumenta la resistencia del sistema a los incendios forestales pero no necesariamente la resiliencia ante la perturbación.

cargadores) y durante el invierno posterior al incendio, antes del establecimiento del regenerado, no afecta negativamente a la regeneración natural y en algunos casos la beneficia (Madrigal *et al.* 2011, Carrillo *et al.* 2017). En cualquier caso, la discusión sigue abierta y parece necesario huir de las generalizaciones, siendo necesario un estudio de cada caso concreto para tomar decisiones (ver metodologías propuestas por Vega *et al*. 2013, Alloza *et al.* 2014).

Gestión de la madera quemada y régimen de incendios

En el actual contexto de cambio global donde se prevén incendios más frecuentes y severos, se imponen la tesis que la mejor opción es coexistir con la presencia del fuego en nuestros ecosistemas, actuando en consecuencia de forma proactiva (Moritz *et al.* 2014). Una de las principales ventajas de extraer la madera quemada es disminuir la carga de combustible disponible para futuros incendios.

Figura 2. Saca mecanizada de madera quemada con procesadora y autocargador en 2006 tras el incendio de El Rodenal de Guadalajara (2005) para evitar arrastres y disminuir los riesgos de erosión. La saca de la madera quemada es una cuestión a debate en la comunidad científica y técnica con fuertes implicaciones sociales, económicas y ecológicas.

Efectivamente, ya existen evidencias contrastadas en ecosistemas de Estados Unidos (Coppoletta *et al.* 2016) y Australia (Barker y Price 2018) de que existe un efecto positivo de la severidad del incendio en la severidad de incendios futuros. Coppoletta *et al.* (2016) analizaron la severidad en áreas quemadas que habían sufrido nuevos incendios durante los 15 años siguientes. Los resultados mostraron que la meteorología durante el segundo incendio y la presencia de árboles muertos procedentes del primer incendio fueron las variables que más explicaban la variabilidad de la severidad. Este efecto tiene un máximo aproximadamente entre los 4 y los 10 años tras el primer incendio, ya que antes de 4 años no se ha acumulado suficiente cantidad de combustible, y a partir de los 10 años la madera muerta empieza a descomponerse y contribuye en menor medida al aumento de la severidad. En el estudio de Barker y Price (2018), que extiende el período de recurrencia hasta los 30 años, también se detecta un máximo a los 16 años, a partir del cual disminuye la influencia de la severidad inicial del incendio en la severidad de un incendio recurrente. Ambos estudios coinciden en que incendios severos llaman a incendios severos a medio plazo y por el contrario incendios de media y baja severidad tienden a producir incendios de severidad baja en un escenario de fuegos recurrentes (Figura 3).

Figura 3. Área donde no se efectuó la saca de madera tres años después del gran incendio de Acebo (Cáceres) del año 2003. La madera muerta favoreció el desarrollo del regenerado pero esta zona se volvió a quemar en el gran incendio de Sierra de Gata del año 2015 y la masa de *Pinus pinaster* no tuvo capacidad de regenerarse de nuevo. El aumento de la frecuencia de incendios y de la severidad por permanencia de la madera muerta disminuye la resiliencia de muchos ecosistemas.

Estas conclusiones sugieren importantes implicaciones para la gestión post-incendio. En áreas donde se prevea un escenario de re-quema, por aumento de la frecuencia de incendios, la permanencia de la madera quemada generará incendios severos con importantes efectos en el suelo y en la regeneración de las especies arbóreas, tanto más si el nuevo incendio se produce en un período inferior a 15 años aproximadamente.

Este período es también limitante para la regeneración de las coníferas españolas más adaptadas al fuego, lo que generaría una tendencia hacia el dominio de las rebrotadoras y las especies de matorral germinadoras obligadas, proceso de matorralización que se está observando en muchas áreas peninsulares y que, a su vez, genera un nuevo ciclo de aumento de severidad debido al proceso de autosucesión.

Selvicultura como herramienta de restauración posincendio

¿En qué medida la gestión forestal puede ayudar a aumentar la resiliencia en un contexto de cambio global? Las propuestas en este sentido parten de la contrastada eficacia de la gestión forestal para ganar tiempo. La selvicultura mediterránea propone

tratamientos cercanos a la naturaleza, esto es, partiendo del temperamento, la estructura y la composición requeridas se proponen actuaciones selvícolas para intentar aprovechar la potencialidad de regeneración y crecimiento de las especies de interés. Por tanto, se intenta apoyar a la regeneración natural para: 1) Favorecer el número de individuos iniciales de la especie o especies objetivo; 2) Mejorar su probabilidad de supervivencia; 3) Dosificar la competencia; 4) Favorecer el crecimiento; 5) Favorecer la capacidad de regeneración en caso de nuevas perturbaciones de especies favorecidas por el fuego.

Estos procesos que se pueden conseguir de manera "natural" con la restauración pasiva (no actuar), pueden acelerarse mediante la ejecución de técnicas selvícolas (restauración activa), evitando el riesgo de degradación y de tendencia a la matorralización. De igual forma, se pueden establecer estrategias a escala de paisaje, de manera que se prioricen actuaciones, se intensifiquen donde sean necesarias o, en su caso, se deje de actuar donde el riesgo de intervención sea mayor que la no actuación. Esta elección cuidadosa del tipo de restauración necesaria a escala de rodal asegurará una variabilidad suficiente a escala de paisaje, uno de los principales objetivos para conseguir aumentar la resiliencia del sistema. La ejecución correcta y rigurosa de estas actuaciones evitaría, en muchos casos, la planificación de costosas repoblaciones que no siempre serían necesarias si la selvicultura a corto, medio y largo plazo estuviera planificada teniendo en cuenta el proceso de restauración.

Algunas actuaciones posincendio que han demostrado su eficacia para la restauración de masas arbóreas son:

1) Mulching, empajado, protección de la superficie del suelo con restos vegetales, para la estabilización de terrenos afectados por fuegos de alta severidad (Vega et al. 2013). Este tratamiento para evitar la erosión y la pérdida de suelo a corto plazo se ha mostrado como altamente eficaz, tanto más en áreas de alta pluviometría durante el otoño, cuando aumenta dramáticamente el riesgo de pérdida de suelo.
2) Saca de madera quemada sin arrastres (Figura 2). El uso de maquinaria que reduce la compactación del suelo y evita el arrastre de los fustes se ha mostrado como la técnica más eficaz para evitar cárcavas y rodadas que generen efectos erosivos a medio plazo. La corta de madera en especies rebrotadoras como las del género *Quercus* favorece la producción de brotes de cepa y raíz que asegura la renovación de la parte aérea. La única excepción a esta regla general sería el alcornoque debido a que la protección de los brotes epicórmicos en ramas por parte del corcho virgen permite en muchos casos la resistencia al fuego de los ejemplares. Dejar restos de madera muerta, ya sea en fajinas, dispersos superficialmente o triturados, se ha mostrado eficaz para interceptar semillas, en algunos casos escarificar conos que favorezcan la emergencia y en otros para proteger al regenerado una vez instalado. A medio plazo, la presencia de madera muerta

se ha mostrado como un indicador de biodiversidad y mejora de servicios ecosistémicos. Para equilibrar los efectos positivos de la saca de madera y los efectos beneficiosos de la presencia de madera muerta, parece razonable dejar al menos un porcentaje de fustes muertos sin sacar (Figura 3). Algo similar se hace en las cortas de regeneración por aclareo sucesivo o en las cortas a hecho con reserva de árboles madre. En ambos casos las reglas selvícolas permiten dejar los árboles viejos sin sacar (unos 10-20 pies/ha) aunque se haya conseguido la regeneración. En el caso de la saca tras incendio dejar este número de pies no incrementa significativamente la carga de combustible en un escenario de re-quema y permite aportar los beneficios de la madera muerta a escala de rodal y de paisaje.

3) Dosificación de la competencia intraespecífica mediante clareos tempranos e intensos o la saca tardía de madera muerta. Es frecuente que en especies de pino como *Pinus halepensis* y algunas procedencias de *P. pinaster* con una altísima disponibilidad de semilla en el banco aéreo antes del incendio y su posterior liberación tras el paso del fuego, se generen rodales con abundante regeneración que puede alcanzar más de 100.000 pies/ha en masas muy serótinas y que con mucha frecuencia se obtengan más de 10.000 pies/ha. En estas situaciones, los clareos manuales incluso en estado de brinzal puede ser una medida eficaz. Un efecto similar sería extraer la madera quemada 3-4 años tras el incendio en el caso de no haberla sacado en el primer año. La mortalidad inducida por la saca se ha contabilizado en aproximadamente el 30% de los pies, con lo que podría ser necesario incluso clareos adicionales a medio plazo. Clareos intensos del 80% de los pies a los 5-8 años de edad del regenerado son tratamientos a los que nuestros pinares suelen responder muy bien, mejorando el crecimiento y configuración de los pies restantes, aumentando la fructificación temprana y reduciendo la biomasa disponible en caso de incendio.

La ausencia de tratamientos en estos rodales genera mortalidad por exceso de competencia, riesgo de decaimiento general y aumento de la probabilidad de aparición de plagas a medio plazo. Además, la presencia de más cantidad de biomasa total y de partes muertas aumenta la vulnerabilidad a la aparición de fuegos de copa muy intensos que anularía las posibilidades de regeneración en un escenario de aumento de frecuencia de incendios.

En el caso de especies arbóreas rebrotadoras (como los *Quercus*), el fomento de brotes por efecto de la saca de la madera muerta, genera una fuerte competencia entre los chirpiales sobre los que no se recomienda intervenir mediante resalveos hasta pasados al menos 15 años (Serrada, 2003), cuando se haya producido la socialización y se reconozcan claramente los pies dominantes. En caso contrario, existe un fuerte riesgo de degradación, sobre todo en especies con fuerte capacidad de rebrote por raíces como el *Q. pyrenaica*.

4) Dosificación de competencia interespecífica. Los desbroces selectivos se han mostrado altamente eficaces para favorecer a las especies de interés. Las especies de matorral y herbáceas favorecidas por el fuego tienen una alta capacidad de ocupar el espacio tras los incendios y ejercen una fuerte competencia con las especies arbóreas, sobre todo con las germinadoras obligadas como los pinos cuyo temperamento intolerante a la sombra suele generar pies dominados y con pocas probabilidades de convertirse en ejemplares de porvenir. Por tanto, si el objetivo de la restauración es recuperar la vegetación arbórea y conseguir masas mixtas con presencia de pinos, los desbroces selectivos en torno a los ejemplares de interés generan en pocos años una respuesta muy buena en el crecimiento que ayuda a aumentar su establecimiento y probabilidad de supervivencia.
5) Densificación y enriquecimiento. Si a pesar de ejecutar las medidas anteriores no se consigue la regeneración natural y la restauración no cumple los objetivos planteados puede ser necesario realizar siembras o plantaciones. Esto suele ser casi obligado en especies arbóreas con pocas adaptaciones a fuegos severos como es el caso de algunas especies de pino (*P. pinea*, *P. nigra*, *P. sylvestris*, *P. uncinata*). No obstante, teniendo en cuenta el escenario de cambio global previsto, se debe ser especialmente cuidadoso en la elección de especie o incluso en la elección de procedencias. En el caso de *P. pinaster* con gran cantidad de procedencias, muchas de ellas con baja serotinia, se podría plantear el uso de procedencias serótinas si el objetivo fundamental de las masas es aumentar la resiliencia. De igual manera, parece interesante abrir la posibilidad a la convivencia de germinadoras obligadas y rebrotadoras, máxime cuando las condiciones de cambio climático predicen que algunos *Quercus* podrían empezar a estar al límite de su estación en muchas áreas, aumentando el riesgo de decaimiento y secas. Por el contrario, especies robustas como *P. pinea* se han mostrado como una alternativa eficaz en muchas áreas con altas temperaturas y escasa pluviometría. En cambio, es una especie que sólo está adaptada a incendios de media y baja severidad, debiendo establecer para su sostenibilidad criterios de resistencia y no tanto de resiliencia en el sentido descrito por DeRose y Long (2014)

Si el objetivo de la restauración es favorecer especies arbustivas o herbáceas, ya sea por su singularidad o porque se considera que cumplen mejor los servicios ecosistémicos (hábitat para la fauna, biodiversidad específica, genética y estructural, paisaje, etc.), en general, la restauración pasiva suele ser la mejor opción, siempre teniendo en cuenta que, como se ha comentado, el sistema será muy vulnerable en un escenario de alta frecuencia de incendios.

Nuevas propuestas en el contexto de cambio global: la introducción del fuego en la gestión de nuestros ecosistemas

Existe un amplio consenso en la comunidad científica internacional que en los ecosistemas mediterráneos la premisa fundamental es la de convivencia con los incendios forestales. Esto incluye los espacios naturales protegidos, lo que sugiere la pregunta de si realmente los espacios naturales protegidos están protegidos frente a los incendios. El abandono rural unido a una política de restricción de usos y aprovechamientos, sobre todo en los espacios con alguna figura de protección, están generando beneficios positivos a corto plazo, observándose mejora en la biodiversidad y recuperación paulatina de muchas funciones ecológicas alteradas por la actividad humana. Sin embargo, está provocando una fuerte vulnerabilidad a los incendios forestales por acumulación de biomasa disponible. En general, la recuperación de los ecosistemas suele ser adecuada pero las predicciones de cambio climático sugieren que algunas especies podrían empezar a estar al límite de su plasticidad. De igual manera, el previsible aumento de la frecuencia y severidad de los incendios y la demostrada relación positiva entre ambos procesos, obliga a establecer medidas para romper este proceso.

Las nuevas propuestas en Europa ya se vienen practicando desde hace años en otros países y no es otra que la reintroducción del fuego en los ecosistemas de manera planificada. El fuego prescrito (Figura 1) es una técnica contrastada y compatible ecológicamente con la mayoría de nuestros ecosistemas y permitiría aumentar la resistencia y resiliencia (DeRose y Long 2014):

1) La reducción de combustible disponible mediante quemas prescritas permite reducir la severidad en caso de incendio, tanto más si se establece como herramienta a escala de paisaje. Por tanto, estamos mejorando la *resistencia* del sistema a grandes incendios y permitiendo que se produzcan incendios de media y baja severidad y en menor medida los de alta severidad.
2) La gestión de áreas quemadas de alta severidad a medio plazo con quemas prescritas permite romper el efecto de retroalimentación por el cual debemos esperar nuevos incendios de alta severidad. Por tanto, la *resiliencia* del sistema ante nuevas perturbaciones dependerá de cómo consigamos romper este proceso generando activamente incendios de media y baja severidad mediante programas de quemas prescritas.

En el contexto social que nos encontramos es, por tanto, fundamental, transmitir al público en general y a los técnicos en particular, que la introducción del fuego en nuestros ecosistemas podría ser una herramienta indispensable para salvar a nuestros bosques de los incendios de alta severidad, reduciendo su vulnerabilidad frente a nuevas perturbaciones.

Agradecimientos

El presente trabajo se ha elaborado en el contexto de los proyectos GEPRIF (RTA2014-00011-C06-01) y FORESTCHANGE (AGL2016-76769-C2-1-R)

Referencias

Alloza JA, García S, Gimeno T, Baeza J, Vallejo VR, Rojo L y Martínez A., 2014. Guía Técnica para la restauración de bosques quemados. MAPAMA. Madrid. 188 p.

Barker J. and Price OF, 2018. Positive severity feedback between consecutive fires in dry eucalypt forests of southern Australia. Ecosphere 9(3):e02110. 10.1002/ecs2.2110

Bravo-Oviedo, A., Pretzsch, H., Ammer, C., Andenmatten, E., Barbati, A., Barreiro, S., (…), Zlatanov, T., 2014. European mixed forests: definition and research perspectives. Forest Syst. 23 (3): 518-533.

Carrillo C, Madrigal J, Hernando C, Díez C, Espinosa J y Guijarro, M., 2017. Efecto de la severidad del fuego, la saca de la madera quemada y factores ecológicos locales en la regeneración de Pinus pinaster Ait. tras el gran incendio forestal de El Rodenal de Guadalajara (2006-2016) En: 7º Congreso Forestal Español. Mesa Restauración Forestal, Plasencia 26-30 de junio de 2017. SECF. Disponible on-line en https://7cfe.congresoforestal.es/actas.

Castro J, Sánchez-Miranda Á, Lorite J y Zamora R., 2008. Efectos de los tratamientos selvícolas post-incendio relacionados con la madera quemada sobre el establecimiento de plantones de Juniperus communis L. en la alta montaña mediterránea. Cuadernos de la SECF, 28: 31-36

Castro J, Leverkus .B, Marañón-Jiménez S, Serrano-Ortiz P, Sánchez-Cañete E., Reverter BR, Guzmán-Álvarez JR y Kowalski AS., 2013. Efecto del manejo de la madera quemada sobre la restauración y regeneración post-incendio: implicaciones para la gestión y para el conjunto del ecosistema. Actas del 6º Congreso Forestal Español, 10-14 de junio, Vitoria-Gasteiz, Ref.: 6CFE0: 1-242

Coppoletta M, Merriam KE, and Collins BM., 2015. Post-fire vegetation and fuel development influences fire severity patterns in reburns. Ecological Applications, 26(3): 686–699

De Rose RJ and Long JN., 2014. Resistance and Resilience A Conceptual Framework for Silviculture. For. Sci. 60: 1205–12

Grimm V. and Wissel C., 1997. Babel, or the ecological stability discussions: An inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. Oecologia 109(3): 323–334.

Madrigal J, Hernando C, y Guijarro M., 2011. La gestión post-incendio como apoyo a la regeneración natural y a la restauración tras el gran incendio del Rodenal de Guadalajara: efectos sobre la supervivencia y crecimiento de los brinzales de Pinus pinaster Ait. Spanish Journal of Rural Development, II (3): 1-14

Marañón-Jiménez S, Castro J, Kowalsk, AS, Serrano-Ortiz P, Ruíz B, Sánchez-Cañete EP .y Zamora R., 2009. Efecto de los tratamientos forestales post-incendio sobre los flujos de CO2 de respiración del suelo. Actas del 5º Congreso Forestal Español, 21-25 de septiembre, Ávila, Ref.: 5CFE0: 1-433.

Moritz MA, Batllori E, Bradstock RA, Gill MA, Handmer J, Hessburg PF, Leonard J, McCaffrey S, Odion DC, Schoennagel T. y Syphard AD., 2014. Learning to coexist with wildfire. Nature 515: 58-66

Pemán J. y Navarro RM., 1998. Repoblaciones forestales. Universidad de Lleida, Servei de Publicacions, 400 p.

Redondo C, Mutke S, Adams S, Bonet JA, Calama R, Calvo J, Sánchez González M, Rubio R. y Martínez de Arano I., 2018. Productos forestales: más allá de la madera. Foresta 70: 48-55

Sánchez G, Campaña C y González E., 2007. Efectos secundarios de grandes incendios forestales: situaciones de alerta fitosanitaria. Modelización y control de agentes dañinos oportunistas. Actas del IV Congreso Internacional sobre Incendios Forestales, 13-17 de mayo, Sevilla, soporte CD-ROM (ISBN: 978-84-8014-690-6)

Serrada R., 2003. Regeneración natural: situaciones, concepto, factores y evaluación. Actas de la III Reunión sobre Regeneración Natural-IV Reunión sobre Ordenación de Montes, Cuadernos de la SECF, 15: 11-15

Vega JA, Fonturbel MT, Fernández C, Arellano A, Díaz-Raviña M, Carballas T, Martín A, González-Prieto S, Merino A. y Benito E., 2013. Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas. Xunta de Galicia. 140 p.

Walker B, Holling CS, Carpenter SR and Kinzig A., 2004.Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. Ecol. Soc. 9(2): 5

Regeneración natural tras el incendio de Acebo en 2003 (Cáceres, España) con 3-4 años de edad del regenerado (2007) con dominio de germinadoras (*Pinus pinaster*, *Halimium* sp., *Cistus* sp.) y rebrote de *Pterospartum tridentatum*. Se muestra el tratamiento habitual: saca de madera quemada, acordonado de restos de desrame y posterior paso de desbrozadora de martillos por curvas de nivel. Este sistema acelera la descomposición de madera muerta y escarifica muchas piñas serótinas cerradas atrapadas entre los restos, permitiendo la germinación de los piñones (ver pies entre los restos de ramas en la fotografía). El incendio fue de severidad media, con soflamado de las copas y consiguiente protección del suelo por la caída de las acículas del pinar (ver imagen). Las precipitaciones medias de la zona (1700 mm), la serotinia de esta procedencia de pino resinero y un sotobosque con adaptaciones al fuego, hace que los pinares del Oeste del Sistema Central sean ecosistemas resilientes a los incendios siempre que la frecuencia entre fuegos sea suficiente para recuperar el banco aéreo (20-30 años).

Especies invasoras e incendios forestales en el NW de la Península Ibérica

Otilia Reyes, Oscar Cruz, Juan García-Duro, Diego Arán, Raquel Gago, Sheila F. Riveiro y Mercedes Casal

GEFUSC-BIOAPLIC. Área de Ecología. Dpto. de Biología Funcional. Fac. de Biología. Campus Vida. 15782. Santiago de Compostela. España

otilia.reyes@usc.es

Resumen

El cambio climático actual en el que estamos inmersos favorece tanto el incremento de la entrada de especies exóticas invasoras (EEI) como la frecuencia e intensidad de los incendios forestales. El noroeste de la Península Ibérica es una de las zonas de España que más número de incendios registra. El fuego actúa creando espacios libres de competencia que son aprovechados rápidamente por muchas especies invasoras para establecerse en lugares nuevos. Además el fuego también puede actuar directamente estimulando la germinación de algunas de estas especies invasoras.

En el proceso de invasión de una especie se suelen distinguir clásicamente tres fases: Introducción, Establecimiento e Invasión. Los mayores esfuerzos de control de EEI deben concentrarse en las dos primeras etapas. Dentro de las muchas EEI que ya forman parte del paisaje de Galicia, probablemente las especies del género *Acacia* son un grupo especialmente peligroso para la vegetación autóctona por su capacidad para producir grandes cantidades de semillas, formar bancos de semillas del suelo permanentes durante muchos años, y presentar estimulación de la germinación por el calor de los incendios y capacidad de rebrote, entre otras estrategias. Su control puede ser una tarea difícil, compleja y extensa en el tiempo. Entre otras medidas se podrían utilizar especies autóctonas, altamente colonizadoras, para que eliminen las EEI por competencia.

Summary

The current climate change in which we are immersed favors both the increase in the entry of invasive alien species (IAS) and the frequency and intensity of forest fires. The northwest of the Iberian Peninsula is one of the areas in Spain with the highest number of fires. Fires open spaces free of competition which are quickly exploited by

many invasive species to establish themselves in new places. In addition, fire can also act directly by stimulating the germination of some of these invasive species.

In the invasion process of a species, three phases are usually distinguished: Introduction, Establishment and Invasion. The greatest IAS control efforts should be concentrated in the first two stages. Among the many IAS that are already part of the landscape of Galicia, the species of *Acacia* are a particularly dangerous group for native vegetation for their ability to produce large amounts of seeds, form soil seeds banks lasting for many years, stimulation of germination by the heat of the fires and capacity of regrowth, among other strategies. Its control can be a difficult, complex and extensive task in time. Among other measures, autochthonous, highly colonizing species, could be used to eliminate IAS by competition.

Introducción

Las especies exóticas invasoras, EEI, son las especies exóticas que se establecen en ecosistemas o hábitats naturales o seminaturales, son agentes de cambio y amenazan la diversidad biológica nativa (IUCN 2018). Después de la pérdida de hábitat, la introducción de especies exóticas es la segunda mayor amenaza a la biodiversidad y uno de los principales motores del cambio global. Aunque la distribución geográfica de las especies es dinámica y la humanidad siempre ha alterado esta distribución para el consumo o uso de las especies, la introducción de especies exóticas se ha acelerado en las últimas décadas por la enorme capacidad de transporte actual.

El fuego ejerce efectos notables sobre las plantas, el suelo, los ecosistemas y en las últimas décadas otro de los efectos que los incendios forestales están produciendo es favorecer la instalación y propagación de EEI. Este documento, elaborado en base a los resultados alcanzados por el grupo de *Ecología del fuego de la Universidad de Santiago de Compostela* (GEFUSC), pretende dar una visión acerca de la interacción de estas especies exóticas invasoras con los incendios forestales en el Noroeste de la Península Ibérica.

Algunos autores se han volcado en el estudio del nivel de invasión que están alcanzando algunas regiones del mundo. Así, Chytrý y colaboradores (2008) han elaborado un mapa del nivel de invasión de plantas exóticas en Europa, basado en el porcentaje de neófitos frente a la flora autóctona. Aunque Galicia presenta un nivel de invasión intermedio según esta clasificación, algunas especies ejercen un fuerte impacto sobre los ecosistemas bien porque son especies dominantes, bien porque tienen una distribución muy amplia.

Las imágenes de la Figura 1 muestran el aspecto de dos manchas de vegetación, la de la derecha corresponde a una población joven de *Acacia mearnsii* De Wild en las proximidades de Padrón y la de la izquierda a una población madura de *Acacia melanoxylon* R. Br. en la ribera del río Tambre muy cerca de su desembocadura en Noia.

Ambas especies forman masas densas, casi monoespecíficas y ésta es una característica frecuente en muchas otras especies exóticas invasoras. En Galicia, algunas especies del género *Acacia* están en fase inicial de establecimiento como *Acacia longifolia* (Andrews) Will. y *A. mearnsii* y otras como *A. melanoxylon* y *Acacia dealbata* Link están ya ampliamente extendidas por diversas zonas de Galicia. Lo mismo ocurre con especies de otros géneros como *Robinia pseudoacacia* L. y con *Eucalyptus globulus* Labill.

Por otro lado, el Noroeste peninsular es una de las zonas de España que tradicionalmente sufre mayor número de incendios, y en los últimos años los incendios de grandes dimensiones (espaciales, sociales, ambientales y económicas) están tomando mucha relevancia. Los 264 incendios ocurridos en el fin de semana del 14 y 15 de octubre de 2017 arrasaron en Galicia 26.000ha de monte arbolado y unas 23.000ha de monte raso.

Efectos del fuego sobre las EEI

En los ecosistemas, el fuego abre espacios nuevos para la colonización, elimina competencia y aporta nutrientes en forma de ceniza, que si no son llevados por el viento o por el agua, favorecerán el desarrollo post-incendio de la vegetación. Las áreas recién quemadas reciben más luz que las zonas no quemadas; para cada planta individual hay más cantidad de agua y de nutrientes. Luz, agua y nutrientes son los elementos necesarios para que las plantas realicen la fotosíntesis y puedan crecer

Figura 1 Vista general de una población de *A. mearnsii* en las proximidades de Padrón (izquierda) y de una población de *A. melanoxylon* creciendo a las orillas del río Tambre en las proximidades de Noia (derecha), ambas en la provincia de A Coruña.

Las especies que más rápidamente colonicen estas áreas serán las que determinarán cómo serán las nuevas comunidades vegetales. Las especies exóticas invasoras generalmente se caracterizan por producir un gran número de semillas fácilmente dispersables por el viento, por el agua o por los animales lo cual les permite llegar muy lejos desde la planta madre. Sus semillas suelen ser viables durante mucho tiempo; estas semillas suelen quedar enterradas en el suelo, formando parte del banco de semillas del suelo, sin germinar hasta que un incendio u otra perturbación cambie las condiciones del ambiente edáfico. Cuando las condiciones son adecuadas para la germinación lo hacen rápidamente y dan lugar a unas plántulas que crecen muy rápido. Por si esto fuera poco una buena parte de las especies exóticas invasoras también rebrotan tras incendio o tala, con lo cual además de colonizar nuevos espacios, restablecen sus poblaciones tras incendio. Y por último, otra característica que le da a estas especies carácter invasor es su capacidad para vivir en ambientes muy distintos (Arán *et al*., 2013).

Situación actual de las EEI en Galicia

En el proceso de invasión de una especie se suelen distinguir tres fases: Introducción, Establecimiento e Invasión (Moran y Zimmerman, 1991). La Introducción puede ser accidental o voluntaria y muchas veces se ve facilitada por la actividad humana. Si las especies introducidas consiguen establecerse formando pequeñas poblaciones que se reproducen, ya estarían en la fase de Establecimiento. Los mayores esfuerzos de control de EEI deben concentrarse en estas dos etapas. En la fase de Invasión la erradicación de la EEI es casi imposible.

Según la información de la Xunta de Galicia hay al menos 5 especies de plantas terrestres que se sabe que están en estado de Introducción o Establecimiento y 33 especies de plantas ampliamente extendidas, en fase de Invasión (GEIB, 2018). En algunas zonas de Galicia la recurrencia de incendios es muy alta, como ocurre por ejemplo en el Monte Pindo (A Coruña). En este monte situado a orillas del Océano Atlántico hay 32 especies exóticas invasoras según el catálogo de la Asociación Monte Pindo Parque Natural (Asociación Monte Pindo Parque Natural, 2018). Este es un número elevado, pero no es extraño puesto que las zonas costeras suelen ser las vías de entrada de las especies exóticas invasoras (Chytrý *et al.,* 2009), sumado a la repetida historia de fuegos del Monte Pindo (Asociación Monte Pindo Parque Natural 2018).

Una de las especies exóticas invasoras presente en muchos ecosistemas forestales del NW de España es *Conyza canadensis* L. Se trata de una especie anual o bienal de la familia de las Asteráceas, originaria de América del Norte, que se asentó en Europa desde mediados del siglo XVII (Merino, 1906). Actualmente es una especie cosmopolita común en las zonas templadas. Una población densa de esta especie en Galicia puede producir unas 4 x10^6 semillas/ m^2 (Arán *et al.,* 2012).

En el NW de la Península Ibérica, *C. canadensis* es una de las EEI más frecuentes en las áreas forestales recién quemadas. Su germinación en condiciones control está en torno al 30%, pero el humo de los incendios, la ceniza y el calor (siempre que no exceda de 110ºC-10min) estimula mucho su germinación llegando a duplicarla con algunos tratamientos (Arán *et al.,* 2013) y pudiendo alcanzar el 80%. Otras especies herbáceas exóticas invasoras abundantes en Galicia son *Aster squamatus* (Spreng.) Hieron, *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn, *Helichrysum foetidum* (L.) Moench y *Oenothera galzioviana* Micheli. Entre las especies arbustivas, *Buddleja davidii* Franchet es una especie que está avanzando mucho.

Las especies de Acacia en Galicia

Todas las especies mencionadas se consideran una amenaza para las especies nativas, pues compiten con la vegetación local reemplazando las comunidades de plantas, reduciendo la biodiversidad e incrementando la falta de agua; estas amenazas son más fuertes para ecosistemas forestales cuando las especies exóticas invasoras son árboles. *A. dealbata*, también conocida como mimosa, es originaria de Australia, hoy en día es una de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (ISSG 2007). Su tasa de germinación control en poblaciones del NW peninsular es 12% pero los choques térmicos moderados (80ºC- 5min y 80ºC-15min) estimulan mucho su germinación y temperaturas iguales o superiores a 150ºC la inhiben totalmente (Arán *et al*., 2018).

A. longifolia es otra de las especies exóticas invasoras detectada en Galicia. Es originaria de Australia, y en Portugal ya se ha expandiendo por amplias áreas. En Galicia está en fase de Establecimiento, existiendo al menos una población en Serres y otra en Padrón (A Coruña). Su comportamiento frente el fuego es muy parecido al detectado en *A. dealbata*. También rebrota y tiene una germinación control baja que se incrementa mucho con choques térmicos moderados; concretamente con 80ºC-5min cuadruplica el valor de su germinación control. Con 110ºC-5 min la germinación de *A. longifolia* se reduce mucho y con tratamientos de calor más severos se anula totalmente (Arán *et al.,* 2018).

A. mearnsii también procede de Australia y Tasmania, pero hoy está distribuida por América del Norte, América del Sur, Asia, África, Nueva Zelanda, islas del Pacífico y del Océano Indico. Puede rebrotar y sus semillas pueden permanecer viables durante 50 o más años (Weber, 2003), es una de las especies EEI incluidas en la lista de las 100 especies más dañinas (ISSG, 2007). Curiosamente, en las poblaciones del NW peninsular tiene un porcentaje de germinación control muy bajo, del orden del 3% pero con choques térmicos de 110ºC- 5min, multiplica por diez esa tasa de germinación (Arán *et al*., 2018).

A. melanoxylon procede de Australia y actualmente es una especie exótica invasora en Norte y Sur América, Asia, África y Europa. De las 4 especies del género *Acacia* pre-

sentes en Galicia es la que tiene un porcentaje de germinación control más alto, alrededor del 50% y además también rebrota. Los choques térmicos moderados incrementan su germinación elevándola hasta 70% con 80ºC-5min y 80ºC-10min, en cambio cuando la temperatura alcanza 110ºC durante un tiempo de 5min o más, el calor se vuelve letal para las semillas (Figura 2). El tratamiento de maduración también incrementa significativamente la germinación.

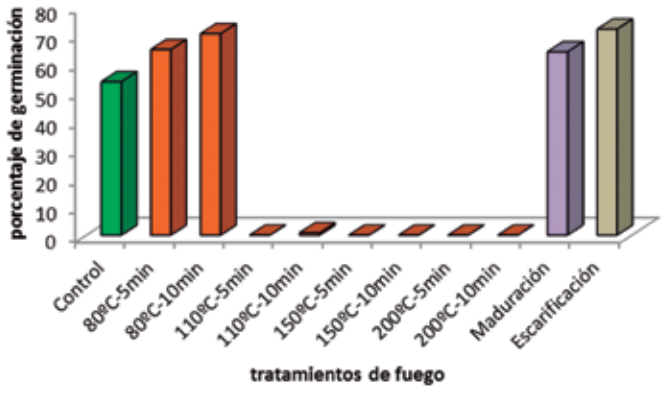


Figura 2. Porcentajes de germinación de las semillas del banco aéreo de la población de *A. melanoxylon* del Monte Pedroso (A Coruña) expuesta a los tratamientos térmicos: Control, 80ºC-5min, 80ºC -10 min, 110ºC-5min, 110ºC-10min, 150ºC-5min, 150ºC-10min, 200ºC-5min, 200ºC-10min, Maduración y Escarificación.

La maduración consistió en mantener las semillas en condiciones de laboratorio antes de sembrarlas. Probablemente las cubiertas de las semillas maduradas en condiciones de baja humedad sufran pequeñas fisuras debido a la deshidratación, y de esta forma se facilite la entrada del agua hasta el embrión y la germinación. Por su parte, el tratamiento de escarificación no solo elevó la germinación, sino que también la adelantó.Los choques térmicos, por dilatación y posterior contracción de la cubierta, producen rasgados en la cubierta seminal igual que la escarificación. Cuando esto ocurre el agua puede llegar hasta el embrión y desencadenar la germinación. Este fenómeno es común en especies de cubierta dura. Si el calor excede un umbral no solo se rasga la cubierta, sino que también se daña el embrión y este muere. Eso es lo que ocurre con choques térmicos más severos.

En una población madura de *A. melanoxylon* (población del Monte Pedroso) se estudió la distribución de clases de edad en base al DBH de sus individuos (Figura 3). En el área de estudio se determinó la densidad poblacional mediante el establecimiento de 7 cuadros de muestreo, cada uno con una superficie de 625 metros cuadrados. En

estos cuadros se contaron el número de árboles de la especie. Además de la densidad, se registraron valores de DBH de todos los árboles presentes en las muestras, un total de 88 individuos, lo que nos permitió caracterizar la edad de los individuos de esta población. La densidad del arbolado en esta población de *A. melanoxylon* es 201,0±17,0 individuos/ha y el valor medio del DBH es 43,9±18 cm. Se encontró que la moda de edades correspondía a la clase de 35-39, seguida de la clase de 40-44 años. Cada uno de estos individuos grandes, en promedio poseen una proyección de copa sobre el suelo de aproximadamente 50 m^2. Casi no había individuos de 20 años o menos.

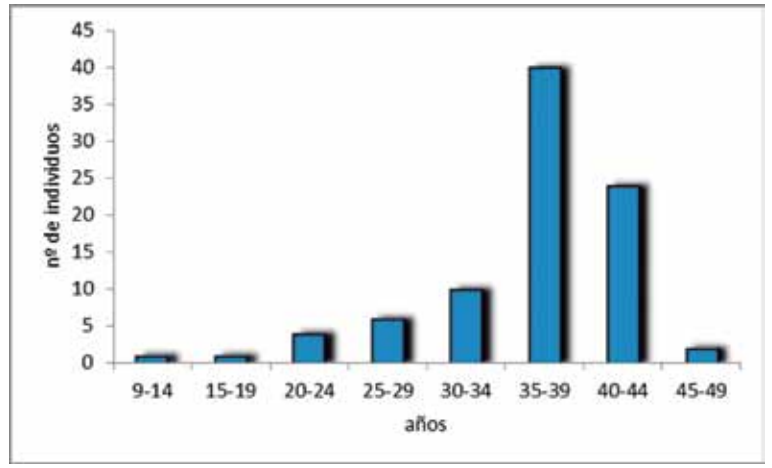


Figura 3. Distribución de clases de edad de *A. melanoxylon* en una población madura del NW de la Península Ibérica.

El reclutamiento de nuevos individuos en una población viene dado por el número plántulas que se puedan establecer y desarrollar. En esta población el número medio de plántulas por metro cuadrado medido en 65 cuadros fue de 124,6±14,4 plántulas/m^2 (Arán *et al*. 2017). Por otra parte, la mayor parte de las especies de *Acacia* poseen la capacidad de perpetuarse mediante rebrote. En esta población el número medio de plántulas rebrotadas (después de roza) encontradas por metro cuadrado fue de 2,95±0,70.

Por ser procedente del hemisferio Sur *A. melanoxylon* florece en invierno y disemina la mayor parte de las semillas entre agosto y diciembre, sin embargo la diseminación es importante todo el año (Figura 4). Produce un promedio de 910 semillas/m^2, lo cual equivale en esta población a 54300 semillas por árbol y año. La mitad puede germinar y la otra mitad van a engrosar el banco de semillas del suelo. El banco de semillas del suelo tiende a ir aumentando con el tiempo y en los bancos de poblaciones maduras las semillas tienden a ser más abundantes en las capas más profundas.

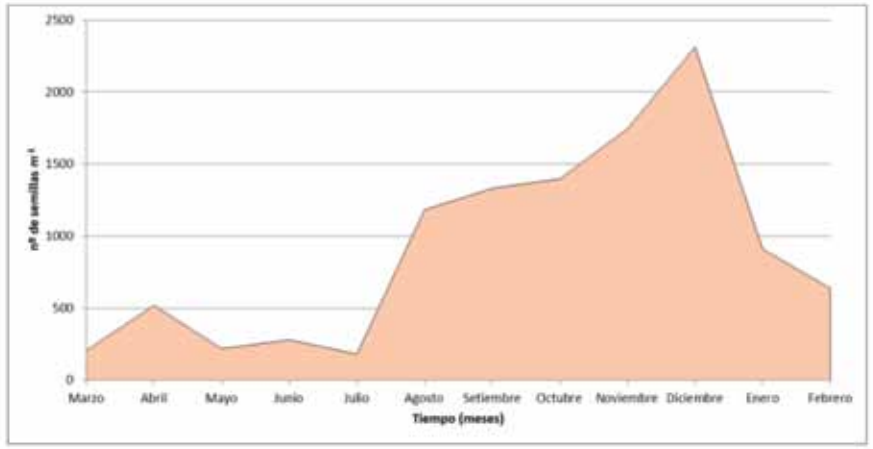


Figura 4. Lluvia de semillas dispersadas a lo largo de un año en la población de *A. melanoxylon* del Monte Pedroso (A Coruña).

El equipo de GEFUSC también estudió la estructura vertical del banco del suelo de tres poblaciones de *A. melanoxylon*, la del Monte Pedroso en Santiago, la del Monte Vilar en Carnota y la del Monte Agudo en las proximidades de Noia (Figura 5). Las poblaciones de Pedroso y de Agudo son poblaciones maduras con muchas semillas en los niveles 1 y 2, es decir entre la superficie del suelo y los 5cm de profundidad. La población de Vilar es mucho más joven, presenta un banco escaso y con mayor abundancia entre la hojarasca.

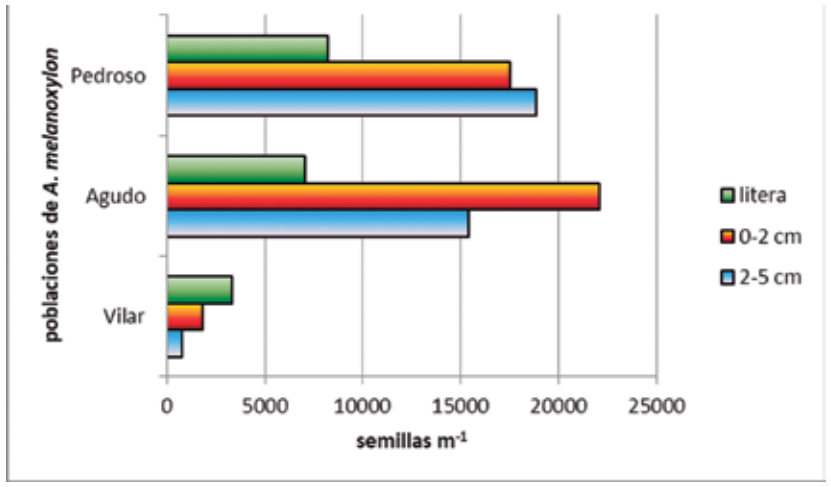


Figura 5. Estructura vertical y abundancia de semillas del banco de semillas del suelo en tres poblaciones de *A. melanoxylon* del NW de la Península Ibérica.

Con el tiempo las semillas se van enterrando debido a la gravedad, a los movimientos que la fauna edáfica y a los nuevos aportes de materia orgánica que recibe el suelo. Sí atendemos a los valores globales Pedroso y Agudo tienen en su banco del suelo una densidad 44 x 10^3 semillas m^{-2} y Vilar 5.9 x 10^3 semillas m^{-2}.

A priori, las semillas del banco de semillas del suelo deberían estar en estado de dormancia ya que no germinaron tras la diseminación, sin embargo, a medida que pasa el tiempo las semillas enterradas pueden sufrir cambios diversos, entre ellos fisiológicos (por ejemplo maduración) o físicos (por ejemplo escarificación). Estos cambios podrían romper la dormancia y facilitar la germinación. Cuando comprobamos la germinación de las semillas del banco en sus distintos niveles detectamos bajas germinaciones en las semillas control (Figura 6), y obtuvimos estimulaciones muy altas con 80º C-10min en semillas de los tres niveles del banco del suelo, incluso mayores que las conseguidas con semillas recién recogidas de los árboles.

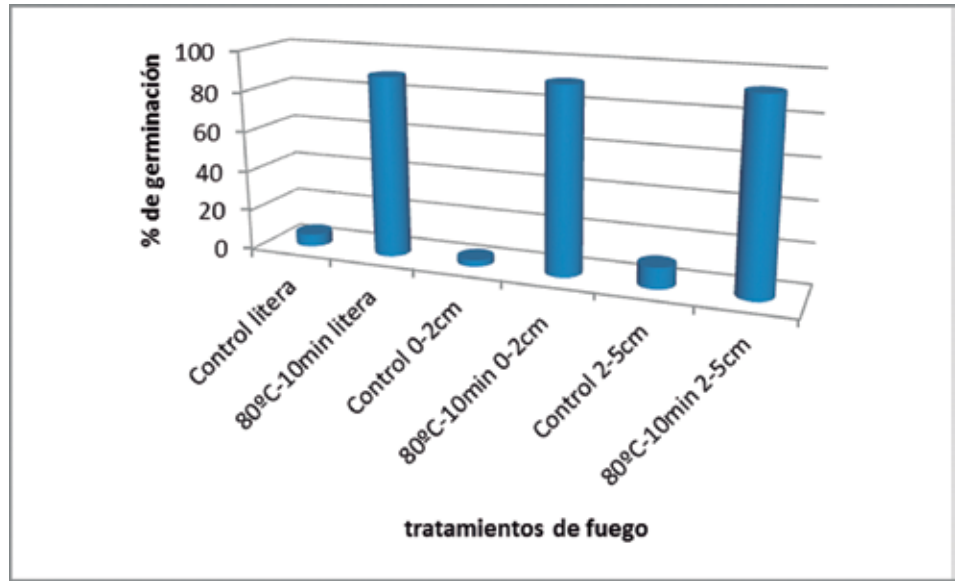


Figura 6. Porcentaje de germinación de las semillas de los tres niveles del suelo estudiados en condiciones de control y tras un choque térmico de 80ºC-10min.

Con datos de la estructura de la población adulta, del número de plántulas y de plantones rebrotados, del banco de semillas aéreo y del edáfico y de germinación, reconstruimos un escenario sin fuego y otro con fuego de la población de *A. melanoxylon* del Monte Pedroso (Arán *et al*., 2017). En ausencia de perturbaciones las semillas que caen cada año van primero el banco de semillas del suelo y aproximadamente el 50% germinan, pero solo un 1.4% se convierten en nuevas plantas un año después. Hay mucha mortalidad de semillas recién germinadas debido a la competencia por la luz principal-

mente ya que las poblaciones de acacias suelen ser muy densas. Teniendo en cuenta el número de plantas jóvenes contabilizadas y el número de adultos existentes, esto supone que en la transición de plántula a adulto de esas 124 plántulas/m^2 solo llegan a adultas el 0,02% (Arán *et al.,* 2017). Si se produce un incendio, los árboles adultos arden y también las semillas que estén todavía en las copas, pero las semillas del banco del suelo se estimularán por el calor recibido y germinarán unas 25.000 semillas/m^2. Además, la mayoría de las acacias adultas rebrotarán por lo que el incendio no elimina los individuos, sino que los afianza más y pueden favorecer su expansión hacia otras zonas periféricas donde antes no existían.

Las predicciones sobre los efectos del cambio global en la Cuenca Mediterránea incluyen un aumento en el número, severidad y recurrencia de los incendios forestales (Álvarez *et al.,* 2012). Para evaluar el efecto de la recurrencia de incendios sobre la respuesta germinativa de *A. melanoxylon* partimos de la asunción de que en los ambientes con gran recurrencia de incendios las plantas productoras de semillas serán jóvenes y en los ambientes con baja recurrencia serán mayoritariamente viejas. Así seleccionamos tres poblaciones con diferente edad de plantas adultas: las jóvenes tenían 5 años desde el último incendio, las intermedias 25 años desde la colonización de un terreno removido y las maduras tenían entre 40 y 60 años.

Encontramos que el porcentaje de germinación final el cabo de cuatro meses, eran similar en las tres poblaciones, independientemente de la edad de las plantas, con estimulación por choques térmicos de 80º C y escarificación, e inhibición por choques térmicos severos (Cruz *et al*. 2017)

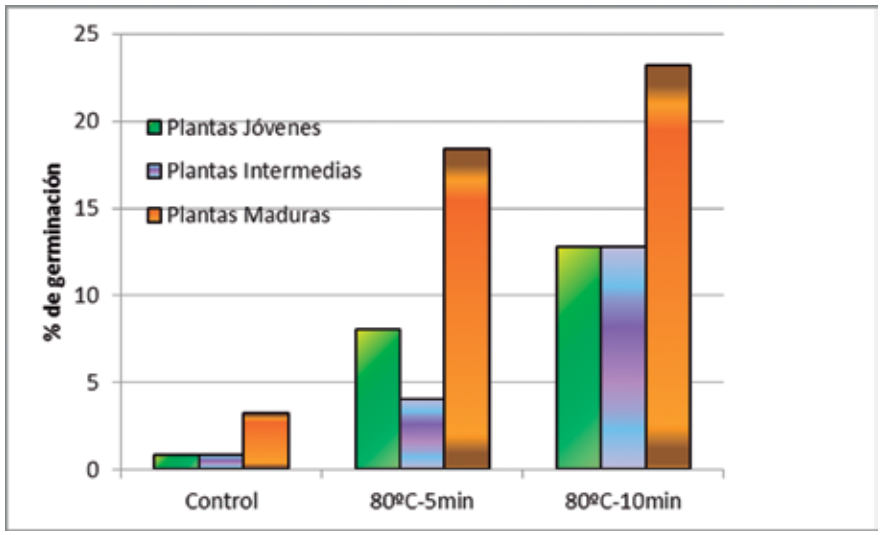


Figura 7. Porcentajes de germinación, alcanzados a los 30 días de la siembra, en semillas procedentes de plantas madre de diferentes edades, y sometidas a tratamientos de fuego.

Sin embargo, en los ecosistemas incendiados los procesos de competencia comienzan inmediatamente después de la perturbación, de modo que la germinación alcanzada en el primer mes puede ser más explicativa de lo que ocurre en los ecosistemas que la germinación después de 4 meses. Cuando analizamos la germinación a lo largo del tiempo encontramos que las semillas de plantas maduras tras choque térmico germinan más pronto que las de otras edades, con el cual pueden ocupar más rápidamente el espacio y los recursos que hay, compitiendo más fuertemente con las semillas y plántulas de las especies nativas (Figura 7).

De esta forma, la edad de la planta madre puede actuar adelantando la germinación de las semillas de las plantas maduras, lo cual puede resultar en un reclutamiento selectivo de las semillas del banco de semillas del suelo. Este trabajo muestra que la edad de la planta madre influye en el tiempo en el que las germinaciones ocurren.

Recomendaciones de gestión

El control de las EEI, especialmente de las especies del género *Acacia*, va a ser una tarea difícil, compleja y extensa en el tiempo. Entre otras medidas se podrían utilizar especies autóctonas, altamente colonizadoras, para que eliminen las EEI por exclusión competitiva. En base a la información disponible proponemos algunas medidas concretas de gestión:

- Después de un fuego se deberían talar todas las plantas de *Acacia* que emerjan y sembrar otra especie autóctona muy competitiva, por ejemplo, la escoba (*Cytisus scoparius* (L.) Link) o el tojo (*Ulex europaeus* L.). Si se consigue una cobertura rápida y completa del suelo la falta de luz impedirá que nuevas plántulas de *Acacia* sobrevivan.
- Para conseguir que un mayor número de semillas de *C. scoparius* o de *U. europaeus g*erminen tempranamente se pueden escarificar mecánicamente o someter a choques térmicos de 80ºC-5min.
- Por último, es necesario hacer seguimientos del estado de recubrimiento del suelo con la o las especies autóctonas y eliminar las plántulas o rebrotes de la especie exótica invasora, hasta que la cobertura de las especies nativas sea suficientemente extensa para evitar el crecimiento de individuos de las especies invasoras.

Agradecimientos

Los datos necesarios para la redacción de este artículo han sido obtenidos gracias a las subvenciones de los proyectos AGL2013-48189-C2-2-R y AGL2017-86075-C2-2-R (Ministerio de Economía y Competividad y FEDER) y LE001P17 (Junta de Castilla y León).

Bibliografía

Álvarez, A., Gracia, M., Vayreda, J., and Retana, J., 2012. Patterns of fuel types and crown fire potential in *Pinus halepensis* forest in the Western Mediterranean Basin. Forest Ecology Management, 270: 282-290.

Arán D, Gago, R., García-Duro J, Casal M and Reyes O., 2018. Papel de las altas temperaturas de los incendios forestales en la germinación de 4 especies del género Acacia. En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2018).Invasiones Biológicas: avances 2017. Pp. 13-17. Actas del 5º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2017". GEIB, Serie Técnica N. León 118 pp.

Arán, D., García-Duro,J., Reyes,O. y Casal,M., 2012. Ecología reproductiva de *Conyza canadensis* (L.) Cronq. En relación con el fuego y el estrés hídrico. En :GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (Ed.) EEI 2012 Notas Científicas.pp.174–177. 4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras EEI 2012.GEIB, Serie Técnica No.5.León, p.218.

Arán D, García-Duro J, Reyes O. and Casal M., 2013. Fire and invasive species: Modifications in the germination potential of *Acacia melanoxylon, Conyza canadensis* and *Eucalyptus globulus*. For. Ecol. Manag. 302: 7–13. doi:10.1016/j.foreco.2013.02.030

Arán D, García-Duro J, Cruz, O, Casal M. y Reyes O., 2017. Understanding biological characteristics of *Acacia melanoxylon* in relation to f ire to implement control measurements. Annals of Forest Science 74: 61. https://doi.org/10.1007/s13595-017-0661-y

Asociación Monte Pindo Parque Natural 2018. http://www.montepindo.gal/. Consultado 22/05/2018.

Chytrý M., Pysek P, Wild J., Pino J., Maskell LC. and Vilà M., 2009. European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across hábitats. Diversity and Distributions, (Diversity Distrib.)15: 98–107.

Cruz O., García-Duro, J.; Casal, M. and Reyes, O., 2017. Can the mother plant age of *Acacia melanoxylon* (Leguminosae) modulate the germinative response to fire? Australian Journal of Botany 65: 593-600.

GEIB (Grupo Especialista en Invasiones Biológicas), 2018. Plan estratéxico galego de xestión das especies exóticas invasoras e para o desenvolvemento de un sistema estandarizado de análise de risco das especies exóticas en Galicia. Xunta de Galicia. http://cmaot.xunta.gal/c/document_library/get_file?file_path=/portal-web/Documentos_DXConservacion_da_Natureza/Biodiversidade/plan_estratexico_eei_Galicia.pdf.

ISSG, 2007. Global Invasive Species Database (GISD). Invasive Species Specialist Group of the IUCN Species Survival Commission. http://www.issg.org/database

IUCN (International Union for Conservation of Nature), 2018. https://www.iucn.org/. Revisado 23/05/2018.

Merino, P.B., 1906. Flora Descriptiva e Ilustrada de Galicia. Tipografía Galicia, 1º edición, Santiago de Compostela.

Moran VC. and Zimmerman HG., 1991. Biological control of jointed cactus, *Opuntia aurantiaca* (Cactaceae), in South Africa. Agriculture, Ecosystems & Environment 37: 5-27.

Weber E., 2003. Invasive plant species of the world: A reference guide to environmental weeds. Wallingford, UK: CAB International, 548 p.

Ejemplo de invasión de dos EEI en un área quemada del NW de la Península Ibérica, *Conyza canadensis* en primer plano y *E. globulus* en segundo plano.

Pinsapar en Sierra de las Nieves, Málaga. Denominada Reserva de la Biosfera del programa MAB en 1995 (93.930 ha) y Parque Natural en 1989 (20,163 ha), se ha solicitado en 2018 por la Junta de Andalucía, su denominación como Parque Nacional.

El *Abies pinsapo,* uno de los abetos circunmediterráneos, foma manchas extensas en el Parque, con buena regeneración natural. Otras poblaciones se encuentran en la cercana Sierra de Grazalema.

Pinares y fuego: forestación y erosion de la biodiversidad

Fernando Ojeda Copete

Universidad de Cádiz, Departamento de Biología (Área de Botánica), Campus Río San Pedro, 11510-Puerto Real (Cádiz)

fernando.ojeda@uca.es

Resumen

Para la sociedad española actual, los incendios forestales son sucesos catastróficos que amenazan la biodiversidad y desencadenan la erosión de los suelos, además del riesgo que suponen para la vida y la economía de una región. Sin embargo, muchos de los ecosistemas mediterráneos no sólo son resistentes a los incendios sino que son sensibles a la ausencia de incendios. Este ensayo se centra en el brezal Mediterráneo o herriza como ejemplo paradigmático de ecosistema pirófilo para ilustrar cómo la mayoría de los impactos negativos atribuidos a los incendios forestales ocurren en plantaciones forestales y están causados por las tareas propias de forestación mediante técnicas agresivas antes de que ocurra el incendio. En ecosistemas mediterráneos naturales, como la herriza, la supresión completa de los incendios podría suponer una alteración grave para su biodiversidad. El vasto conocimiento científico existente sobre la relación de los ecosistemas mediterráneos con el fuego debería integrarse en planes y estrategias de manejo de zonas incendiadas para que dichas actuaciones sean racionales y eficaces. Finalmente, las zonas naturales incendiadas no deberían ser consideradas, ni tratadas, como naturaleza calcinada y ecosistemas destruidos, sino como naturaleza viva, en un estado transicional de la dinámica de los ecosistemas Mediterráneos.

Palabras claves.- Brezal Mediterráneo, conservación arbolcéntrica, herriza, plantaciones forestales, singularidad botánica.

Summary

From the Spanish society's perspective, wildfires are catastrophic events that jeopardize biodiversity and cause soil erosion, not to mention risks to human lives and properties. However, many Mediterranean-type ecosystems are not only resistant to wildfires but sensitive to the lack of wildfires. This essay focuses on the Mediterranean heathland or herriza as a paradigmatic fire-prone ecosystem to illustrate how most negative impacts allegedly attributed to wildfires occur in forestry plantations. They are caused by forestry practices, using aggressive techniques, previous to the wildfire. In

natural Mediterranean-type ecosystems, such as the herriza, complete wildfire suppression might actually pose a serious threat to biodiversity. The large existing body of scientific knowledge on the relationships of Mediterranean-type ecosystems with fire should be incorporated into plans and policies dealing with wildfire and conservation to make them adequate and efficient. Finally, burned natural areas should not be regarded, nor treated, as dead piece of nature and destroyed ecosystems, but as a transitional stage within the dynamics of Mediterranean-type ecosystems.

Key words.- Floral singularity, forestry plantations, herriza, Mediterranean heathland, tree-centric conservation.

Incendios forestales, ¿malos por naturaleza?

Para la sociedad española actual, los incendios forestales son sucesos catastróficos que, además de suponer un riesgo para la vida y la economía de una región, merman la biodiversidad y desencadenan la erosión de los suelos. Conducen a una pérdida de hábitats naturales y, finalmente, a la desolación del paisaje. Esta apreciación negativa de los incendios en el medio natural se apuntala cada verano en prensa y televisión, en muchos casos citando fuentes expertas (e.g. SINC 2008). Sin embargo, si bien el riesgo para las personas y sus posesiones es innegable, la percepción social del impacto del fuego sobre los hábitats y su biodiversidad contrasta con la información y evidencia científicas. Muchos de los ecosistemas mediterráneos no sólo son resistentes a los incendios, sino que son dependientes de ellos, ya que el fuego como perturbación recurrente ha formado parte de su historia evolutiva (Ojeda, 2001; Keeley et al., 2012; Pausas, 2012). Se trata de ecosistemas pirófilos o amantes del fuego. El brezal Mediterráneo o herriza es tal vez uno de los ejemplos paradigmáticos de ecosistema pirófilo (Ojeda, 2009; Ojeda et al., 2010). Aunque en algunas ocasiones los medios de comunicación se han hecho eco del papel del fuego como elemento natural de los ecosistemas mediterráneos (e.g. Sahuquillo y de Benito, 2012), esta información no termina de permear en la sociedad.

Una de las razones probables de esa apreciación negativa es que la mayoría de los incendios forestales actuales son, de forma accidental, negligente o intencionada, provocados por el hombre, siendo algo menos del 4% de origen natural (principalmente rayos; Vélez-Muñoz, 2009; Chuvieco, 2009). Sin embargo, a pesar de lo apabullante de esta estadística (i.e. la mayoría de los incendios forestales no son naturales), ese 4% de incendios naturales no debe menospreciarse. No hay que olvidar que, si bien el hombre provoca la mayoría de los incendios, el hombre también se encarga de extinguirlos con medios cada vez más eficaces. Si quitásemos al hombre del medio natural o retrocediéramos unos pocos de miles de años, un incendio en las sierras de Algeciras (Cádiz) podría haber sido causado por un rayo caído a cientos de kilómetros de distancia; en la

serranía de Cuenca, por ejemplo. Ese rayo habría iniciado un incendio allí y, gracias a su elevada capacidad de propagación (Viegas, 1998), podría llegar a alcanzar las sierras de Algeciras. Es decir, la incidencia de los incendios naturales en el pasado debió haber sido mucho más relevante de lo que indican las estadísticas actuales, lo que se refleja en los numerosos ejemplos de adaptación evolutiva de plantas y ecosistemas mediterráneos al fuego (Ojeda, 2001; Pausas, 2012).

Esta contribución pone el foco en el brezal Mediterráneo o herriza como ejemplo paradigmático de ecosistema pirófilo de elevada biodiversidad botánica para entender por qué los incendios se perciben por la sociedad como desastres ecológicos que destruyen los hábitats y amenazan la biodiversidad. La intención es, por un lado, conseguir que la sociedad comprenda lo que los científicos ya no dudan: que el fuego, a pesar de suponer un riesgo para las personas, es un elemento natural de los ecosistemas mediterráneos (e.g. Keeley et al., 2012). Por otro lado, mostrar que muchos de los impactos atribuidos al fuego se deben a alteraciones previas al incendio por parte del hombre, principalmente la forestación con fines comerciales. Por último, proponer la integración del conocimiento científico de la relación de las plantas y los ecosistemas con el fuego en planes y estrategias de gestión de zonas incendiadas para que dichas actuaciones sean adecuadas y eficaces.

Brezal Mediterráneo o Herriza: singularidad botánica forjada a fuego

La región Mediterránea, que incluye la mayor parte de la península Ibérica, se caracteriza por un clima mediterráneo de estacionalidad muy marcada, sobre todo en cuanto a las precipitaciones: los inviernos son fríos y lluviosos, mientras que los veranos son cálidos y secos. Los suelos dominantes son de textura fina, pH neutro o básico y fertilidad relativamente elevada (di Castri, 1991). La vegetación arbustiva característica de esta región es el matorral Mediterráneo o garriga, dominada por especies esclerófilas como la coscoja (Quercus coccifera), el acebuche (Olea europaea) o el lentisco (Pistacia lentiscus) y otras no esclerófilas como las jaras (Cistus spp.) el matagallo (Phlomis purpurea) o las aulagas (Ulex spp.), Dallman, (1998). Sin embargo, el brezal mediterráneo es un tipo de vegetación arbustiva relativamente abundante en la franja occidental de la península Ibérica, así como en la península Tingitana, en el extremo noroccidental de África (Gil-López et al., 2018). Se trata del subtipo más rico y diverso de brezal seco europeo (hábitat 4030 de interés comunitario; Ojeda, 2009). Se asocia a la presencia de suelos arenosos, ácidos y pobres en nutrientes, y un régimen climático mediterráneo relativamente suavizado debido a la influencia oceánica (Rivas-Martínez, 1979; Ojeda, 2009). A diferencia de los brezales de la Europa atlántica, estos tienen una elevada diversidad y, a pesar de ser mediterráneos, son florísticamente muy distintos de la garriga

(Gil-López et al., 2018). Se caracterizan por la presencia dominante de varias especies de brezo, entre las que destacan Erica australis, E. umbellata, estrechamente asociadas a estos brezales, y Calluna vulgaris. Además, abundan leguminosas arbustivas como la carquesa (Pterospartum tridentatum), también estrechamente asociada al brezal mediterráneo.

En la región del estrecho de Gibraltar, el brezal mediterráneo, que en su zona norte se conoce como herriza, es uno de los tipos de vegetación dominantes (Ojeda, 2011; Figura 1A). La herriza tapiza cumbres y crestas de cerros y sierras de areniscas silíceas oligomiocénicas, areniscas del Aljibe, sobre suelos poco desarrollados, ácidos y pobres en nutrientes. Desde un punto de vista florístico, la herriza del Estrecho sobresale del conjunto de brezales mediterráneos por su diversidad y singularidad (Gil-López et al., 2018). Además de los brezos y otras especies propias del brezal mediterráneo, como la carquesa y la jara estepa (Cistus populifolius), aparecen especies endémicas como la robledilla (Quercus lusitanica) y varias especies de leguminosas arbustivas (e.g. Genista tridens, Stauracanthus boivinii). Pero la herriza da cobijo a especies muy singulares, auténticas joyas botánicas por su rareza geográfica o taxonómica como el atrapamoscas (Drosophyllum lusitanicum), paradigma de esta singularidad botánica. Es una de las pocas especies insectivora de la cuenca Mediterránea y una de las pocas insectívoras del planeta que crece en suelos secos (Paniw et al. 2017). Otras especies, como el tomillo del Aljibe (Argantoniella salzmannii) o la adelfilla (Bupleurum foliosum), son especies endémicas estrictas que sólo se encuentran en las formaciones de herriza a ambos lados del estrecho de Gibraltar.

El fuego ha jugado un papel preponderante en la historia evolutiva de la herriza y la mayoría de sus especies son pirogénicas; es decir, dependen de la ocurrencia de fuego para completar su ciclo vital (Ojeda et al., 2010). La herriza no sólo es resistente a los incendios (Ojeda et al., 1996; véanse Figuras 1B y 1C) al igual que otros tipos de vegetación Mediterránea, como la garriga, sino que es probablemente sensible a la ausencia de incendios (Ojeda et al., 2010; Gil-López et al., 2014). De hecho, muchas de las especies endémicas de la herriza, como Silene gaditana (Figura 1D), Crocus clusii (Figura 1E) o la propia Drosophyllum lusitanicum (Figura 1F) entre otras, aparecen sólo durante los tres o cuatro primeros años tras el fuego. Después desaparecen de la vegetación y persisten sólo como semillas latentes en el banco de semillas del suelo. Es decir, no sólo son especies especialistas de la herriza sino que están restringidas a una ventana temporal postincendio más o menos estrecha. Así pues, la supresión completa del fuego supondría la desaparición de esa ventana temporal y constituiría una amenaza para la biodiversidad de la herriza (Gil-López et al., 2014) y, por ende, para su propia persistencia como hábitat singular. ¿Cómo puede explicarse entonces la percepción general de los incendios forestales como agentes destructores de biodiversidad y de hábitats?

La desgracia de destacar por lo que no se tiene

La idea de que los paisajes naturales que no tienen árboles constituyen, en la mayoría de los casos, una etapa serial o de degradación de algún tipo de bosque es el paradigma de la Fitosociología sigmatista (e.g. Peinado-Lorca y Rivas-Martínez, 1987).

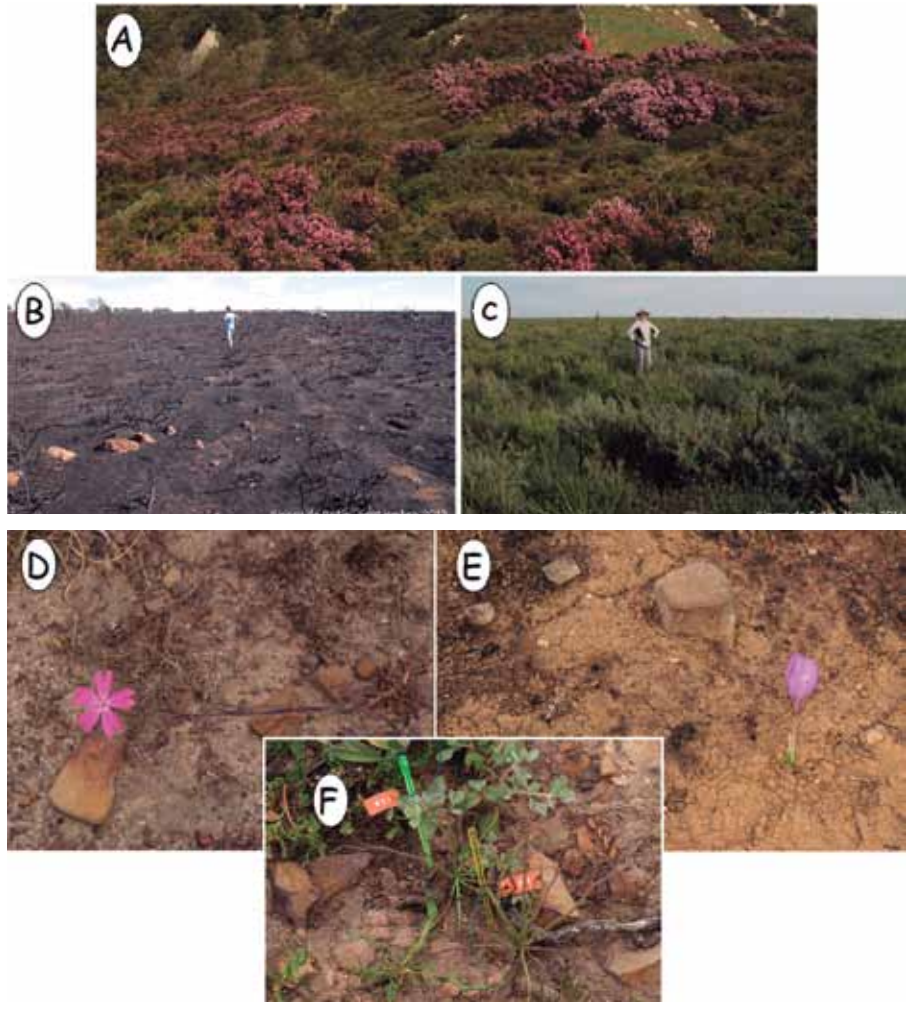


Figura 1. A, Herriza en la Sierra del Niño (Los Barrios, Cádiz). **B**, Herriza 10 días tras un incendio ocurrido en septiembre de 2013 en la Sierra de Retín (Barbate, Cádiz). **C**, Misma herriza dos años y medio después del incendio (marzo de 2016). **D**, *Silene gaditana*, especie anual endémica, un año después de un incendio (Sierra de Retín, Barbate, Cádiz). **E**, *Crocus clusii*, geófito endémico del suroeste de la península Ibérica floreciendo en una herriza siete meses después de un incendio (Monte Comares, Algeciras, Cádiz). **F**, plántulas de *Drosophyllum lusitanicum* emergiendo en la herriza un año después de un incendio (Sierra Carbonera, San Roque, Cádiz).

Esa idea del bosque como clímax o estado maduro frente al matorral o vegetación arbustiva como etapa de degradación se repitió como un mantra entre los gestores del medio natural de las dos últimas décadas del siglo XX. Ya anteriormente, la conservación del medio natural estuvo a cargo de ingenieros de montes del antiguo ICONA, muchos de ellos con una visión más dasocrática que ecológica, que lo gestionaron a modo de monte ordenado donde el árbol era el protagonista indiscutible (Madrigal, 1994).

A pesar de la biodiversidad y singularidad botánica que alberga la herriza (Gil-López et al. 2018), por lo que más ha llamado la atención es por una de sus características fisiognómicas: la práctica ausencia de árboles (Ojeda, 2011; Figuras 1A, 1B y 1C). Ello es debido a la pobreza y escasez de los suelos, a la exposición de cumbres y crestas a fuertes vientos y a la recurrencia de incendios. Y como consecuencia de una obcecada visión arbolcéntrica de la conservación, la herriza, al igual que otras formaciones de brezal Mediterráneo, fue sistemáticamente ignorada o considerada como un mero estadio preforestal, una etapa de la degradación de bosques climácicos de alcornoques (Quercus suber), quejigos morunos (Q. canariensis) o robles melojos (Q. pyrenaica) (Peinado-Lorca y Rivas-Martínez, 1987; Pérez-Latorre et al., 1999). Ello explica que, hasta muy recientemente, las políticas de conservación dedicasen esfuerzos a forestar −que no reforestar− formaciones de herriza con alcornoques y, sobre todo, con pinos (Andrés y Ojeda, 2002).

Forestación, biodiversidad, fuego y erosión

Debido a la escasez y pobreza de los suelos, las forestaciones de la herriza con alcornoque suelen fracasar, no así las forestaciones con pino (principalmente Pinus pinaster y P. pinea) que, en la provincia de Cádiz, tuvieron su apogeo durante la segunda mitad del siglo XX (Simpson y Ojeda, 2010). En muchos casos, esos pinares sobre herriza se plantaron con la finalidad de restarurar o regenerar la vegetación y el paisaje degradado, además de constituir un recurso económico natural y sostenible para la población local (Simón-Navarrete, 1993). Sin embargo, hoy día tienen un escaso rendimiento económico y están abandonados en su mayor parte, sobre todo los de P. pinaster. Y, a pesar de las buenas intenciones, esas forestaciones no sólo no han contribuido a incrementar la biodiversidad vegetal de la herriza sino que la han disminuido drásticamente, tanto en número de especies como, sobre todo, en riqueza de especies endémicas y en diversidad funcional (Andrés y Ojeda, 2002).

Las forestaciones con pinos también se han justificado como actuaciones de defensa frente a pérdidas de agua y suelo en hábitats naturales (Simón-Navarrete, 1993). Sin embargo, y aunque parezca paradójico, otra de las consecuencias de esas plantaciones forestales para el medio natural es el incremento de la erosión de los suelos. Las labores propias de preparación de plantaciones forestales −subsolado y aterrazado, entre otras− aumentan la erodibilidad o vulnerabilidad de los suelos frente a agentes erosivos

(Romero-Díaz et al., 2010). Un estudio realizado en el norte de Portugal mostró unos niveles de escorrentía tras la lluvia y de pérdida de suelo por erosión en plantaciones forestales de Pinus pinaster comparables a los de suelos agrícolas y mucho mayores que los de matorrales adyacentes (Nunes et al. 2011; Tabla 1). Esa erodibilidad de los suelos bajo plantaciones forestales se acrecienta después de un incendio (Martins et al., 2013), ya que la eliminación de la cobertura arbórea los deja expuestos a agentes de erosión como la lluvia. En cambio, se ha visto que los suelos de la herriza son resistentes a la erosión tras los incendios (Jordán et al, 2010). Al igual que en una plantación forestal, el fuego elimina la biomasa aérea de la herriza −o de cualquier otro tipo de matorral Mediterráneo− de forma más o menos drástica, dependiendo de la intensidad del incendio.

Pero, a diferencia de una plantación forestal, bajo el suelo queda una trama compleja de raíces y rizomas robustos que sujeta el sustrato a modo de malla natural, protegiéndolo de la erosión.

Tabla 1. Mediana de valores de escorrentía (en milímetros y, entre paréntesis, en porcentaje de precipitación recogida) y de erosión edáfica (en g/m^2) en varios tipos de vegetación del norte de Portugal (tomado de Nunes et al. 2011)

	Cultivo de cereales (suelo agrícola)	**Vegetación arbustiva (shrubland)***	**Forestaciones (Pinus pinaster)**
Escorrentía (*Runoff*) mm (% *rain*)	77,7 (8.7%)	1,1 (0,1%)	43,4 (8,6%)
Erosión edáfica (g/m^2)	627,1	0,6	426,2

* No especifican el tipo de vegetación arbustiva, pero por la localización y el sustrato, es muy probable que se trate de formaciones de brezal Mediterráneo.

Conclusiones e implicaciones para la gestión

La mayoría de los impactos negativos atribuidos a los incendios forestales, principalmente la pérdida de biodiversidad y la erosión edáfica, se ilustran tras incendios de pinares u otras plantaciones forestales con fines más o menos productivos (Gómez-González et al., 2018). En esos casos, el fuego no haría otra cosa que mantener una flora empobrecida (Andrés y Ojeda, 2002) y unos suelos dañados previamente por las labores de forestación, aumentando los niveles de erosión (Martins et al., 2013). Y, en esos casos, los incendios forestales sí que suponen un impacto negativo, ya que amplifican la alteración ambiental y edáfica causada por las propias plantaciones. Sin embargo, la supresión completa de los incendios en ecosistemas Mediterráneos, el anhelo de muchos naturalistas bienintencionados, podría suponer una alteración grave para muchos de esos ecosistemas, como es el caso de la herriza.

Esto no quiere decir que desde aquí se proponga la utilización del fuego como herramienta de gestión. Excepto en casos muy puntuales, existen intereses económicos (e.g. plantaciones forestales comerciales, tanto de alcornoque como de pino o eucalipto) que lo desaconsejan, además del riesgo inherente para las personas. Pero, al menos, debe integrarse este conocimiento científico en los planes y estrategias de manejo de zonas incendiadas para que dichas actuaciones sean racionales y eficaces, como ya ha sido sugerido anteriormente (Pausas, 2012). En la herriza y, muy probablemente, en otros matorrales y bosques Mediterráneos, la estrategia más sensata (y más económica) de gestión post-incendio es dejar que el monte se regenere de forma natural, evitando o controlando la carga de herbívoros para no limitar la regeneración. En el caso de incendios en plantaciones forestales, los más peligrosos en cuanto a riesgos para las personas por la extensión y por la intensidad del fuego (incendios de 2017 en Portugal y Chile; Gómez-González et al., 2018) sí que habría que plantear una gestión activa de protección del suelo y restauración de la vegetación. Esto último siempre que no persistiese un interés económico por las plantaciones forestales y hubiese interés por la recuperación y conservación de hábitats naturales. En cualquier caso, las zonas naturales incendiadas no deben ser consideradas ni tratadas como naturaleza calcinada y ecosistemas destruidos sino como naturaleza viva, un estado transicional de la dinámica de los ecosistemas Mediterráneos (Ojeda, 2001; Pausas, 2012).

Agradecimientos

El proyecto HERRIZA (CGL2015-64007-P, MINECO-FEDER) proporcionó financiación durante la elaboración de este manuscrito.

Referencias

Andrés C. and Ojeda, F., 2002. Effects of afforestation with Pinus pinaster on biodiversity of Mediterranean heathlands in South Spain. Biodiversity and Conservation 11: 1511-1520.

Chuvieco E. 2009. Global impacts of fire. En: E. Chuvieco (Ed.) Earth observation of wildland fires in Mediterranean ecosystems. Springer-Verlag, Berlin: 1-10.

Dallman PR., 1998. Plant life in the world's Mediterranean climates: California, Chile, South Africa, Australia, and the Mediterranean basin. University of California Press, Berkeley.

di Castri F., 1991. An ecological overview of the five regions of the world with Mediterranean climate. En: RH Groves and F. di Castri (Eds.), Biogeography of Mediterranean invasions. Cambridge University Press, Cambridge: 3-15.

Gil-López MJ, Segarra-Moragues JG y Ojeda, F., 2014. Fuego y diversidad en la herriza. Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural 8: 11-14.

Gil-López MJ, Segarra-Moragues JG. and Ojeda, F., 2018. Floristic distinctiveness and endemic richness of woody plants highlight the biodiversity value of the herriza among all Mediterranean heathlands. Plant Ecology and Diversity (en prensa; https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1443351).

Gómez-González S, Ojeda, F and Fernandes PM., 2018. Portugal and Chile: Longing for sustainable forestry while rising from the ashes. Environmental Science and Policy 81: 104-107.

Jordán A, González, FA and Zavala LM,. 2010. Re-establishment of soil water repellency after destruction by intense burning in a Mediterranean heathland (SW Spain). Hydrological Processes 24: 736-748.

Keeley JE, Bond WJ, Bradstock RA, Pausas JG and Rundel PW (Eds.). 2012. Fire in Mediterranean Ecosystems: Ecology, Evolution and Management. Cambridge University Press, New York.

Madrigal A. (Ed.), 1994. Ordenación de Montes arbolados. ICONA. Madrid.

Martins MAS, Machado AI, Serpa D, Prats SA, Faria SR, Varela MET, González-Pelayo O. and Keizer JJ., 2013. Runoff and inter-rill erosion in a Maritime Pine and a Eucalypt plantation following wildfire and terracing in north-central Portugal. Journal of Hydrology and Hydromechanics 61: 261-268.

Nunes AN, de Almeida AC and Coelho COA. 2011. Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. Applied Geography 31: 687-699.

Ojeda F., 2001. El fuego como factor clave en la evolución de plantas mediterráneas. En: Zamora R y Pugnaire, F. (Eds.), Ecosistemas Mediterráneos: Aspectos Funcionales. CSIC, Madrid: 319-349.

Ojeda F., 2009. 4030 Brezales secos europeos. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid. 66 pp.

Ojeda F., 2011. Singularidad botánica de la herriza o brezal Mediterráneo del estrecho de Gibraltar. Migres 2: 17-23.

Ojeda F, Marañón, T. and Arroyo, J., 1996. Postfire regeneration of a mediterranean heathland in southern Spain. International Journal of Wildland Fire 6: 191-198.

Ojeda F, Pausas JG and Verdú M., 2010. Soil shapes community structure through fire. Oecologia 163: 729-735.

Paniw M, Salguero-Gómez R y Ojeda,F., 2017. Apuntes ecológicos sobre Drosophyllum lusitanicum, una especie singular de planta carnívora. El Corzo (boletín de la Sociedad Gaditana de Historia Natural) volumen V: 35-42.

Pausas JG., 2012. Incendios Forestales. Colección ¿Qué sabemos de?. Editorial Catarata y CSIC, Madrid. 119 pp.

Peinado-Lorca M, Rivas-Martínez S. (Eds.). 1987. La Vegetación de España. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid. 544 pp.

Pérez-Latorre AV, Galán de Mera, A Navas, P, Navas D, Gil, Y y Cabezudo,B., 1999. Datos sobre la flora y vegetación del Parque natural de Los Alcornocales (Cádiz, Málaga). Acta Botanica Malacitana 24: 133-184.

Rivas-Martínez S., 1979. Brezales y jarales de Europa Occidental. Lazaroa 1: 16-119.

Romero-Díaz A, Belmonte-Serrato, F and Ruiz-Sinoga,FD., 2010. The geomorphic impact of afforestations on soil erosion in Southeast Spain. Land Degradation and Development 21: 188-195.

Sahuquillo MR y de Benito E., 2012. Un siglo para recuperar el bosque. EL PAÍS (25/08/2012). https://elpais.com/sociedad/2012/08/25/actualidad/1345902552_872013.html.

Simón-Navarrete E., 1993. Plan Forestal Andaluz. Resumen del Plan publicado por la Junta de Andalucía. IARA, Almería.

Simpson M. y Ojeda F., 2010. Pinus pinaster en las sierras del Aljibe y del campo de Gibraltar: ¿especie nativa o cultivo forestal? Almoraima 40: 113-122.

SINC (Servicio de Información y Noticias Científicas). 2008. Los incendios forestales, principal causa de erosión y destrucción del suelo del norte de España (24/10/2008).

Vélez-Muñoz, R., 2009. La defensa contra incendios forestales: Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill, Madrid. 800 pp.

Viegas DX., 1998. Forest fire propagation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London series A 356: 2907-2928.

Drosophyllum lusitanicum en la Montera del Toreo, Los Barrios, Cádiz. 6 de Agosto 2016. Autor: F Ojeda.

Impactos y vulnerabilidad en España frente al actual cambio climático

José Mª Baldasano Recio

Catedrático de Ingeniería Ambiental
Universidad Politécnica de Cataluña (UPC), Barcelona

Resumen

Hay evidencias abundantes y múltiples que la actividad humana está forzando un cambio climático debido al modelo socio-económico-energético de la actual sociedad humana. Los principales impactos y factores de vulnerabilidad en la España peninsular frente al actual cambio climático se analizan centrados en las siguientes variables: temperatura del aire, precipitación, olas de calor y sequías. La anomalía media usando datos de 65 estaciones meteorológicas de la temperatura del aire de tres períodos de tiempo normal: 1971-2000 y 1981-2010 frente al período 1961-1990 representa un aumento relativo del 1,1% a un 4,2%; y en valor absoluto un incremento de +0,4 °C a +1,3 °C; la anomalía media de precipitación implica una disminución entre un 3-5%. La frecuencia e intensidad de las olas de calor juntamente con los períodos de sequía se está incrementando y la previsión es que dicha tendencia se refuerce a lo largo del siglo XXI, teniendo un origen importante en las intrusiones del aire procedente del desierto del Sahara. Todas las proyecciones de los impactos sobre la España peninsular se están confirmando y son coincidentes, y claramente apuntan a un clima más caliente, con menos precipitación, y con mayores períodos de sequía. La evolución de la Amplificación Ártica y su influencia sobre las latitudes medias y en las teleconexiones climáticas (NAO, WeMO y ENSO) determinará claramente la evolución de los impactos en el clima de la península Ibérica.

Summary

There is abundant and multiple evidence that human activity is forcing a climate change due to the socio-economic-energetic model of the current human society. The main impacts and vulnerability factors in peninsular Spain against the current climate change are analyzed centered on the following variables: air temperature, precipitation, heat waves and droughts. The average anomaly using data from 65 weather stations of the air temperature of three normal time periods: 1971-2000 and 1981-2010 versus 1961-1990 represents a relative increase of 1.1% to 4.2%; and in absolute value an increase of +0.4 ° C to +1.3 ° C; the average precipitation anomaly implies a

decrease of 3-5%. The frequency and intensity of heat waves together with periods of drought is increasing and the forecast is that this trend is reinforced throughout the 21st century, having an important origin in the intrusions of the air coming from the Sahara Desert. All the projections of the impacts on the peninsular Spain are being confirmed and are totally coincident, and clearly indicate in a warmer climate, with less precipitation, and with greater periods of drought. The Arctic Amplification evolution and its influence on the middle latitudes and on the climate teleconnections (NAO, WeMO and ENSO) will clearly determine the evolution of the impacts on the climate of the Iberian Peninsula.

Introducción

Cuando se plantea el tema del Cambio Climático -que para hablar con propiedad, deberíamos decir del **actual Cambio Climático**, pues los cambios climáticos han sido continuos en la historia de la Tierra- surgen habitualmente de inmediato dos preguntas dobles: normalmente la primera es: ¿Realmente hay un cambio climático, y de verdad está forzado por la actividad humana?, y en caso de que la respuesta sea positiva, que lo es, la segunda pregunta, más que interesarse por las causas y los remedios, antes está el interés por los efectos: ¿Ya está teniendo efectos o cuales puede tener?

- La respuesta a la primera pregunta se encuentra analizada y discutida en profundidad en el último informe, AR5, del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (conocido por el acrónimo en inglés IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change): Climate Change 2013: The Physical Science Basis; Fifth Assessment Report publicado en el año 2013 (IPCC, 2013, http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/). Este documento representa una de las mejores síntesis vigentes del estado de la cuestión sobre el actual cambio climático; su revisión y actualización ya se está realizando y está previsto que se publique en el año 2021. El informe AR5 ha sido la principal base científica para llegar al Acuerdo de Paris en 2015.
- Pero también hay múltiples informes que actualizan continuamente está información, como son los informes anuales de la Organización Meteorológica Mundial-OMM (conocido por el acrónimo en inglés WMO World Meteorological Organisation, https://public.wmo.int/en/our-mandate/climate), o el informe USGCRP: U.S. Global Change Research Program Climate Science Special Report (2017 https://science2017.globalchange.gov/).

Con respecto a la segunda pregunta, la respuesta tiene dos componentes. La primera parte se centra en los efectos de lo que ya está pasando, donde hay evidencias abundantes y múltiples de los mismos: aumento continuado de la temperatura de la atmosfera del planeta, incremento del nivel del mar y de su contenido térmico, cambios de los patrones de precipitación, deshielo de las zonas criogénicas del planeta, especialmente en la zona Ártica (océano Ártico y Groenlandia), etc. No obstante, su dificultad se responde con el conocimiento base y las observaciones tendenciales de lo que es la ciencia del

clima, donde se han hecho grandes progresos especialmente en los últimos años. Ya son habituales informes anuales sobre el comportamiento extremo del tiempo y las consecuencias desde una perspectiva climática que los mismos están teniendo (BAMS, 2018).

La respuesta a la segunda parte es mucho más complicada, pues debe responder a la previsión de su evolución y dinámica en el tiempo. Su respuesta implica así mismo dos cuestiones fundamentales:

1. Discriminar entre la variabilidad natural del clima (variabilidad interna) y el actual forzamiento climático (variabilidad externa); y
2. Prever cuál es la evolución climática que este forzamiento está provocando; y, además, tener en consideración las diferentes escalas espacio-tiempo, desde la global a la local.

Además, la posición geográfica de la península Ibérica en el borde subtropical y ubicada entre el Océano Atlántico y el mar Mediterráneo hace que su clima presente alta variabilidad y complejidad, que se amplifica por el efecto de las diferentes cadenas montañosas y una altitud media alta. Lo cual significa una dificultad añadida.

Se presenta un análisis sintético de cuál es la situación de los impactos y vulnerabilidad en la España peninsular frente al actual cambio climático. Se analizan en primer lugar las conclusiones de los informes sobre el tema realizados en el marco de la Unión Europea por la EEA (Agencia Europea del Medio Ambiente) y por el Ministerio de Medio Ambiente español. A continuación, dado que una cuestión relevante es qué variables, factores o indicadores deben ser considerados para dicha valoración y sobre qué dominio territorial se centra; el análisis se ha centrado en las siguientes variables: temperatura del aire, precipitación, sequías y olas de calor.

Impactos del actual cambio climático en Europa-Región Mediterránea

La Unión Europea desde el 2004 ha publicado, cada cuatro años, un informe sobre los impactos del actual cambio climático en Europa. El primero apareció en el año 2004 con el título: *Impacts of Europe's changing climate. An indicator-based assessment* (EEA, 2004), al que siguió otro de igual título en el año 2008 (EEA, 2008) y que en el año 2012 cambió a *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012. An indicator-based report* (EEA, 2012), actualizado en el año 2016 (EEA, 2017).

En este último informe se indican los impactos observados y proyectados sobre diferentes regiones europeas, y en concreto sobre la región mediterránea (ver figura 1, tomada de EEA 2017). Como puede observarse los impactos son realmente importantes y preocupantes: aumento de las olas de calor, descenso de la precipitación, aumento de los períodos de sequía, incremento del riesgo de fuegos en las masas forestales, etc. Sus conclusiones son claras, la región mediterránea está y será fuertemente afectada por el actual cambio climático.

Map ES.1 Key observed and projected climate change and impacts for the main biogeographical regions in Europe

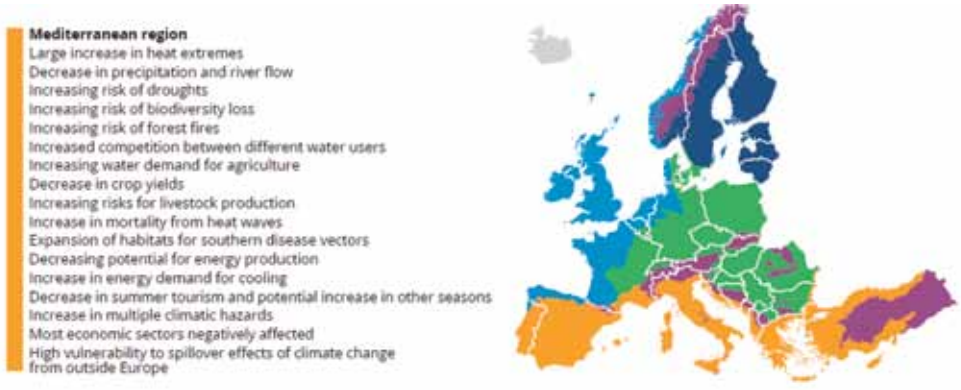


Figura 1. Impactos observados y proyectados sobre la región mediterránea.

Un trabajo reciente señala los impactos climáticos y económicos previsibles que ocurrirán con un calentamiento global de +1.5 °C. Siendo probable que se supere dicho umbral en las próximas dos décadas, afectará simultáneamente a más de un sector europeo, y junto a los impactos negativos en ciertos sectores y regiones de Europa, también habrá impactos positivos (Jacob *et al.,* 2018). Ha sido desarrollado en el marco del proyecto IMPACT2C (http://www.impact2c.eu), financiado con fondos de la UE, que pretende una evaluación exhaustiva de los impactos y los costes debidos al aumento de la temperatura de +2 °C. Los principales impactos para la región mediterránea son:

- Se prevé un calentamiento más fuerte en el interior de la Península Ibérica, los Balcanes y partes de Turquía
- En la península Ibérica se proyecta especialmente una fuerte disminución de las precipitaciones
- No se prevé que la disponibilidad de agua superficial aumente
- Las olas de calor aumentarán en toda la región
- La GPP (producción primaria bruta) y la NPP (producción primaria neta) se prevé disminuyan ligeramente en el centro de Portugal, el sur de España y Europa del Este
- Se prevé que la ventaja climática para el turismo de verano se deteriore en el extremo sur en los países con intenso turismo, caso de España, Grecia, Italia y Chipre y aumente su vulnerabilidad

Impactos del actual cambio climático en España

El trabajo más importante desarrollado sobre los impactos del actual cambio climático en España lo constituye el informe publicado el año 2005: *Evaluación Preliminar General de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático* (MIMAM, 2005), y que debería ser actualizado. La evaluación de los impactos se realiza sobre 16 sectores.

De su análisis, se pueden realizar las siguientes consideraciones sobre el actual cambio climático en España con respecto a su proyección a lo largo del siglo XXI, ordenadas con un grado de fiabilidad decreciente (MIMAM, 2005):

- Tendencia progresiva al incremento de las temperaturas medias a lo largo del siglo.
- Tendencia a un calentamiento más acusado en el escenario con emisiones más altas.
- Los aumentos de temperatura media son significativamente mayores en los meses de verano que en los de invierno.
- El calentamiento en verano es superior en las zonas del interior que en las costeras o en las islas.
- Tendencia generalizada a una menor precipitación acumulada anual.
- Mayor amplitud y frecuencia de anomalías térmicas mensuales.
- Mayor frecuencia de días con temperaturas máximas extremas en la Península, especialmente en verano.
- Para el último tercio del siglo, la mayor reducción de precipitación en la Península se proyecta en los meses de primavera.
- Aumento de precipitación en el Oeste de la Península en invierno y en el noreste en otoño.
- Los cambios de precipitación tienden a ser más significativos en escenarios de emisiones más elevadas

Los efectos del cambio climático difieren para los ecosistemas terrestres de la región Atlántica, limitados por temperatura, y para los de la región Mediterránea, limitados por el agua. Mientras la productividad podría aumentar con el cambio climático en los primeros, posiblemente disminuya en los segundos.

El cambio climático alterará la fenología y las interacciones entre especies, se producirán migraciones altitudinales y extinciones locales, la expansión de especies invasoras y plagas se verá favorecida, aumentará el impacto de las perturbaciones, tanto naturales como de origen humano, y afectarán a la estructura y funcionamiento de los ecosistemas terrestres.

Los ecosistemas que se encuentran en su límite ecológico o geográfico (formaciones cuyo balance hídrico es cero, ecosistemas dominados por especies relictas de climas

pasados, ecosistemas de alta montaña, ciertas formaciones de zonas áridas) son los que se verán más afectados por el cambio climático. Entre los ecotonos, el límite inferior del bosque determinado por la aridez es donde con mayor rapidez se podrán sentir los efectos; los melojares de *Quercus pyrenaica* se expandirán a expensas de robledales y bosques atlánticos y los fragmentos aislados de estos últimos que quedan dispersos en rincones del Sistema Central (Peña de Francia, Gredos, Guadarrama) tenderán a desaparecer; los componentes boreo-alpinos de los pastizales de alta montaña en el Pirineo catalán serán los más afectados por el calentamiento.

El CEDEX (2017), recientemente, ha realizado un extenso trabajo donde efectúa una profunda evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y sequías en España.

Anomalía de la temperatura del aire, período 1961-1990 vs 1981-2010

Para conocer cuál está siendo la anomalía de la temperatura del aire en España en los últimos 50 años, se ha utilizado la base de datos de AEMET: Guía resumida del clima en España (http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos), que está estructurada por períodos de 30 años y que contiene los tres siguientes períodos: 1961-1990, 1971-2000 y 1981-2010. El período de 30 años es el que la OMM define como un período normal climático con el objetivo de asegurar la comparabilidad de los datos medidos en diferentes estaciones y períodos.

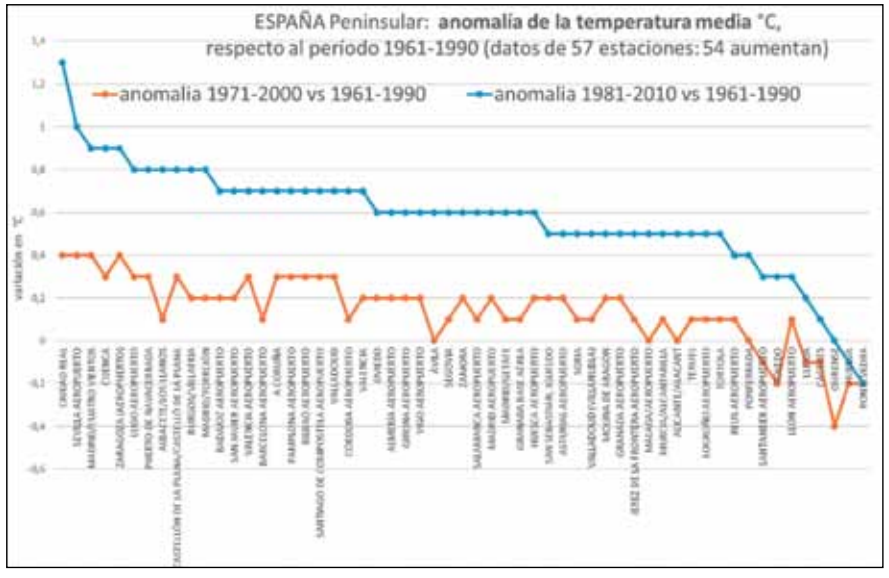


Figura 2. Anomalía de la temperatura del aire de los períodos 1971-2000 y 1981-2010 frente al período 1961-1990.

En la figura 2, se han representado los valores de las anomalías de la temperatura del aire de 66 estaciones meteorológicas de la España peninsular de los períodos 1971-2000 y 1981-2010 comparando con el período 1961-1990.

La anomalía media del período 1971-2000 frente al período 1961-1990 representa un aumento del 1,1%, mientras comparando el período 1981-2010 frente al período 1961-1990 se eleva al 4,2%, pasando el porcentaje de estaciones con anomalía negativa del 12% al 3%. El valor máximo de la anomalía positiva evoluciona del +4,9% al +12,5%, mientras que el valor mínimo de la anomalía negativa pasa del -2,7% al -1,4%; y en valor absoluto una disminución de -0,4 °C a -0,2°C, y un aumento de +0,4 °C a +1,3 °C. Se puede observar claramente, que en estos últimos 50 años hay un aumento de la temperatura del aire en la España peninsular, aunque no en todas las estaciones, aumento que se acentúa en el período 1981-2010 respecto al período 1971-2000.

Anomalía de la precipitación, período 1961-1990 frente a 1981-2010

Para conocer la anomalía de la precipitación en España en los últimos 50 años, se ha utilizado también la base de datos de AEMET: *Guía resumida del clima en España,* ya indicada. En la figura 3, se han representado los valores de las anomalías de precipitación de 65 estaciones meteorológicas de la España peninsular de los períodos 1971-2000 y 1981-2010 frente al período 1961-1990.

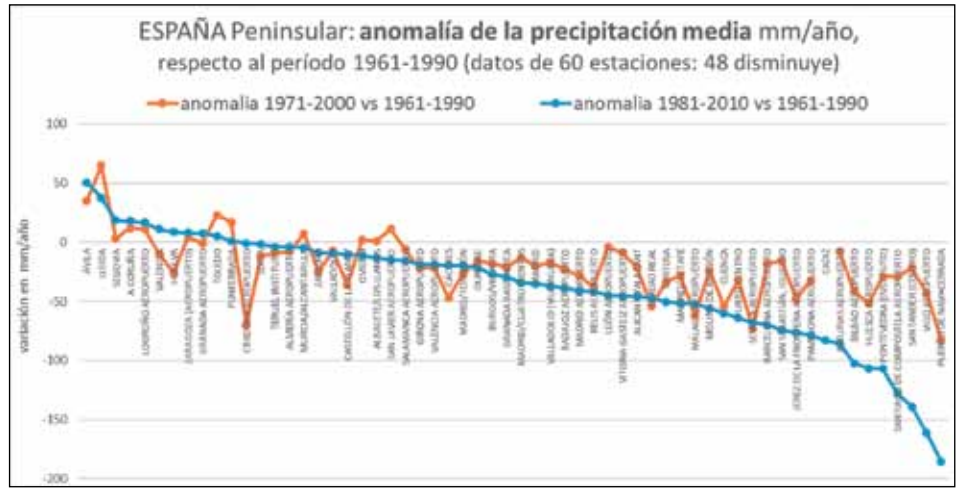


Figura 3. Anomalía de la precipitación de los períodos 1971-2000 y 1981-2010 frente al período 1961-1990.

La anomalía media del período 1971-2000 frente al período 1961-1990 representa una disminución del 3%, mientras que el período 1981-2010 frente al período 1961-1990 muestra una disminución del 4,9%. El porcentaje de estaciones con anomalía posi-

tiva pasa del 22% al 13%. El valor máximo de la anomalía positiva evoluciona del +21,4% al +13,9%, mientras que el valor de la anomalía negativa pasa del -15,9% al -18,2%; y en valor absoluto la anomalía presenta una disminución de +65 mm/año a +37,6, y un incremento de -114 mm/año a -185,7. Se puede observar claramente, que en estos últimos 50 años hay una disminución de la precipitación en la España peninsular, aunque no en todas las estaciones, disminución que se acentúa en el período 1981-2010 respecto al período 1971-2000.

La cuestión no es únicamente la disminución de la precipitación media anual, sino también el cambio de régimen de la misma, con menores días de precipitación, menos días de nieve y un incremento de eventos con precipitación intensa y tormentosa (Gonçalves *et al.,* 2014, Barrera-Escoda *et al.,* 2014).

Frecuencia de sequías

La sequía es un fenómeno normal y recurrente del clima, que ocurre en todas las regiones climáticas, pero sus características varían de unas regiones a otras. Una primera cuestión clave es lo que se entiende como sequía, que se puede definir "como una disminución temporal significativa de los recursos hídricos con un inicio dado en el momento en que la lluvia es inferior a un valor umbral durante un período determinado de tiempo". La OMM propuso definir la sequía como la secuencia atmosférica caracterizada por el desarrollo de precipitaciones inferiores a las normales en un 60% durante más de 2 años consecutivos. Lo que obliga a establecer un modelo de identificación y caracterización de sequías y a la vez disponer de las series temporales de precipitación en longitud de años y frecuencia. El informe titulado "*Catálogo y Publicación de Sequías Históricas*" describe los trabajos de recopilación de información sobre sequías históricas acaecidas en España (CEDEX, 2013), los resultados de esta recopilación se han almacenado de manera estructurada en una base de datos denominada Catálogo de Sequías Históricas en España: CatSE.

Existe una dificultad intrínseca en su evaluación, que se debe a la heterogeneidad de las fuentes de información, a los datos disponibles, a las metodologías utilizadas, y a las distintas épocas y regiones consideradas, etc.

No obstante, los datos y análisis recientes indican que se está produciendo un aumento de la frecuencia de sequías de acuerdo al Índice de Precipitación Estándar (IPE) caso de Cataluña (ver figura 4); y las proyecciones señalan que la frecuencia de sequías extremas podría aumentar un 15% en España para el año 2050 con respecto a 1990 en la cuenca del río Segura (García, 2011).

La reconstrucción de sequías de verano para el período 1734-2013 para el noreste y el centro de la Península Ibérica considerando el Índice de Precipitación de Evapotranspiración Normalizado (SPEI), identifica 16 veranos extremadamente secos de los cuales seis han tenido lugar en el período de años 2003-2013 (Tejedor et al., 2017).

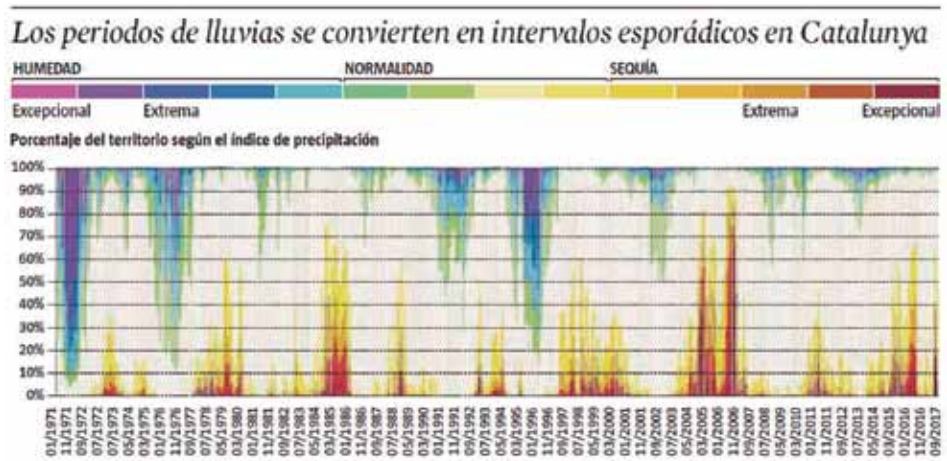


Figura 4. Índice de Precipitación Estándar (IPE) en Cataluña en el período 1971-2017 (SMC, 2018).

El impacto podría ser superior a lo que se pensaba en la segunda mitad de este siglo XXI, y las sequías se estima que se doblarán en el sur de España. Además, Madrid sería una de las capitales europeas con periodos más prolongados de escasez de lluvias. Éstas son las conclusiones de un estudio sobre 571 ciudades europeas (Guerreiro *et al.,* 2018).

Olas de calor

Otro de los fenómenos que recibe un alto interés son las olas de calor, que son un periodo de tiempo más o menos prolongado, excesivamente cálido, que puede ser también muy húmedo, aunque ello suele ser raro. Las consecuencias principales es que pueden causar muertes por hipertermia, especialmente entre los ancianos; además, seca la vegetación y pueden provocar incendios forestales; y conlleva un aumento del consumo eléctrico por climatización.

En España, la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) define una ola de calor como un período de al menos tres días consecutivos en que al menos el 10% de las estaciones meteorológicas consideradas registren temperaturas ambientales por encima del percentil del 95% de su serie de temperaturas máximas diarias de los meses de julio y agosto del periodo 1971-2000 (AEMET, 2016); aunque no hay una definición universal. En la figura 5 está representada la evolución de las olas de calor en España desde el año 1975 al 2016 y se ve claramente el aumento de su intensidad. Conviene recordar que la temperatura umbral de ola de calor de cada zona - en concreto para las personas- es diferente debido al factor específico de adaptación a las características climáticas propias de cada región.

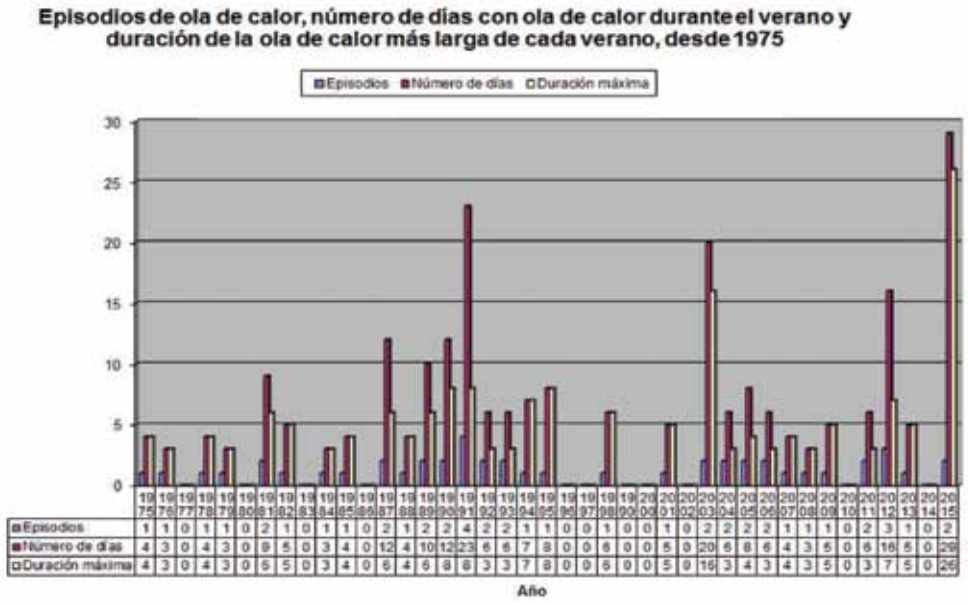


Figura 5. Episodios de Ola de Calor en España desde 1975 (AEMET, 2016).

Una de las causas principales de las olas de calor en el sur de Europa, y en particular en la península Ibérica, es la intrusión de aire caliente procedente del desierto de Sahara, que aporta calor y polvo sahariano. Intrusiones fuertes se dan con una frecuencia de 10 al año y extremas de 4 al año, con una clara predominancia temporal en verano frente al invierno (Gkikas *et al.,* 2016).

El trabajo mencionado de Guerreiro *et al*. (2018) prevé un empeoramiento de las olas de calor en las 571 ciudades analizadas entre 2050 y 2100, con más condiciones de sequía en el sur de Europa, que superan predicciones anteriores.El estudio de Guerreiro *et al.* (2018) muestra que incluso el escenario más optimista (bajo impacto) predice que las localidades del sur de Europa experimentarán los mayores aumentos de días con olas de calor. Entre 2051 y 2100 y en un escenario de bajo impacto climático, las ciudades del sur de la Península Ibérica como Málaga y Almería experimentarán más del doble de sequías que entre 1951 y 2000. Madrid y Lisboa están entre las capitales europeas con incrementos en la frecuencia y la magnitud de las sequías.

Amplificación Ártica y NAO Oscilación del Atlántico Norte

Episodios persistentes de clima extremo en el hemisferio norte, y en particular en el Atlántico Norte, están relacionados con que la zona Ártica se está calentando más del doble que el promedio mundial, fenómeno conocido como *amplificación ártica*, lo que afecta a las latitudes medias al promover una circulación atmosférica más débil que conduce a un clima más extremo (Cohen *et al.,* 2014; Francis y Skific, 2015).

Las teleconexiones climáticas consisten en patrones sinópticos más o menos alejados de la región que influyen y condicionan las características meteorológicas de la misma. Con respecto a España hay tres teleconexiones climáticas que tienen una influencia importante, especialmente en la precipitación: 1) Oscilación del Atlántico Norte (NAO), 2) Oscilación del Mediterráneo Occidental (WeMO), y 3) ENSO (Oscilación Meridional del Pacífico) o el Niño. La NAO tiene unos efectos más importantes en la distribución de la precipitación invernal en las vertientes Atlántica y Cantábrica de la península, mientras que la WEMO afecta a la variabilidad de la precipitación de la vertiente Mediterránea, particularmente en otoño. El Niño tiene efectos menos importantes en la distribución de la precipitación peninsular, a pesar de que parece que existe una correlación significativa con la precipitación en la vertiente Mediterránea.

La Oscilación del Atlántico Norte (NAO: North Atlantic Oscillation) es un fenómeno climático que sucede en el norte del océano Atlántico. Un sistema de baja presión permanente sobre Islandia (la baja de Islandia) y un sistema de alta presión permanente sobre las Azores (el anticiclón de las Azores) controlan la dirección y la fuerza de los vientos de Oeste, y las fuerzas relativas y posiciones de estos dos sistemas varían de año en año, conociéndose tal variación como NAO. Tiene una alta correlación con la oscilación ártica. La NAO es una de los más importantes conductores de las fluctuaciones climáticas en el Atlántico Norte y en los climas húmedos asociados.

Una diferencia en la presión positiva en las dos estaciones (un índice anual alto, se denota NAO+) incrementa los vientos de Oeste y, consecuentemente, provoca veranos frescos e inviernos medios y húmedos en la Europa Central, especialmente en su fachada atlántica. En contraste, si el índice es bajo, diferencia en la presión negativa (NAO-), los frentes tormentosos se mueven hacia el sur, hacia el mar Mediterráneo, entrando por la vertiente Atlántica peninsular; de tal modo que se incrementa la actividad tormentosa y las lluvias en la Europa Sur y en el África Norte occidental.

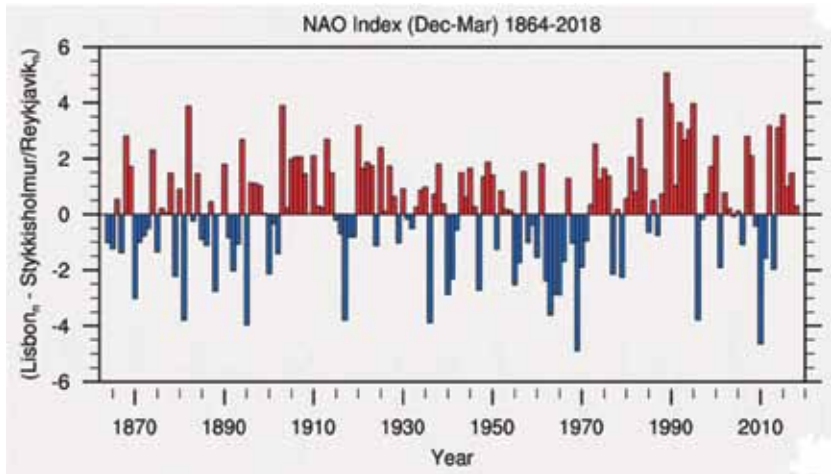


Figura 6. Índice en invierno de la Oscilación del Atlántico Norte (NAO)

Especialmente de noviembre a abril –período invernal-, la NAO es responsable de mucha de la variabilidad del tiempo en la región del Atlántico Norte, afectando los cambios en la velocidad y dirección de los vientos, cambios en la distribución de la temperatura y humedad, y en intensidad, número y traza de las tormentas. En la figura 6 está representada la evolución del Índice en invierno de la Oscilación del Atlántico Norte (NAO) para el período 1865-2016. Se puede observar que no hay un patrón regular, y que desde 1970 hay más años con fase positiva que negativa (https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based).

Rodrigo *et al*. (2000) estudiaron la variabilidad de la precipitación para la región de Andalucía, obteniendo como resultado que, entre los posibles mecanismos causales de las fluctuaciones de precipitación en esta región, la NAO era la más significativa, relacionando los extremos positivos (NAO+) con sequías y los negativos (NAO-) con inundaciones.

Conclusiones

Las principales conclusiones sobre los impactos y vulnerabilidad en la España peninsular frente al actual cambio climático centrados en las siguientes variables: precipitación, temperatura del aire, sequías y olas de calor, son las siguientes:

- La anomalía media de la temperatura del aire de tres períodos de tiempo normal (30 años): 1971-2000 y 1981-2010 frente al período 1961-1990 representa un aumento entre el 1,1 y un 4,2%; y en valor absoluto una disminución de -0,4 °C a -0,2, y un aumento de +0,4 °C a +1,3.
- La anomalía media de precipitación de tres períodos de tiempo normal (30 años): 1971-2000 y 1981-2010 frente al período 1961-1990 implica una disminución que se sitúa entre un 3-5%.
- Se observa claramente que en estos últimos 50 años hay un aumento de la temperatura del aire y una disminución de la precipitación en la España peninsular, aunque no en todas las estaciones, cambios que se acentúan en el período 1981-2010 respecto al período 1971-2000.
- Las olas de calor, que tienen un origen importante en las intrusiones de aire procedentes de zonas desérticas del norte de África, en su frecuencia e intensidad juntamente con los períodos de sequía, se están incrementando y la previsión es que dicha tendencia se refuerce a lo largo del siglo XXI.
- Todas las proyecciones de los impactos sobre la España peninsular se están confirmando y son totalmente coincidentes, y apuntan claramente a un clima más caliente, con menos precipitación, y con mayores períodos de sequía.
- La evolución de la Amplificación Ártica y su influencia sobre el tiempo en las latitudes medias y con las teleconexiones climáticas (NAO, WESO y ENSO) determinará claramente los factores de impacto en el clima de la península Ibérica, y en particular en los patrones de comportamiento de la precipitación, de la temperatura del aire, de las olas de calor y de las sequías.

Se ha intentado también aportar un conjunto de referencias bibliográficas claves que permitan orientar y centrar la atención sobre los temas tratados.

Referencias

AEMET, 2016. *Olas de calor en España desde 1975*. Agencia Estatal de Meteorología, 16 pp.

BAMS, 2018. Herring, S. C., N. Christidis, A. Hoell, J. P. Kossin, C. J. Schreck III and P. A. Stott, (Eds.), 2018 *Explaining Extreme Events of 2016 from a Climate Perspective*. Bull. Amer. Meteor. Soc., 99 (1): S1–S157.

Barrera-Escoda A., M. Gonçalves, D. Guerreiro, J. Cunillera and J.M. Baldasano, 2014. *Projections of temperature and precipitation extremes in the North Western Mediterranean Basin by dynamical downscaling of climate scenarios at high resolution (1971-2050)*. Climatic Change 122: 567–582 doi 10.1007/s10584-013-1027-6

CEDEX. 2013. *Catálogo y publicación de sequías históricas*. CEDEX 42-405-1-082 (tcm30-436651), 154 p.

CEDEX. 2017. *Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y sequías en España*. CEDEX: 42-415-0-001, 346 p.

Cohen J., J.A. Screen, J.C. Furtado, M. Barlow, D. Whittleston, D. Coumou, J. Francis, K. Dethloff, D. Entekhabi, J. Overland and J. Jones, 2014. Recent Arctic amplification and extreme mid-latitude weather. Nature Geosciences 17 August 2014 doi: 10.1038/NGEO2234

EEA, 2004. *Impacts of Europe's changing climate. An indicator-based assessment.* European Environment Agency, EEA Report No 2/2004, 107 p.

EEA, 2008. *Impacts of Europe's changing climate- 2008 indicator-based assessment.* European Environment Agency, EEA Report No 4/2008, 247 p.

EEA, 2012. *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012. An indicator-based report*. European Environment Agency, EEA Report No 12/2012, 304 p.

EEA, 2017. *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016. An indicator-based report*. European Environment Agency, EEA Report No 1/2017, 424 p.

Francis J and Skific, N., 2015. Evidence linking rapid Arctic warming to mid-latitude weather patterns. Phil. Trans. R. Soc. A 373: 20140170. dx.doi.org/10.1098/rsta.2014.0170

García S.G., J.D. Giraldo, M. Urrea, A. Mérida and Tetay, C., 2011. *Assessing drought hazard under non-stationary conditions on South East of Spain*. Risk in Water Resources Management. IAHS Publ. 347: 85-91, IAHS Press: 85-91.

Gkikas A., S. Basart, N. Hatzianastassiou, E. Marinou, V. Amiridis, S. Kazadzis, J. Pey, X. Querol, O. Jorba, S. Gassó, and Baldasano, J.M., 2016. Mediterranean desert dust outbreaks and vertical structure based on a synergistic use of satellite and ground retrievals. ACPD Special Issue: CHemistry and AeRosols Mediterranean EXperiments (ChArMEx) (ACP/AMT Inter-Journal SI) Atmos. Chem. Phys. 16: 8609–8642 doi:10.5194/acp-16-8609-2016

Gonçalves M., A. Barrera-Escoda, D. Guerreiro, J.M. Baldasano and Cunillera J., 2014. *Seasonal to yearly assessment of temperature and precipitation trends in the North Western Mediterranean Basin by dynamical downscaling of climate scenarios at high resolution (1971-2050)*. Climatic Change 122: 243–256 doi 10.1007/s10584-013-0994-y

Guerreiro S.B., 2018. *Future heat-waves, droughts and floods in 571 European cities.* Environ. Res. Lett. 13 034009 https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaaad3

IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Bosc hung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p., doi:10.1017/CBO9781107415324.

Jacob, D., Kotova, L. Teichmann, C.. Sobolowski, S.P. Vautard, R Donnelly, C.. Koutroulis, A.G Grillakis, M.GTsanis, . I.K,. Damm, A., Sakalli,A. and van Vliet, M.T.H., 2018. *Climate Impacts in Europe Under +1.5C Global Warming*. Earth's Future, 6: 264–285 doi.org/10.1002/2017EF000710

MIMAM, 2005. *Evaluación Preliminar General de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático*. Ministerio de Medio Ambiente (tcm30-178491), 840 p.

Rodrigo FS, Esteban, MJ. Pozo, D. and Castro Díez, Y., 2000. *Rainfall variability in southern Spain on decadal to centennial time scales*. Int. J. Climatol. 20: 721-732.

SMC, 2018. Servei Meteorològic de Catalunya, http://www.meteo.cat/wpweb/climatologia/el-clima-ara/estat-de-la-sequera-pluviometrica/

Tejedor, E., M. A. Saz, J. Esper, J. M. Cuadrat and M. de Luis, 2017. *Summer drought reconstruction in northeastern Spain inferred from a tree ring latewood network since 1734*. Geophys. Res. Lett., 44, doi:10.1002/2017GL074748.

USGCRP, 2017. *Climate Science Special Report: Fourth National Climate Assessment, Volume I* [Wuebbles, D.J., D.W. Fahey, K.A. Hibbard, D.J. Dokken, B.C. Stewart and Maycock T.K. (Eds.)]. U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA, 470 p., doi: 10.7930/J0J964J6.

La presencia histórica del fuego en el territorio

Cristina Montiel Molina

Universidad Complutense de Madrid. Departamento de Geografía

crismont@ucm.es

Resumen

La relación fuego-territorio no ha seguido una evolución lineal en el espacio ni en el tiempo. Durante siglos, el uso del fuego ha sido una práctica habitual para la gestión del territorio y la cultura rural del fuego ha supuesto una presencia frecuente pero controlada del mismo, limitando sus manifestaciones catastróficas. La frecuencia de incendios y el volumen de superficie afectada aumentan en situaciones de crisis e inestabilidad territorial que acontecen en diferentes momentos históricos. Así, tanto el régimen del fuego como las dinámicas territoriales han experimentado cambios bruscos a lo largo de la historia que denominamos *pirotransiciones*.

El Grupo de Investigación Complutense Geografía, Política y Socioeconomía Forestal ha reconstruido el registro histórico de incendios forestales en la Península Ibérica y ha identificado dichas pirotransiciones a partir del manejo de diversas fuentes geohistóricas de naturaleza administrativa, político-judicial y hemerográfica. El principal producto de esta línea de investigación iniciada en el año 2010 es una base de datos georreferenciada y diseñada con la misma estructura de la Estadística General de Incendios Forestales de España (EGIF), que cuenta con 6.588 registros de incendios datados a partir del año 1497. Esta información ha permitido ofrecer explicaciones de base territorial y cultural al régimen actual de incendios, profundizando en las causas estructurales que los provocan, y estableciendo conexiones entre la configuración y dinámica del paisaje, por un lado, y los patrones de ignición y propagación, por otro.

Summary

Fire-territory interaction has not followed a linear evolution neither in space nor in time. For centuries, the use of fire as a tool for land management and the rural culture of fire implied a controlled fire regime, preventing disaster scenarios. On the other hand, fire frequency and burned area increased in historical periods of crisis and territorial instability. Thus, both the fire regime and territorial dynamics have undergone major changes throughout history, namely *pyrotransitions*.

The Complutense Research Group Forest Geography, Policy and Socio-economics has reconstructed the fire history in the Iberian Peninsula. Two pyrotransitions were identified through the documentary geo-historical sources, i.e. administrative documents, judicial and police sources, and printed press. A georeferenced database containing 6,588 records of pre-statistical fires starting in 1492 is the main outcome of this research began in 2010. This historical fire records database is structured in a similar manner than the Spanish Forest Fires Statistics. These data provide information and explanations about the territorial and cultural basis of the current fire regime, by focusing on the structural causes of wildfires and stablishing links between the landscape character and dynamics on the one hand, and the ignition and propagation patterns on the other.

Los incendios forestales: un problema actual con raíces históricas

Existe una preocupación creciente acerca del impacto ecológico y socioeconómico de los incendios forestales, especialmente en el contexto del cambio global, que implica una tendencia al incremento de la frecuencia e intensidad de los incendios en los países europeos (Moreira *et al*., 2011). El territorio de la Península Ibérica es, por otra parte, uno de los más afectados por este problema en el continente (Joint Research Centre, 2015)

Los incendios forestales son una de las principales alteraciones que sufren los ecosistemas vegetales, pero al mismo tiempo forman parte de su naturaleza y dinámica (Keeley *et al*., 2012; Pausas y Keeley, 2009). El problema se plantea a partir de los cambios de régimen de fuego, que desestabilizan bruscamente el sistema, incrementando el riesgo y la vulnerabilidad (Pausas y Keeley, 2014). Las consecuencias de estos procesos se potencian en el contexto del cambio global, generando una situación de incertidumbre muy difícil de gestionar. Frente a esta realidad, la comunidad científica europea ha señalado recientemente: *Fires are symptoms of socio-economic and land-use problems, such as destabilised rural areas that result from rural depopulation, an increase in pressures from tourism and the inadequate management of forests. Forest managers should invest more in understanding the dynamics and consequences of fire regimes, rather than simply trying to control them* (Bastrup-Birk, 2016).

La actividad del fuego está efectivamente vinculada a la actividad humana, tanto de forma directa (vía ignición y extinción) como de forma indirecta (a través de la gestión del combustible, de las medidas de prevención, de los cambios en la población y en su comportamiento) (Turco *et al.,* 2016). Esta estrecha interacción ha evolucionado a lo largo del tiempo, en un complejo diálogo que ha atravesado por situaciones de crisis y ruptura, relacionadas con cambios sustanciales, que no se limitan al presente ni al pasado más inmediato.

Es muy limitado, sin embargo, el conocimiento que tenemos acerca de las alteraciones provocadas por los incendios en el medio rural europeo a lo largo de la historia. Aunque se han realizado estudios sobre la afección de los diferentes riesgos naturales (incendios, tormentas o plagas) a escala local y regional (Poljansek *et al.,* 2017) hasta mediados del siglo XX no existen series de datos consistentes para poder hacer una valoración multiescalar de carácter general y comparado (Schelhass *et al*., 2005).

En el caso de España, donde la estadística de incendios forestales se organizó en 1968, con carácter pionero en Europa, los primeros estudios sistemáticos sobre los incendios forestales históricos se llevaron a cabo entre 1993 y 1996 en los departamentos de Geografía de las Universidades de Jaén, Santiago de Compostela y Autónoma de Madrid, por encargo y bajo la coordinación del Área de Defensa contra Incendios Forestales del Ministerio de Agricultura, cuyo responsable era el ingeniero Ricardo Vélez. En 1997, el profesor Eduardo Araque organizó un seminario en la sede Antonio Machado (Baeza) de la Universidad Internacional de Andalucía donde por primera vez los expertos nacionales e internacionales pusieron en común y debatieron estos asuntos. Los resultados se publicaron dos años después, en una obra que se ha convertido en el principal referente en la materia (Araque, 1999). Todos estos trabajos sacaron a la luz la primera noticia documentada sobre la presencia histórica del fuego en el territorio español, datada en 1211: *Que cualquier pastor que desde primero de mayo hasta fin del mes de octubre, que truxere yesca o pedernal, e fuese hallado con ello, que pague la pena por cada vez de 100 maravedíes para dicho Concejo. E cualquiera que en todo el año quemase Escobar o monte cualquiere de los de la Tierra, aya pena de 2.000 maravedíes para el Concejo, de más del daño que ficiese* (Fuentes Arrimadas, N.: Fisiografía e historia del Barco de Ávila, 125, cit. in Martínez Ruíz, E.: II Curso Superior sobre defensa contra incendios forestales, Madrid, abril 1987)

Podemos afirmar que el fuego ha sido siempre una herramienta fundamental para la gestión del territorio con distintos fines (Montiel y Kraus, 2010). Su uso en las prácticas agrarias ha constituido un factor de riesgo que ha dado origen a una profusa reglamentación a escala local, al menos desde el siglo XIII, y a escala nacional a partir del siglo XVIII (Montiel, 2013a). Las medidas adoptadas para evitar el fuego catastrófico, así como las multas y penas impuestas a quienes causaban daño con el manejo del fuego, dan prueba de una preocupación histórica por los incendios en los montes: *Hordenamos e mandamos que ninguna ni algunas personas, ansí pastores como otros ganaderos ni guardas de montes, pinares o deesas e piornales o estepares de la dicha cibdad e su tierra, nin otros lugares, non sean osados de encender fuegos en los tales montes e pinares e deesas e piornales e estepares para los quemar para fazer tierras de labranza, ni npara pastos de los ganados nin para otra cosa alguna. E quien lo contraryo fiziere e pusiere el tal fuego o lo mandare poner que sea obligado a pagar todo el daño que fiziere e se cabsare del tal fuego por la primera vez caya en pena de diez myll maravedís, dos partes*

para el concejo e tercia para la justicia; e por la segunda vez pague las dichas penas e le den cien azotes públicamente por esta cibdad e caya en pena de diez mil maravedís para nos el dicho concejo, como dicho es, e para la justicia desta cibdad;/ 22v e este daño que lo pague a cuyo fuere el tal monte o deesa o … …" (Lei quarenta. En que pena caen los que encienden fuegos en los montes o piornales o estepares o pinares. Ordenanzas de Ávila y su Tierra, 1487. Archivo Histórico Provincial de Ávila)

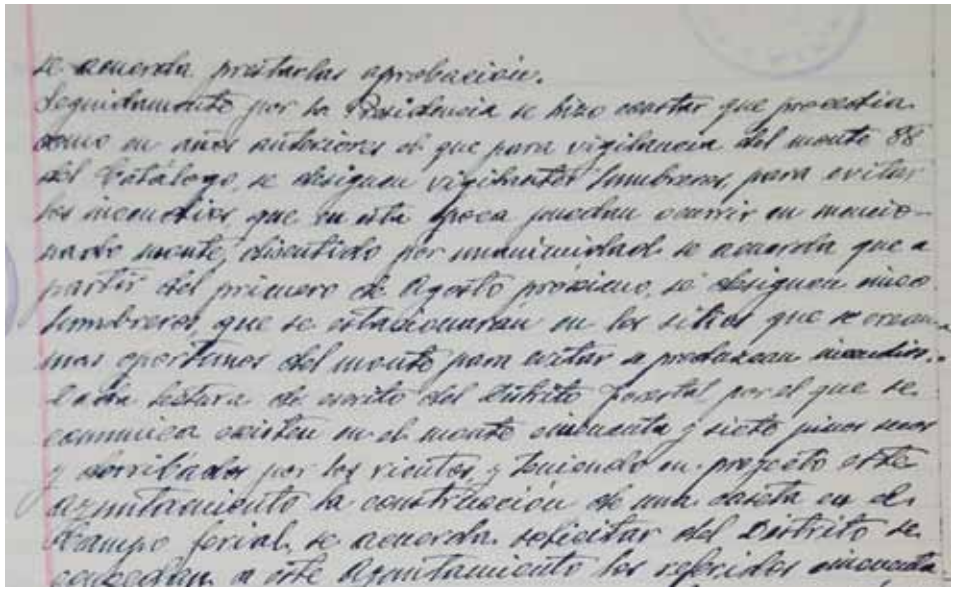


Fig. 1. Nombramiento de *vigilantes lumbreros* Libros de Actas de Plenos, 17 julio 1943. Archivo Municipal de Sotillo de La Adrada, Ávila.

Cambios históricos y recientes del régimen de fuego

El concepto de régimen de fuego se refiere a las características y dimensiones de la ocurrencia del fuego en un determinado lugar a lo largo del tiempo (Krebs *et al.,* 2010). El régimen de fuego se define en función de la intensidad, estacionalidad, frecuencia, tipo (de superficie o de copas) y patrones espaciales de los incendios (Moreno y Chuvieco, 2013).

Los regímenes del fuego tienen una larga historia (Moreno y Chuvieco, 2013). Son el resultado de la interacción del clima, la topografía, las condiciones ambientales a escala local y los cambios de uso y cobertura del suelo (Turco *et al.,* 2016). Numerosos trabajos han demostrado a lo largo de las últimas dos décadas la influencia de las variables territoriales relacionadas con cambios de uso del suelo en la alteración de los regímenes del fuego, en los países de Europa Mediterránea y a diferentes escalas espaciales (Fulé *et al.,* 2008; Vilar *et al.,* 2015; Viedma *et al.,* 2015). La mayor parte de estos trabajos se han

basado en el empleo de métodos geoestadísticos y de la teledetección (Koutsias *et al.,* 2010; Moreno *et al.,* 2014; Rodrigues *et al.,* 2014), lo que ha limitado la escala temporal de análisis a la segunda mitad del siglo XX e inicios del siglo XXI.

Algunos trabajos han tratado también de estudiar los regímenes históricos del fuego en España a otras escalas temporales y espaciales (Lloret y Mari, 2001; Pausas y Fernández, 2012), aunque con resultados limitados, debido al condicionante de la falta de series continuas de datos. En cualquier caso, se ha podido comprobar la existencia de relaciones contradictorias entre las variables explicativas y las variables respuesta respecto a la ocurrencia de incendios. Podemos reconocer una gran variedad de causas y factores desencadenantes de incendios en el espacio (de unas regiones y lugares a otros) y en el tiempo (en diferentes periodos), especialmente cuando descendemos en la escala de análisis a partir del nivel NUTS 3 (Turco *et al.,* 2016). Se ha demostrado asimismo la existencia de puntos de ruptura en la evolución del régimen del fuego en España durante el periodo estadístico (Moreno *et al.,* 2014).

Recientemente, y gracias a la reconstrucción del registro histórico de incendios forestales en algunas regiones de la Península Ibérica, se ha podido comprobar también la evolución no lineal del régimen de incendios en el pasado, tanto a escala regional como a escala local. El primer punto de cambio o pirotransición, marcado por la concentración e incremento notabilísimo de las igniciones, así como por la mayor frecuencia de grandes incendios, se produce en la segunda mitad del siglo XIX por motivos socio-políticos que guardan relación con la conflictividad a escala local entre los pueblos y la administración forestal. Esta primera pirotransición es la expresión de la desestabilización del sistema de propiedad y de la gestión y aprovechamiento de los montes en el proceso de consolidación del Régimen Liberal. La modificación de criterios en el aprovechamiento de los terrenos forestales, y la reestructuración socioeconómica en el medio rural, alteraron el funcionamiento del sistema socio-ecológico dando lugar a un nuevo régimen de incendios.

A fines de los años cuarenta del siglo XX se inicia una segunda pirotransición, desencadenada en este caso por razones socioeconómicas que tienen que ver con la transición energética y con el cambio de estilo de vida. La sustitución del uso de combustibles vegetales (leña) por los combustibles fósiles (derivados del petróleo) significó la acumulación de biomasa y el aumento de la intensidad y capacidad de propagación de los incendios. Además, la generalización del modo de vida urbano, incluso en los pequeños pueblos, supuso la pérdida de recursos humanos en el medio rural y del conocimiento tradicional sobre la gestión del territorio.

Esta segunda desestabilización del sistema, que aconteció en fechas y a ritmos propios de cada lugar, en función del contexto socio-espacial específico (Belin y Reid, 2015), supuso de nuevo el origen de un régimen de incendios diferente, que ha evolucionado rápidamente hasta los años noventa, a través de la sucesión de generaciones de incen-

dios conducentes a los grandes incendios actuales (Castellnou *et al*. 2010; Costa *et al.,* 2011; Montiel y Galiana, 2016).

Los efectos del fuego en los ecosistemas y en el paisaje varían igualmente de unas regiones a otras, básicamente en función de la historia del fuego a escala local, de los patrones de regeneración y de los condicionantes topográficos. Aunque, más allá de los factores estructurales, las variables espaciales influyen igualmente en los procesos causales. Además, las relaciones e interacciones entre ellas varían también de unos a otros ámbitos territoriales y en función de la escala (Montiel, 2013b).

La reconstrucción del registro histórico de incendios forestales en España

La configuración y la dinámica de los paisajes actuales se explican por una interacción constante entre bases naturales y las prácticas culturales (Pyne, 1997). En este sentido, la reconstrucción del régimen de incendios con anterioridad al periodo estadístico iniciado en 1968, permite valorar la función que ha desempeñado el fuego en la génesis de los actuales paisajes e informar una gestión ecológica del territorio que incorpore este elemento constitutivo de carácter fundamental.

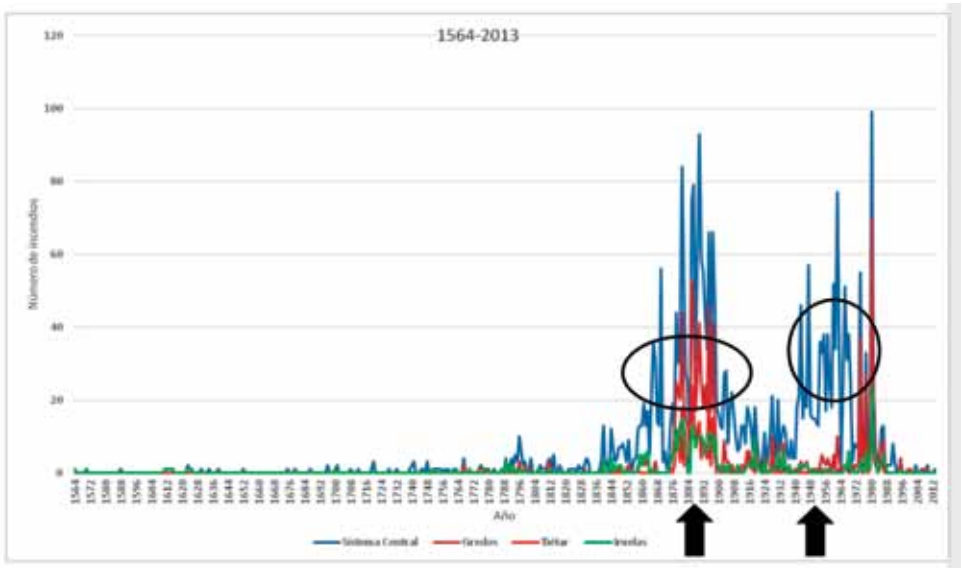


Fig. 2. Pirotransiciones en el registro histórico de incendios forestales del Sistema Central a distintas escalas espaciales: Sistema central, Gredos, Tiétar, Iruelas.

Los regímenes del fuego han cambiado a lo largo de la historia, debido sobre todo a cambios en el clima y en las actividades humanas (Pausas y Fernández 2012). Para valorar la influencia de unos u otros cambios en el comportamiento del fuego es necesario manejar escalas de análisis temporal a largo plazo y escalas locales de análisis espacial. Asimismo, es fundamental, tener en cuenta los factores contextuales territoriales que interactúan e influyen en estas dinámicas generales (Kruger y Beilin 2014) para poder comprender las causas de los incendios forestales.

Estos objetivos han podido abordarse a partir de la identificación, consulta y vaciado de diversas fuentes geohistóricas. La información obtenida ha permitido crear una base de datos de incendios históricos, según el modelo de la Estadística General de Incendios Forestales (EGIF), que es pionera en Europa y cuenta ya con 6.588 registros de incendios datados a partir de 1492 y referidos a las regiones del interior de España (principalmente del Sistema Central y Sierra Morena) y de la fachada mediterránea (cuencas hidrográficas del Júcar y Turia).

Esta base de datos ofrece una visión completa de la presencia histórica del fuego en el territorio a diferentes escalas espaciales (local, provincial, regional, nacional) y temporales (corta y larga duración). La riqueza de la información depende en cada uno de los registros del carácter y calidad de las fuentes geohistórica consultadas: hemerográficas (Biblioteca Nacional de España para el periodo 1846-1929), administrativas (i.e. Archivo del Ministerio de Agricultura, desde fines del s. XIX), judiciales (i.e. Archivos Histórico-Provinciales, desde el s. XVIII) y policiales (i.e. Archivo de la Guardia Civil, s. XX).

Provincia	Número de incendios	Superficie quemada* (ha)	Intervalo de registros
Alicante	2	148,58	1904-1925
Ávila	1.239	40.957,01	1512-2009
Badajoz	29	30.648,00	1608-1968
Cáceres	2.226	64.121,49	1695-1991
Ciudad Real	6	8,00	1862-1966
Guadalajara	404	35.847,34	1722-2014
Jaén	1.105	85.937,01	1615-2004
Madrid	675	24.982,83	1588-1986
Salamanca	432	7.743,94	1497-1969
Segovia	342	4.699,85	1792-1986
Toledo	13	212,00	1588-1915
Valencia	115	342,00	1903-1960
TOTAL	6.588	295.500,40	1497-2014

Tabla 1 . Incendios forestales documentados en las fuentes geohistóricas
(*) Solo para aquellos registros en que la fuente ofrece información de la superficie incendiada

Provincia	s. XV	s. XVI	s. XVII	s. XVIII	s. XIX	s. XX	s. XXI	TOTAL
Alicante	0	0	0	0	0	2	0	2
Ávila	0	3	8	29	753	441	5	1.239
Badajoz	0	0	5	3	17	4	0	29
Cáceres	0	0	2	27	338	1.858	0	2.226
Ciudad Real	0	0	0	0	6	0	0	6
Guadalajara	0	0	0	8	151	222	23	404
Jaén	0	0	3	2	738	360	2	1.105
Madrid	0	1	9	32	355	278	0	675
Salamanca	1	0	0	3	276	152	0	432
Segovia	0	0	0	3	162	174	0	342*
Toledo	0	1	0	3	5	4	0	13
Valencia	0	0	0	0	0	115	0	115
TOTAL	1	5	27	110	2.801	3.610	30	6.588

(*) Tabla 2 . Distribución secular del registro de incendios históricos Incluyendo dos incendios de fecha desconocida, que probablemente ocurrieron en el s XIX o en el período pre-estadístico del s. XX.

Las diferencias del registro obtenido en cada provincia responden en la mayor parte de los casos a las condiciones de las fuentes geohistóricas conservadas en los archivos documentales. Así, destaca el caso de Cáceres, no solo por ser la provincia con mayor presencia del fuego en su territorio (Araque, 1999), sino también por el valor de las series completas de documentos policiales y judiciales desde el siglo XVIII que se conservan en el Archivo Histórico Provincial. En los casos de Ávila y de Jaén han sido fundamentales los documentos procedentes de la Administración Forestal, al igual que en los registros de las provincias de Alicante y Valencia, que corresponden enteramente a la documentación procedente de la antigua División Hidrológico-Forestal del Júcar, y aunque se refieren únicamente los montes de utilidad pública, ilustran con claridad los patrones espaciales y los rasgos del régimen del fuego en esta región durante el período pre-estadístico del siglo XX.

Frente al condicionante impuesto por las fuentes, se ha definido un método sistematizado y reproducible de búsqueda, consulta y recopilación de los registros de incendios históricos, y se han seleccionado igualmente una serie de casos de estudio (Figura 6) representativos de la diversidad del territorio a escala local donde no solo se ha reconstruido el registro histórico, sino también los escenarios territoriales del fuego. Además, todos los registros obtenidos han sido georreferenciados, diferenciando el grado de precisión según el nivel de detalle de la fuente (punto exacto de ignición, paraje, monte-finca, término municipal, municipio, provincia). La representación cartográfica de estos puntos de ignición muestra las diferencias regionales, así como el cambio de patrones espaciales de distribución de incendios a lo largo del tiempo

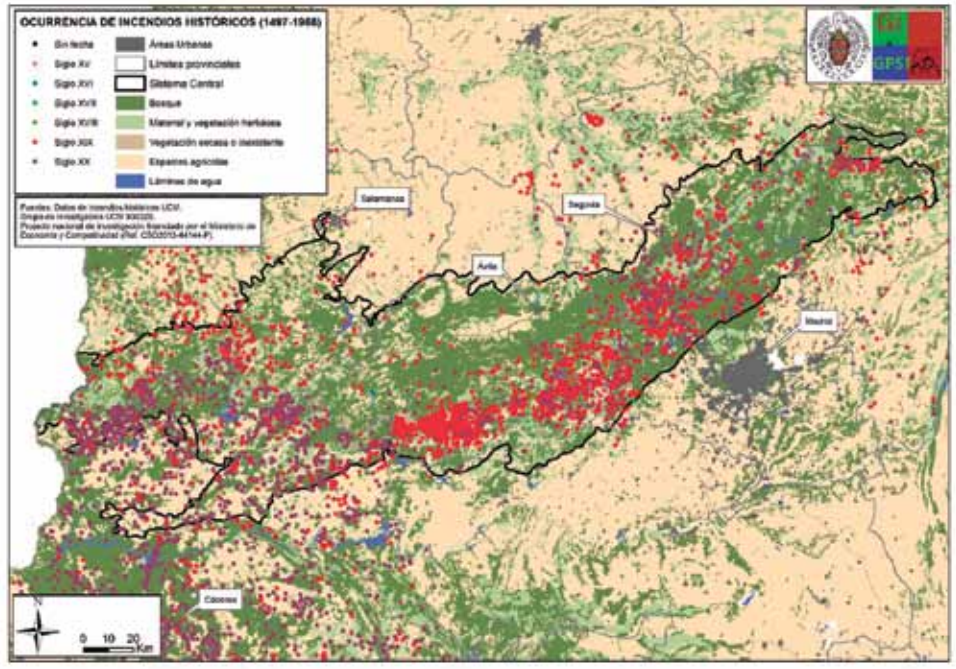


Fig. 3. Incendios históricos en las regiones del interior de España**.**

Tipificación de los incendios históricos: causas y efectos del fuego en el territorio

La mayor parte de los registros históricos del fuego son pequeños incendios (menos de 15 ha) desarrollados tanto en zonas cultivadas como propiamente forestales, habitualmente de baja intensidad, y ante los que la sociedad local podía enfrentarse con sus medios de extinción con garantías de éxito. Y, aunque también ocurren ya en el siglo XVII grandes incendios (más de 100 ha) que escapan por completo a la capacidad de control de la población y métodos de la época, y que arden durante varios días, sólo a partir de la década de 1960 empiezan a generalizarse los incendios de mayores dimensiones que requieren del auxilio de fuerzas externas (como el ejército).

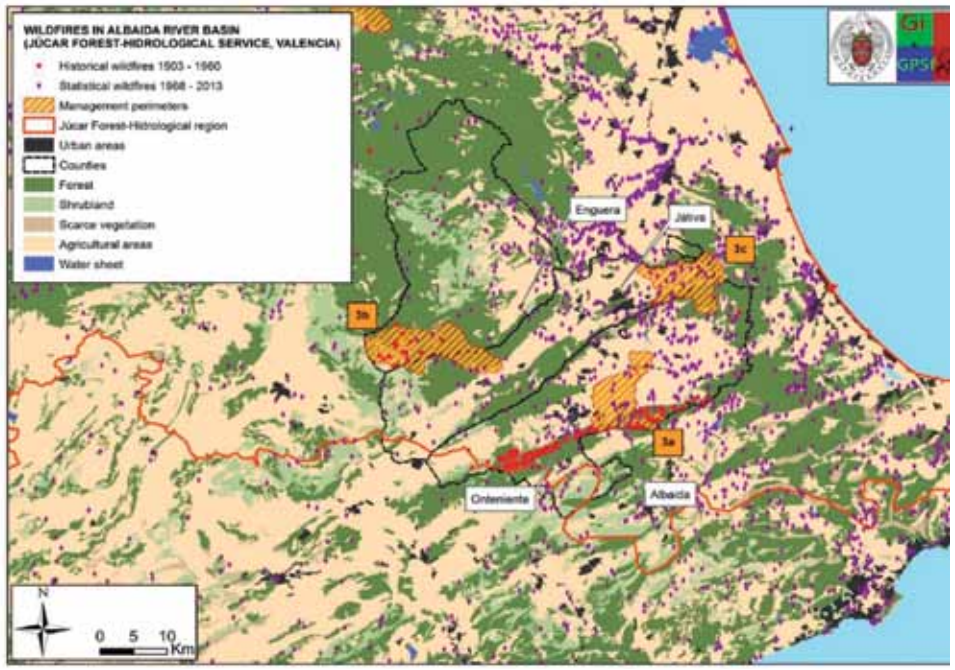


Fig. 4. Incendios forestales en el litoral mediterráneo.

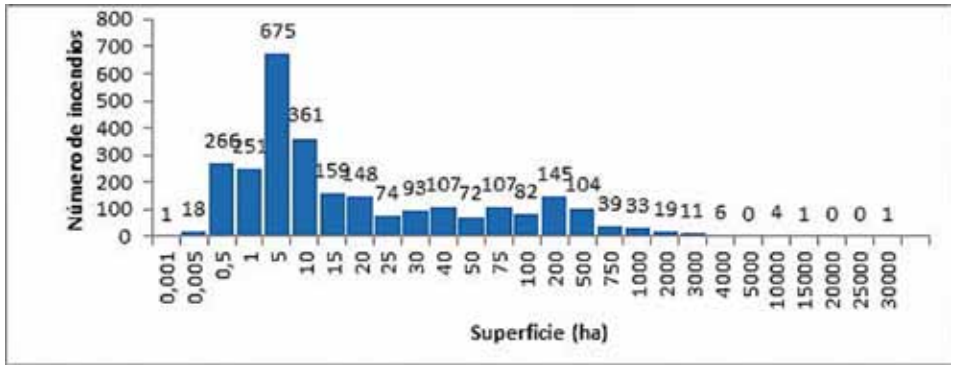


Fig. 5. Frecuencia de incendios históricos por tamaño de la superficie quemada.

Desde el punto de vista territorial, es posible diferenciar tres tipos de manifestaciones del fuego durante los siglos desde fines del s. XVII hasta mediados del s. XX en las zonas montañosas del interior de la Península:

1. Incendios pequeños que, a pesar de su reducido tamaño (generalmente menos de 5 ha), quedan registrados por su impacto socioeconómico o por su relación con conflictos muy arraigados que generan preocupación a escala local. Son situaciones de consecuencias paisajísticas y ecológicas muy limitadas.

2. Largas series de incendios forestales, con elevada recurrencia, como resultado del empleo habitual del fuego para la gestión del territorio. Estas situaciones están asociadas a incendios de tamaño medio (entre 15 y 50 ha), causas accidentales y paisajes de alta resiliencia al fuego.
3. Grandes incendios (más de 100 ha), con carácter excepcional y generalmente intencionados o provocados por el rayo en situaciones meteorológicas extremas. No presentan un patrón específico de distribución espacial ni están asociados a ningún periodo histórico determinado ni a las pirotransiciones identificadas.

La variabilidad espacio-temporal de los incendios históricos se refleja también en las causas, que muestran una marcada correlación entre los factores contextuales (socioeconómicos y sociopolíticos) y el régimen del fuego (Montiel, 2013b; Galiana, 2014):

- S. XV-XVIII: Destaca el porcentaje de incendios accidentales y el elevado número de igniciones en los meses de septiembre y octubre, en relación con prácticas culturales asociadas al uso del fuego como herramienta de gestión en trabajos forestales, ganaderos y agrícolas, entre los que destacan las operaciones de roza y labor, así como la eliminación del matorral para la creación de pastos o pasos para el ganado. Este fuego útil en ocasiones pasaba a convertirse en *fuego suelto* o incendio que provocaba pérdidas de cosechas y daños a la vegetación forestal. La mayor parte de estos accidentes, y también incendios de carácter intencionado, quedan registrados en las fuentes judiciales y en la documentación conservada en archivos municipales.
- S. XIX: Comienza a adquirir importancia la presencia del *fuego clandestino* en el que se contravienen prácticas y costumbres tradicionales, pero que sobre todo cuando se realiza en contra de la cada vez más restrictiva normativa que introdujo la administración forestal. Lo más llamativo en este siglo es que, salvo excepciones, no se logra determinar las causas de los incendios en ningún tipo de fuente (ni administrativa, ni político-judicial), al tiempo que aumenta el número de registros, y el patrón espacio-temporal de concentración, en relación al aumento del nivel de conflictividad en el territorio y como manifestación del cambio de régimen de fuego (primera pirotransición).
- Primera mitad S. XX: Se reduce el número de igniciones y el porcentaje de incendios por causa desconocida, al tiempo que se mantiene la presencia humana en el territorio y la presión de las actividades económicas en el medio rural. Sigue manejándose el fuego útil (regulado o clandestino) y son frecuentes los escapes con resultado de incendios

Segunda mitad S. XX: La introducción de la maquinaria para los trabajos en el medio rural, el desarrollo de las infraestructuras de transporte (ferrocarril y carreteras), el cambio de modelo energético (sustitución de combustibles vegetales por combustibles

fósiles) y el proceso de industrialización, están en el origen de un cambio de régimen de fuego. Este se manifiesta en un aumento significativo de los incendios accidentales (por una pérdida progresiva de control del fuego útil, debido al cambio social que se inicia en España a finales de los años cuarenta), en el cambio del modelo de distribución espacial hacia un patrón más disperso y aleatorio. Tiene lugar también la ampliación del periodo de riesgo hacia el inicio de la estación estival, en relación con la sustitución de las costumbres del medio rural por el estilo de vida urbano.

Los escenarios territoriales del fuego a lo largo de la historia

Tanto el régimen del fuego como las dinámicas territoriales han experimentado cambios bruscos a lo largo de la historia que explican la configuración de diferentes situaciones de riesgo y *escenarios territoriales del fuego*. Estos se definen como ámbitos territoriales que presentan unas características comunes en las condiciones de inicio, posible evolución y repercusión del incendio forestal (Montiel y Galiana, 2016).

- La comprensión de las conexiones entre los patrones y dinámicas del paisaje y el comportamiento del fuego (patrones de propagación) es esencial para formular sistemas de gestión integrada del fuego a escala de paisaje (Moreira *et al.,* 2011), que contribuyan a la resiliencia del mismo y que reduzcan la vulnerabilidad territorial frente al riesgo de incendios forestales.

La ocurrencia y propagación de los incendios son el resultado de una interacción compleja entre las fuentes de ignición (generalmente de origen humano), los factores meteorológicos, la topografía y el uso y cobertura del suelo (estructuras y dinámicas), a escala de paisaje.

El fuego y el paisaje tienen muchos aspectos en común. Ambos tienen un carácter natural y cultural al tiempo, una dimensión espacial que trasciende los límites político-administrativos y de propiedad, y un comportamiento de raíces temporales históricas. En realidad, el fuego se propaga leyendo el paisaje, obedeciendo a las rugosidades del territorio. Por eso la defensa contra incendios debe plantearse a escala del paisaje, y en su contexto histórico y cultural (Beilin y Reid, 2015).

El concepto de *escenarios territoriales del fuego* permite dar respuesta a esta necesidad de abordar la gestión integrada del fuego en relación con el paisaje y a la escala espacial más adecuada y eficaz. Se trata, en todo caso, de un concepto novedoso, ya que el término *escenarios del fuego* ha sido y es empleado con significados diferentes. A menudo se utiliza para referirse a una situación virtual o hipotética (como resultado de un proceso de simulación) a partir de combinaciones de elementos extraídos de situaciones reales (Mavsar *et al.,* 2013). También se emplea para referirse a una situación modelo típica (Rodríguez y González-Cabán, 2010), o la situación más negativa que se

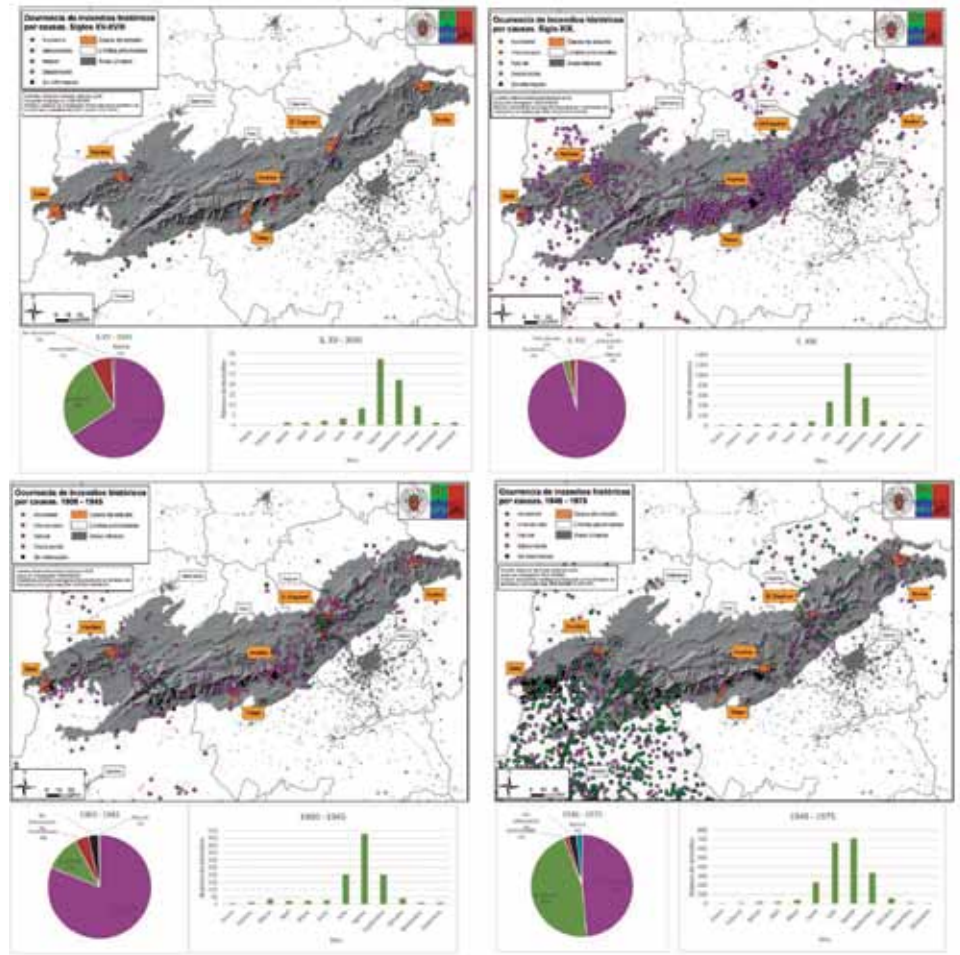


Fig. 6. Patrones espacio-temporales de las causas de incendios forestales históricos.

pueda plantear (MacGregor y González-Cabán, 2008), o a los ámbitos espaciales donde cabe esperar fuegos de comportamiento extremo en función de la topografía y el combustible (Rodríguez *et al*., 2014), o a modelos de planificación para la toma de decisiones (Hessburg *et al.,* 2007).

Con uno u otro significado, el término *escenario del fuego* está recibiendo una atención creciente en la literatura científica de ecología y gestión del fuego. Sus aplicaciones suelen referirse al análisis de las relaciones dinámicas entre comportamiento del fuego, aspectos biológicos (ecosistemas forestales, comunidades vegetales) y aspectos socioeconómicos (uso del suelo, políticas de ordenación del territorio) a escala del paisaje. Además, la reconstrucción histórica de los escenarios del fuego, permite comprender la dialéctica histórica del fuego y el paisaje, y contextualizar los regímenes del fuego para

analizar los efectos de las pirotransiciones. Las variables espaciales manejadas con esta finalidad han sido los usos y cubiertas del suelo, la población y la gestión forestal, a partir de series de datos protoestadísticos y cartografía histórica. Los resultados obtenidos han mostrado las interacciones entre el sistema de ocupación del territorio y el riesgo de incendios a lo largo del tiempo. En relación a los usos y cubiertas del suelo, los cambios observados en las regiones montañosas del interior de la Península Ibérica se refieren mayormente a la pérdida de superficie agrícola en la primera mitad del siglo XX, mientras que en la segunda mitad del siglo son las superficies forestales las más afectadas por procesos de progresión o degradación ecológica. En un caso y otro, los incendios ocurren principalmente en los lugares donde se ha producido cambios de usos del suelo de uno u otro tipo. Por tanto, a escala local y desde la perspectiva histórica, podemos afirmar que existe una correlación directa entre la desestabilización del sistema socio-ecológico y el riesgo de incendios.

Lecciones del pasado para afrontar los retos actuales

La resiliencia del paisaje al fuego y la vulnerabilidad de las sociedades a los incendios forestales son asuntos conectados a la capacidad de convivencia con los incendios y de gestión del fuego (Moritz *et al.,* 2014) Esto tiene directamente que ver con la organización del sistema de defensa contra incendios (comunidades locales, administración forestal, protección civil) y con las condiciones locales de probabilidad de ignición y propagación del fuego (escenarios territoriales) a lo largo del tiempo (Paschen y Beilin, 2016; Montiel y Galiana, 2016). La presencia histórica del fuego en el territorio puede ser factor de degradación o de evolución paisajística, dependiendo del régimen del fuego (i.e. repetición e intensidad de los episodios; dimensión superficial) y de los efectos de las pirotransiciones.

La escala del paisaje permite comprobar la relación entre la historia del fuego, la eficacia de los sistemas de organización socio-política para la defensa contra incendios y la vulnerabilidad/resiliencia al fuego (Brotons *et al.,* 2013). Las variaciones recientemente observadas en los regímenes de fuego (años 80-90) a esta escala se relacionan directamente con los cambios climáticos, sociales y territoriales recientes régimen de incendios ha evolucionado de forma no lineal y en relación directa con las dinámicas territoriales.

En definitiva, para reducir la vulnerabilidad socio-ecológica frente al riesgo de incendios forestales, es preciso devolverle al fuego la función esencial que ha desempeñado históricamente en el mantenimiento de la estructura del paisaje (Alistar *et al.,* 2016). La resiliencia de los paisajes a los incendios depende del régimen histórico de fuego, y este a su vez de la gestión del territorio.

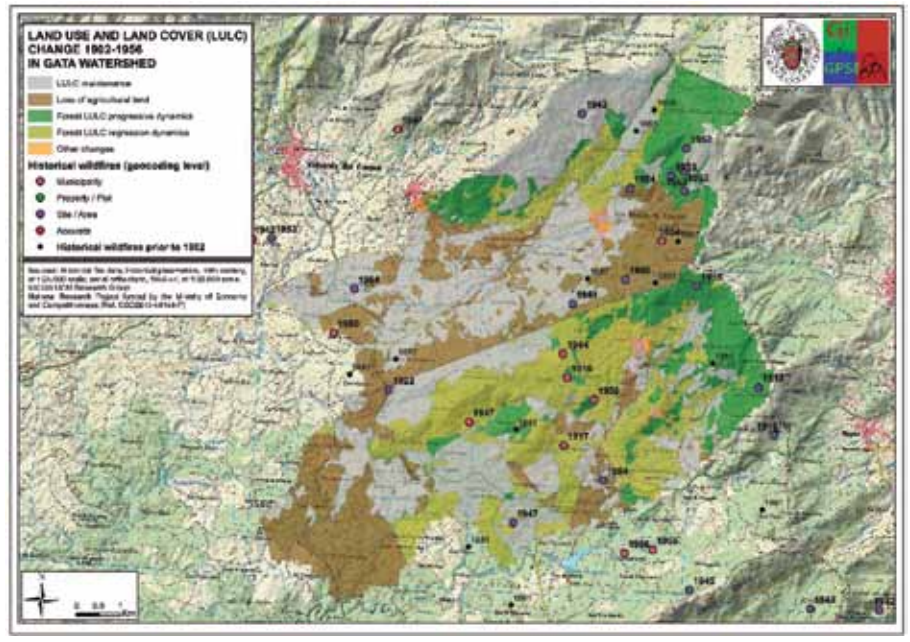


Fig. 7. Riesgo de ignición en relación con los cambios de uso y cubierta de suelo en la Sierra de Gata, 1902-1956.

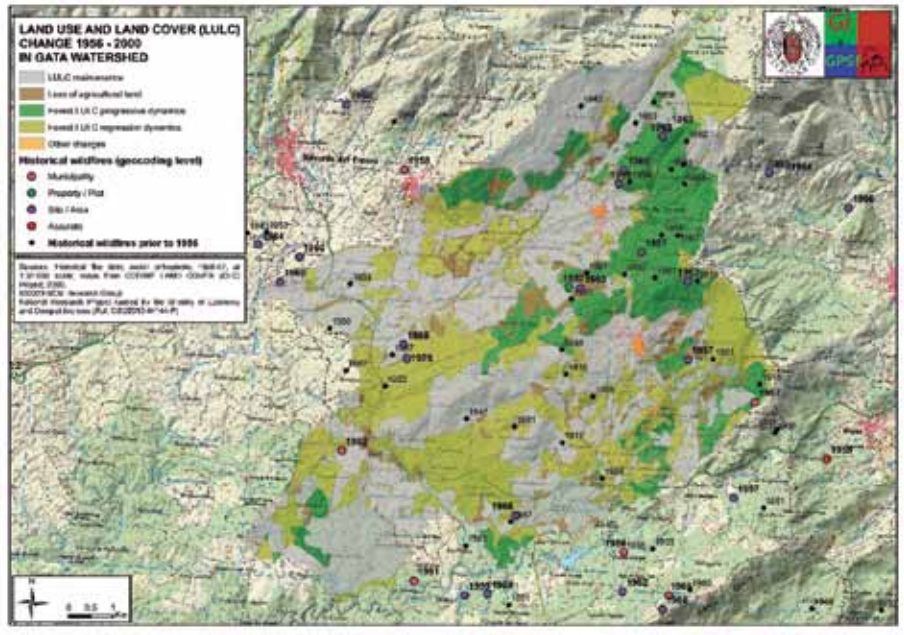


Fig. 8. Riesgo de ignición en relación con los cambios de uso y cubierta de suelo en la Sierra de Gata, 1956-2000.

Entre estos últimos destaca, en particular, el incremento de las situaciones de interfaz urbano-forestal, específicamente ligadas a la urbanización del territorio, que hacen cada vez más complejas y arriesgadas las tareas de prevención y extinción de los incendios forestales. Sin embargo, las causas estructurales del riesgo son de naturaleza humana y hunden sus raíces en el pasado histórico. Además, el

Construir paisajes resilientes al fuego, en el marco del contexto global, implica conocer el papel histórico que este elemento ha desempeñado en cada territorio y las interacciones dinámicas que ha desarrollado con el conjunto de variables territoriales en cada contexto socio-ecológico y desde una perspectiva histórica y multiescalar.

Agradecimientos

Este trabajo se ha desarrollado en el marco de los proyectos nacionales CSO2017-87614-P, CSO2013-44144-P y CSO2010-21788-C02-01, financiados por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, y ejecutados por el equipo de trabajo del Grupo Complutense "Geografía, Política y Socioeconomía Forestal", formado por Mª Teresa Palacios, Gonzalo Madrazo, Eduardo Araque, Luis Galiana, Catarina Sequeira, Lara Vilar y Oskar Karlsson (http://www.ucm.es/gi-gpsf/)

Referencias

Abel-Schaad, D. and López-Sáez, J.A., 2013. Vegetation changes in relation to fire history and human activities at the Peña Negra mire (Bejar Range, Iberian Central Mountain System, Spain) during the past 4,000 years. *Veget Hist Archaebot.* 22:199-214.

Araque, E., 1999. *Incendios históricos. Una aproximación multidisciplinar*. U. Internacional de Andalucía. Sede de Baeza.

Bastrup-Birk, A., 2016. *European Forest Ecosystems. State and Trends*, Luxembourg, EEA nº5/2016.

Beilin, R. and Reid, K., 2015. It's not a 'thing' but a 'place': reconceptualising 'assets' in the context of fire risk landscapes*. International Journal of Wildland Fire* 24: 130–137.

Brotons, L., Aquilué, N., de Cáceres, M., Fortin M.J. and Fall, A., 2013. How Fire History, Fire Suppression Practices and Climate Change Affect Wildfire Regimes in Mediterranean Landscapes. *PLoS ONE* 8(5): e62392

Castellou, M. *et al*., Larrañaga, A., Miralles, M., Vilalta, O. and Molina, D.,2010. Wildfire scenario: learning from experience. In *Towards Integrated Fire Management- Outcomes of the European Project Fire Paradox.* J Sande Silva, F Rego, P Fernandes P, E Rigolot (Eds), European Forest Institute Research Report 23, Joensuu: 121-133

Costa, P., Castellnou, M., Larrañaga, A., Miralles, M. and Kraus, D., 2011.Prevention of large wildfires using the fire types concept. UT GRAF-Generalitat de Catalunya, Barcelona.

Fulé, P.Z., Ribas, M., Gutiérrez, E., Vallejo, R. and Kaye, M.W., 2008. Forest structure and fire history in an old Pinus nigra forest, eastern Spain. *Forest Ecology and Management*. 255 (3-4): 1234-1242.

Galiana, L., 2014. Régimen de incendios y crisis del sistema rural en la zona occidental del Sistema Central (provincia de Cáceres) (1940-1968). *Libro Jubilar en Homenaje al Profesor Antonio Gil Olcina*, Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante: 571-587

Hessburg, P.F., Reynolds, K.M., Keane, R.E., James, K.M., and Salter, R.B., 2007. Evaluating wildland fire danger and prioritizing vegetation and fuels treatments. *Forest Ecology and Management,* 247(1): 1-17.

Joint Research Centre, 2015. *Forest fires in Europe, Middle East and North Africa*, Joint Report of JRC and Directorate-General Environment, EC-JRC, EUR 27400 EN

Keeley, J, Bond, W, Bradstock, R, Pausas, J and Rundel, P., 2012. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Cambridge U. Press, London.

Koutsias, N., Martínez-Fernández, J. and Allgöwer, B., 2010. Do factors causing wildfires vary in space? Evidence from geographically weighted regression. *GIScience & Remote Sensing*. 47(2): 221–240.

Krebs, P, Pezzatti, G.B, Mazzoleni, S, Talbot, L.M. and Conedera, M., 2010. Fire regime: history and definition of a key concept in disturbance ecology, *Theory in Biosciences*, 129(1): 53-69.

Kruger, T. and Beilin, R., 2014. A "responsibility for place" –firefighter deployment, local knowledge and risk, *International Journal of Wildland Fire*, 23-4: 577-584

Lloret, F. and Mari, G., 2001. A comparison of the medieval and the current fire regimes in managed pine forests of Catalonia (NE Spain). *Forest Ecology and Management,* 141: 155–163.

Mavsar, R., González Cabán, A. and Varela, E., 2013. The state of development of fire management decision support systems in America and Europe. Forest Policy and Economics, 29: 45-55

Montiel, C. and Kraus, D. (Eds.), 2010. *Best practices of fire use. Prescribed burning and suppression fire programmes in selected case-studies regions in Europe,* European Forest Institut, Joensuu.

Montiel, C. (coord.), 2013a. *Presencia histórica del fuego en el territorio*. M. Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.

Montiel, C., 2013b. Investigación geohistórica sobre las causas de los incendios forestales, *Montes*, 114: 17-21

Montiel, C. and Galiana, L., 2016. Fire scenarios in Spain: a territorial approach to proactive fire management in the context of global change, *Forests*, 7,273. doi: 10.3390/f7110273.

Moreira, F., Viedma, O., Arianoutsou, M., Curt, T., Koutsias, N., Rigolot, E., Barbati, A., Corona, P., Vaz, P. Xanthopoulos, G., Mouillot, F. and Bilgili, E., 2011. Landscape—wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management. *Journal of Environmental Management*. 92(10): 2389–2402.

Moreno, M.V. and Chuvieco, E., 2013. Characterising fire regimes in Spain from fire statistics. *International Journal of Wildland Fire,* 22: 296-305

Moreno M.V., Conedera M., Chuvieco E. and Pezzatti G.B., 2014. Fire regime changes and major driving forces in Spain from 1968 to 2010. *Environmental Science & Policy,* 37(0): 11-22.

Moritz, M.A., Batllori, E., Bradstock, R.A., Gill, A.M., Handmer, J. and Hessburg, P.F., 2014. Learning to coexist with wildfire. *Nature,* 515(7525): 58–66.

Paschen, J.A and Beilin, R., 2016. Resilience multiple. Sounding a call for responsible practice. *Dialogues in Human Geography*, 6(1): 41-44.

Pausas, J. and Fernandez, S., 2012. Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel limited to drought driven fire regime. *Climatic Change*, 110: 2115-226.

Pausas, J. and Keeley, J., 2009. A burning story: the role of fire in the history of life, *BioScience*, 59(7): 593-601.

Pausas, J. and Keeley, J., 2014. Abrupt climate-independent fire regimes changes, *Ecosystems*, 17: 1109-1120.

Poljansek, K., Martin Ferrer, M., de Groeve, T. and Clark, Il. (Eds.), 2017. *Science for disaster risk management 2017: knowing better and losing less*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2788/688605

Pyne, S., 1997. *Vestal Fire. An Environmental History, Told through Fire, of Europe and Europe's Encounter with the World*. Seattle and London: University of Washington Press.

Rodrigues, A., de la Riva, J. and Fotheringham, S., 2014. Modeling the spatial variation of the explanatory factors of human-caused wildfires in Spain using geographically weighted logistic regression, *Applied Geography*, 48: 52-63

Rodríguez y Silva, F. and González-Cabán, A., 2010. SINAMI: a tool for the economic evaluation of forest fire management programs in Mediterranean ecosystems. *International Journal of Wildland Fire*, 19(7): 927-936.

Rodríguez y Silva, F., Molina Martínez, J. R. and González-Cabán, A., 2014. A methodology for determining operational priorities for prevention and suppression of wildland fires. *International Journal of Wildland Fire,* 23(4): 544-554

Schelhass, M.J, Nabuurs, G.J. and Schuck, A., 2005. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries*, Global Change Biology*, 9: 1620-1633.

Smith, A.M.S., and others,2016. The science of Firescapes: achieving fire-resilient communities. *Bioscience,* 66(2): 130-146.

Turco, M., Bedia, J., Di Liberto, F., Fiorucci, P., Von Hardenberg, J., Koutsias, N., Llasat, M.C., Xystrakis, F. and Provenzale, A., 2016. Decreasing fires in Mediterranean Europe. *PlosONE*, 11(3): 1-19.

Viedma, O., Moity, N. and 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 & Environment*, 207: 126-140.

Vilar, L., Camia, A. and San-Miguel-Ayanz, J., 2015. A comparison of remote sensing products and forest fire statistics for improving fire information in Mediterranean Europe. *European Journal of Remote Sensing,* 48: 345-364.

La teledetección en la caracterización del régimen de incendios y de los efectos sobre la vegetación

Ricardo Díaz-Delgado[(1)] y Javier Ruíz-Ramos[(2)]

[(1)] *Laboratorio de SIG y Teledetección (LAST). Estación Biológica de Doñana-CSIC. C/ Américo Vespucio 26. Sevilla 41092. Tfno. 954232340. rdiaz@ebd.csic.es*

[2)] *The Open University. School of Engineering and Innovation, Walton Campus, MK7 6AA, Milton Keynes, Reino Unido. javier.ruiz-ramos@open.ac.uk*

Resumen

Juega el fuego un papel relevante en los ecosistemas terrestres, en particular bajo clima mediterráneo. Su papel destructor enfrenta a las plantas con un riesgo de supervivencia que se extiende a los animales y los suelos. Sin embargo, el fuego abre también una renovación a la vida de las comunidades. Durante las últimas décadas la escala e intensidad de los fuegos se han incrementado, posiblemente en relación con el calentamiento global. Un procedimiento de elección para para acumular información sobre la presencia de fuegos son los sensores remotos. Imágenes satelitarias, de sensores aeroportados o drones, en un amplio rango del espectro electromagnético, revelan los efectos en vegetación y suelos. Cuantificando los cambios de reflectancia de la superficie es posible cartografiar, de modo automático, la existencia de fuegos en los diferentes biomas mundiales. La severidad del fuego puede igualmente estimarse comparando las diferencias en las signaturas espectrales. La adquisición periódica de imágenes multiespectrales e hiperespectrales de las áreas quemadas permite el seguimiento sistemático de la recuperación de los ecosistemas. La amplia variedad de sensores remotos ofrece la disponibilidad de procesar imágenes sinópticas de los fuegos favoreciendo la evaluación de resiliencia en los ecosistemas. En este trabajo se revisa la aplicación de sensores remotos para cartografiar el desarrollo de los incendios, su severidad y posterior recuperación. Se ofrecen diferentes ejemplos mostrando una visión global de numerosas técnicas digitales de imagen empleadas para estimar con precisión variables relevantes sobre los incendios y sus efectos en la vegetación.

Summary

Fire plays a very relevant role in the world terrestrial ecosystems especially on those under Mediterranean climate. Its destructive role poses a life challenge for plants, animals and soils. However, fires open the door for the renewal of life communities. In the

last decades, fire size and intensity increased seemingly coupled to global warming. One of the better ways to accumulate information on fire occurrence is remote sensing. Satellite, airborne and drone images acquired across the electromagnetic spectrum reveal the effect of wildfire on vegetation and soil. By quantifying changes in surface reflectance we can automatically map fire occurrence across the different world biomes. Fire severity can also be assessed using the differences in spectral signatures. The periodic acquisition of multi and hyperspectral images over burned areas enables a systematic monitoring of ecosystem recovery. Synopticity provided by the vast remote sensing data provided to allow a comprehensive overview of the many different digital image techniques used to retrieve accurate estimates of fire related variables. sources enhances the knowledge on fire occurrence and ecosystem resilience. This paper reviews the aid of remote sensing in mapping wildfire occurrence and severity and post-fire regeneration. Several examples are

Introducción

El fuego juega un papel verdaderamente relevante para los ecosistemas terrestres y en particular para los localizados en latitudes con clima mediterráneo (Le Houerou, 1973). Su papel destructivo y perturbador se debe básicamente a las reacciones químicas que origina sobre el substrato y el calor que desprende y que, a su vez, le alimentan (Whelan, 1995). De todas ellas, la transformación y muerte de materia viva resulta la más traumatizante para los organismos vivos que se encuentran en el lugar de la combustión. Los efectos sobre el suelo y el banco de semillas, la fauna, la composición gaseosa de la atmósfera y el paisaje son también considerables (Shakesby *et al.,* 1993; Tyler, 1996; Prodon *et al.,* 1987; McNaughton *et al.,* 1998; Turner *et al.,* 1997).

No obstante, el fuego constituye una puerta abierta para el establecimiento posterior de nuevos individuos (a veces nuevas especies) o la mejora de condiciones para los supervivientes, proceso característico de la vida sobre el planeta. Es este aspecto precisamente, ligado al uso que de él hace el hombre, lo que le convierte en un elemento ambiguo y controvertido en la dinámica de la vegetación. Así, por ejemplo, los pastos son frecuentemente quemados para favorecer el restablecimiento de las especies palatables para el ganado y evitar el crecimiento de especies leñosas de pobre calidad (Vázquez y Moreno, 1993). Los campos de cultivo, una vez recolectados, suelen quemarse con objeto de fertilizar el suelo y eliminar las denominadas malas hierbas y especies leñosas antes de la siembra o bien para recuperar aquéllos que en su día fueron abandonados (Vélez, 1990a). Las masas forestales se ven sometidas a constantes intentos de quema por diferentes motivos entre los que caben las venganzas, las quemas de rastrojos en épocas de alto riesgo, la caza, etc. (Vélez, 1986).

El tamaño e intensidad de incendios parece haber aumentado a escala global (Archibald *et al.,* 2013), si bien no parece ser así para el número de incendios y la superficie

quemada (Andela *et al.,* 2017). Los incendios forestales que consumen la vegetación aérea son así objeto de interés y de seguimiento por parte de numerosos colectivos humanos: desde los bomberos y agentes forestales encargados de las tareas de extinción y supresión, pasando por la población rural de actividad ganadera, agrícola y forestal, hasta las diferentes administraciones con competencias en gestión del territorio. Por este motivo, en España desde finales de los años 60 se lleva a cabo cada año la recopilación de datos sobre los incendios ocurridos en todo el territorio. El inventariado incorpora mediante valoración cualitativa entre muchas variables las causas del fuego, las situaciones meteorológicas en las que tienen lugar, las zonas con mayor riesgo de ocurrencia de fuegos, la evaluación de daños, la efectividad de los medios de extinción, el número anual de incendios, así como la superficie quemada y el tipo de cubiertas vegetales afectadas, entre otras. En función de lo ocurrido se establecen previsiones sobre el riesgo de incendio que emplean básicamente variables meteorológicas. También, pueden definirse las actuaciones silvícolas necesarias para reducir tal riesgo (Vélez, 1990b). Toda esta información suele utilizarse para elaborar los planes generales de política contra incendios forestales cuya misión básica es la de reducir los incendios forestales prevaleciendo la prioridad de extinción en zonas habitadas con el fin de proteger personas, bienes y, en último término, el medio ambiente (DGPC, 1998).

Se hace por lo tanto necesaria la existencia de una base de datos sobre fuegos con un seguimiento y actualización continuos que permitan no sólo elaborar las directrices mencionadas de gestión contra incendios, sino también analizar la ocurrencia de fuegos para profundizar en el conocimiento de sus causas, desarrollo y efectos sobre el entorno.

Ante esta perspectiva, la teledetección se presenta como una herramienta casi indispensable hoy en día para realizar dicha labor en territorios relativamente extensos. La teledetección desde plataformas de satélite contribuye en gran medida al análisis de los fuegos y las cubiertas vegetales afectadas, así como de sus efectos ecológicos, climáticos y atmosféricos (Justice *et al.,* 1993; Roughgarden *et al.,* 1991; UNEP, 1999). Los sensores embarcados en los diferentes satélites proporcionan datos de origen único y una visión sinóptica de la distribución espacial de los incendios (focos activos) y de las zonas quemadas, así como del estado de la vegetación, los efectos producidos por los incendios y el proceso de regeneración (Díaz-Delgado *et al.* 2002; Díaz-Delgado *et al.* 2004). Existen diferentes sensores que han sido empleados para la detección de zonas quemadas. Existen multitud de trabajos tanto científicos como técnicos y de gestión que utilizan diferentes sensores tanto satelitares como aeroportados. Entre ellos destacan el TM (Chuvieco y Congalton 1988; Pereira and Setzer 1993), el SPOT (Justice *et al.,* 1993), el MSS, el AVHRR de NOAA y MODIS.

La teledetección contribuye así a la necesidad de emplear una herramienta de fácil manejo para la recopilación de datos de carácter geográfico sobre los incendios, permi-

tiendo el análisis del régimen de fuegos desde diversas perspectivas, así como la interpretación de los resultados obtenidos.

Este trabajo repasa la contribución de la teledetección a la caracterización del régimen de fuegos y para el estudio de los efectos sobre la resiliencia de las perturbaciones recurrentes y las consecuencias de la severidad de quema sobre los procesos de regeneración.

El régimen de incendios

El término régimen de fuegos, acuñado a mediados de los 70, recoge diferentes conceptos relacionados con los patrones temporales y espaciales de la ocurrencia de incendios en un área concreta y sus efectos ecológicos. Desde que fuera propuesto por Gill (1975) ha servido como marco de actuación a la hora de planificar experimentos, para describir las relaciones entre el fuego y la vegetación o bien formular planes de gestión del territorio estudiado (Fox y Fox 1987; Trabaud, 1987; Russell-Smith *et al.,* 1998). Gill propuso en su día cuatro componentes que caracterizan el régimen de fuegos de una región: intensidad, extensión o tamaño, frecuencia y estacionalidad. Los dos primeros representan claramente patrones espaciales y los dos últimos temporales. Por ejemplo, la distribución del tamaño de incendios ocurridos en una determinada región o área permite visualizar nítidamente la relevancia de los grandes incendios en el total del área quemada y realizar comparaciones entre regiones (Figura 1) o entre periodos.

La intensidad, determinada por las temperaturas alcanzadas en el frente de fuego y el tiempo de residencia de éste sobre el combustible (Pérez y Moreno, 1998), es específica de cada incendio y zona afectada, estando relacionada con la severidad de quema (efecto sobre la vegetación). Ésta juega un papel determinante en el nivel de destrucción causado por el fuego y la capacidad de recuperación de las especies vegetales y animales (Retana, 1996).

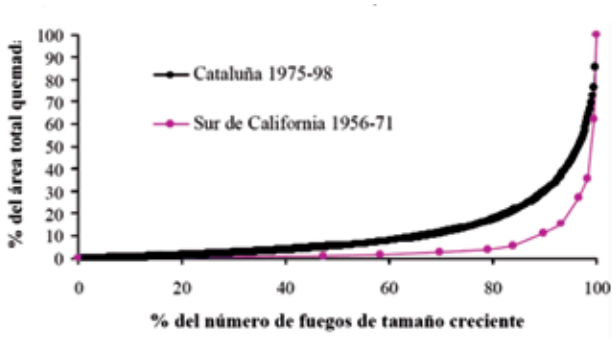


Figura 1. Comparación de las curvas de Lorenz de los tamaños de incendios en Cataluña, (periodo1975-98) y en el Sur de California (periodo 1956-71; Díaz-Delgado *et al*. 2004).

Por otro lado, la extensión de la zona quemada constituye un factor relevante en el proceso de regeneración. Especies con una respuesta al fuego determinada por una estrategia basada en el banco de semillas (en el suelo o aéreo) pueden ver reducidas sus poblaciones si esta estrategia se ve anulada por efecto del fuego y también, como consecuencia de la dificultad de dispersión de individuos no afectados desde el margen no quemado del incendio por medio de propágulos viables. La frecuencia o recurrencia de incendios en un punto o área de estudio, constituye una de las características más relevantes del régimen de fuegos a medio y largo plazo, puesto que interfiere en las posibilidades de supervivencia al reducir el plazo de tiempo necesario para el restablecimiento de los individuos afectados después de un primer incendio. Por último, la estacionalidad ha sido un factor ampliamente estudiado (Trabaud, 1987) en cuanto determina el estado fisiológico de las plantas, el banco de semillas y la propia intensidad del fuego. También influye en gran medida sobre la respuesta de la vegetación al fuego, tanto para las especies con una estrategia post-incendio rebrotadora como para aquéllas que dependen de la germinación de sus semillas.

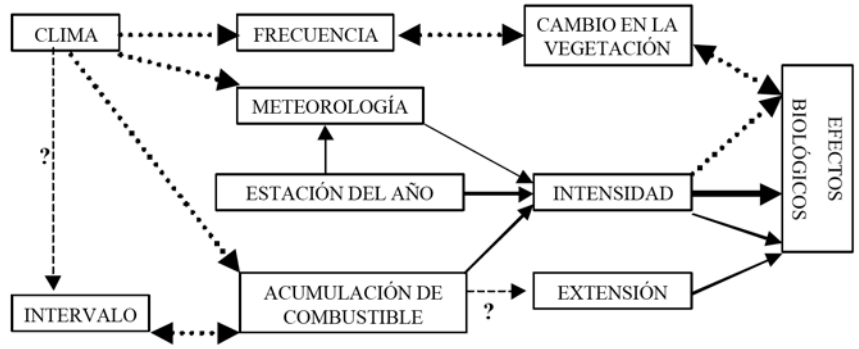


Figura 2. Esquema de las complejas interrelaciones entre los elementos del régimen de fuegos. Modificado de Fox and Fox, 1987. Las interrogaciones representan relaciones no esclarecidas del todo hasta el momento.

En definitiva, el régimen de fuegos es un compendio de factores que pretende caracterizar la ocurrencia de fuegos de una determinada área de estudio (Figura 2). No obstante, diversos estudios han puesto de manifiesto el interés por otros parámetros que permiten precisar aún más detalladamente este fenómeno. Fox y Fox (1987) proponen la adición de nuevos factores críticos a la hora de interpretar el régimen de fuegos. Estos son: el intervalo entre fuegos, periodo de incendios y la historia de fuegos. El primero de ellos se asocia con la frecuencia de incendios y representa el tiempo transcurrido entre dos fuegos en un punto concreto. El periodo de incendios se corresponde con la inversa de la frecuencia de fuegos, es decir, el tiempo necesario para quemar una superficie

igual al área de estudio (equivalente al ciclo de fuegos, sensu Johnson y Gutsell, 1994). Por último, la denominada historia de fuegos, resume en gran medida la ocurrencia de incendios en un lugar, descrita por la presencia o ausencia de ciertas especies en la comunidad o bien por el nivel de desarrollo de sus poblaciones.

Diferentes modelos de frecuencia de incendios han sido propuestos a lo largo del tiempo basados en las técnicas de muestreo disponibles (cicatrices en los anillos de los árboles, restos de carbón en el suelo, análisis de los depósitos polínicos y de macrorrestos en los fondos de los lagos, fotointerpretación aérea, y reconstrucción a partir de las cohortes forestales de regeneración post-incendio. Desde principios de los 80, la teledetección ha aportado una herramienta importante a la reconstrucción histórica de los perímetros de zonas quemadas y por extensión a la caracterización del régimen de fuegos (Minnich 1983; Press 1988).

Propiedades espectrales de zonas quemadas

La caracterización espectral de las señales post-incendio fue considerada por Chuvieco yngalton (1988) como el punto de inicio para la investigación sobre la teledetección de zonas quemadas. Un aspecto esencial del problema es el reconocimiento de que existen 2 señales posfuego bastante diferentes (Robinson, 1991):

1) La deposición de carbón, (*char*)
2) La alteración de la estructura de la vegetación y su abundancia, comúnmente designada como huella del incendio (*fire scar*).

El primer tipo de señal es la consecuencia de la combustión de la vegetación, pero tiene una duración en el tiempo relativamente corta y tiende a ser borrada casi completamente por el viento y la lluvia en pocas semanas o meses después del fuego (Figura 3a). La segunda señal es más estable, aunque su persistencia puede variar entre 2-3 semanas en las sabanas tropicales hasta varios años en los ecosistemas forestales boreales (Figura 3b). Sin embargo, esta señal es menos significativa a la hora de discriminar los efectos del fuego, ya que la desaparición parcial o completa de los árboles puede ser debida a otros factores tales como la corta, pastoreo, estrés hídrico, fuertes vientos o la acción de insectos y patógenos. Esta distinción fundamental se reconoce pocas veces de forma explícita, lo que conduce a inconsistencias aparentes en la bibliografía referente a las propiedades espectrales de las áreas quemadas. Muchos autores indican el tiempo transcurrido entre el incendio y la adquisición de los datos espectrales, a partir de los cuales puede inferirse aproximadamente el tipo de señal (carbón o huella), teniendo en cuenta las diferencias específicas del bioma en la dinámica espectral post-incendio.

También es importante realizar una clara distinción entre las cenizas y el carbón, o empleando la terminología de Chandler *et al.,* (1983) "ceniza blanca" y "ceniza negra". La ceniza se presenta ligeramente coloreada, y está constituida mayoritariamente por

residuos minerales, producidos por la combustión completa de material vegetal en presencia de aporte no restringido de oxígeno, como resultado de una gran intensidad de incendio (Cope y Chaloner, 1985). Los combustibles carbonizados están esencialmente compuestos por C negro, indicando la ineficiente combustión de biomasa, bajo condiciones de aporte de oxígeno más restringidas y son el típico producto de un incendio menos severo (Chandler *et al.,* 1983; Ambrosia y Brass, 1988). Desafortunadamente, tales productos de la quema de biomasa son frecuentemente denominados "cenizas", lo que lleva a confusión en el momento de interpretar las propiedades espectrales de las superficies quemadas.

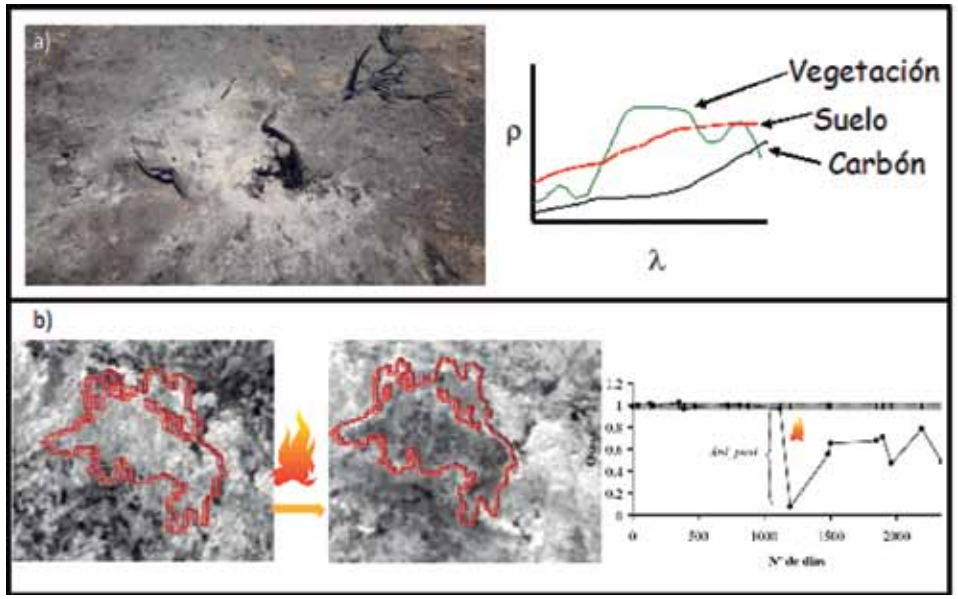


Figura 3. Señales posincendio: a) deposición de carbón y cenizas junto con su firma espectral y b) huella del incendio mediante comparación de dos imágenes de NDVI previa y posterior al incendio junto con gráfico de valores medios para la zona afectada a lo largo de la serie temporal de imágenes de NDVI disponibles.

Métodos de detección de zonas quemadas y algunos ejemplos de cartografías

Existen diversos métodos para discriminar los cambios producidos por los incendios sobre las cubiertas vegetales, los cuales aparecen normalmente como repentinas disminuciones del recubrimiento vegetal y, por tanto, de su respuesta radiométrica. Algunos de los métodos más empleados son el análisis en componentes principales (Fung y LeDrew, 1987), la clasificación supervisada (Hall *et al.,* 1991), el análisis del vector de

cambio (*Change Vector Analysis*, Lambin, 1996), el análisis de regresión multitemporal (Martín y Chuvieco, 1995), el análisis de mezclas espectrales (Caetano *et al.,* 1996) y la sustracción de imágenes de índices de vegetación en base al establecimiento de umbrales (Kasischke *et al.,* 1993), que pueden ser fijos o variables.

Este último es el método usado por Salvador *et al*. (2000) para reconstruir el régimen de incendios mayores de 30 ha en Cataluña entre 1975 y 1993. Díaz-Delgado *et al.* (2004) extendieron la serie histórica hasta 1998 mediante el empleo de imágenes de los sensores Landsat TM y ETM+ y hasta 2005 mediante la incorporación de las cartografías anuales de incendios superiores a 50 ha realizadas por el Institut Cartogràfic de Catalunya (Figura 4).

La Red de Información Ambiental de Andalucía también lleva a cabo cartografías periódicas de incendios mayores de 100 ha mediante digitalización manual desde 1975. La figura 5 muestra la recurrencia estimada a partir de estas cartografías anuales desde 1975 hasta 2017. La mayor recurrencia observada en este periodo de 42 años se da en el Campo de Gibraltar con hasta 8 incendios. El Centro Operativo Regional ofrece también los perímetros de incendios levantados mediante diferentes métodos tales como levantamiento con GPS, con helicóptero, digitalización sobre ortofotos e información de campo.

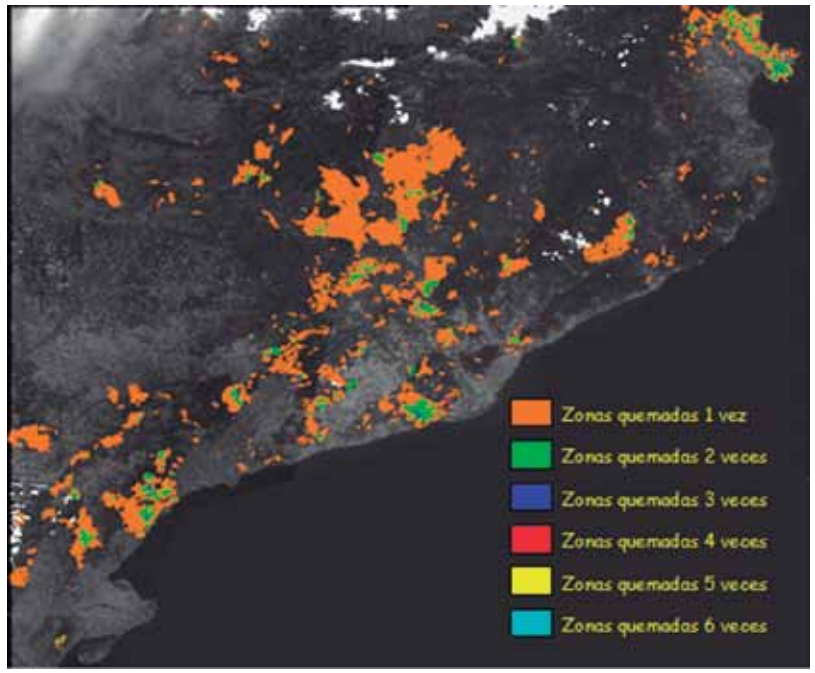


Figura 4. Cartografía de zonas quemadas y recurrencia en Cataluña para el periodo 1975-2005.

Roy *et al*. (2008) publicaron un método automático de detección de zonas quemadas que se aplica de forma sistemática a las imágenes del sensor MODIS a bordo de los satélites AQUA y TERRA a escala cuasi-global.

El método predice el valor de reflectividad para cada píxel en función de los valores de la serie temporal previa, de forma que, si se da un cambio consistente en las bandas 2, 5 y 7 se le asigna como quemado. El producto generado denominado MCD45 se ofrece con cadencia mensual desde el año 2000 hasta la actualidad con 500 m de tamaño de píxel. Los píxeles detectados como quemados reciben como valor temático el día juliano en el que se les detectó como quemados.

Recientemente Giglio *et al.* (2016) han mejorado el algoritmo generando el nuevo producto MCD64 notablemente en la detección de zonas quemadas de menor tamaño e incorporando mayor superficie de la Tierra en el proceso de discriminación. En este caso se utilizan como información de confirmación las cartografías de focos activos obtenidas con las bandas térmicas de MODIS. El producto MCD45 puede descargarse en compuestos mensuales.

Las imágenes de teledetección en el seguimiento de la regeneración post-incendio

La resiliencia es un parámetro muy relevante de los ecosistemas pues define la capacidad de los ecosistemas o comunidades para retornar a las condiciones previas a las perturbaciones (Fox y Fox, 1986; Pimm, 1984).

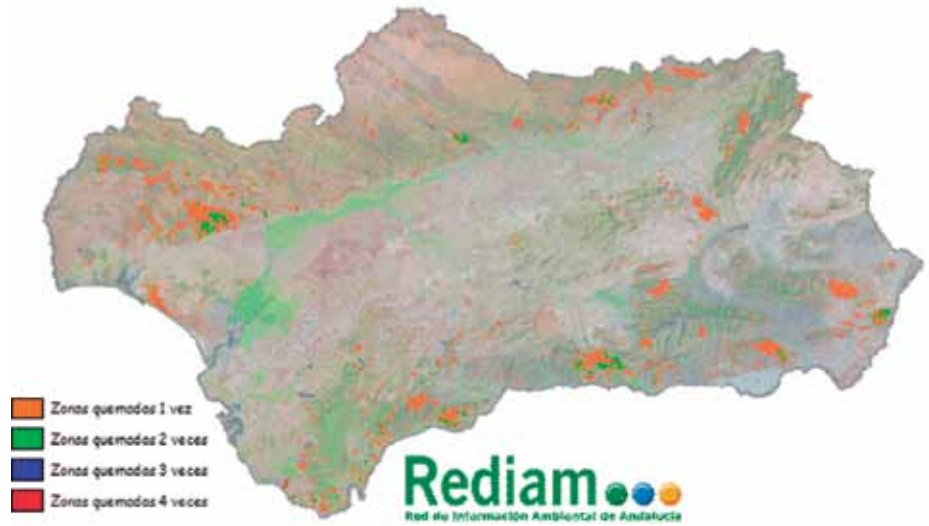


Figura 5. Cartografía de recurrencia de incendios mayores de 100 ha en Andalucía entre los años 1975 y 2017 sobre fondo de mosaico de imágenes Landsat en falso color.

Puede estimarse, en un intervalo determinado de tiempo, como el cociente entre las medidas post-perturbación y pre-perturbación de la variable descriptora del ecosistema (Tilman y Downing, 1994). Varios factores parecen jugar un rol importante a la hora de determinar la resiliencia de las diferentes comunidades vegetales a los incendios. Algunos parámetros característicos del régimen de fuegos como la recurrencia de incendios, el intervalo entre fuegos y el tamaño de incendio tienen gran influencia sobre la resiliencia post-incendio. Especies con una respuesta al fuego determinada por una estrategia basada en el banco de semillas (en el suelo o aéreo) pueden ver reducidas sus poblaciones si esta estrategia se ve anulada por efecto del fuego y también, como consecuencia de la dificultad de dispersión de individuos no afectados desde el margen no quemado del incendio por medio de propágulos viables.

La dinámica de regeneración post-incendio contribuye de manera importante a la variabilidad espacial y temporal de la biosfera terrestre, pero suele ser con frecuencia ignorado debido al hecho de que los patrones y procesos ecológicos son habitualmente estudiados en pequeñas parcelas. Mientras que la mayoría de trabajos se basan fundamentalmente en observaciones de zonas quemadas concretas, se requiere un amplio número de zonas quemadas para poder generalizar sobre los factores más relevantes que determinan la resiliencia de las comunidades vegetales ante incendios. Es inviable la realización de muestreos extensivos que incluyan grandes áreas quemadas con la idea de relacionar la recurrencia de fuegos y la regeneración vegetal post-incendio. Por contra, la teledetección se ofrece como una metodología más eficiente para la detección de superficies quemadas, y para el seguimiento de la recuperación vegetal después del fuego (Minnich, 1983; Malingreau *et al.,* 1985; Viedma *et al.,* 1997).

Mediante el uso de imágenes de NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) Díaz-Delgado *et al.* (2002) reconstruyeron la dinámica de regeneración de las zonas detectadas como quemadas en Cataluña para el periodo 1975-1998. Los datos permitieron confirmar la hipótesis de que la recurrencia de incendios reduce significativamente la resiliencia de las zonas afectadas independientemente del ecosistema en el que nos encontremos (Figura 6).

El mismo análisis confirmó el efecto negativo que tiene sobre la resiliencia la reducción del intervalo de tiempo entre incendios. Este tipo de análisis ha podido ser contrastado con información obtenida a escala de parcela, obteniendo una elevada correlación con el recubrimiento de la vegetación y con la dinámica de recolonización por parte de diferentes especies de aves (Prodon y Díaz-Delgado manuscrito enviado). Por último, se ha podido confirmar también el dramático efecto de la severidad de quema sobre la capacidad de regeneración (Díaz-Delgado *et al.* 2003).

Habitualmente, la evaluación de la dinámica post-incendio utiliza imágenes de teledetección captadas por sensores sensibles en la región espectral del óptico (400-2500 nm). No obstante, los sensores activos en la región de las microondas y en concreto los

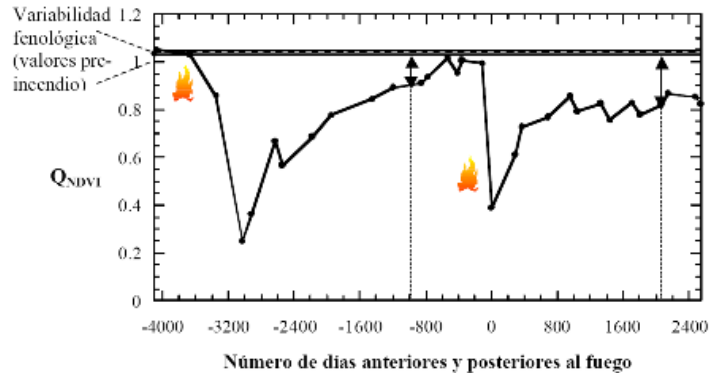


Figura 6. Dinámica de los valores de NDVI ponderado en una zona afectada por dos incendios. Nótese cómo la distancia a los valores de referencia previa a los fuegos es mayor después del segundo incendio pasado un tiempo equivalente de regeneración.

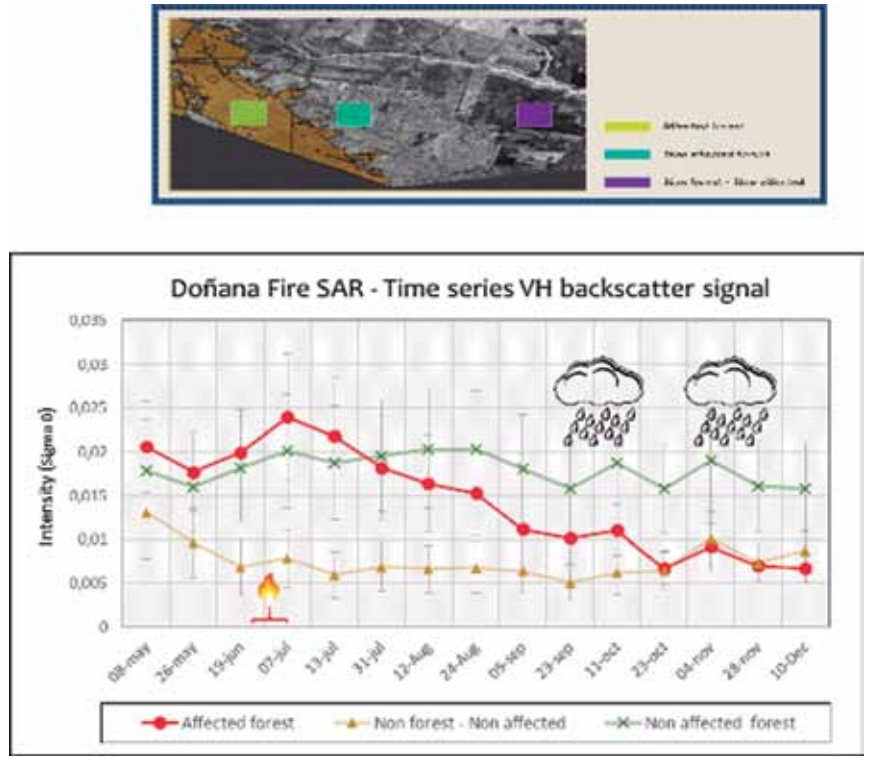


Figura 7. Comparación de las dinámicas pre y post-incendio de los valores de intensidad de la señal de las imágenes Sentinel-1 en la zona afectada por el incendio de las Peñuelas en Doñana en junio de 2017. Se muestran las diferencias con las zonas aledañas no afectadas.

radares de apertura sintética (SAR) también están siendo utilizados para efectuar este tipo de seguimientos. Ruíz-Ramos *et al*. (2018) están aplicando esta reconstrucción al incendio de las Peñuelas ocurrido en el Espacio Natural de Doñana en junio de 2017 utilizando imágenes y el uso de drones o UAVs permite realizar un seguimiento a la carta de los efectos del incendio. Por ejemplo, el Laboratorio de SIG y Teledetección de la Estación Biológica de Doñana (LAST-EBD) ha realizado vuelos pre y post-incendio de varias parcelas del proyecto AdaptaMed financiado por el programa LIFE que se vieron afectadas por el incendio en la zona de El Abalario (Figura 8).

Cartografía de severidad de quema

La severidad de un incendio es un término descriptivo que integra los cambios físicos, químicos y biológicos ocurridos en un lugar como consecuencia del fuego (White *et al.* 1996).

Las diferencias observadas en severidad están íntimamente relacionadas con el impacto causado por la cantidad de calor desprendido. La cartografía de la severidad resulta de interés por dos motivos: 1) como cartografía de base para la gestión post-incendio

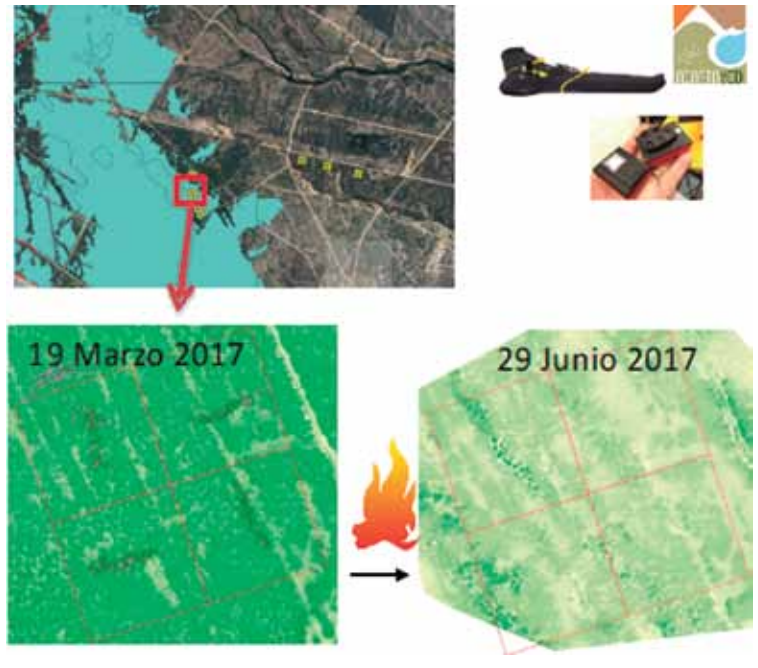


Figura 8. Imágenes de NDVI previa y posterior al incendio de Las Peñuelas de una de las parcelas del proyecto AdaptaMed afectadas por el fuego (escala de color comparable). Se muestra la ubicación de las parcelas afectadas sobre el perímetro del fuego así como el UAV y la cámara multiespectral utilizada para el seguimiento.

(repoblaciones, extracciones madereras, seguimiento de la regeneración, protección del suelo contra la erosión, etc.); 2) como valiosa información para los modelos probabilísticos de simulación de fuegos en base a las relaciones existentes entre severidad y parámetros ambientales (Kushla y Ripple, 1997).

Los incendios consumen la cubierta vegetal, carbonizan el terreno y alteran el color del suelo. Estos cambios físicos resultan obvios pudiendo ser detectados mediante los sensores embarcados en las plataformas de teledetección. Uno de los métodos más habituales para la cartografía rápida de la severidad de quema es el índice dNBR (difference Normalized Burn Ratio) propuesto por Miller y Thode (2007).

Este índice utiliza el efecto de la huella de fuego sobre las bandas del infrarrojo para discriminar el gradiente de afección en la zona quemada. El LAST-EBD realizó una cartografía rápida de severidad de quema para el incendio de las Peñuelas de 2017 con objeto de ofrecer una idea de tales niveles de afección utilizando imágenes del sensor OLI a bordo del satélite Landsat 8. Las clases de severidad siguen la propuesta del USGS (National Burn Severity Mapping Project).

Conclusiones

Las principales conclusiones y recomendaciones son las siguientes:

- Resulta esencial conocer el régimen de incendios histórico del territorio tanto para la gestión como para la interpretación ecológica y evolutiva.
- La teledetección es una herramienta única para ello, facilitando la cartografía de focos activos, zonas quemadas, riesgo, etc.
- El incremento en el número de grandes incendios plantea un reto de gestión en la política de supresión
- La recurrencia, el intervalo entre incendios y la severidad de quema determinan la capacidad de regeneración en los ecosistemas mediterráneos
- Las cartografías de severidad de quema a la carta proporcionan información esencial para la gestión post-incendio
- El uso de drones, sensores aeroportados y SAR complementa notablemente la información sobre las zonas quemadas y su regeneración

Referencias

Andela, N.; Morton, D. C., Giglio, L., Chen, Y., Werf, G.R., Kasibhatla, P.S., DeFries, R.S., Collatz, G.J., Hantson, S., Kloster, S., Bachelet, D., Forrest, M., Lasslop, G., Li, F., Mangeon, S., Melton, J. R., Yue, C. and Randerson, J.T., 2017. A human-driven decline in global burned area. Science 356: 1356–1362.

Archibald S, Lehmann CER, Gómez-Dans JL and Bradstock RA. 2013. Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. Proc Natl Acad Sci 110: 6442–6447.

Caetano, M., Mertes, L., Cadete, L. and Pereira, J.M.C., 1996. Assesment of AVHRR data for characterising burned areas and post-fire vegetation recovery. EARSeL Advances in Remote Sensing, 4(4): 124-134.

Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P. Trabaud, L., and Williams, D. 1983. Fire in forestry, 1 y 2 Wiley, N York

Chuvieco, E. and Congalton, R. G. 1988. Mapping and inventory of forest fires from digital processing of TM data. Geocarto International, 4: 41-53.

DGPC. 1998. Directriz básica de planificación de protección civil de emergencia por incendios forestales. Plan estatal de protección civil para emergencias por incendios forestales. Cuadernos de legislación de protección civil, V. Dirección General de Protección Civil, Madrid. 67p.

Díaz-Delgado R, Llorente F, Pons X and Terradas J. 2002. Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. Ecology 83(8):2293-2303.

Díaz-Delgado, R., Lloret, F. and Pons, X. 2003. Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. International Journal of Remote Sensing 24: 1751–1763.

Díaz-Delgado R, Lloret F. and Pons X., 2004. Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia, NE, Spain. Landscape Ecology 19: 731–745.

Fox, M. D. and Fox, B. J. 1987. The role of fire in the scleromorphic forests and shrublands of Eastern Australia. In The role of fire in ecological systems. L. Trabaud Ed. SPB A.Publishing, La Haya: 23-48.

Fung, T. and Le Drew, E. 1987. Application of principal components analysis to change detection. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 12: 1649-1658.

Giglio, L., Schroeder, W., and Justice, C. O. 2016. The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products. Remote Sensing of Environment, 178: 31-41.

Gill, A.M., 1975. Fire and the Australian flora: a review. Australian Forestry, 38: 4-25.

Hall, F.G., Botkin, D.B., Strebel, D.E., Woods K. D. and Goetz, S. J. 1991. Large-scale patterns of forest succession as determined by remote sensing. Ecology, 72: 628-640.

Johnson, E.A., and Gutsell, S.L.,1994. Fire frequency models, methods and interpretations. Advances in Ecological Research, 25: 239-287.

Justice, C.O., Malingreau, J.P. and Setzer, A. W. 1993. Satellite remote sensing of fires: potential and limitations. In Fire in the Environment: The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires. Ed. por P. J. Crutzen y J. G. Goldammer John Wiley & Sons. Berlín: 77-87.

Kasischke, E.S., French, H.F., Harrell, P., Christiensen, N.L., Ustin, S.L. and Barry, D. 1993. Monitoring of wildfires in boreal forests using large area AVHRR NDVI composite image data. Remote Sensing of Environment, 45: 61-71.

Kushla, J. D. and Ripple, W. J. 1997. The role of terrain in a fire mosaic temperate coniferous forest. Forest Ecology and Management, 95: 97-107.

Le Houerou, H. N. 1973. Fire and vegetation in the Mediterranean basin. Proceedings of 13th Annual Tall Timber Fire Ecology Conference 13: 237-277.

McNaughton, S. J., Stronach, N. R. H. and Georgiadis, N. J. 1998. Combustion in natural fires and global emissions budgets. Ecological Applications, 8(2): 464-468.

Malingreau, J. P., Stephens, G. and Fellows, L., 1985. Remote sensing of forest fires: Kalimantan and North Borneo in 1982-83. Ambio, 14: 314-321.

Martín, P. y Chuvieco, E. 1995. Cartografía y evaluación superficial de grandes incendios forestales a partir de imágenes de satélite. Ecología, 9: 9-21.

Miller, J.D., and Thode, A.E. 2007. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). Remote Sensing of Environment 109: 66–80.

Minnich, R. A., 1983. Fire mosaics in S. California and Northern Baja California. Science, 219: 1287-1294.

Pereira, M. C. and Setzer, W. 1993. Spectral characteristics of fire scars in Landsat-5 TM images of Amazonia. International Journal of Remote Sensing, 14: 2061-2078.

Pérez, B. and Moreno, J. M. 1998. Methods for quantifying fire severity in shrubland-fires. Plant Ecology, 139(1): 91-101.

Pimm, S. L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. Nature, 307: 321-326

Press, A. J., 1988. Comparisons of the extent of fire in different land management systems in the Top End of the Northern Territory. Proceedings of the Ecological Society of Australia, 15: 167-175.

Prodon, R., Fons, R. and Athias-Binche, F., 1987. The impact of fire on animal communities in Mediterranean area. In The Role of Fire in Ecological Systems. Ed. por L. Trabaud. La Haya. SPB Academic Publishing: 121-157.

Shakesby, R.A., Coelho, C. O. A., Ferreira, A. D., Terry, J. P. and Walsh, R. P. D. 1993. Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. International Journal of Wildland Fire, 3(2): 95-110.

Retana, J., 1996. Característiques d'intensitat i extensió dels incendis. In Ecologia del foc. Ed. por J. Terradas. Proa, Barcelona: 59-62.

Robinson, J.M., 1991. Fire from space. Global fire evaluation using infrared remote sensing. International Journal of Remote Sensing, 12(1): 3-24.

Roy, D.P., Boschetti, L., Justice, C.O. and Ju, J., 2008. The Collection 5 MODIS Burned Area Product - Global Evaluation by Comparison with the MODIS Active Fire Product. Remote Sensing of Environment, 112: 3690-3707.

Roughgarden, J., Running, S. W. and Matson, P. A. 1991. What does remote sensing do for ecology? Ecology, 72(6): 1918-1922.

Ruíz-Ramos, J., Marino, A. and Boardman, C.P. 2018. Using Sentinel 1-sar for monitoring long term variation in burnt forest areas. In Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS) Valencia, July 2018, Spain.

Russell-Smith, J., Ryan, P. G., Klessa, D., Waight, G. and Harwood, R., 1998. Fire regimes, fire-sensitive vegetation and fire management of the sandstone Arnhem Plateau, monsoonal northern Australia. Journal of Applied Ecology 35(6): 829-846

Salvador, R., Valeriano, J., Pons, X. and Díaz-Delgado, R., 2000. A semiautomatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forests with Landsat MSS time series. International Journal of Remote Sensing. 21(4): 655-673

Tilman, D. and Downing, J.A., 1994. Biodiversity and stability in grasslands. Nature, 367: 363-365.

Trabaud, L., 1987. Fire and the survival traits of plants. In The role of fire in ecological systems. Ed. por L. Trabaud. La Haya. SPB Academic Publishing: 65-89.

Turner, M. G., Romme, W. H., Gardner, R. H. and Hargrove, W.W., 1997. Effects of fire size and pattern on early succession in Yellowstone National Park. Ecological Monographs, 67(4): 411-433.

Tyler, C.M., 1996. Relative importance of factors contributing to postfire seedling establishment in maritime chaparral. Ecology, 77(7): 2182-2195.

UNEP, 1999. Wildland fires and the environment: a global synthesis. United Nations Environment Program, DEIAEW, TR.99-1. USA. 46 p.

Vázquez, A. and Moreno, J.M., 1993. Sensitivity of fire occurrence to meteorological variables in Mediterranean and Atlantic areas of Spain. Landscape and Urban Planning, 24(1-4): 129-142.

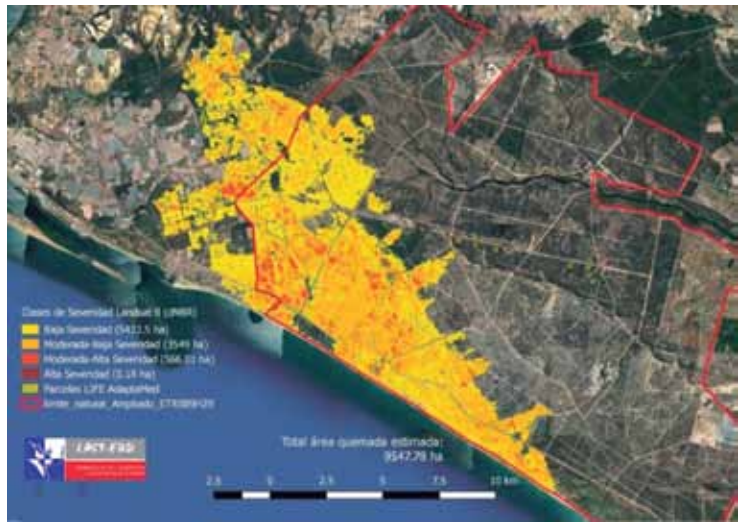
Vélez, R. 1990a. Mediterranean forest fires: a regional perspective. Unasylva, 162(41): 3-9.

Vélez, R. 1990b. Preventing forest fires through silviculture. Unasylva, 162(41): 10-12.

Viedma, O., Meliá, J., Segarra, D. y García-Haro, J. 1997. Modeling rates of ecosystem recovery after fires by using Landsat TM data. Remote Sensing of Environment, 61: 383-398.

Whelan, R.J., 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press. 346 p

White, J.D., Ryan, K.C., Key, C. and Running, S.W. 1996. Remote sensing of forest fire severity and vegetation recovery. International Journal of Wildland Fire, 6(3): 125-136.



Cartografía de severidad de quema del incendio de las Peñuelas en Doñana (junio de 2017) basada en el índice dNBR calculado a partir de imágenes Landsat 8 OLI. Las clases de severidad siguen la propuesta del USGS (National Burn Severity Mapping Project).

Uso de series temporales de imágenes de satélite en el seguimiento de las áreas incendiadas

Inmaculada Aguado[1], Susana Martínez[2], Alba Viana-Soto[1], Emilio Chuvieco[1] y Javier Salas[1]

(1) *Universidad de Alcalá. Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente C/ Colegios, 2- 28801- Alcalá de Henares (Madrid). Grupo de Investigación de Teledetección Ambiental*

(2) *3edata Ingeniería Ambiental*
Complejo El Palomar, Palacio de Ferias y Congresos, s/n- 27004-Lugo
inmaculada.aguado@uah.es

Resumen

Los incendios forestales son considerados en nuestra sociedad como uno de los principales problemas ambientales. Conocer el proceso de regeneración post-incendio que siguen las masas forestales es un factor clave a la hora de proponer estrategias que mitiguen el impacto de estos incendios.

En este sentido, la información captada por los satélites artificiales se hace imprescindible para seguir de forma frecuente la evolución de las masas forestales. La presencia y disponibilidad de series temporales de datos, de las últimas décadas, ha abierto nuevas posibilidades para analizar procesos dinámicos como los incendios forestales.

En esta comunicación se analizan los métodos y datos más usados en teledetección en el seguimiento de la regeneración post-incendio y se presenta, como caso de estudio, el proyecto de investigación SERGISAT, que tiene como uno de sus objetivos utilizar datos de la constelación de satélites Landsat para reconstruir el proceso de regeneración ocurrido en áreas incendiadas en la década de los 90.

Summary

Forest fires are considered one of the most relevant environmental problems. In order to mitigate forest fires impact, it is necessary to know how vegetation recovers through time after the fire.

In this sense, remote sensing data are essential to monitor vegetation recovery because is an efficient and cost-effective approach. Nowadays we can use satellite data from a long time series, up to the last forty years, to analyze dynamic processes as forest fires.

This paper presents the main methods and data used in remote sensing to monitor forest fire recovery, and we present as study case the SERGISAT research project. This project aims to study vegetation recovery after forest fires that happened in the 90´s, using Landsat data.

Introducción

Los incendios forestales son un fenómeno recurrente en la historia de la Tierra, contribuyendo, en buena medida, a la configuración actual de las cubiertas terrestres (Pyne, 2012). Los regímenes tradicionales de incendios guardan un equilibrio con su entorno natural, por lo que paisajes, como el mediterráneo, pueden considerarse adaptados al fuego, siempre que se mantengan patrones de recurrencia históricos. En este sentido, los cambios socio-demográficos de las últimas décadas y los impactos del cambio climático han supuesto un incremento del riesgo de incendios, alterando en muchos casos períodos de recurrencia tradicionales (Stephens *et al.,* 2013).

La región mediterránea, en el contexto europeo, presenta una alta incidencia del fuego, en promedio el 85% de las superficies afectadas por el fuego se encuentra en países de la cuenca mediterránea (San Miguel *et al.,* 2017). Aunque el inicio y la propagación del fuego están asociados a la disponibilidad de combustibles y su grado de humedad, en nuestro país, como en el resto de la región mediterránea europea, los incendios forestales están causados, en su mayoría, por la actividad humana (Martínez *et al.,* 2009). Especial interés tiene el análisis de los grandes incendios forestales (GIF, > 500 ha) que son los que provocan los mayores daños ambientales y sociales.

Respecto a los principales cambios ambientales, éstos suelen producirse poco después del incendio, especialmente en lo que afecta a la erosión del suelo (Shakesby, 2011), en función de cómo haya sido el comportamiento del fuego (severidad, materiales de combustión -materia orgánica, cenizas...), de las condiciones del entorno (topografía, edafología, meteorología) y de las actuaciones forestales post-incendio. La importancia de factores locales, al momento de determinar la regeneración post-incendio, ha sido considerada en numerosos estudios. La severidad del fuego, el tipo de suelo, la topografía, el clima, serían algunos de los más usados (Collins y Roller, 2013; Crotteau *et al.,* 2013; Meng *et al.,* 2015).

Por su parte, a medio y largo plazo, la regeneración ambiental está más condicionada por la dinámica vegetal. En este sentido, la eficacia y profusión de los mecanismos de rebrotación-germinación de la mayoría de las especies mediterráneas deriva, en muchas

ocasiones, en un rápido proceso de recubrimiento vegetal, presentando caracteres similares a las comunidades anteriores (Pausas, 2012).

Además de estos factores, algunos estudios subrayan otras variables a considerar: por ejemplo la existencia y calidad del legado biológico y la productividad de la zona (Chen *et al.,* 2009; Bartels *et al.,* 2016) o las condiciones de composición y estructura de la vegetación antes del incendio (Malak y Pausas 2006), las cuales se reconoce afectan directamente, a la resiliencia de esa masa forestal. En general se ha prestado menos atención a otros factores que han resultado de interés en condiciones biofísicas particulares. Por ejemplo, la distancia del área afectada de las masas forestales no dañadas (Donato *et al.,* 2009), las estrategias de regeneración (Crotteau *et al*., 2013), la recurrencia del fuego (Malak y Pausas 2006) o la recurrencia de períodos secos (Chappell *et al.,* 1996).

Determinar los daños producidos por un incendio, es muy dependiente del grado de severidad del fuego, que es una consecuencia de la intensidad con que se ha quemado la cubierta forestal. Aquí, entendemos la severidad, como el nivel de daño causado por el fuego que resulta observable al término del mismo, expresado por la magnitud del cambio ecológico ocasionado tras el paso del fuego (Key y Benson., 2006; Lentile *et al.,* 2006). La severidad es un factor crítico en la dinámica de las áreas quemadas, por su relación directa con la cantidad de biomasa consumida. La severidad está muy asociada a la regeneración, ya que condiciona la estructura y la dinámica post-incendio de la vegetación. De forma general, se considera que una alta severidad está asociada a bajas tasas de recuperación de la vegetación y tasas de erosión más elevadas que las áreas de baja severidad (Moody *et al.,* 2013).

Estudios recientes han analizado las interacciones entre la severidad del fuego y la regeneración (Díaz Delgado *et al*., 2003; Lentile *et al.,* 2006; Crotteau *et al.,* 2013; Meng *et al.,* 2015), si bien se hace precisa una mayor investigación de esta relación, especialmente en los procesos de regeneración a largo plazo. Su evaluación, sin punto de inicio fijo, suele realizarse con referencia a las condiciones pre-incendio.

El seguimiento de la dinámica de regeneración, ya sea en el corto o medio-largo plazo, está estrechamente unido al empleo de imágenes de satélite, ya que proporcionan una visión sinóptica de las áreas quemadas y su evolución a través del tiempo (Röder *et al.,* 2008). La figura 1 muestra el incendio de Uncastillo (Zaragoza) en el año 1994 y su situación en 2015, transcurridos 21 años.

La clave en el empleo de datos procedentes de teledetección reside en demostrar que la señal captada por el sensor es sensible a los procesos de la regeneración post-incendio en función de las características del fuego.

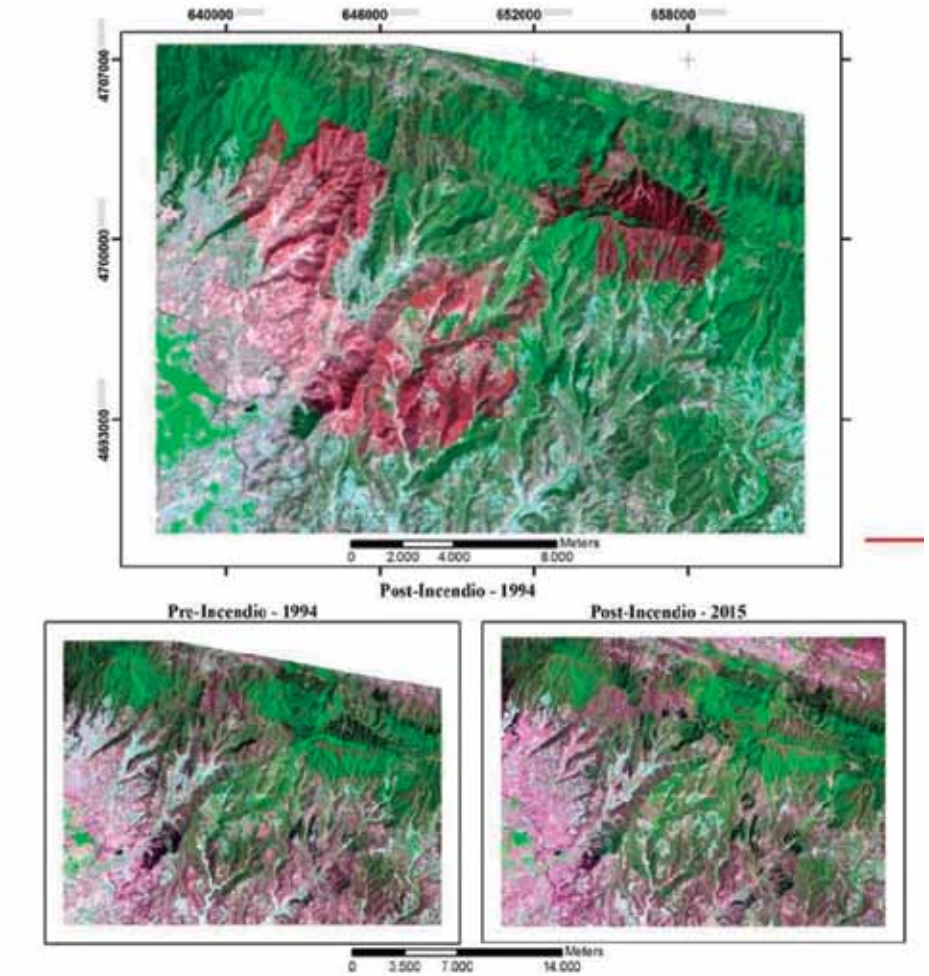


Figura 1: Imágenes Landsat falso color pre-incendio y post-incendio en el incendio de Uncastillo (Zaragoza).

Métodos en Teledetección para estimar la regeneración posincendio

El uso de datos de teledetección, en esta temática, se basa en la hipótesis de que las tasas de regeneración de la vegetación forestal están relacionados, al menos en los primeros años posincendio, con el contenido de humedad del suelo y de la vegetación, así como con la severidad del fuego, entre otros factores a considerar. En ambos casos esa información puede estimarse a partir de Teledetección.

En teledetección se han propuesto varios enfoques para analizar la regeneración posincendio:

i) Los más tradicionales se basan en el uso de imagen/imagen. Esta estrategia comprende tanto la detección de cambios bi-temporal (pares de imágenes: previa/post) como el enfoque multi-temporal (basado en perfiles temporales de algún índice usado para representar la regeneración).

ii) El Análisis basado en Series Temporales (AST) es un enfoque más reciente, comprende el uso potencial de múltiples sensores y métodos de análisis, dependiendo de las resoluciones temporales y espaciales seleccionadas, así como la utilización de algoritmos específicos. Actualmente hay muchas expectativas puestas en el uso combinado de datos Landsat y Sentinel-2. También es posible el seguimiento de la vegetación, cercano a tiempo real, con el uso de sensores como MODIS o AVHRR, si bien, ambos poseen una resolución espacial más baja con respecto a los sensores anteriores (>250m).

En la mayoría de casos el satélite Landsat ha sido el más utilizado, independientemente del método seleccionado. Actualmente los datos de este satélite son de libre acceso, dando así oportunidad de hacer estudios que comprendan las últimas cuatro décadas (Wulder *et al.,* 2016).

A su vez el AST puede aplicarse según cuatro enfoques distintos:

– *Detección de cambios basado en umbrales*. Este enfoque se basa en el uso de umbrales óptimos que separan áreas quemadas - áreas no quemadas. Su principal inconveniente es la dependencia de condiciones locales debido a que los umbrales se definen de forma empírica.

– *Ajuste de curvas de tendencia*. Esta categoría de algoritmos, aplican un análisis de regresión por mínimos cuadrados, pixel a pixel, entre la variable espectral seleccionada en el estudio (banda reflectiva o índices espectrales, siendo el NDVI, el índice usado más frecuentemente) y el tiempo. La pendiente de la regresión representa la tasa de cambio. La limitación principal en este enfoque es que no siempre las variables cumplen los criterios que requiere un análisis estadístico de este tipo (normalidad, autocorrelación, etc).

– *Ajuste a tendencias ideales*. El enfoque se basa en la idea de que un suceso de cambio (perturbación, regeneración o situación estable) describe distintas trayectorias temporales con características diferentes en términos de intensidad y temporalidad en esas secuencias, las cuales muestran signaturas temporales en un espacio “espectral”. El uso de signaturas ideales en la definición de procesos de cambio hace posible identificar perturbaciones reales. La limitación principal de este enfoque reside en la presencia de trayectorias observadas que no se ajusten a un patrón predefinido. Este método usa mínimos cuadrados como medida de la bondad de ajuste.

– *Segmentación de trayectorias*. En este tipo de análisis, el algoritmo LandTrendr, desarrollado por Kennedy, en 2010, es el más usado. El algoritmo usa los valores espectrales de cada pixel en su trayectoria temporal, aplicando análisis de regresión iterativos y procesos de ajuste, donde se identifican vértices, en la trayectoria temporal de cada píxel, los cuales representan años de cambio, y segmentos que se corresponden con procesos estables entre dos vértices. El algoritmo se diseñó para usarse con datos Landsat, aunque también puede ser adaptado a otros sensores.

Una revisión más profunda de estos métodos de análisis puede consultarse en Hirschmugl *et al.,* (2017).

Además del uso de datos de teledetección en la región del óptico, actualmente se ha incorporado la tecnología lídar que nos permite caracterizar la distribución vertical de las masas forestales, una variable imprescindible en el momento de estimar la regeneración post-incendio. Algunos estudios han estimado la severidad del fuego (mediciones post-incendio de alturas) con datos lídar, relacionándolo con el comportamiento del fuego y posibles patrones de regeneración (Bolton *et al.,* 2015). El principal problema con el uso del lídar es la carencia de datos frecuentes debido a que los sistemas lídar tienen una alta demanda de energía que acorta la vida útil de los satélites. Una excepción es la disponibilidad, en nuestro país, del vuelo lídar del PNOA (2011-13) que ofrece la cobertura de todo el territorio estatal con nuevas coberturas para el año 2016 en adelante lo que permitirá el análisis temporal.

Por su parte, los sensores radar también pueden ser útiles en la estimación de variables de interés como la biomasa, a partir del uso de técnicas de interferometría. Tienen la ventaja sobre el lídar de la disponibilidad de varios sensores en órbita. Sin embargo, el tratamiento de datos radar es más complejo que los datos ópticos debido a que la textura y las variaciones del terreno afectan a la señal de retorno. Algunos estudios han contrastado el potencial de estos datos para estimar la regeneración post-incendio con buenos resultados tanto en ámbitos mediterráneos como boreales (Tanasse *et al.,* 2011).

Indicadores Espectrales más utilizados en la estimación de la regeneración posincendio

Hay un gran número de indicadores espectrales (IE) que se han aplicado con éxito para analizar la regeneración posincendio. En la actualidad hay incertidumbre a la hora de identificar qué IE es el más apropiado para este propósito. Conviene considerar que hay diferencias entre esos IE si se quiere estimar la regeneración a corto o largo plazo.

De forma general, los IE podrían encuadrarse en dos grandes grupos:

– *IE derivados de sensores pasivos*. Encontramos IE basados en bandas de reflectividad, o bien IE basados en transformaciones algebraicas más o menos complejas de 2 o más bandas espectrales, que permiten amplificar la discriminación entre zonas con diferente respuesta espectral.

  Estos IE se aplican a una o varias imágenes, pero también podrían usarse en series temporales. El IE más utilizado en estudios sobre regeneración es el NDVI, probablemente debido a su relación con la actividad clorofílica de la planta y también por su sencillez de cálculo e interpretación. También son muy usadas otras transformaciones como el Tasseled Cap o el SMA (análisis de mezclas espectrales).

– *IE derivados de sensores activos*. En este caso se usan métricas derivadas del lídar o del radar.

Las métricas más usadas con datos lídar son la Fracción de Cabida Cubierta*, la Altura,* que nos aproxima a la estructura vertical o la *Complejidad Estructural,* calculada a partir de métricas que describen la forma de la distribución (García *et al.,* 2017).

Respecto de las métricas procedentes del Radar de Apertura Sintética (SAR), la *Dispersión polarizada cruzada* o la *Coherencia interferométrica co-polarizada* (la banda L del SAR) han ofrecido buenos resultados en la estimación de la regeneración post-incendio, en áreas mediterráneas y boreales (Tanasse *et al*., 2011).

En estudios recientes se está explotando la combinación de datos ópticos y lídar (Goetz *et al.,* 2010; Ahmed *et a.,*l 2014; Bolton *et al.,* 2015; Mc Carley *et al.,* 2017).

Análisis de la influencia de la severidad en la regeneración posincendio: Proyecto SERGISAT

El proyecto SERGISAT (www.sergisat.es) pretende comprobar en qué medida la regeneración posincendio está guiada por la severidad del fuego frente al papel de otros factores biogeográficos y así establecer hasta qué punto podemos prever la regeneración de un área afectada por el fuego si conocemos su severidad. Conocer en mayor profundidad esa relación puede ayudar en la gestión del fuego, apoyando la decisión de si una restauración inducida es lo recomendable en la regeneración post-incendio de una zona quemada o si la regeneración natural será la estrategia más adecuada.

En este contexto se han planteado dos objetivos concretos, que contribuirán, en último término, a la modelización de la regeneración natural tras un incendio:

i) Por un lado, evaluar la severidad posincendio en el área de estudio, en incendios ocurridos en el verano de 1994.

ii) Analizar las tendencias de regeneración posfuego en un marco temporal prolongado (1994-2014) a partir de IE derivados del satélite Landsat, estudiando además diferencias en la respuesta posfuego para distintos niveles de severidad.

Las superficies quemadas seleccionadas, como casos de estudio, están situadas en grandes incendios (>1000 ha) que cumplen las siguientes condiciones (Figura 2):

Fueron afectadas por un gran incendio en 1994, pero no ha vuelto a quemarse.

El incendio presenta condiciones contrastadas de severidad.

Las superficies afectadas han sido poco intervenidas tras el fuego, o al menos incluyen sectores suficientemente amplios dentro del perímetro del fuego que no han tenido restauración.

Disponen de condiciones variadas con respecto a la regeneración post-incendio.

Se han seleccionado un total de 6 incendios, situados en el ámbito mediterráneo, que reúnen suficiente variabilidad para los propósitos del proyecto. Una vez definidas las áreas de estudio hemos trabajado con una colección de imágenes de periodicidad anual, desde los años 1984 a 2014 (30 años) mediante la selección de un total de 48 imágenes, en promedio, por cada incendio, de la serie histórica de Landsat, tanto de los sensores TM como ETM+ (https://espa.cr.usgs.gov; https://earth.esa.int/web/guest/eoli). Todas ellas son, en la medida de lo posible, imágenes próximas a la mediana del día juliano (1 a 365) y libres de nubes.

Figura 2. Incendios seleccionados como casos de estudio en el proyecto SERGISAT.

La Figura 3, muestra el flujograma seguido para cumplir con los objetivos planteados en el proyecto. El método de análisis aplicado para el seguimiento de las superficies quemadas, en esa fecha, considera dos fases: identificación de la perturbación (zonas quemadas) y análisis de la trayectoria seguida después del impacto.

Una vez efectuadas las correcciones radiométricas y geométricas que requiere el uso de estas imágenes, se identificó el perímetro quemado a partir del software BAMS que efectúa una cartografía semiautomática de las superficies quemadas (Bastarrika *et al.,* 2011). El método está basado en la definición de umbrales sobre una combinación de IE y métodos de clasificación supervisada de doble fase, buscando un equilibrio entre los errores de omisión y comisión.

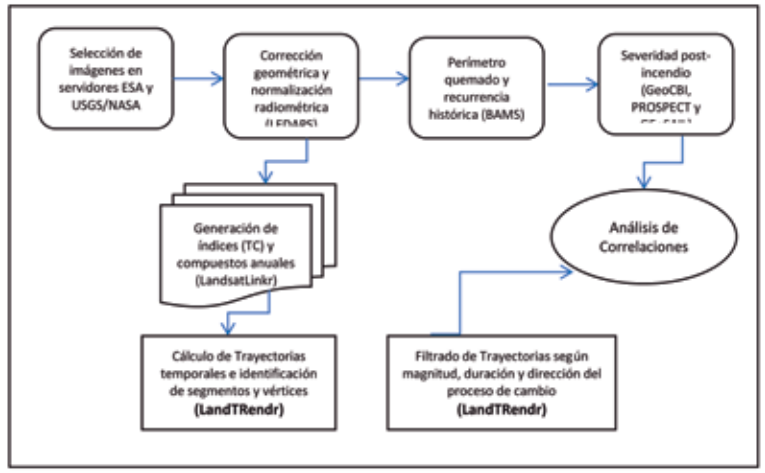


Figura 3: Diagrama de flujo en el desarrollo del proyecto SERGISAT.

Del perímetro resultante se han extraído las islas de vegetación no quemada, así como las zonas agrícolas, ya que no se consideraron en el análisis.

Una vez identificadas las superficies quemadas se estimó la severidad del fuego, una de las variables que el proyecto SERGISAT considerada crítica para estimar la regeneración posincendio. La estimación de la severidad se realizó a partir del uso de del índice GeoCBI, propuesto por De Santis y Chuvieco (2009), basado en modelos de transferencia radiativa. El índice GeoCBI, es una modificación del método standard en teledetección, el índice CBI (Key y Benson 2006). El índice GeoCBI incorpora dos nuevos factores en el cálculo, la presencia de hojas soflamadas en el suelo, que cambiaría el color del sustrato y la proporción de cubierta de los estratos arbóreos, que alteraría la proporción de cubierta verde, ambos elementos inciden en la reflectividad del dosel, por tanto, esta modificación mejora los resultados del índice CBI original (De Santis y Chuvieco 2009; Verberbeke *et al.,* 2012).

Por otro lado, para analizar la trayectoria de regeneración seguida por cada píxel después del impacto se utilizaron distintos IE, aplicando la transformación *Tasseled Cap* (Kauth y Thomas, 1976). Además, para cada uno de los IE se generaron compuestos, a partir de todas las imágenes disponibles intra-anualmente.

Las trayectorias de regeneración se han extraído a partir de la serie temporal de imágenes (compuestos anuales) y el algoritmo LandTrendr, propuesto por Kennedy *et al.,* (2010). LandTrendr, como ya hemos indicado, es un algoritmo de segmentación usado para identificar y cartografiar procesos de cambio asociados a fenómenos de perturbación o regeneración de las coberturas forestales.

El algoritmo modela trayectorias espectro-temporales a nivel de pixel, usando métodos de regresión y procesos de identificación y ajuste de *vértices* que representan años de cambio significativo y que delimitan *segmentos* lineales que corresponden a procesos estables (Figura 4).

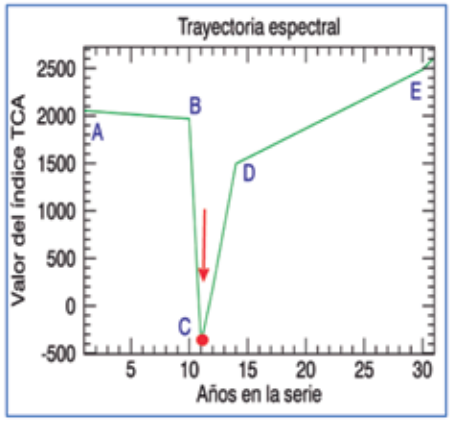


Figura 4: Ejemplo de la trayectoria espectral para un único píxel en la serie temporal (1984-2014). Segmento AB (1984-1993): estabilidad. 1994 (punto C, año 11 de la serie): caída importante del valor del IE. Segmentos CD (1994-1998) y DE (1998-2013): regeneración de distinta pendiente.

La herramienta permite la identificación del cambio global, abarcando no solo la detección de tendencias si no también la detección de procesos puntuales que representan un cambio real. Esto hace posible la identificación de múltiples procesos de cambio (los muy abruptos: incendios) hasta cambios graduales y sutiles como procesos de regeneración o estrés causados por sequías que tengan lugar en la serie temporal.

Finalmente, el algoritmo LandTrendr realiza un proceso de filtrado y agregación (*clustering)* de las trayectorias, este proceso es clave también, ya que permite mediante la herramienta de etiquetado, seleccionar solo patrones de regeneración continua desde 1995 y que dura 20 años. En este estudio solo hemos considerado en el análisis, zonas que han experimentado un proceso de regeneración continuada durante ese período de tiempo.

Podemos encontrar en este sentido, un único proceso de regeneración o un proceso de varias fases con diferentes pendientes y duración (figura 5):

A) píxeles que inician un proceso de regeneración intensa posterior al incendio, continuado por otro proceso también de regeneración, pero de menor pendiente

B) áreas con varios procesos de regeneración de diferentes pendientes posteriores al incendio del 1994, siendo uno de ellos relativamente más largo

C) procesos largos de regeneración seguidos de procesos de degradación.

D) procesos de regeneración seguidos de procesos de estabilidad.

Estos dos últimos procesos (*C* y *D*) no han sido considerados en el análisis, aunque indudablemente tiene interés explorar qué ha sucedido en esas zonas que ha impedido la regeneración natural.

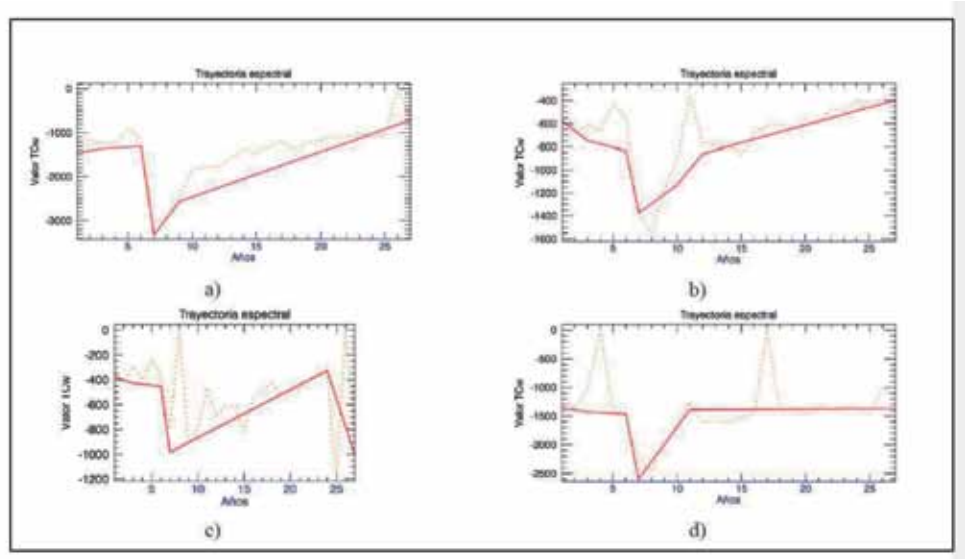


Figura 5: Ejemplos de trayectorias de regeneración seguidas por distintos píxeles en las zonas afectadas por los incendios de 1994.

Los resultados preliminares del proyecto nos permiten afirmar que la regeneración post-incendio seguida por las superficies forestales quemadas en el año 1994 está asociada a la disponibilidad de agua por parte de las superficies afectadas. En segundo lugar, la topografía, más específicamente, la altitud, que podría estar asociada con la temperatura y la severidad del fuego, aunque con menor capacidad explicativa que otras variables incluidas en el modelo. Por otro lado, la distancia a superficies no quemadas mostró un importante papel a la hora de predecir la regeneración, especialmente en el caso de los pinos.

La investigación a desarrollar en el futuro pretende incluir métodos predictivos más potentes, como el análisis OLS con filtrado espacial, así como la aplicación de métodos

de clasificación masiva de datos (*Random Forest*), que nos permitirá modelar distintos patrones de regeneración post-incendio. Por otro lado, la incorporación de datos Lidar, en una fase más avanzada del proyecto, es considerada fundamental, ya que caracterizar la estructura de la masa vegetal es clave para entender los procesos de regeneración.

Conclusiones

Son numerosos los retos que tiene planteado el uso de los datos procedentes de satélite en la estimación de la regeneración post-incendio. En este sentido, conviene considerar que la regeneración que sigue a un incendio es un proceso prolongado en el tiempo, siguiendo una dinámica que la teledetección puede ayudarnos a entender (Pickell *et al.,* 2016). Por otro lado, se hace necesario conocer de forma más profunda la base ecológica que guía el proceso de regeneración, los factores que condicionan las trayectorias de regeneración, así como el grado de influencia que ejercen (Bartels *et al.,* 2016).

Dar respuesta a estos retos requerirá seguir investigando sobre los indicadores ya conocidos o proponer nuevos indicadores que interpreten las relaciones con las variables biofísicas implicadas en el proceso. Todas estas cuestiones son esenciales en el desarrollo de modelos más precisos y generalizables.

Por otro lado, la presencia masiva de datos de teledetección está propiciando la aparición de nuevas herramientas que automatizan la cadena de procesado y métodos de análisis que integran datos geográficos/biofísicos procedentes de diferentes fuentes y escalas (*up-down scaling*), ya que el fuego actúa según múltiples escalas temporales y espaciales.

Agradecimientos

Esta contribución ha sido posible gracias a la investigación desarrollada en el Proyecto: "*Severidad y Regeneración en Grandes Incendios Forestales mediante Teledetección y SIG*" (SERGISAT), www.sergisat.es, financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (Ref. CGL2014-57013-C2-1-R–SERGISAT).

Referencias

Ahmed OS, Franklin SE and Wulder MA., 2014. Interpretation of forest disturbance using a time series of Landsat imagery and canopy structure from airborne lidar. *Canadian Journal of Remote Sensing* 39 (6): 521-542.

Bartels SF, Chen HYH, Wulder MA. and White JC., 2016. Trends in post-disturbance recovery rates of Canada's forests following wildfire and harvest. *Forest Ecology and Management* 361: 194-207.

Bastarrika A, Chuvieco E. and Martín MP., 2011. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: balancing omission and commision errors. *Remote Sensing of Environment* 115: 1003-1012.

Bolton DK, Coops NC. And Wulder, MA., 2015. Characterizing residual structure and forest recovery following high-severity fire in the western boreal of Canada using Landsat time-series and airborne lidar data. *Remote Sensing of Environment* 163: 48-60.

Collins BM and Roller GB., 2013. Early forest dynamics instant-replacing fire patches in the northern Sierra Nevada, California, USA. *Landscape Ecology* 28 (9): 1801-1813.

Crotteau JS, Morgan I. and Ritchie, MW., 2013. Post-fire regeneration across a fire severity gradient in the southern Cascades. *Forest Ecology and Management* 287: 103-112.

Chappell ChB. and Agee JK., 1996. Fire severity and Tree Seedling Establishment in *Abies Magnifica* Forest, Southern Cascades, Oregon. *Ecological Applications* 6 (2): 628-640.

Chen HYH, Vasiliauskas S, Kayahara GJ. and Ilisson T., 2009. Wildfire promotes broadleaves and species mixture in boreal forest. *Forest Ecology and Management* 257: 343-350.

De Santis A and Chuvieco E., 2009. GeoCBI: A modified version of the Composite Burn Index for the initial assessment of the short-term burn severity from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 113: 554–562.

Díaz-Delgado R, Lloret F and Pons X., 2003. Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing* 24 (8): 1751-1763.

Donato DC, Fontaine JB, Campbell JL, Robinson WD, Kauffman JB and Law BE., 2009. Conifer regeneration in stand-replacement portions of a large mixed-severity wildfire in Klamathâ Siskiyou Mountains. *Canadian J. Forest Research* 39: 823-838.

García M, Sassan S, Casas A, Koltunov A, Ustin S L, Ramirez C and Balzter H., 2017. Extrapolating Forest Canopy Fuel Properties in the California Rim Fire by Combining Airborne LiDAR and Landsat OLI Data. *Remote Sensing* 9 (4): 394.

Goetz SJ, Sun M, Baccini A. and Beck PS., 2010. Synergistic use of spaceborne LiDAR and optical imagery for assessing forest disturbance: An Alaska case study. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115, (G2).

Hirschmugl M, Gallaun H, Dees M, Datta P, Deutscher J, Koutsias N. and Schardt M., 2017. Methods for Mapping Forest Disturbance and Degradation from Optical Earth Observation Data: a Review. *Remote Sensing* 3: 32-45.

Kauth RJ. and Thomas GS., 1976. The Tasselled Cap- A graphic description of the Spectral-Temporal development of Agricultural Crops as seen by Landsat. Proceeding of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data, Purdue University, West Lafayette, IN, 4B41-4B51.

Kennedy RE, Yang Z and Cohen WB., 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr — Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment* 114: 2897-2910.

Key CH and Benson NC., 2006. *Landscape Assessment (LA). Sampling and Analysis Methods*, en D. C. Lutes, R. E. Keane, J. F. Caratti *et al.* (Eds.): *FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. Integration of Standardized Field Data Collection Techniques and Sampling Design With Remote Sensing to Assess Fire Effects*. Fort Collins, CO, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp. LA1-LA51.

Lentile LB, Holden ZA, Smith AMS, Falkowski MJ, Hudak AT, Morgan P, Lewis SA, Gessler PE and Benson, NC., 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of Wildland Fire* 15 (3): 319-345.

Malak DA and Pausas J., 2006. Fire regime and post-fire Normalized Difference Vegetation Index changes in the eastern Iberian peninsula (Mediterranean basin). *International Journal of Wildland Fire* 15: 407-413.

Martínez J, Vega-Garcia C. and Chuvieco E., 2009. Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain. *Journal of Environmental Management* 90: 1241–1252.

McCarley TR, Kolden CA, Vaillant NM, Hudak AT, Smith AMS, Wing BM, Kellogg BS and Kreitler J., 2017. Multi-temporal LiDAR and Landsat quantification of fire-induced changes to forest structure. *Remote Sensing of Environment* 191: 419–432.

Meng J, Dennison PE, Huang CH, Moritz MA, and D'Antonio CM., 2015. Effects of fire severity and post-fire climate on short-term vegetation recovery of mixed-conifer and red fir forests in the Sierra Nevada Mountains of California. *Remote Sensing of Environment* 171: 311-325.

Moody JA, Shakesby RA, Robichaud PR, Cannon SH. and Martin DA., 2013. Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews* 122: 10-37.

Pausas J., 2012. *Incendios Forestales. Una visión desde la Ecología*. Madrid: CSIC y Catarata. 128 p.

Pickell PD, Hermosilla T, Frazier RJ, Coops NC, Wulder MA., 2016. Forest recovery trends derived from Landsat time series for North American boreal forests. *International Journal of Remote Sensing* 37: 138-149.

Pyne SJ., 2001. The Fires This Time, and Next. *Science* 294 (5544): 1005-1006.

Röder A, Hill J, Duguy B, Alloza JA and Vallejo R., 2008. Using long time series of Landsat data to monitor fire events and post-fire dynamics and identify driving factors. A case study in the Ayora region (eastern Spain). *Remote Sensing of Environment* 112: 259–273.

San-Miguel-Ayanz S, Durrant T, Boca R, Libertà G, Branco A, de Rigo D, Ferrari D, Maianti P, Vivancos TA, Schulte E and Loffler P., 2017. *Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2016*. EUR 28707 EN, Publications Office, Luxembourg, DOI: 10.2760/17690.

Shakesby RA., 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews* 105: 71-100.

Stephens SL, Agee JK, Fulé PZ, North MP, Romme WH, Swetnam TW and Turner MG., 2013. Managing forests and fire in changing climates. *Science* 342(6154): 41-42.

Tanase M, de la Riva J, Santoro M, Pérez-Cabello F. and Kasischke E., 2011. Sensitivity of SAR data to post-fire forest regrowth in Mediterranean and boreal forests. *Remote Sensing of Environment* 115, 2075-2085.

Veraverbeke S, Hook S. and Hulley G., 2012. An alternative spectral index for rapid fire severity assessments. *Remote Sensing of Environment* 123: 72-80.

Wulder MA, White JC, Loveland TR, Woodcock CE, Belward AS, Cohen WB, Fosnight EA, Shaw J, Masek JG. and Roy DP., 2016. The global Landsat archive: Status, consolidation, and direction. *Remote Sensing of Environment* 185: 271-283.

Araucaria araucana en el Parque Nacional de Tolhuaca, Chile, sobre la cordillera andina. Imagen F García Novo

Vulnerabilidad del matorral mediterráneo de Chile a los incendios forestales: apuntes para su recuperación y conservación

Susana Gómez-González

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2), Santiago, Chile
Departamento de Biología-IVAGRO, Universidad de Cádiz, Puerto Real, España
susana.gomez@uca.es

Resumen

El fuego no parece haber sido un factor evolutivo relevante en la formación de los caracteres de las plantas en el matorral mediteráneo de Chile central. Aunque muchas de sus especies leñosas pueden rebrotar, la germinación estimulada por fuego es menos frecuente que en otros ecosistemas mediterráneos. Las señales del fuego (humo y/o calor) inhiben la germinación en casi el 40% de las especies nativas evaluadas hasta ahora, muchas de ellas endémicas y de gran valor para la conservación. Por otro lado, los espacios abiertos del matorral están dominados por especies herbáceas exóticas, que son muy favorecidas por el fuego. Los incendios frecuentes causan gran mortalidad en el banco de semillas nativo y van generando nuevos espacios abiertos que, a su vez, son colonizados por exóticas. Los herbívoros podrían determinar el patrón de reclutamiento tras los incendios, dado que afectan de forma diferencial a especies nativas y exóticas. Por otro lado, el cultivo de plantaciones forestales extensivas ha cambiado la inflamabilidad del paisaje de Chile central, suponiendo un mayor riesgo de incendios para los bosques nativos aledaños. Las evidencias sugieren que el matorral requiere medidas de restauración activas para poder recuperarse del fuego. Chile central requiere diversificar el uso del suelo y recuperar parte de sus bosques nativos para diseñar nuevos paisajes más resilientes a los incendios en el contexto de cambio climático que se está haciendo presente.

Palabras claves: ecosistemas de tipo mediterráneos, fuego, germinación, herbívoros, invasoras, matorral, plantaciones, restauración.

Summary

In the Chilean matorral, fire does not seem to have been a relevant evolutionary factor in shaping plant traits. Although many matorral species can resprout, fire-stimulated

germination is less frequent than in other Mediterranean-type ecosystems. Seed germination is inhibited by fire-cues in almost 40% of the native species evaluated until now, and many of them are endemics of high conservation value. On the other hand, open areas of the matorral are dominated by exotic grasses, which are very resistant to fire. Frequent fires cause great mortality in the native seed bank and generate new open spaces that are colonized by alien plants. Herbivores could determine post-fire recruitment patterns, because they have differential effects on native and exotic plant species. On the other hand, the cultivation of extensive forest plantations has changed the flammability of the landscape of central Chile, increasing the fire risk of the surrounding native forests. Evidence suggests that the matorral would require active restoration measures to recover after fire. Central Chile needs to diversify land uses and recover part of its native forests to design new landscapes more resilient to wildfires in a context of a climate change that is becoming present.

Key words: fire, germination, herbivores, invasives, matorral, mediterranean-type ecosistems, plantations, restauration.

Introducción

El clima de tipo Mediterráneo se caracteriza por sus veranos cálidos y secos e inviernos suaves y lluviosos. Este clima se encuentra en la cuenca Mediterránea, sur de California, región de El Cabo en Sudáfrica, sur y suroeste de Australia y Chile central (Dallman, 1998). Esta similitud climática entre regiones tan distantes ha tenido como consecuencia la convergencia evolutiva de caracteres en las plantas, desarrollándose una vegetación de tipo esclerófilo (de hojas duras) adaptada a la sequía (Cowling y Campbell, 1980). En Chile, a este tipo de vegetación se le llama de forma genérica *matorral*.

Debido a que la sequía estival incrementa la inflamabilidad de la vegetación, los ecosistemas de tipo mediterráneo son propensos a sufrir incendios y, junto con el clima, el fuego ha sido factor muy relevante en la evolución de sus floras (Bond y van Wilgen 1996, Keeley *et al.,* 2012). Sin embargo, esto no parece haber ocurrido de igual forma en Chile central, donde una menor incidencia histórica de incendios naturales ha conllevado la aparición de pocas respuestas adaptativas al fuego entre las especies del matorral (Gómez-González *et al.,* 2017). Esta contribución sintetiza información sobre la capacidad de regeneración posfuego de las especies nativas y exóticas del matorral chileno y se discuten las diferencias con otros ecosistemas mediterráneos. Esta información es relevante para comprender la vulnerabilidad del matorral a los incendios y generar propuestas de restauración posfuego basadas en el conocimiento ecológico.

Régimen de incendios y regeneración posfuego

En los ecosistemas mediterráneos de la cuenca Mediterránea, California, Sudáfrica y Australia el fuego ha sido una perturbación natural (asociada principalmente a tormentas eléctricas) que ha estado presente por millones de años, desde la misma aparición del clima de tipo mediterráneo en el Plioceno, aunque probablemente también durante parte del Mioceno (Keeley *et al*., 2012). Muchas especies de estos ecosistemas presentan adaptaciones al fuego, como por ejemplo, el rebrote a partir de lignotubérculos (Paula *et al.,* 2016), la serotinia (frutos secos persistentes que liberan sus semillas sólo tras el fuego; Lamont *et al.,* 1991) y la germinación estimulada por la temperatura o el humo (Keeley y Fotheringham, 1998; Moreira *et al.,* 2010). En estos ecosistemas el fuego es un agente renovador de la comunidad, de manera que la diversidad de especies puede incluso incrementar después de un incendio (Keeley *et al.,* 2005; Gil-López *et al.,* 2014).

En contra, los incendios en la región mediterránea de Chile (Chile central) son principalmente de origen antrópico (CONAF, 2017a). Las tormentas eléctricas son muy raras y han sido responsables sólo del 0,2% de los casi 70.000 incendios ocurridos entre 2003 y 2017 entre la región de Valparaíso y del Bío-Bío (CONAF, 2017a). Los estudios paleoecológicos relacionan la aparición de incendios frecuentes con los primeros asentamientos humanos entre 9.000 y 14.000 años atrás (Aravena *et al.,* 2003; Villa-Martínez *et al.,* 2003). Se ha planteado que la elevación de los Andes durante el Pleistoceno redujo la frecuencia de tormentas eléctricas en la zona central de Chile y con ello los incendios naturales (Keeley *et al.,* 2012). Esto probablemente ha limitado la aparición de adaptaciones al fuego en la flora chilena en comparación con los otros ecosistemas mediterráneos del mundo (Montenegro *et al*., 2004; Keeley *et al.,* 2012). Aunque la mayoría de las especies leñosas dominantes en el matorral son capaces de rebrotar tras los incendios (Montenegro *et al.,* 2003, 2004; Gómez-González *et al.*, 2017), la emergencia de sus plántulas es escasa y ha sido observada principalmente en especies pioneras de semillas duras como *Muehlenbeckia hastulata* (J.E. Sm.) I.M.Johnst. (Polygalaceae) y *Retanilla trinervia* (Gillies y Hook.) Hook. and Arn. (Ramnaceae) (Muñoz y Fuentes 1989; Segura *et al.,* 1998; Gómez-González S., observación personal). Al recopilar la información de los pocos estudios que han evaluado el efecto del humo o el calor en la germinación de las especies leñosas del matorral, se observa una baja representación de la respuesta de estimulación (28% de 29 especies evaluadas hasta ahora; Muñoz y Fuentes, 1989; Gómez-González *et al*., 2008, 2017) en relación a otros ecosistemas mediterráneos, donde la frecuencia de especies estimuladas por estas señales puede variar entre el 40-77% de las especies evaluadas (Keeley, 1987; Brown, 1993; Dixon *et al.,* 1995; Keeley y Fotheringham, 1998; van Staden *et al.,* 2000; Moreira *et al.,* 2010). En consecuencia, los incendios provocan cambios drásticos en la estructura de la vegetación del matorral y disminuyen su diversidad (Armesto y Gutiérrez, 1978).

Es interesante destacar que, aunque la frecuencia de especies leñosas con germinación estimulada por fuego es relativamente baja (Gómez-González *et al.,* 2017), es mucho mayor de lo que se ha propuesto previamente para el matorral, ya que se asumía que este tipo de respuestas no estaban presentes en la flora (Montenegro *et al.,* 2004, Armesto *et al*., 2009). En la hierba nativa *Helenium aromaticum* (Hook.) L.H. Bailey (Asteraceae) se ha demostrado que la alta presión de incendios antropogénicos recientes ha generado cambios evolutivos en los caracteres de sus semillas (Gómez-González *et al.,* 2011), confiriéndoles una mayor resistencia a las altas temperaturas (Gómez-González *et al.*, 2016). Sin embargo, aún se desconoce si este proceso ha podido ocurrir también en las semillas de especies leñosas. Por otro lado, se ha propuesto como hipótesis que la presencia de lignotúber en algunas especies del matorral, como *Lithraea caustica* (Molina) Hook. et Arn (Anacardiaceae), *Quillaja saponaria* Molina (Quillajaceae) y *Peumus boldus* Molina (Monimiaceae) (Montenegro *et al.,* 2003) podría haber evolucionado bajo la presión de incendios naturales que sí fueron frecuentes durante el Mioceno (Abarzúa *et al*., 2016). Futuros estudios deberían analizar el contexto evolutivo de las respuestas adaptativas al fuego que se observan en algunas especies del matorral, con la finalidad de poder comprender mejor su historia natural y su capacidad de regeneración tras los incendios.

Fuego y plantas invasoras

El matorral de Chile ha sido fuertemente transformado desde la colonización española, particularmente a partir del siglo XIX (pastoreo, roza, quemas, etc.; Rundel *et al.,* 1998). Actualmente la vegetación se encuentra formando parches de árboles y arbustos separados por una matriz herbácea dominada por especies exóticas (Figueroa *et al*., 2004; Gómez-González *et al.,* 2011). Esto genera diferencias espaciales en la abundancia y calidad del combustible, lo que, a su vez, determina el patrón de reclutamiento (Fig. 1; Gómez-González y Cavieres, 2009). En los pastizales de las zonas abiertas, el fuego es muy poco severo y no afecta a la emergencia de plántulas (Gómez-González y Cavieres 2009, Figueroa y Cavieres, 2012), y popr ello, la abundancia de hierbas exóticas puede mantenerse después del incendio (Holmgren *et al.,* 2000; Gómez-González *et al.,* 2011). Sin embargo, el suelo bajo el dosel de los árboles y arbustos se suele quemar con más severidad por la mayor carga de combustible, destruyendo el banco de semillas nativo (Muñoz y Fuentes, 1989; Segura *et al.,* 1998; Gómez-González y Cavieres, 2009). Esto tiene fuertes implicaciones en la regeneración del matorral, dado que es en estos microhábitats bajo dosel es donde las especies leñosas tienen mayor reservorio de sus semillas (muchas se dispersan por aves que usan los árboles como perchas) y donde se encuentran las condiciones ambientales apropiadas para su germinación (mayor humedad y sombra; Fuentes *et al.,* 1984, 1986). Las semillas de plantas leñosas dispersadas después del fuego a los espacios abiertos pueden tener muy poco éxito de reclutamiento debido al estrés lumínico, a la competencia con las hierbas exóticas y a la herbivoría (Fuentes *et al.,* 1984, 1986; Holmgren *et al.,* 2002).

Figura 1. Diferencias en el patrón de reclutamiento de plántulas bajo el dosel de los árboles y los espacios abiertos. Lugar: Lo Orozco, región de Valparaíso, Chile central. Foto: S. Gómez-González.

Aunque el rebrote de árboles y arbustos podría generar un microambiente favorable para el establecimiento de nuevas plántulas, los incendios severos suelen producir la mortalidad de una parte de la población leñosa, generando nuevos espacios abiertos que son prontamente colonizados por las hierbas en el año siguiente (Fig.1, S. Gómez-González, observación personal).

Al analizar experimentalmente las diferencias en las respuestas de germinación de las especies nativas y exóticas frente a las señales del fuego, se confirman los patrones observados en el campo. En un análisis preliminar (Gómez-González *et al*., en preparación) hemos comparado las respuestas de germinación (estimulación, inhibición o neutral) al humo o al calor (100°C-5 min) de 52 especies comunes del matorral, incluyendo 38 nativas (11 herbáceas y 27 leñosas) y 14 exóticas (13 herbáceas y una leñosa). Para ello, recopilamos información de estudios previamente publicados sobre especies leñosas y realizamos nuevos experimentos para incluir las respuestas de germinación

de las especies herbáceas (utilizando una aproximación metodológica similar). Encontramos que las respuestas de inhibición son más frecuentes entre las especies nativas que entre las especies exóticas, mientras que en el caso de la estimulación ocurrió lo contrario (Fig. 2). De las 15 especies nativas que fueron inhibidas, 13 fueron especies leñosas, lo que supone que el 48% de todas las nativas leñosas evaluadas. Es importante apuntar que muchas de ellas son plantas endémicas de gran valor para la conservación de la biodiversidad del matorral chileno, como *Cryptocarya alba* (Molina) Looser (Lauraceae), *Podanthus mitiqui* Lindl. (Asteraceae), *Kageneckia angustifolia* D. Don (Rosaceae) y *Azara petiolaris* (D. Don) I.M. Johnst. (Salicaceae), entre otras (Gómez-González *et al.,* 2017). En contra, la mayoría de las herbáceas (casi el 90%), tanto nativas como exóticas, fueron resistentes al humo y al calor (estimuladas o no afectadas; datos no mostrados). De entre las especies exóticas estimuladas hay que destacar a *Anthriscus caucalis* M. Bieb. (Apiaceae), estimulada por humo, una especie herbácea originaria de Europa especialmente problemática en el matorral dado que coloniza los refugios de reclutamiento de plántulas nativas bajo el dosel, desplazándolas competitivamente (Castro *et al*., 2010).

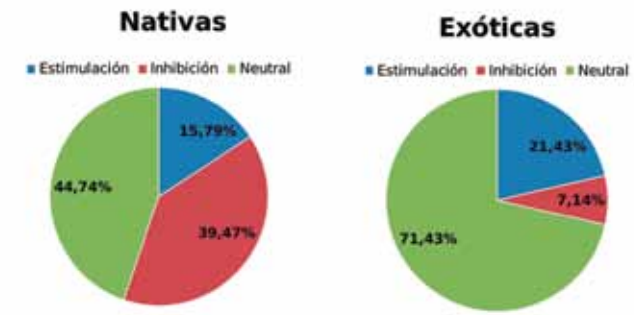


Figura 2. Distribución de las respuestas de germinación (azul: estimulación; rojo: inhibición; verde: neutral) frente a las señales del fuego (humo yo calor) en 52 especies (38 nativas y 14 exóticas) del matorral mediterráneo de Chile central (Gómez-González *et al*., en preparación).

Este conjunto de evidencias explica cómo los incendios frecuentes van favoreciendo el reclutamiento de las herbáceas (que principalmente son exóticas), transformando el matorral en formaciones vegetales similares a las dehesas o las sabanas (Gómez-González *et al.,* 2011). Esta transformación del paisaje por incendios antropogénicos frecuentes también se ha descrito en comunidades adaptadas al fuego como el chaparral de California (Haidinger y Keeley, 1993). Sin embargo, es esperable que este proceso sea más rápido en el matorral chileno, donde la capacidad de regeneración y colonización posfuego de las especies leñosas está más limitada (Jiménez y Armesto 1992; Gómez-González *et al.,* 2017).

Herbívoros y reclutamiento posfuego

El fuego puede interactuar con los herbívoros en determinar los patrones de reclutamiento de especies nativas y exóticas, las cuales tendrán diferencias en su vulnerabilidad frente a ambos tipos de perturbación (Sharp Bowman *et al*., 2017). En Chile central, la presión por herbívoros exóticos es muy elevada (ganado doméstico y conejos europeos principalmente; Holmgren *et al*., 2002). Se ha observado que éstos reducen en mayor medida la abundancia de las especies nativas que de las exóticas (Holmgren *et al.,* 2000), aunque en lugares donde las exóticas dominan el estrato herbáceo, puede encontrarse el patrón contrario (Torres-Díaz *et al.,* 2012). Los herbívoros prefieren ramonear en los espacios abiertos (Jaksic y Fuentes, 1980; Fuentes *et al.,* 1984) como los que se encuentran tras los incendios y, por lo tanto, podrían alterar la distribución espacial del reclutamiento posfuego de nativas e invasoras. Sin embargo, aún no existen estudios experimentales que hayan probado esta hipótesis.

Por otro lado, existe un roedor minador nativo muy frecuente en el matorral, el cururo (*Spalacopus cyanus,* Octodontidae), que se alimenta de los bulbos de geófitas nativas y que, al excavar sus túneles, genera microperturbaciones (montículos) donde se establecen muy exitosamente algunas hierbas exóticas invasoras, especialmente *Fumaria capreolata* L. (Papaveraceae) (Torres-Díaz *et al*., 2012).

Figura 3. Colonización de *Fumaria* spp. en sitios incendiados del matorral chileno (región de Valparaíso): A) bajo el dosel de los arbustos en una zona afectada por un fuego severo; B) sobre un montículo de *Spalacopus cyanus* en un espacio abierto afectado por un fuego muy poco severo. Fotos: Susana Gómez-González.

Las especies de *Fumaria* son muy abundantes en sitios incendiados (Fig. 3A) y, al ser resistentes a la herbivoría (Torres-Díaz *et al.,* 2012), pueden formar poblaciones estables en el tiempo tras el fuego (Gómez-González, observación personal). Esto sugiere que la interacción entre el fuego y la actividad del roedor podría favorecer su invasión (Fig. 3B). Al igual que la invasora *Anthriscus caucalis* (Castro *et al.,* 2010), las especies de

Fumaria compiten con las especies nativas en los refugios bajo el dosel y, por lo tanto, su avance podría reducir localmente la diversidad del matorral (Torres-Díaz *et al.,* 2012). Para explicar los patrones de regeneración tras los incendios y proponer medidas de restauración adecuadas será importante considerar el posible papel de los herbívoros en el reclutamiento de las especies en las áreas quemadas (Holmgren *et al.,* 2002, Armesto *et al.,* 2009).

Consideraciones para el manejo del fuego y la restauración

El conocimiento sobre el régimen de incendios (actual y pasado) y sobre las respuestas de las especies al fuego es esencial para tomar medidas adecuadas para la restauración de las áreas naturales incendiadas. El matorral de Chile no es una vegetación típicamente adaptada a fuego por lo que los incendios antropogénicos frecuentes erosionan su diversidad a través del efecto negativo que tienen las altas temperaturas y el humo sobre la germinación de las especies endémicas (Gómez-González *et al*., 2017) y el favorecimiento de hierbas invasoras (Gómez-González y Cavieres, 2009; Gómez-González *et al*., 2011). Aunque algunas especies nativas estimulan su germinación con el fuego, éstas suelen ser especies pioneras con menor riesgo de conservación (Gómez-González *et al.,* 2008, 2017). Por lo tanto, aquellas estrategias de manejo que impliquen reducir la frecuencia de incendios antropogénicos serán siempre positivas para mantener la biodiversidad de la zona mediterránea de Chile. Entre estas medidas, serán deseables aquellas que potencien la educación ambiental y mejoren el control de las actividades humanas que supongan una fuente de ignición (quemas de rastrojos, turismo en la naturaleza, etc.). Pero además de la prevención, la restauración activa es necesaria en el matorral tras un incendio debido a las limitaciones que tienen las especies leñosas para dispersar sus semillas y colonizar áreas perturbadas (Armesto *et al.*, 2009). La restauración será especialmente recomendable en lugares incendiados de gran valor ecológico, con el fin de recuperar (a través de siembra o plantación) las especies endémicas menos resistentes al fuego (Gómez-González *et al*., 2017). Para ello, es importante evaluar la presión de herbívoros de la zona (para excluirlos en caso necesario), seleccionar los microhábitats más favorables para el reclutamiento de plántulas y eliminar aquellas especies exóticas más problemáticas (Armesto e*t al,* 2009), particularmente, las que invaden las zonas bajo el dosel de los árboles y arbustos (Castro *et al.,* 2010, Torres-Díaz *et al.,* 2012).

Chile central ha sufrido una fuerte transformación del uso del suelo en los últimos 40 años, en la cual gran parte del bosque nativo ha sido reemplazado por plantaciones forestales extensas y homogéneas (Echeverría *et al*., 2006). Esto ha generado un cambio en la calidad y distribución espacial del combustible en el paisaje, incrementando el riesgo de incendios (Carmona *et al*., 2012, Díaz-Hormazábal y González, 2016; Gómez-González *et al.,* 2018, González *et al*., 2018). Además, la región ha sufrido un déficit continuado de precipitaciones en la última década (Bosier *et al*., 2016). Todo ello, junto a

la presencia de temperaturas estivales extremas, ha favorecido la ocurrencia de grandes incendios (González *et al.,* 2018) como los que afectaron Chile central en la temporada 2016-2017 (CONAF, 2017b). Estos incendios afectaron con una mayor extensión y severidad a las plantaciones forestales, pero también arrasaron bosques mediterráneos y templados de gran valor ecológico y, por supuesto, tuvieron consecuencias socioeconómicas muy graves (de la Barrera *et al.,* 2018). De manera consistente, en un estudio reciente hemos encontrado que la probabilidad de incendio es mayor en las plantaciones forestales que en el bosque nativo (Gómez-González *et al.* en preparación). Sin embargo, es el uso agrícola (probablemente a través de las quemas de rastrojos) el que tiene una mayor influencia sobre la actividad de fuego en Chile central (Gómez-González *et al.* en preparación).

Actualmente en Chile central, existe la necesidad urgente de restaurar los bosques nativos y diversificar los usos del suelo para así generar paisajes más resilientes al fuego, conservar la biodiversidad y mejorar la adaptación de la sociedad a los problemas del cambio climático (Gómez-González *et al.,* 2018).

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el programa FONDAP de la Comisión Nacional de Investigación Ciencia y Tecnología del Gobierno de Chile (CONICYT/FONDAP 15110009).

Referencias

Abarzúa AM, Vargas C, Jarpa L, Gutiérrez NM, Hinojosa LF and Paula S, 2016. Evidence of Neogene wildfires in Central Chile: Charcoal records from the Navidad formation. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 459: 76–85

Aravena JC, Lequesne C, Jiménez H, Lara A and Armesto JJ, 2003. Fire history in central Chile: Tree-ring evidence and modern records. En: Veblen TT, William WL, Montenegro G and Swetnam TW (eds.) Fire and climatic change in temperate ecosystems of the Western Americas. Springer-Verlag: New York. p. 343-356

Armesto JJ y Gutiérrez J, 1978. El efecto del fuego en la estructura de la vegetación de Chile central. Anales del Museo de Historia Natural (Valparaíso) 11: 43-48

Armesto JJ, Bustamante-Sánchez MA, Díaz MF, González ME, Holtz A, Núñez-Ávila M and Smith-Ramírez C, 2009. Fire disturbance regimes, ecosystem recovery and restoration strategies in Mediterranean and temperate regions of Chile. En: Cerda A and PR Robichaud (eds.) Fire effects on soils and restoration strategies.. Science Publisher: New Hampshire: 537–67

Barrera (de la) F, Barraza F, Favier P, Ruiz V and Quense J, 2018. Megafires in Chile 2017: Monitoring multiscale environmental impacts of burned ecosystems. Science of the Total Environment 637–638: 1526–1536.

Bond WJ and Van Wilgen BW, 1996. Fire and Plants. Chapman and Hall, New York

Boisier JP, Rondanelli R, Garreaud RD and Muñoz, F., 2016. Anthropogenic and natural contributions to the Southeast 15 Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. Geophysical Research Letters 43: 413-421

Brown NAC, 1993. Promotion of germination of fynbos seeds by plant-derived smoke. New Phytologist 123: 575–83

Carmona A, González ME, Nahuelhual L and Silva J., 2012. Spatio-temporal effects of human drivers on fire danger in Mediterranean Chile. Bosque 33: 321-328

Castro SA, Badano EI, Guzmán D, Cavieres LA and Jaksic FM, 2010. Invasion of refuge habitats by Anthriscus caucalis decreases survival and diversity of native plants in the Chilean Mediterranean matorral. Biologial Invasions 11: 1295–1303

CONAF, 2017ª. Incendios Forestales en Chile. Estadísticas Históricas. Corporación Nacional Forestal de Chile, Ministerio de Agricultura. Gobierno de Chile. http://www.conaf.cl/incendios-forestales/incendios-forestales-en-chile/estadisticas-historicas/. Accedido el 15 de Junio de 2018.

CONAF, 2017b. Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile. Informe Técnico. Santiago, Chile.

http://www.conaf.cl/tormenta_de_fuego-2017/INFORME-AFECTACION-Y_SEVERIDAD-DE-INCENDIOS-FORESTALES-VERANO-2017-SOBRE-ECOSISTEMAS-VEGETACIONALES-CONAF.pdf. Accedido el 15 de Junio de 2018.

Cowling RM and Campbell BM, 1980. Convergence in vegetation structure in the Mediterranean communities of California, Chile and South Africa. Plant Ecology 43: 191-197

Dallman PR, 1998. Plant life in the world's Mediterranean climates: California, Chile, South Africa, Australia and the Mediterranean Basin. California Native Plant Society. University of California Press, Berkeley.

Díaz-Hormazábal y González, ME., 2016. Análisis espacio-temporal de incendios forestales en la región del Maule, Chile. Bosque 37(1): 147-158

Dixon KW, Roche S and Pate JS, 1995. The promotive effect of smoke derived from burnt native vegetation on seed germination of western Australian plants. Oecologia 101: 185-192

Figueroa JA and Cavieres LA, 2012. The effect of heat and smoke on the emergence of exotic and native seedlings in a Mediterranean fire-free matorral of central Chile. Revista Chilena de Historia Natural 85: 101–11

Figueroa JA, Castro SA, Marquet PA and Jaksic FM, 2004. Exotic plant invasions to the Mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. Revista Chilena de Historia Natural 77: 465-483

Fuentes ER, Otaíza RD, Alliende MC, Hoffmann AJ and Poiani A, 1984. Shrubs clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanisms. Oecologia 62, 405–11

Fuentes ER, Hoffmann AJ, Poiani A and Alliende MC, 1986. Vegetation change in large clearings: patterns in the Chilean matorral. Oecologia 68: 358–66

Gil-López MJ, JG Segarra-Moragues y Ojeda F, 2014. Fuego y diversidad en la herriza. Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural 8: 11-14

Gómez-González S and Cavieres LA, 2009. Litter burning does not equally affect seedling emergence of native and alien species of the Mediterranean-type Chilean matorral. International Journal of Wildland Fire 18: 213–21

Gómez-González S, Ojeda F and Fernandes PM, 2018. Portugal and Chile: Longing for sustainable forestry while rising from the ashes. Environmental Science and Policy 81: 104–107

Gómez-González S, Ojeda F, Torres-Morales P and Palma JE, 2016. Seed pubescence and shape modulate adaptive responses to fire cues. PLoS ONE 11(7): e0159655

Gómez-González S, Paula S, Cavieres LA and Pausas JG, 2017. Postfire responses of the woody flora of Central Chile: insights from a germination experiment. PLoS One 12(7): e0180661

Gómez-González S, Sierra-Almeida A, Cavieres LA, 2008. Does plant-derived smoke affect seed germination in dominant woody species of the Mediterranean matorral of central Chile? Forest Ecology and Management 255: 1510-1515

Gómez-González S, Torres-Díaz C, Bustos-Schindler C and Gianoli E, 2011. Anthropogenic fire drives the evolution of seed traits. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 108: 18743–18747

Gómez-González S, Torres-Díaz C, Valencia G, Torres-Morales P, Cavieres LA and Pausas JG, 2011. Anthropogenic fires increase alien and native annual species in the Chilean coastal matorral. Diversity and Distributions 17: 58–67

González M, Gómez-González S, Lara A, Garreaud R and Díaz-Hormazábal I, 2018. The 2010-2015 Megadrought and its influence on the fire regime in central and south-central Chile. Ecosphere 9(8): e02300

Haidinger TL and Keeley JE, 1993. Role of high fire frequency in destruction of mixed chaparral. Madroño 40: 141-147

Holmgren M, 2002. Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. Biological Invasions 4: 25-33

Holmgren M, Avilés R, Sierralta L, Segura A and Fuentes ER, 2000. Why have European herbs so successfully invaded the Chilean matorral? Effects of herbivory, soil nutrients, and fire. Journal of Arid Environments 44: 197-211

Jaksic FM and Fuentes ER, 1980. Why are native herbs in the Chilean matorral more abundant beneath bushes: microclimate or grazing? Journal of Ecology 68: 665–669

Jiménez HE and Armesto JJ, 1992. Importance of the soil seed bank of disturbed sites in Chilean matorral in early secondary succession. Journal of Vegetation Science 3: 579-586

Keeley JE, 1987. Role of fire in seed germination of woody taxa in California chaparral. Ecology 68: 434–43.

Keeley JE and Fotheringham CJ, 1998. Smoke-induced germination in California chaparral. Ecology 79: 2320-2336

Keeley JE, Bond WJ, Bradstock RA, Pausas JG and Rundel PW, 2012. Fire in Mediterranean Ecosystems: Ecology, Evolution and Management. Cambridge University Press, New York

Keeley JE, Fotheringham CJ and Baer-Keeley M, 2005. Factors affecting plant diversity during postfire recovery and succession of mediterranean-climate shrublands in California, USA. Diversity and Distributions 11:535–537

Lamont BB, Le Maitre DC, Cowling RM and Enright NJ, 1991. Canopy seed storage in woody plants. Botanical Review 57: 277–317

Montenegro G, Gómez M, Díaz F and Ginocchio R, 2003. Regeneration potential of Chilean matorral after fire: an updated view. En: Veblen TT, Baker WL, Montenegro G and Swetnam TW (eds.) Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas.. Springer New York: 375–403

Montenegro G, Ginocchio R, Segura A, Keely JE and Gómez M, 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions Revista Chilena de Historia Natural 77: 455-464.

Moreira B, Tormo J, Estrelles E and Pausas JG, 2010. Disentangling the role of heat and smoke as germination cues in Mediterranean Basin flora. Annals of Botany 105: 627–35

Muñoz MR and Fuentes ER, 1989. Does fire induce shrub germination in the Chilean matorral? Oikos 56: 177-181

Paula S, Naulin PI, Arce C, Galaz C and Pausas JG, 2016. Lignotubers in Mediterranean basin plants. Plant Ecology 217: 661–76

Rundel PW, 1998. Landscape disturbance in Mediterranean-type ecosystems: an overview. En: Rundel PW, Montenegro G and Jaksic FM (eds.) Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean-Type Ecosystems. Springer, Berlin: 3–22

Segura AM, Holmgren M, Anabalon JJ and Fuentes ER, 1998. The significance of fire intensity in creating local patchiness in the Chilean matorral. Plant Ecology 139: 259-264

Sharp Bowman TR, McMillan BR and St Clair SB, 2017. Rodent herbivory and fire differentially affect plant species recruitment based on variability in life history traits. Ecosphere 8(12): e02016

Torres-Díaz C, Gómez-González S, Torres-Morales P and Gianoli E, 2012. Soil disturbance by a native rodent drives microhabitat expansion of an alien plant Biological Invasions 14 (6): 1211-1220

Villa-Martínez R, Villagrán C and Jenny B, 2003. The last 7500 cal yr BP of westerly rainfall in Central Chile inferred from a high-resolution pollen record from Laguna Aculeo (34°S). Quaternary Research 60: 284–293

Van Staden J, Brown NAC, Jäger AK and Johnson TA, 2000. Smoke as a germination cue. Plant Species Biology 15: 167–78

.

El incendio de las Peñuelas de 2017

Pablo García Murillo

Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Farmacia, Universidad de Sevilla

Resumen

En la tarde del 24 de Junio de 2017, en el lugar llamado las Peñuelas (Provincia de Huelva), junto al límite oeste del Parque Natural de Doñana, se inició un incendio que rápidamente adquirió proporciones descomunales, extendiéndose por más de 10.000 hectáreas de territorio, la mayor parte incluido dentro del Espacio Protegido de Doñana. En este artículo se relata el desarrollo del gran incendio, se analizan sus consecuencias, se debaten las posibilidades de las restauraciones ecológicas en la zona quemada y se discute el papel jugado por las plantaciones de pino piñonero que cubría gran parte de la zona incendiada.

Summary

On the afternoon of June 24, 2017, at the site of Las Peñuelas (Huelva province), next to the western boundary of Doñana Natural Park, a wildfire started that soon gained huge proportions. It spread to over 10,000 hectares of territory, most of it included within the Doñana Protected Area. This article describes the development of the great fire, analyses its consequences, considers the possibilities of an ecological restoration in the burned area and discuses the role played by the stone-pine plantations that covered the burned area.

Desarrollo del Incendio

El 24 de junio de 2017 los servicios de vigilancia del INFOCA de Huelva dieron la alarma sobre un fuego originado en las proximidades de la Casa de las Peñuelas, situada en el término de Moguer, a poca distancia de la localidad costera de Mazagón y del límite del Parque Natural de Doñana. Era el primer sábado de verano que sucedía a una primavera particularmente seca y calurosa. Por ese motivo, la zona, al igual que las otras localidades del litoral de Huelva, estaba especialmente repleta de ciudadanos que huían del calor. Las condiciones meteorológicas eran muy incómodas en las poblaciones del

interior y animaban a dejar las ciudades y a desplazarse a las playas. Pero incluso en las localidades costeras la sensación era molesta, ya que a las elevadas temperaturas había que sumar el fuerte viento caliente. Por otro lado, la falta de lluvias primaverales había producido abundantes restos vegetales secos, y mantenía a los pinos de la zona en un estado de deshidratación, originando un gran volumen de combustible potencial.

En este contexto se desarrolló el incendio. Un siniestro, que en pocas horas iba adquiriendo proporciones descomunales. Hay que añadir también que unos pocos días atrás había ocurrido en el centro de Portugal un terrible incendio forestal que, además de cuantiosas pérdidas materiales, se saldó con el bance de casi 70 víctimas mortales (Domínguez Cebrián, 2017).

La rapidez con que se propagaba el incendio fue extraordinaria y debido a los fuertes vientos cambiantes, tan pronto avanzaba en línea recta, a toda velocidad, como se detenía y cambiaba de rumbo, o saltaba; creando nuevos focos y originando situaciones muy complejas, de gran riesgo para los equipos de extinción del incendio.

Según el Informe Ejecutivo del Incendio de las Peñuelas, elaborado por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (Informe, 2017), a las 22.15 horas del día 24 de Junio, el Delegado del Gobierno de la Junta en Huelva activó el nivel 1 del Plan de Emergencias por Incendios Forestales, en su fase provincial, que suponía la necesidad de la puesta en práctica de medidas para la protección de las personas y de los bienes En consecuencia, la Guardia Civil, desplegada en la zona desde el comienzo de la emergencia, procedió a cortar las carreteras de acceso a la zona: la A-494, la HU-3110, y el Camino de Las Peñuelas. Bomberos, agentes y técnicos de Medio Ambiente, policía local y personal sanitario fueron llegando a Mazagón y distribuyéndose por la zona. A las 0.00 h, se constituyó el Puesto de Mando Avanzado en la localidad de Mazagón (Huelva).

La situación se iba volviendo más complicada al avanzar la noche. A los problemas creados por la velocidad y dirección cambiante del viento, que dificultaban enormemente la planificación de las tareas de extinción, se sumaron las evacuaciones de viviendas, núcleos turísticos, hoteles, campings, así como diversos asentamientos agrícolas dispersos. La superficie potencial combustible se había estimado en 43.225ha y el número de personas en peligro potencial se calculó en unas 130.000. De ellas, 2000 tuvieron que ser evacuadas, 50.000 quedaron atrapadas en las inmediaciones de Matalascañas y 950 tuvieron que ser albergadas en las localidades vecinas de El Rocío, Almonte, Matalascañas, Mazagón y Moguer. A las 3,00 h del día 25 se solicitó la incorporación de la Unidad Militar de Emergencias para ayudar en las tareas de extinción. El fuego avanzaba 60-70 m/min, recorriendo 12 kilómetros en cinco horas. Al amanecer del día 25 se sumaron 11 medios aéreos, elevando a 21 las aeronaves que actuaban en la zona. Por la tarde, se cortó la carretera A-483, en el tramo que discurre entre El Rocío y Matalascañas, para facilitar las tareas de extinción. A la 01,00 de la madrugada, la carretera A-494, que une Matalascañas con Mazagón, quedó abierta al tráfico; mientras que la A-483, lo hizo sobre la 01,30 horas. El incendio se dio por controlado a las 09.45 horas tras 60 horas de dura batalla de todo el operativo. Ver Figuras 1 y 2.

Durante los días siguientes, hasta el 5 de Julio, el Plan INFOCA mantuvo un amplio operativo en la zona para evitar que el incendio pudiera resurgir. Finalmente, el 4 de Julio a las 13,30 el incendio se dio oficialmente por concluido.

Análisis de las consecuencias del incendio

El 13/07/2017 la Dirección General del Medio Natural y Espacios Protegidos declaró una serie de actuaciones de emergencia, en los terrenos afectados por el incendio. Los trabajos se dirigieron a garantizar la seguridad de las personas y se ejecutaron en montes públicos de la Junta de Andalucía y del Ayuntamiento de Moguer.

Figura 1. Primeros momentos del Incendio tomados desde el helicóptero Charlie 5 posicionado en el CEDEFO. Imagen procedente de Informe (2017).

Además, con objeto de facilitar las tareas de análisis de las causas del incendio, evaluar los daños y comenzar a estudiar las posibilidades de recuperación de la zona afectada, la Consejería de Medio Ambiente puso en marcha diversas acciones para recopilar y organizar la información relativa al territorio quemado.

Así, para evaluar los niveles de afectación dentro del perímetro de la superficie recorrida por el fuego, la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM, 2017) utilizó ortoimágenes SENTINEL con resolución de 10m y 13 bandas espectrales, en la fecha anterior al incendio (1 de junio de 2017) e inmediatamente posterior (1 de julio de 2017). Tales imágenes permitieron realizar un detallado análisis diferenciando sus efectos antes

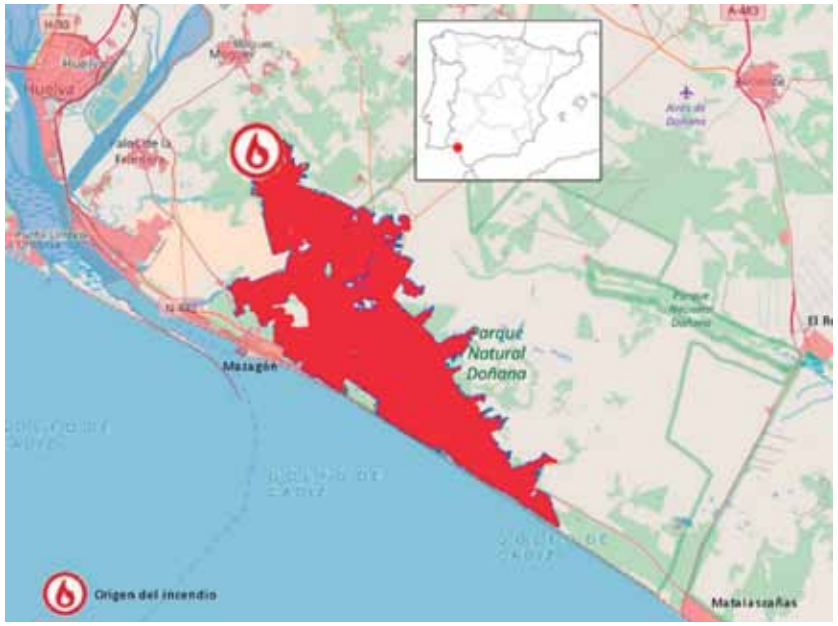


Figura 2. Mapa de situación. Adaptado a partir de REDIAM (2017).

Figura 3. Pinar de piñonero afectado por fuego de intensidad alta, en las Parcelas de Don Gaspar, El Abalario. Foto del autor 24/11/2017. Han desaparecido parte de las copas con su pinocha, el matorral y la vegetación herbácea.

y después del incendio, pudiéndose así determinar los niveles de intensidad del incendio, para ello se utilizó el índice: NBR (Normalized Burn Ratio). La Figura 4 muestra la zona incendiada en la que se representa las diferentes intensidades del fuego y la Figura 3, uno de los lugares afectados por un fuego intensidad alta. La Tabla 1 muestra los datos correspondientes a las superficies afectadas por las distintas intensidades del incendio. Según datos de la Dirección General de Medio Natural (Dirección General, 2018), la superficie del perímetro recorrido por el fuego superó las 10.300 ha, de las cuales, algo más de 7000 ha correspondían a espacios naturales protegidos. Eso suponía más del 70% de la superficie total del incendio.

Por tanto, el incendio de las Peñuelas, teniendo en cuenta la magnitud de la superficie quemada, se contempla en la categoría de Grandes Incendios Forestales. Y comparando los incendios registrados en Andalucía, el Incendio de Las Peñuelas, se encuentra en la quinta posición entre todos los grandes incendios registrados en la Comunidad Andaluza desde 1975 y el cuarto de los últimos 25 años. La cantidad de madera quemada es extraordinaria y corresponde a 198.500 t. (Dirección General, 2018).

Niveles de Afectación	SUPERFICIE (hectáreas)	% SUPERFICIE TOTAL AFECTADA
ESCASO	426,89	4,13
BAJO	573,08	5,54
MODERADO	1406,83	13,6
ALTO	3055,74	29,54
MUY ALTO	4881,86	47,19

Tabla 1. Superficie ocupada por las diferentes intensidades del fuego en el área de estudio. Fuente Dirección General (2018)

La Tabla 2 ofrece superficie de las distintas figuras de protección en la zona afectada por el incendio. Además, el alto valor ambiental del lugar afectado hace de este incendio forestal uno de los de mayor impacto social en Andalucía en los últimos años, al haber alcanzado el Espacio Natural de Doñana.

El territorio incendiado era el hábitat de numerosas especies protegidas por las leyes e incluidas en Listas Rojas. De la misma manera se han visto dañadas directamente instalaciones e infraestructuras turísticas y de uso público, también rentas y servicios, que se han perdido y cuyo coste supera los 7 millones de euros (Dirección General, 2018). Igualmente hay que considerar los trastornos ocasionados a varias decenas de miles de personas que se quedaron aisladas o tuvieron que ser desplazadas cuando se encontraban en la zona pasando su fin de semana veraniego o su período vacacional, y cuya seguridad se vio seriamente comprometida, y que pudo haber acabado en tragedia, de no haberse tomado las medidas correspondientes.

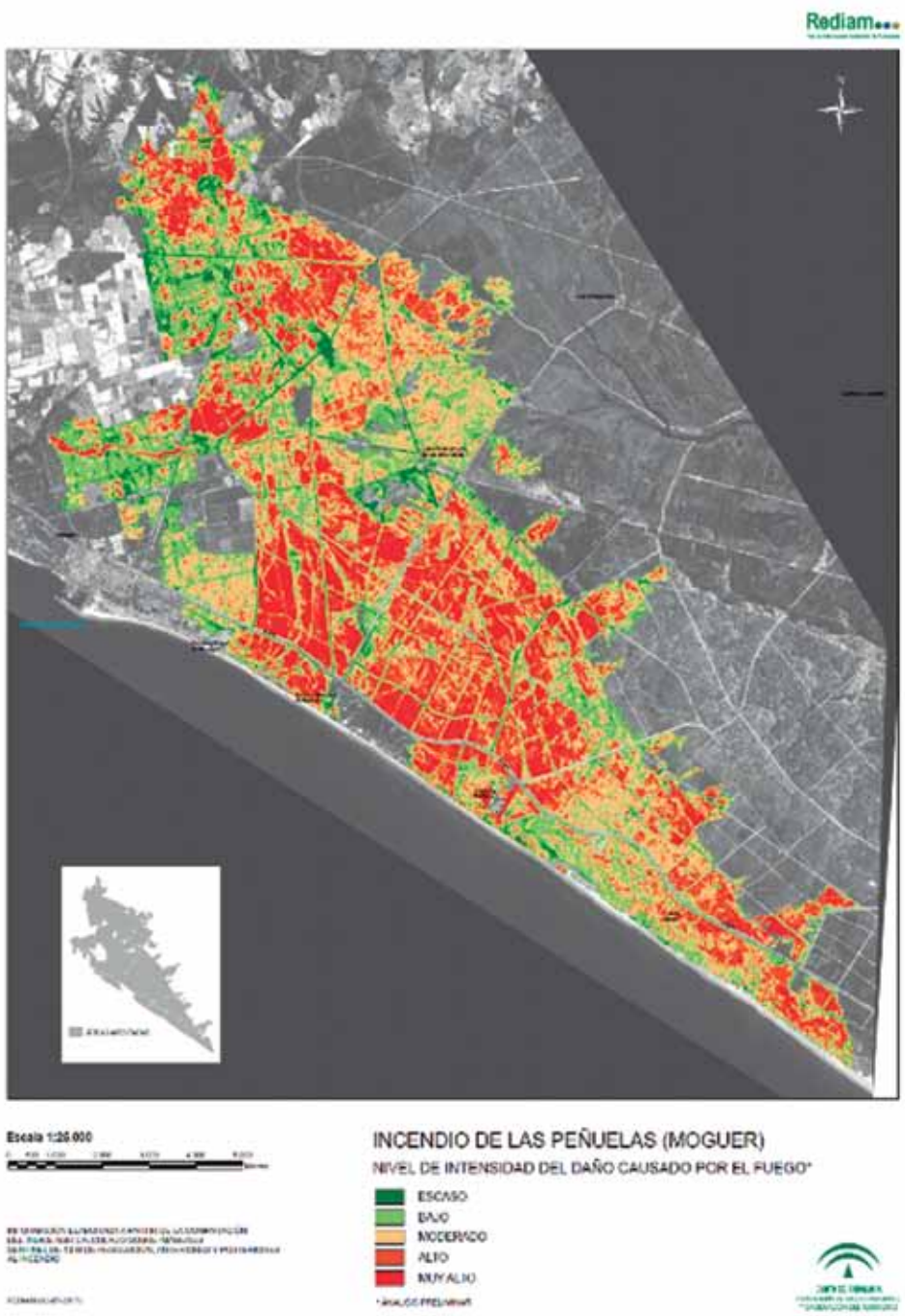


Figura 4. Representación de las diferentes intensidades del fuego en el área incendiada. Imagen tomada de REDIAM (2018).

	FIGURA DE PROTECCIÓN	SUPERFICIE AFECTADA (HECTÁREAS)	% ESPACIO NATURAL AFECTADO	% SOBRE LA SUPERFICIE TOTAL AFECTADA
Acantilado del Asperillo	Monumento Natural ZEC y ZEPA	0,09	0,8	0
Lagunas de Palos y Las Madres	Paraje Natural y LIC	19,77	2,85	0,19
Dehesa del Estero y Montes de Moguer	LIC	1734,94	59,44	16,77
Parque Natural Doñana	Espacio Natural, ZEC y ZEPA	7391,9	5,76	71,46
Áreas no protegidas		1197,7		11,6

Tabla 2. Superficie afectada por el incendio en los distintos espacios protegidos presentes en el territorio. Fuente REDIAM (2017).

En consecuencia, el efecto mediático del incendio fue enorme, apareciendo en las portadas de los periódicos nacionales, europeos e incluso norteamericanos, y en los telediarios de las principales cadenas. Así, la zona fue visitada por la Presidenta de la Junta de Andalucía y los Ministros de Asuntos Sociales, Interior, Energía y Turismo, y Agricultura.

La Administración Andaluza había señalado que una de sus prioridades era la de la recuperación de los espacios naturales afectados por el incendio (Medio Ambiente, 2017). Por este motivo, el 17/05/2017 la Dirección General de Medio Natural y Espacios Protegidos de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, constituyó un Grupo de Trabajo Científico-Técnico para elaborar las bases de la restauración del territorio quemado, con objeto de determinar cómo se llevaría a cabo la recuperación del espacio afectado por las llamas. El 5 de Marzo de 2018, el Grupo presentó un documento de directrices generales (Medio Ambiente, 2018). Define cómo se ha de trabajar en la biodiversidad, en la fauna y la flora silvestre; cómo han de ser las unidades ambientales, y explica los objetivos de restauración según las características ecológicas de las distintas unidades en que se ha dividido el territorio afectado. Junto a ello aborda cómo ha de tenerse en cuenta la restauración atendiendo a los fenómenos del Cambio Global (Dirección General, 2018).

Finalmente, la Guardia Civil, a través del SEPRONA, y la Brigada de Investigación de Incendios Forestales investigaron el origen del incendio y concluyeron que éste había sido originado por una negligencia en las tareas de una empresa carbonera situada en las inmediaciones de la Casa Forestal de Las Peñuelas: Carbones Fergón [que es el mayor fabricante de carbón vegetal de España, produciendo 6.500 toneladas al año (Diario de Huelva, 2017a)]. El pasado mes de Diciembre el juez instructor del caso reclamó a dicha empresa una fianza de 73,2 millones de euros (Diario de Huelva, 2017b).

CÓDIGO HÁBITAT	HÁBITAT	SUPERFICIE AFECTADA	% DE SUPERFICE TOTAL DEL HÁBITAT EN ANDALUCÍA
1230+	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas (+)	12,44	0,09
2120+	Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas) (+)	0,65	0,00
2130*	Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises) (*)	36,95	0,28
2150_0*	Brezales atlánticos en dunas y arenas descalcificadas (*)	758,7	5,71
2150_1*	Brezales atlánticos en arenales interiores descalcificados (*)	9,6	0,07
2150_2	Brezales de *Erica ciliaris* en dunas y arenas litorales (*)	13,39	0,10
2180_2+	Formaciones leñosas ribereñas sobre dunas litorales fijas (+)	29,44	0,22
2230_0+	Céspedes de *Malcolmietalia* en dunas y arenas litorales (+)	2082,15	15,58
2250*	Dunas litorales con *Juniperus* spp (*)	280,33	2,11
2260_0+	Tomillares y matorrales en dunas y arenas litorales (+)	3474,87	26,16
2260_1+	Tomillares y matorrales en arenales interiores mediterráneos (+)	944,9	7,11
2260_2+	Matorrales altos esclerófilos sobre dunas litorales	409,95	3,09
2270*	Dunas con bosques de *Pinus pinea* o *P.pinaster* (*)	4967,28	37,40
3110_2+	Aguas oligotróficas con un contenido de minerales muy bajo, en dunas y arenas litorales (+)	0,27	0,00
3160_1+	Lagos y estanques distróficos naturales en dunas y arenas litorales (+)	35,18	0,26
3170_1*	Estanques temporales en dunas y arenas litorales (*)	225,64	1,70
7210_1*	Turberas calcáreas con *Cladium mariscus* en dunas y arenas litorales (*)	0,04	0,00

Tabla 3. Hábitats de interés comunitario afectados por el incendio. Fuente Dirección General (2018) ***** Hábitats de interés comunitario prioritarios. Hábitats de interés comunitario propuestos para gestionar como prioritarios en Andalucía.

La restauración ecológica

El compromiso más importante que ha adquirido la administración Andaluza, que gestiona la mayor parte del territorio quemado, es la de realizar una restauración ecológica en los lugares incendiados, que se encuentran incluidos dentro de los espacios naturales protegidos.

Según la Society for Ecological Restoration (SER, 2004), restauración ecológica es una actividad desarrollada por el hombre que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su función (procesos), integridad (composición de especies y estructura de las comunidades) y sostenibilidad (resistencia a la perturbación y resiliencia). Permite el apoyo abiótico del entorno físico, flujos adecuados e intercambios de organismos y materiales con el paisaje circundante, y el restablecimiento de las interacciones culturales de las que depende la integridad de algunos ecosistemas.

Se trata de un complejo proceso que se fundamenta sobre conceptos procedentes de la teoría de sistemas y las ciencias del paisaje, y se articula sobre datos correspondientes al medio físico, relaciones entre organismos y procesos ecosistémicos del lugar a restaurar, y condiciones socioculturales del lugar, desde una perspectiva histórica.

La información histórica disponible es un elemento clave en este proceso, ya que va a determinar la precisión de la restauración y también permitirá estimar la magnitud de los costes del proceso (ver Figura 5).

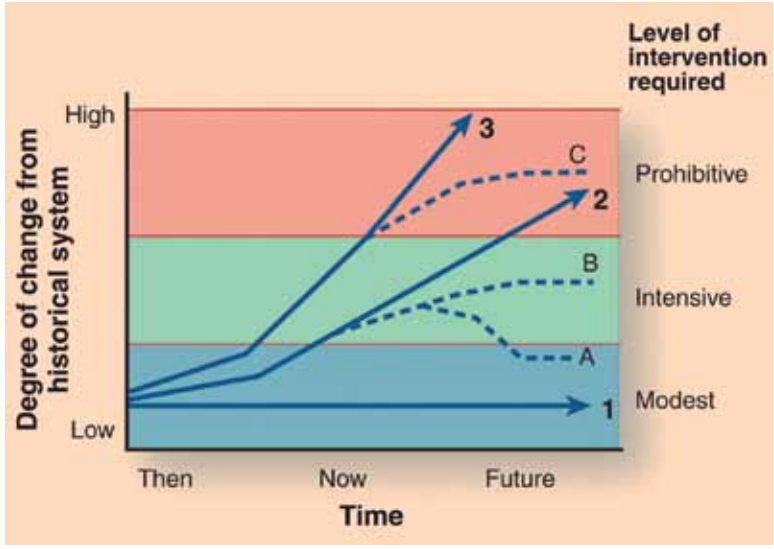


Figura 5. Relación entre el desarrollo histórico de los ecosistemas y los costes de la restauración. Se reconocen tres situaciones: 1, poco alterado; 2, moderadamente alterado y 3, severamente alterado. Las líneas azules indican las trayectorias de los costes y las líneas punteadas las posibles intervenciones realistas. Fuente Jackson and Hobbs (2009).

Esta información permite evaluar la distancia que existe, en términos de procesos y estructuras, entre el ecosistema del que se parte y la situación que se pretende alcanzar, utilizando como referencia las cualidades que tenía el sistema hace X años. Así, una situación de referencia más reciente resulta menos compleja (y menos costosa para restaurar) que una remota, ya que los procesos de alteración han sido menores. De igual modo, la información histórica disponible sobre una situación reciente es mayor que sobre otra más antigua, por lo que a mayor antigüedad en la situación de referencia, menor precisión en los detalles del sistema de referencia. También, la información histórica es la que habilita el proceso de restauración, que requiere de información sobre el estado anterior del sistema (al igual que los procesos de rehabilitación y reducción de impactos) y lo separa del de diseño de jardines, que es un proceso puramente creativo.

El lugar antes del incendio

Por tanto, para poder evaluar de manera adecuada los efectos del incendio y poder plantear un proceso de restauración ecológica de los lugares quemados se hace necesario conocer las condiciones antes del incendio.

Los paisajes nativos

La zona incendiada corresponde a un vasto arenal, parte del manto eólico situado entre el interfluvio Guadalquivir/Tinto, donde la mayor parte de los terrenos quemados se ubican en los lugares denominados, en términos generales: Médano del Asperillo y Abalario. Se trata de una gran planicie que antes de alcanzar el mar, se eleva en una enrome duna: el Médano del Asperillo, con cotas que alcanzan los 100 m de altura, y termina abruptamente en un acantilado, que deja a la duna colgada sobre la playa. Es un territorio caracterizado por la esterilidad de su sustrato, prácticamente sílice; su movilidad, al menos en gran parte de su superficie, y su dificultad para retener el agua. Aun así, en el pasado fue un lugar jalonado de lagunas de diferente tipología.

Por estas particularidades, este territorio fue durante mucho tiempo, hasta bien entrado el siglo XX, un lugar deshabitado, un desierto donde no había suelo para poder cultivar o mantener una cabaña ganadera, ni árboles que proporcionaran leña, ni tan siquiera abundante caza, como en el vecino Coto de Doñana, y donde además abundaba el mosquito *Anopheles* transmisor de las temibles fiebres tercianas y cuartanas (Sousa *et al.,* 2009). No había poblaciones, no había caminos, solo algunos asentamiento puntuales: cabañas de pescadores o casas de carabineros y guardas (ver Sancho *et al.,* 2018). No había presión antrópica y, por lo tanto, la naturaleza se mantuvo prácticamente sin alterar hasta bien entrado el siglo XX. En este sentido, resultan muy ilustrativas algunas referencias de las primeras personas que describieron este territorio de forma rigurosa:

Gavala (1936) señaló en la Memoria de la hoja del Mapa Geológico de España correspondiente al Asperillo: "*... pero acaso haya acentuado la improductividad de esta extensa formación arenosa en toda la faja costera la acción de los vientos del mar, que han formado en no pocos sitios un grueso manto de arenas volanderas exentas de todo otro elemento que no sea sílice, y por tanto aún más estériles que la propia formación de donde proceden. De estas acumulaciones, a modo de grandes manchones en ambas vertientes de la Rocina, pero especialmente en los llamados cotos de Urzáiz, Ibarra y Doña Ana, planicies enormes, donde sólo crecen raquíticos arbustos*...". El Coto Ibarra se situaba en la zona incendiada, mientras que el Coto Urzáiz quedaba más al Norte.

En relación al Coto Bayo, los terrenos de la cuenca del Arroyo de El Loro, el ingeniero Barbado (1941), informaba que "*siendo los pastos, por lo tanto de gran pobreza, estimo que se precisan sensiblemente cinco hectáreas para mantener una cabra y su cría*".

De la Lama (1951), el principal organizador de las repoblaciones, narraba así sus primeros contactos con el territorio: "*Toda la zona que recorrimos, desde Moguer hasta la casa del único guarda que tenía el Coto Ibarra, en El Acebuche… a legua escasa de la linde con Doñana, estaba prácticamente deshabitada, constituyendo una gran llanura arenosa, cubierta de matorral, salpicada de pequeñas lagunas de agua dulce y también de algún grupo aislado de añosos eucaliptos o pinos, cuyas copas se divisaban desde muy lejos y a los que nos parecía no íbamos a llegar nunca"…"Los montes de Moguer y los eucaliptales y pinares de la compañía holandesa Forestal de Villarejo, constituía las únicas superficies repobladas, en aquella soledad deprimente, solo perturbada por el zumbido de la espesa nube de mosquitos, posibles portadores del paludismo, que nos envolvía a caballos y jinetes*".

La vegetación nativa de la zona, desde una perspectiva histórica ha experimentado, como es lógico, importantes variaciones, como lo muestran diversos trabajos paleobotánicos (Meléndez Amor y Florschultz, 1973; Stevenson, 1988). Sin embargo, en épocas más recientes y a pesar de no haber existido prácticamente impacto antrópico, hay indicios importantes (Sousa *et al.,* 2010; 2013) de predominancia de una vegetación más higrofítica hace unos 200 años. Por ello, a la hora de establecer una situación de referencia para un proceso de restauración, lo más adecuado es referirse a las condiciones del lugar en el primer tercio del siglo XX. En ese período, donde además aparece una cierta documentación que no existe sobre épocas anteriores (García Murillo, 2000; Sousa y Garcia Murillo, 2001), la vegetación era más coherente con los ambientes xéricos, semejantes a los que se observan en los tiempos actuales y, además, la actividad humana aún no había comenzado a transformar los ecosistemas nativos. Dicha vegetación estaba caracterizada por organismos especialistas en vivir en medios hostiles, donde escaseaban el agua, los nutrientes y además el sustrato tenía una cierta movilidad. Ello se reflejaba en la escasa cobertura y exigua talla de los elementos vegetales, y en la baja diversidad de sus comunidades. Abundaban los lugares con el suelo desnudo y también se

encontraban con cierta frecuencia otros que se inundaban en invierno. Muy pocos sitios permanecían con agua todo el año. Eran, por tanto, la humedad edáfica y la movilidad del sustrato, junto con el tiempo, los principales factores que articulaban la vegetación natural del territorio. Un compendio de esa vegetación se encuentra en el artículo de García Murillo y Sousa (1999), donde los autores sectorizaron en unidades de vegetación una amplia zona que incluye el área de estudio. Dicha clasificación ha servido de base para la sectorización que llevó a cabo la REDIAM para la elaboración del informe del Grupo Científico-técnico sobre el Incendio (Dirección General, 2018). En la Tabla y Figura, al final del artículo, se muestran las unidades de vegetación presentes en la zona afectada por el incendio, según la sectorización de García Murillo y Sousa (1999).

En un transecto hipotético que fuera de Sur a Norte, desde la playa hacia el interior, encontraríamos: en el médano costero, en primera línea, recibiendo los vientos marinos, en lugares donde la arena tiene una cierta movilidad, la *Unidad Médano,* caracterizada por la abundancia de matorral de camarinas (*Corema album*). Al abrigo de los vientos oceánicos, con unas arenas más estables y cierta humedad edáfica, la *Unidad Sabinar*, con profusión de sabinas (*Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata*). Continuando hacia el norte y el interior, a través de extensos arenales con arenas de escasa movilidad y a mucha distancia del manto freático, se hallaría la *Unidad Matorral de Abalario,* con el matorral de monte blanco, salpicado ocasionalmente de sabinas y formando un mosaico con el matorral higrofítico de monte negro donde la capa freática está más próxima a la superficie. Allí el sistema se interrumpe en la línea de Ribatehilos, donde una zona de descarga de agua originó una zona turbosa y allí es donde se sitúan las *Unidades Madroñal y Lagunas Turbosas.* Ver Figura 6.

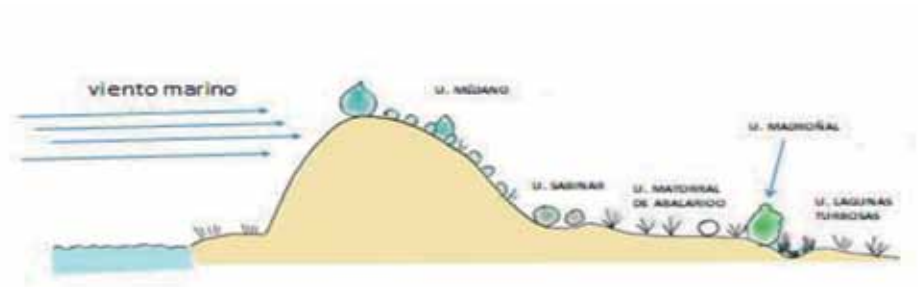


Figura 6. Perfil S-N del litoral en Aswperillo-Abalario con las diferentes unidades de vegetación presentes en la zona afectada por el incendio, según la sectorización de García Murillo y Sousa (1999).

La actividad humana

A partir del comienzo de la década de los 40 del pasado siglo, el territorio comenzó a experimentar importantes impactos que modificaron de forma muy notable su estructura y los procesos de sus ecosistemas nativos.

Tras la guerra civil española (1936-39), en un contexto de aislamiento internacional, apareció una urgente necesidad de materias primas que demandaba la búsqueda de recursos. En este sentido, los desérticos terrenos del Abalario y Médano del Asperillo se interpretaron como potenciales áreas forestales. Áreas que proporcionarían madera y otros derivados muy necesarios en un país empobrecido. Fue con ese ánimo productivista con el que se emprendió una monumental repoblación mediante la actuación combinada de Patrimonio Forestal del Estado y la 5ª División Hidrológico Forestal sobre unas 30.000 h (Espina y Estévez, 1993; García Murillo, 2000; Sancho Royo *et al.,* 2018). Ver Figura 7.

De este modo, el territorio baldío se fue llenando de caminos, poblados, viveros, de gente que iba transformando el paisaje. Así en la década de los 50, los paisajes desérticos, cubiertos por un escaso matorral ralo, sin arboledas, dieron paso a extensos pinares y eucaliptares que se extendían en todas direcciones formando un denso tapiz vegetal. Hasta el Médano de El Asperillo, que aparece sin vegetación en fotografías previas a los años 50, quedó cubierto por una masa de pinos que desterró a los enebros y sabinas, que representaban el clímax de las comunidades nativas.

El área afectada por el incendio fue repoblada en esa época, fundamentalmente con pinos piñoneros (*Pinus pinea*). Estos, lógicamente, mostraron mayor desarrollo en las zonas más al oeste, donde los suelos son más ricos y más frescos, y en cambio crecieron raquíticos en los lugares más al sureste, donde los suelos son muy secos y prácticamente estériles. En este sentido resulta insólita la visión de los pinares que se encuentran en la zona de El Peladillo, donde los pinos de 70 años, apenas alcanzan 1 m de altura.

Tipo de usos	Hectáreas	%
Vegetación Natural	321,36	3,11
PINARES	9139,4	88,45
EUCALIPTAR	142,61	1,38
PINAR EUCALIPTAR	7,6	0,07
CULTIVOS HERBACEOS E INVERNADEROS	49,85	0,47
ZONAS TALADAS O ROTURADAS	194,61	1,88
CORTAFUEGOS Y VIAS DE COMUNICACIÓN	422,11	4,1
ZONAS HABITADAS	41,85	0,4
	10333,98	100

Tabla 4. Distribución de los usos del suelo en la zona afectada por el incendio. Fuente Dirección General (2018).

La vegetación tras el incendio

Uno de los grandes interrogantes que apareció tras el incendio fue: ¿cómo iba a ser la respuesta de la vegetación?

Teniendo en cuenta que la superficie quemada estaba cubierta por un tapiz vegetal que en gran parte correspondía a una importante masa forestal de pinar de pino piñonero y que además albergaba a numerosas especies singulares, protegidas por las leyes o incluidas en listas rojas, así como a 17 HIC. La impresión que se tenía, a la vista de la inmensidad de restos carbonizados era desoladora, el incendio había sido una catástrofe y parecía que el medio natural iba a tardar mucho tiempo en recuperarse.

Sin embargo, no se tenía en cuenta la resiliencia del sistema, que plantas y fuego guardan una estrecha relación, que han evolucionado conjuntamente, estableciendo unas relaciones de gran repercusión ecológica.

Desde el punto de vista sucesional, el fuego es la perturbación más relevante de la vegetación, y como tal un factor clave en su dinámica (Hantson *et al.,* 2016). El fuego destruye la biomasa aérea de las plantas e interrumpe su crecimiento, cambia las condiciones del suelo y el ambiente protector de las semillas y modifica las condiciones de competencia interespecífica. Por ello, ciertas plantas han desarrollado diversas estrategias para hacer frente a las consecuencias de los incendios. En el mundo mediterráneo hay dos principales estrategias como respuesta al fuego: el rebrote y la producción de propágulos resistentes (Pausas y Verdú, 2005). Igualmente, hay otras especies que tras el paso del fuego son incapaces de rebrotar o germinar.

En la zona afectada por el incendio los estudios experimentales sobre los efectos del fuego en la vegetación leñosa, muestran que una buena parte de la vegetación nativa se recupera. La mayor parte de las leñosas son rebrotadoras o tienen semillas resistentes que han germinado con fuerza tras el incendio. En cambio, los pinos piñoneros (la especie más abundante y con mayor biomasa en el territorio), las sabinas y enebros, no rebrotan, ver Tabla 5 y Figura 8. La portada del libro recoge la intensa floración primaveral de *Linaria viscosa* en 2018.

También resulta extraordinaria la recuperación de la vegetación de El Arroyo del Loro, un pequeño cauce encajado que desagua en la playa de el Asperillo y sufrió intensamente el incendio perdiendo arbolado y vegetación riparia. Se trata de un enclave muy particular, con un enorme valor desde el punto de vista de la conservación. Es un testigo de épocas en que las precipitaciones eran más abundantes y los medios acuáticos y palustres, numerosos. Allí encuentran refugio numerosos organismos singulares, como *Sphagnum inundatum*, *Frangula alnus* susbsp. *baetica* u *Osmunda regalis*. Ello da una idea de lo que representa el agua en el territorio.

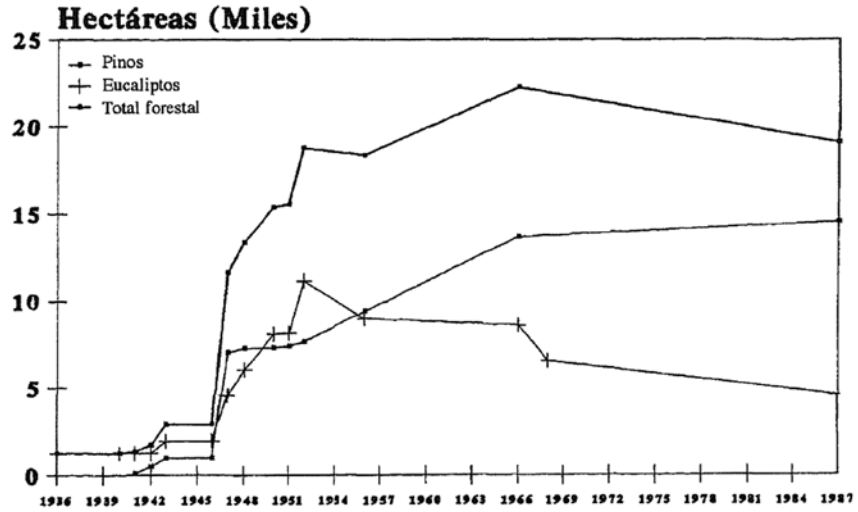


Figura 7. Evolución de los cultivos forestales en El Abalario. Fuente García Murillo y Sousa (1999).

ESPECIE	NOMBRE COMÚN	% plantas rebrotadas (promedio)
Asparagus aphyllus	esparraguera	100
Frangula alnus subsp*. baetica*	arraclán	100
Quercus suber	alcornoque	100
Phillyrea angustifolia	labiérnago	78,79
Ulex minor	tojo	72,15
Myrtus communis	mirto, arrayán	70,52
Erica ciliaris	brezo de turberas	66,67
Pistacia lentiscus	lentisco	64
Corema album	camarina	62,20
Osyris lanceolata	retama loca	61,90
Chamerops humilis	palmito	61,20
Helichrysum serotinum subsp*. pichardii*		49.89
Erica scoparia	brezo	49,66
Daphne gnidium	torvisco	38,05
Cytisus grandiflorus subsp*. cabezudoi*	escobón	33,94
Stauracanthus genistoides	aulaga de arenas	28,93

Tabla 5. Resultados provisionales del estudio experimental sobre especies leñosas rebrotadoras en el área afectada por el incendio.

Discusión

Estamos de acuerdo con lo señalado en el documento del Grupo de Trabajo Científico-Técnico (Dirección General, 2018), que el Incendio de Las Peñuelas fue un incendio singular, en el que concurrieron diversas circunstancias que no se suelen encontrar en otros incendios forestales.

Así

- La mayor parte del territorio afectado se considera de alto valor natural, y se encuentra incluido en espacios naturales protegidos. Muchos de los recursos naturales afectados son de gran fragilidad. Lo cual obliga a practicar un análisis cuidadoso antes de realizar cualquier propuesta de actuaciones, haciendo por tanto más complejo el diseño y ejecución de las tareas de restauración y recuperación.
- Se trata de un Incendio que ha afectado a una gran extensión de hábitats naturales y por consiguiente, tiene una importante implicación sobre las los procesos ecológicos de los numeroso hábitats afectados y dada su magnitud, tiene un efecto modulador sobre ciclos de nutrientes, erosión, regeneración de la vegetación, dinámica de poblaciones de fauna, etc.
- El territorio afectado por el incendio incluye una gran diversidad de los hábitats. En algunos casos con relaciones antagonistas. Esta diversidad complica la evaluación de los impactos producidos por el incendio y la elaboración de las propuestas de restauración.
- El grado de afectación del incendio se considera alto o muy alto en la mayor parte de su extensión. Ello introduce importantes incertidumbres sobre la supervivencia de determinadas especies vegetales, especialmente las de ciclo perenne, estructura y composición del suelo, bancos de semillas, etc., generando de este modo dilemas a la hora de abordar la recuperación del territorio.
- Debido a que afectó a una parte muy significativa del espacio natural protegido más emblemático del Estado Español y que incidió de forma muy notable en las poblaciones habituales de veraneo: Mazagón y Matalascañas, su repercusión mediática ha sido enorme.

Por todo ello el desarrollo del Incendio y la gestión de las áreas afectadas, especialmente las incluidas en la Red de Espacios Protegidos de Andalucía suscitan un interesante debate.

Una de las cuestiones más polémicas es el mantenimiento de la masa forestal de pinos que se extiende por todo el territorio. Así el Presidente del Consejo de Participación de Doñana, Miguel Delibes de Castro, señaló el Consejo de Participación celebrado tras el incendio que: "*la repoblación de la zona se llevó a cabo mediante la siembra de pinos"* y que, en la actualidad, tras lo sucedido, "se *abre una puerta a pensar mejor cómo nos gustaría que fuera esto*" (RTVE, 2017).

Como se indicó anteriormente, el pino piñonero no era una especie emblemática de la vegetación de la zona en los primeros años del siglo XX. Todo lo más, aparecía en la zona de manera aislada y fragmentaria. Sólo a partir de las repoblaciones forestales de los años 40, los pinos dominaron el paisaje de la zona afectada por el incendio. Ello fue resultado de un ambicioso programa de repoblación diseñado bajo una mentalidad productivista (Espina y Estévez, 1993; García Murillo, 2000; Sancho Royo *et al*, 2018), las plantaciones de pinos estaban destinadas a proveer de recursos (de madera, piña o carbón) a un país devastado

Figura 8. Respuesta de diferentes especies en la zona incendiada. A) Rebrotadoras: 1. *Corema álbum*. 2. *Pistacia lentiscus*. 3. *Stauracanthus genistoides*. 4. *Daphne gnidium*. B) Germinadoras: 5. *Halimium calycinum*. 6. *Halimium halimifolium*. Fotos del autor.

A través de esas plantaciones, un amplio desierto estéril iba a transformarse en un territorio ordenado y productivo. En ese contexto, los pinos piñoneros fueron una buena solución, ya que se trata de un árbol especialmente bien adaptado a suelos pobres y secos (Vega Hidalgo, 2003; Tapias *et al.,* 2004), como los del Médano del Asperillo y Abalario. Y con esa idea se diseñaron las repoblaciones forestales. Hoy en cambio la realidad es otra, los recursos que producen los pinares no resultan necesarios. Y aunque la zona, antaño desierta, sigue deshabitada en la mayor parte de su superficie, en la actualidad incluye poblaciones como Mazagón, con 4.000 habitantes en temporada baja y 50.000 en verano, o Matalascañas, con unos 2.500 habitantes en invierno y 125.000 en verano; además, una carretera que atraviesa el espacio, la A-494, con un tráfico medio anual de 2000-5000 vehículos/día (Fomento, 2016). En estas nuevas condiciones los recursos demandados no son leña, carbón y piñones, son paisajes conservados y naturaleza, recursos que cada vez son más escasos en el sur de Europa y muy apreciados por los habitantes de las ciudades del entorno, que se desplazan a estos lugares en su período vacacional.

Además, la administración que gestiona los espacios protegidos tiene la tarea de conservar una serie de organismos que habitan en estos lugares y que están protegidos por las leyes autonómicas, estatales y comunitarias; al igual que los 17 HIC. Organismos e HICs, que en muchas ocasiones ven frenados sus dinámicas poblacionales a causa del desarrollo del pinar de repoblación forestal. No parece muy apropiado para un espacio natural protegido que la mayor parte de sus árboles estén alineados en una disposición regular y artificial.

Así pues, ¿conviene mantener una masa forestal tan grande de pinos, como la que cubría el territorio quemado? ¿existen otras alternativas?

Otra controversia, también relacionada con la anterior, es relativa a la inflamabilidad de los pinos. Hay que pensar si resulta adecuado mantener una masa forestal homogénea y densa (Figura 15), formadas prácticamente por una única especie resinosa, que produce una gran cantidad de acículas inflamables que se depositan en el suelo y que, en definitiva, tiene una gran capacidad para arder y propagar el fuego. No quiere decir esto que esté abogando a que se supriman todos los pinares de la zona. Hay partes del territorio, por ejemplo, la zona más oeste, donde los pinos se explotan de forma beneficiosa y esto puede suponer un elemento importante para justificar su permanencia. Pero, hay otras zonas, donde el suelo es muy pobre y los pinos son raquíticos y no sirven para producir ni madera ni piñones, y además compiten con las comunidades nativas, incluidas en los HICs. En este último caso su continuidad debería ser considerada. También parece conveniente, además de reducir superficie de pinares, fragmentar la masa de pinos, separándolas por zonas deforestadas o por superficies donde se desarrollen comunidades leñosas nativas, así además de crear obstáculos que dificultarían la propagación del fuego, se produciría una heterogeneidad espacial que beneficiaría a la biodiversidad del territorio.

Una nueva cuestión recae sobre el grado de intervención requerido en el proceso de recuperación. A la vista de los datos preliminares del estudio de rebrote, la germinación observada esta primavera y la espectacular recuperación de algunos lugares como el arroyo de El Loro, parece adecuado apostar por la recuperación natural del área. Si bien, en determinadas circunstancias, resultará conveniente incrementar la velocidad de recuperación con la siembra y plantación de determinadas especies nativas.

En este sentido, resultan notables las tareas de eliminación de la vegetación quemada que se han llevado a cabo en el Médano de El Asperillo y Arroyo del Loro. Se han realizado de forma manual y de manera totalmente respetuosa con las condiciones que precisan los sistemas nativos. Pensamos, que al igual que ocurrió con los proyectos de Restauración Ecológica del Complejo Palustre del Abalario o del Corredor Verde, la restauración de estos espacios puede convertirse en un proyecto de referencia si continúan estas prácticas.

Finalmente, señalar que el número de cuestiones que suscita un acontecimiento como el del Incendio de Las Peñuelas es muy grande para cualquier estudioso o amante de la naturaleza. Pero este artículo dispone de un espacio limitado, así que solo queda decir que a pesar de la destrucción que ha traído consigo el Incendio de Las Peñuelas, también ha originado situaciones favorables. Situaciones en las que es posible remediar los errores cometidos en el pasado en el diseño y gestión del territorio, o también la posibilidad de poder estudiar procesos que normalmente quedan fuera del alcance de los investigadores. Sería una pena no aprovechar la oportunidad que este desgraciado evento nos ofrece.

Referencias

Barbado, J.A., 1941. Tasación de la finca Coto Bayo. 5ª División Hidrológico Forestal. Documento Técnico Inédito.

De La Lama, G., 1951. Diez años de trabajos forestales. Revista de Montes 39: 195-201.

Diario de Huelva, 2017a. El informe definitivo confirma que Carbones Fergón fue la causante del incendio de Moguer. 22/07/17. Diario de Huelva. Consultado en Junio de 2018

Diario de Huelva, 2017b. El juez que investiga el incendio de Moguer pide 73 millones de fianza a la carbonera. 16/12/17. Diario de Huelva.. Consultado en Junio de 2018

Dirección General, 2018. Directrices generales sobre la restauración del terreno afectado por el Incendio de las Peñuelas (tt.mm. Moguer, Lucena del Puerto y Almonte), elaborado por el Grupo de Trabajo Técnico-científico vinculado a su restauración. Dirección General de Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. Documento técnico. 337 p.

Domínguez Cebrián, B., 2017. Las cenizas aún queman en Portugal. El País. 21/06/18. El País. Consultado en Junio 2018.

El País, 2017. Incendio forestal en las cercanías del Parque Nacional de Doñana. 26/06/2017. El País. Consultado en Junio de 2018.

Espina, J. y Estévez, A., 1993. El espacio de repoblación forestal de Cabezudos-Abalario. In Ojeda Ribera, J.F. (Coord.) Intervenciones públicas en el litoral Andaluz. Efectos territoriales. Consejería de Cultura y Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla: 95-107.

Fomento, 2016. Tráfico, velocidades y accidentes. Ministerio de Fomento. https://www.fomento.es/carreteras/trafico-velocidades-y-accidentes-mapa-estimacion-y-evolucion/mapas-de-trafico/2016 . Consultado en Junio de 2018.

Garcia Murillo, P. y Sousa, A., 1999. El Paisaje Vegetal de la Zona Oeste del Parque Natural de Doñana (Huelva). Lagascalia 21(1): 111-131.

García Murillo, P., 2000. Restauración del Complejo Palustre del Abalario: La reconstrucción del paisaje. En Ministerio de Medio Ambiente. Reunión Internacional de Expertos sobre la Regeneración Hídrica de Doñana. Madrid: 117-130.

Gavala, J., 1936. Mapa Geológico de España. E. 1:50000. Hoja nº 1017 (El Asperillo). Inst. Geológico y Minero de España. Madrid.

Hantson, S., Arneth, A., Harrison, S. P., Kelley, D. I., Prentice, I. C., Rabin, S. S., ... and Bachelet, D., 2016. The status and challenge of global fire modelling. Biogeosciences, 13(11): 3359-3375

Informe, 2017. Informe ejecutivo del Incendio de 'Las Peñuelas' Moguer (Huelva). Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/web/temas_ambientales/incendios_forestales/incendio_de_moguer/informe_ejecutivo_penuelas.pdf. Consultado en Junio 2018.

Jackson, S.T. and Hobbs, R.J., 2009. Ecological restoration in the light of ecological history. Science 325: 567-569.

Medio Ambiente, 2017. Doñana, día uno: juntos la recuperaremos. Blog oficial de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. https://medioambienteand.wordpress.com/2017/06/29/donana-dia-uno-juntos-la-recuperaremos/. Consultado en Junio de 2018.

Medio Ambiente, 2018. El grupo científico-técnico para la restauración del incendio de Las Peñuelas aprueba las directrices que han de seguir los trabajos. 5/03/18. Portal de la Consejería de Medio Ambiente y la Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/ menuitem.30d4b35a97db5c61716f2b105510e1ca/?vgnextoid=97225c75863f1610VgnVCM1000001325e50aRCRDhttp://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/ . Consultado en Junio de 2018.

Menéndez Amor, J., y Florschultz F., 1973. Resultados del análisis paleobotánico de una capa de turba en las cercanías de Huelva (Andalucía). Estudios Geológicos 20: 183-186.

Pausas, J. G. and Verdú, M., 2005. Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean basin: a phylogenetic approach. Oikos, 109(1): 196-202.

REDIAM (2017) Incendio de Las Peñuelas, Moguer (Huelva). La delimitación de la zona incendiada. Red de Información Ambiental de Andalucía. Consultado en Junio 2018. https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam/menuitem. 04dc44281e5d53cf8ca78ca731525ea0/?vgnextoid=0d37402bf005d510VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnextchannel=1bff7d087270f210VgnVCM1000001325e50aRCRD&vgnextfmt=rediam&lr=lang_es#apartado8703a72b2405d510VgnVCM2000000624e50a

RTVE, 2017. Miguel Delibes de Castro: El incendio de Moguer ofrece la oportunidad de repoblar Doñana de modo diferente. Noticias. Ciencia y Tecnología. 14/07/2017. http://www.rtve.es/noticias/20170714/miguel-delibes-castro-incendio-moguer-ofrece-oportunidad-repoblar-modo-diferente/1581492.shtml. Consultado en Junio de 2018

Sancho Royo, F., Fernández-Palacios Carmona, J.M., García Murillo, P., Espina Argüello, J., Olmedo Granados, F. y Estévez Herranz, A. (2018) El Abalario. Un paisaje en Constricción. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. Sevilla. 72 p.

SER, 2004. SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration. https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf. Consultado en Junio de 2018.

Sousa Martín, A., Garcia-Murillo, P, Sükran, S., Morales , J. and García-Barrón, L., 2010. Wetland Place Names As Indicators of Manifestations of Recent Climate Change in SW Spain (Doñana Natural Park. Climatic Change 100 (3): 525-557

Sousa Martín, A., Morales, J., García-Barrón, L. y Garcia-Murillo, P., 2013. Changes in the Erica ciliaris Loefl. ex L. peat bogs of Southwestern Europe from the 17th to the 20th Centuries AD. The Holocene 23 (2): 255-269.

Sousa, A. and Garcia-Murillo, P. (2001) Can place names be used as indicators of landscape changes? Application to the Donana Natural Park (Spain). Landscape Ecology 16(5): 391-406.

Sousa, A., Andrade, F.,Félix, A. , Jurado, V., León-Botubol, A., García-Murillo, P., García-Barrón, L. and Morales, J., 2009. Historical importance of wetlands in malaria transmission in southwest of Spain. Limnetica 28 (2): 283-300.

Stevenson, A. C., and Moore, P. D., 1988. Studies in the vegetational history of S.W. Spain. IV: Palynological investigations at El Acebrón, Huelva. Journal of Biogeography 15: 339-361.

Tapias, R., Climent, J., Pardos, J. A., and Gil, L., 2004. Life histories of Mediterranean pines. Plant Ecol, 171(1-2): 53-68.

Menéndez Amor, J., y Florschultz F., 1973. Resultados del análisis paleobotánico de una capa de turba en las cercanías de Huelva (Andalucía). Estudios Geológicos 20: 183-186.

Unidades de vegetación presentes en la zona afectada por el incendio, según la sectorización de García Murillo y Sousa (1999). 1 Unidad Médano. 2. *Corema album*, especie característica de la Unidad Médano. 3. Unidad Sabinar. 4. *Stauracanthus genistoides*, especie característica de la Unidad Matorral de Abalario. 5. *Halimium halimifolium*, especie racterística de la Unidad Matorral de Abalario. 6. *Erica ciliaris*, especie característica de la Unidad Lagunas Turbosas. Imágenes de P Garcia Murillo.

Impactos del incendio en la regeneración de un endemismo singular: *Corema album*

Mari Cruz Díaz-Barradas[1], María Zunzunegui[1], Leonor Álvarez-Cansino[2] y Pablo García Murillo[1]

[1] *Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla*
diaz@us.es

[2] *Department of Plant Ecology. University of Bayreuth*

Resumen

Corema album es una especie dioica, endémica de la costa atlántica de la Península ibérica. En esta especie, con polinización anemófila, las flores masculinas presentan estambres externos de color rojizo, mientras que las femeninas son pequeñas y casi inapreciables. Los frutos son de tipo drupa con tres semillas, ricos en agua y ácidos fenólicos, exhiben una elevada reflectancia en el ultravioleta y son consumidos por muchos animales de las dunas, que facilitan la germinación de las semillas. Éstas germinan tras las lluvias de otoño, pero en las poblaciones del sur casi un 100% de las plántulas muere al llegar el verano. Actualmente muchas poblaciones de *C. album* están en regresión, debido a urbanizaciones, plantaciones de pinos, fuegos y competencia con especies exóticas invasoras, como el género Acacia.

En el Asperillo (Parque Natural de Doñana) donde hemos desarrollado distintos estudios sobre esta especie por un periodo de 20 años, la cobertura de *C. album* era elevada, alcanzando valores de un 40% y siendo la especie dominante en las zonas pioneras junto al acantilado. La producción de frutos era extraordinariamente elevada (1500-3500 frutos/m^2 planta), con una considerable variabilidad entre individuos.

En junio de 2017, en el incendio forestal de las Peñuelas, se quemaron 9856,64 has de pinar y matorral, afectando el Parque Natural de Doñana y destruyendo una parte muy importante de la mayor población de *C. album* de España. El seguimiento detallado de la zona quemada a lo largo de un año ha revelado que las matas de *C. album* poseen una capacidad de rebrote muy importante, especialmente en las zonas abiertas del médano.

Se enfatiza la importancia en la conservación de este endemismo tan peculiar y en el desarrollo de técnicas de propagación, tanto para la restauración, como para su aprovechamiento como un nuevo cultivo.

Summary

Corema album is a dioecious species endemic of the Atlantic coast of the Iberian Peninsula, ranging from a temperate Atlantic to Mediterranean climate. The species presents anemophilous pollination, male plants exhibit big red stamens, while female flowers are small and hardly noticeable. Fruits are white berries with three seeds; they are rich in water, phenolic acids and exhibit an elevated reflectance in ultraviolet light. These fruits are consumed by many animals of the dunes, which facilitate seed germination; they germinate after autumn rains, but in the southern populations almost 100% of the seedlings die in the following summer. Nowadays many *C. album* populations are in regression due to urbanizations, pine plantations, wild fires and competition with exotic invasive species, as *Acacia sp*.

In Asperillo site (Doñana Natural Park), where we have performed different ecological studies on this species for 20 years, *C. album* cover attained a 40% and it was the dominant species in the pioneer areas close to the cliff. Fruit production was high (1500-3500 fruits/m^2 plant), with a significant variability among individuals.

In June 2017, a big wild fire burnt 9856,64 has of pine plantations and Mediterranean scrub mostly in the area of Doñana Natural Park and it destroyed an extensive area of the biggest Spanish *C. album* population. A detailed monitoring of the burnt area has revealed that the plants exhibit an extraordinary sprouting capacity, especially on the dune open areas.

Finally, the conservation of this endemic species is underlined in this manuscript, linked to the available propagation methods, both for restoration and the development of a new crop.

Introduction

Corema album (L.) D. Don (Ericaceae), la camarina, es un arbusto dioico, multirramificado, endémico de la costa atlántica de la Península Ibérica, donde su área de distribución se extiende desde Finisterre y Camariñas (en el NW), hasta el estrecho de Gibraltar (en el S) (Álvarez-Cansino *et al.,* 2013). Se ha descrito una población aislada en terrazas de los acantilados de la Serra Gelada en Alicante, que pueden ser relictos de un área de distribución más amplia. En las Islas de Azores existen poblaciones de una subespecie, la *Corema album ssp azorica* Pinto (López-Dóriga, 2018). La otra especie del género, *Corema conradii* (Torr.) Torr. ex Loudon. tiene su área en el NE de Estados Unidos de Terranova a Massachusetts.

Las matas de camarina crecen sobre dunas o acantilados costeros, soportando una cierta movilidad del sustrato y raramente superan 1,5 m de altura, pero pueden asociarse formando manchas monoespecíficas con varios metros de diámetro. Las plantas que

crecen bajo pinar, generalmente son más altas, con las copas abiertas y gran cantidad de ramas muertas y presentan un estado hídrico peor que las plantas de zonas abiertas (Antunes *et al.,* 2018a).

Las hojas son ericoides, revolutas, cerradas por pelos estructurales y glandulares que conforman una cavidad donde se encuentran los estomas que se encuentran confinados en criptas (Antunes *et al*., 2018b).

Al ser una planta dioica, presenta pies masculinos y femeninos separados, aunque en las poblaciones meridionales se han encontrado individuos masculinos con flores hermafroditas (Zunzunegui *et al.*, 2006a).

El área biogeográfica de la especie se extiende sobre un acusado gradiente climático, desde un clima con características atlánticas en el norte peninsular a un clima mediterráneo con una fuerte sequía estival, en el sur (Figura 1). Sin embargo, no se han encontrado poblaciones que mostrasen un sesgo en la relación de sexos, como cabría esperar en los modelos tradicionales de plantas dioicas (Álvarez-Cansino *et al.*, 2010; Zunzunegui *et al.*, 2006).

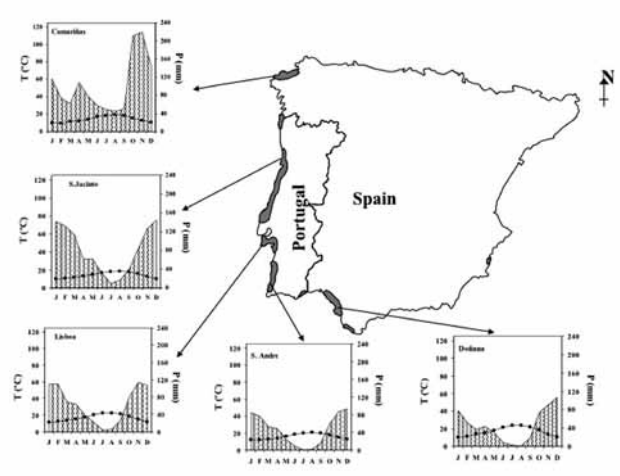


Figura 1. Mapa de la distribución biogeográfica de *Corema album* a lo largo de la costa atlántica de la península ibérica y diagramas ombrotérmicos de las estaciones donde se encuentran algunas de las poblaciones estudiadas.

Las flores son unisexuales, trímeras, con un periantio muy reducido, prácticamente inexistente. Las masculinas se agrupan en cimas terminales y muestran estambres externos con anteras rojizas y las femeninas se agrupan en cimas terminales o intercalares. La polinización es anemófila. Los frutos son tipo drupa, blancos con brillo nacarado, que recuerdan a perlas, y contienen generalmente 3 semillas.

Estos frutos son ricos en agua y ácidos fenólicos (León-González *et al.*, 2013), también se ha comprobado que poseen una elevada reflectancia en el ultravioleta cercano, debido a la abundancia de dos compuestos triterpénicos, los ácidos ursólico y oleanólico que le confieren su peculiar espectro de reflectancia (Diaz-Barradas *et al*., 2016). Los frutos maduran en verano, siendo consumidos por numerosos animales de las dunas que facilitan la germinación vía endozoocoria (Fedriani y Delibes, 2009). También han sido consumidos tradicionalmente por el hombre en poblaciones costeras (Gil-López, 2011). La producción de frutos es variable, pero en algunos lugares, como ocurría en Cuesta Maneli, podía alcanzar unos 7000-8000 frutos/m^2 de planta en condiciones óptimas (Figura 2), aunque los valores habituales se sitúan en el rango 1000-4000 frutos/m^2.

Las semillas germinan en el campo tras el periodo de lluvias. Hemos observado que el banco de plántulas forma a menudo manchas en zonas abiertas, asociadas a las letrinas de conejos, pero en las zonas mediterráneas la supervivencia de las mismas es prácticamente nula y toda la cohorte muere durante el verano.

Figura 2. Planta y detalle de rama de *Corema album* femenina con frutos maduros en el mes de agosto de 2015. Cuesta Maneli, Médano de El Asperillo, Parque Natural de Doñana.

En las Islas Cíes (Pontevedra) se ha visto que la mayor densidad de plántulas de *C. album* también se encuentra en zonas abiertas y que los principales dispersores son gaviotas, mirlos y conejos, depositando las semillas en distintos microhábitats (Calviño-Cancela, 2002).

Nuestros estudios han mostrado que en la actualidad hay muchas poblaciones en regresión debido a distintos factores como urbanizaciones, campos de golf, carreteras, falta de regeneración natural, fuegos, plantaciones forestales y plantas invasoras (Álvarez-Cansino *et al.,* 2013; Clavijo *et al.*, 2002). En la costa atlántica de Portugal se llevaron a cabo, a lo largo de la primera mitad del siglo XX, extensas plantaciones de diferentes especies del género *Acacia* con el fin de frenar el movimiento de las dunas. Estas especies se han convertido en invasoras, compitiendo con las especies autóctonas por el agua y el espacio y eutrofizando el suelo con nitrógeno, afectando gravemente la

supervivencia de las comunidades dunares (resistentes al estrés), como es el caso de *C. album* (Antunes *et al*., 2018b). *C. album* se encuentra incluida en la Lista Roja de la flora vascular de Andalucía, apareciendo como especie vulnerable (Cabezudo, B., S. Talavera, G. Blanca, C. Salazar, M. Cueto, B. Valdés, J. E. Hernández-Bermejo, C. M. Herrera, 2005)

En el Médano del Asperillo (Parque Natural de Doñana) nuestro grupo llevó a cabo numerosos estudios morfológicos y fisiológicos sobre esta especie. Algunos de los resultados permitieron sugerir que en esta zona las plantas femeninas poseían un mayor desarrollo radical que las masculinas, lo que les posibilitaba utilizar fuentes más profundas de agua (Álvarez-Cansino *et al.*, 2010) almacenar mejor los recursos disponibles (Álvarez-Cansino *et al*., 2010) y mantener un estado hídrico más favorable al final del verano, mostrando un potencial hídrico significativamente menos negativo que las masculinas a final de la sequía estival (Díaz-Barradas *et al.*, 2018).

En el Asperillo, siguiendo el gradiente del mar al interior, en 3 zonas contrastadas y aprovechando la pasarela de Cuesta Maneli, se estimó (año 2014) el Índice de Área Foliar (con un ceptómetro AccuPAR LP-80), la cobertura de *C. album* y de la comunidad arbustiva (con un método de frecuencias puntuales) y la producción de frutos en plantas femeninas, en el mes de julio (Tabla 1).

Zona	Cobertura C.album %	IAF	Producción de Frutos	H' comunidad
100 m playa	36	2,07±0,49	2171±1240	1,2
500 m playa	42	1,92±0,79	3467±1817	1,8
1000 m playa	43	2,30±0,81	1536±1005	2,0

Tabla 1. Estima de la cobertura de *C. album*, Índice de Área Foliar (IAF), producción de frutos (media±desviación típica) e índice de Shannon (H') de la comunidad arbustiva, en tres zonas contrastadas de la pasarela de Cuesta Maneli, siguiendo un gradiente del mar al interior.

Los resultados indican que la cobertura de *C. album* es elevada y que la diversidad vegetal va aumentando del mar hacia el interior, a medida que el sustrato se va estabilizando, permitiendo la entrada de nuevas especies como *Halimium halimifolium, H. calycinum, Rosmarinus officinalis, Cistus salvifolius*, *Osyris lanceolata* entre otras y la persitencia de manchas de pino piñonero (*Pinus pinea*), con pies poco desarrollados y frecuentes formas en bandera. El IAF de *C. album* es significativamente mayor en la zona interior ($P<0,05$) y la producción de frutos es máxima en la zona intermedia ($P<0,05$).

El incendio forestal de Las Peñuelas se inició la noche del 24 de junio de 2017, en unas condiciones de calor extremo y fuertes vientos, que facilitaron la propagación del

mismo a lo largo de varios días, dándose por extinguido el 4 de julio a las 13.30 horas. En este incendio ardieron unas 9856 hectáreas forestales, en un 80% formaciones de matorral con pino o pinar denso y afectó severamente al Médano del Asperillo donde se encontraba la mayor población de *Corema album* de España. Este enclave había sido estudiado por nuestro grupo de investigación a lo largo de 20 años.. El seguimiento de la zona quemada, a lo largo del primer año tras el fuego, reveló que *C. album* ha mostrado una fuerte regeneración vegetativa a partir del tronco basal semienterrado desde donde se desarrolla toda la estructura aérea (Figura 3).

Figura 3. Regeneración vegetativa de *Corema album* tras el fuego de 2017 en el Asperillo.

	Corral Muerto	Corral Muerto II	C Maneli	Enebros	Laguna Jaral
Intensidad Fuego	Moderada	Alta	Muy Alta	Muy Alta	Alta
Unidad vegetación	Sabinar	Médano	Médano	Médano	Médano
Cobertura vegetal	50%	30%	20%	10%	20%
Restos muertos	2	69	69	36	111
nº rebrotes	2	50	74	41	85
Long máxima rebrotes (cm)	10	28	23	23	28

Tabla 2. Resultados de la monitorización de la zona quemada en el Asperillo, datos de abril 2018 (a excepción del Corral del Muerto donde los datos son de febrero 2018). (Datos de Pablo García Murillo).

Los resultados fueron variables dependiendo de la cobertura vegetal y del nivel de enterramiento de esta estructura donde se encuentran las yemas (Tabla 2). Estos resultados evidencian que en la zona de bosque, como el enebral, la capacidad de rebrote es menor y la longitud de los rebrotes también es inferior. Probablemente en la zona de sabinar solo existieran plantas muy viejas, con un peor estado fisiológico. También en la zona de Cuesta Maneli y en la Laguna del Jaral el incremento en el número de rebrotes y el aumento en su longitud fue máximo, respectivamente, en septiembre de 2017 se contaron 37 y 49 rebrotes en las parcelas control, con una longitud media de 8-12 cm que aumentaron a 74 y 85 rebrotes, con una longitud media de 23-28 cm en las mismas parcelas, en abril de 2018.

En otra perspectiva, la destrucción de las poblaciones de Cuesta Maneli en el Asperillo, ha supuesto un duro golpe para nuestro grupo de Investigación de la Universidad de Sevilla que ha tenido una larga trayectoria de estudio sobre *Corema album* donde han colaborado investigadores de las universidades de Lisboa, y Santiago de Compostela, y Bayreuth y Agadir.

Conclusiones

La importancia ecológica, botánica, paisajística y etnobotánica de *C. album* pone de manifiesto que esta especie ofrece una gran cantidad de servicios ecosistémicos, tanto de abastecimiento (consumo de frutos, tanto para los animales, como humanos), regulación (mantenimiento de la arena, control del microclima y de la dinámica dunar) y culturales (turismo, paisaje, poemas y libros). El poeta onubense Juan Ramón Jiménez hablaba de la camarina como “las perlas comestibles que llenaron toda mi infancia”.

Por todos estos motivos, es fundamental hacer un esfuerzo de conservación de los hábitats dunares en su conjunto, además de establecer métodos adecuados de cultivo de esta especie, tanto por germinación, como por reproducción vegetativa (Álvarez-Cansino *et al.,* 2017). De esta forma se podrían disponer de bancos de genotipos para poder hacer frente a labores de restauración.

También podemos contemplar la posibilidad de introducirla en jardines de urbanizaciones costeras, como planta ornamental autóctona y de cultivarla con fines comerciales, para introducirla en el mercado de pequeños frutos y como planta de uso farmacológico con propiedades muy beneficiosas para la salud (León-González *et al.*, 2013).

Referencias

Álvarez-Cansino, L., Zunzunegui, M., Díaz-Barradas, M.C., 2017. Germination and clonal propagation of the endemic shrub Corema album, a vulnerable species with conservation needs and commercial interest. Nat. Prod. Commun. 12, 267–272.

Álvarez-Cansino, L., Zunzunegui, M., Díaz Barradas, M.C., Correia, O., Esquivias, M.P., 2013. Effects of temperature and rainfall variation on population structure and sexual

dimorphism across the geographical range of a dioecious species. Popul. Ecol. 55, 135–146. https://doi.org/10.1007/s10144-012-0336-3

Álvarez-Cansino, L., Zunzunegui, M., Díaz Barradas, M.C., Esquivias, M.P., 2010a. Gender-specific costs of reproduction on vegetative growth and physiological performance in the dioecious shrub Corema album. Ann. Bot. 106. https://doi.org/10.1093/aob/mcq197

Álvarez-Cansino, L., Zunzunegui, M., Díaz Barradas, M.C., Esquivias, M.P., 2010b. Physiological performance and xylem water isotopic composition underlie gender-specific responses in the dioecious shrub Corema album. Physiol. Plant. 140. https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2010.01382.x

Álvarez-Cansino, L., Zunzunegui, M., Díaz Barradas, M.C., Esquivias, M.P., 2010. Gender-specific costs of reproduction on vegetative growth and physiological performance in the dioecious shrub Corema album. Ann. Bot. 106, 989–998. https://doi.org/10.1093/aob/mcq197

Antunes, C., Díaz Barradas, M.C., Zunzunegui, M., Vieira, S., Pereira, Â., Anjos, A., Correia, O., Pereira, M.J., Máguas, C., 2018a. Contrasting plant water-use responses to groundwater depth in coastal dune ecosystems. Funct. Ecol. 32, 1931–1943. https://doi.org/10.1111/1365-2435.13110

Antunes, C., Pereira, A.J., Fernandes, P., Ramos, M., Ascensão, L., Correia, O., Máguas, C., 2018b. Understanding plant drought resistance in a Mediterranean coastal sand dune ecosystem: Differences between native and exotic invasive species. J. Plant Ecol. 11, 26–38. https://doi.org/10.1093/jpe/rtx014

Cabezudo, B., S. Talavera, G. Blanca, C. Salazar, M. Cueto, B. Valdés, J. E. Hernández-Bermejo, C. M. Herrera, C.R.H. y D.N., 2005. Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía, Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Calviño-Cancela, M., 2002. Spatial patterns of seed dispersal and seedling recruitment in Corema album (Empetraceae): the importance of unspecialized dispersers for regeneration. J. Ecol. 90, 775–784. https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2002.00711.x

Clavijo, A., Diaz-Barradas, M.C., Ain-Lhout, F., Zunzunegui, M., Correia, O., 2002. A fragmentação como causa principal da redução do habitat de Corema album na sua área de distribuição. Rev. Biol. 20, 109–120.

Diaz-Barradas, M.C., Costa, C., Correia, O., León-González, A.J., Navarro-Zafra, I., Zunzunegui, M., Alvarez-Cansino, L., Martín-Cordero, C., 2016. Pentacyclic triterpenes responsible for photoprotection of Corema album (L.) D.Don white berries. Biochem. Syst. Ecol. 67, 103–109. https://doi.org/10.1016/j.bse.2016.05.009

Díaz-Barradas, M.C., Zunzunegui, M., Correia, O., Ain-Lhout, F., Esquivias, M.P., Álvarez-Cansino, L., 2018. Gender dimorphism in Corema album across its biogeographical

area and implications under a scenario of extreme drought events. Environ. Exp. Bot. 155, 609–618. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2018.08.011

Fedriani, J.M., Delibes, M., 2009. Functional diversity in fruit-frugivore interactions: A field experiment with Mediterranean mammals. Ecography (Cop.). 32, 983–992. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05925.x

Gil-López, M., 2011. Etnobotánica de la camarina (Corema album, Empetraceae) en Cádiz. Acta Bot. Malacit. 36, 137–144.

León-González, A.J., Truchado, P., Tomás-Barberán, F.A., López-Lázaro, M., Barradas, M.C.D., Martín-Cordero, C., 2013. Phenolic acids, flavonols and anthocyanins in Corema album (L.) D. Don berries. J. Food Compos. Anal. 29, 58–63. https://doi.org/10.1016/j.jfca.2012.10.003

López-Dóriga I.L., 2018. The Archaeobotany and Ethnobotany of Portuguese or White. Ethnobiol. Lett. 9, 19–32. https://doi.org/10.14237/ebl.9.2.2018.1069

Martins, A., Freitas, H., Costa, S., 2017. Corema album: unbiased dioecy in a competitive environment. Plant Biol. 19, 824–834. https://doi.org/10.1111/plb.12584

Zunzunegui, M., Díaz Barradas, M.C., Clavijo, A., Alvarez Cansino, L., Ain Lhout, F., García Novo, F., 2006a. Ecophysiology, growth timing and reproductive effort of three sexual foms of Corema album (Empetraceae). Plant Ecol. 183, 35–46. https://doi.org/10.1007/s11258-005-9004-4

Zunzunegui, M., Díaz Barradas, M.C., Clavijo, A., Alvarez Cansino, L., Ain Lhout, F., García Novo, F., 2006b. Ecophysiology, growth timing and reproductive effort of three sexual foms of Corema album (Empetraceae). Plant Ecol. 183. https://doi.org/10.1007/s11258-005-9004-4

Camarinas en el Asperillo. Imagen Mari Cruz Diaz Barradas.

Las camarinas, esas perlas comestibles que llenaron toda mi infancia. Esas camarinas blanquiverdes, con su semilla negrita trasparentándose, tan redonditas, tan perfectitas, tan riquísimas de su sabor acidoso, esas preciosas camarinas de la playa que sólo se crían en Moguer, según la academia, y son todas para ti y para mí y para los carabineros, los fareros y los pobres que vienen de Sanlúcar por las playas de Castilla

¡Y lo que se pierden otros! ¿Habrá gozo mayor que encontrarnos una planta de camarinas en la arena chorreante, toda llena además de ellas ricas de toda la frescura ácida de la vida y deseando dárnoslas a nosotros solos? ¿Por que si no las encontramos nosotros, quién se sorbería esas camarinas, esas perlasuvaslágrimasgotas de rocío?

Vamos, Platero, vamos ahora mismo a las playas de Castilla a decirles a las camarinas que sólo existen aquí en Moguer, en la Tartéside, y que sólo nos las hemos comido tú y yo, los carabineros, los fareros, los pobres de la playa y, claro, todos los tartesios, todos los fenicios, todos los romanos, todos los moros y todos los cristianos que como tú y yo las encontrarían cuando iban muertos de sed por las playas de la barra y que, sin duda, no sabían ninguno de ellos, como tú y yo lo sabemos, que sólo ellos las comían y las bebían.

Adiciones de Juan Ramón Jiménez a las ediciones de 1914 y 1917 de *Platero y yo*, recogidas en Jiménez, Juan Ramón. *Platero y yo,* edición de Ricardo Gullón. Madrid, Taurus, 1959, pp. 260-261.

INCENDIOS FORESTALES EN 2017. NUEVOS ESCENARIOS

Mercedes Casal

Departamento de Biología Funcional, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela

mercedes.casal@usc.es

En Portugal el año 2017 resultó fatal por grandes incendios ocurridos en junio (Pedrógão), agosto y octubre. Se registraron un total de 98 fallecidos y se produjeron megaincendios (> de 10.000ha). También 2005 fue un año con muchos incendios problemáticos que afectaron a la interfase rural-urbana.

En Francia, en 2017, en la zona que cubre el programa Prometeo (15 departamentos del mediterráneo y Córcega) se registraron 19.594 ha quemadas. En julio, en Le Var tuvieron que desalojar a 10.000 personas que estaban en instalaciones turísticas de playa, lo que desencadenó muchas pérdidas económicas en el sector turístico. En 2003, año canicular y record ardieron un total de 73.000ha en toda Francia, de las cuales 61.424ha en zona Prometeo.

En España en 2017 ardieron casi 175.000ha, la mayoría de matorral. Hubo 6 fallecidos, 4 en Galicia, 1 en Gran Canaria y otro en Castilla-León. Hubo 52 Grandes Incendios (GIF>500ha) y también Megaincendios (La Cabrera, agosto, afectó a 12.000ha), en los que se generan pirocúmulos, masas que al elevarse a capas altas de la troposfera se enfrían, y luego se desploman sobre el suelo haciendo que el fuego se expanda en su perímetro, potenciando así su propagación. Los años 2005 y 2006 fueron de grandes superficies quemadas.

En Galicia, en 2017 ardieron 50.000ha, gran parte cerca de poblaciones, en esa interfase rural-urbano, hubo 4 fallecidos. La mayor parte se produjeron en octubre, fuera ya de la época de incendios y sin los dispositivos del Plan de Incendios Forestales. El año 2006 fue el anterior año más catastrófico.

En Andalucía este año tuvo lugar en Junio el grave incendio de Las Peñuelas, que alcanzó el Parque Natural de Doñana (10.300ha) siendo desalojadas cientos de personas y el incendio de la Granada de Riotinto (4.000ha) en un paisaje escarpado de difícil intervención.

En Galicia el problema de los incendios forestales es recurrente, afectando a superficies importantes en la década de los 70 (26% del terreno forestal incendiado) y los 80 (34% el terreno forestal incendiado), y a áreas menores en las décadas siguientes, debi-

do al enorme esfuerzo económico y organizativo en materia de extinción en los 90 (5x). Hay zonas como los montes de Muros y de Carnota, y la Sierra de Barbanza, zonas de clima netamente oceánico que tienen una elevada recurrencia de incendios forestales.

En años recientes tanto en Portugal como en Galicia se produjeron grandes incendios y también incendios en la interfase urbano-rural, lo que genera escenarios diferentes para la extinción y para la gestión forestal.

El abandono del espacio rural y los cambios de usos del territorio, la sequía, el viento y la topografía son elementos clave en el nuevo escenario de incendios

El impacto del fuego sobre los sistemas forestales depende de múltiples variables estructurales y meteorológicas, principalmente. Es importante conocer el papel que tiene el fuego en los daños causados sobre el suelo y la vegetación, así como en la probabilidad de que se produzca erosión del suelo y en las posibilidades de regeneración vegetal y animal posterior al fuego.

Actualmente se usan metodologías de imagen, de escalas distintas. La comparación de la información obtenida mediante las imágenes de diferente resolución espacial, entre sí y con la obtenida en campo, al medir diferentes variables de la vegetación a distintas escalas también, permitirá finalmente evaluar y predecir los efectos y la regeneración posfuego mediante herramientas de imagen seguras.

Por otra parte, dentro del escenario del Cambio Global, hay que destacar el Cambio Climático que va a traer nuevos escenarios de incendios extensos, y también el problema de las Invasiones Biológicas, que es más grave en las zonas atlánticas que en otras zonas continentales. En este Simposio se abordaron las principales características que relacionan el fuego con la diseminación de Especies de Plantas Invasoras.

El tratamiento de toda la información, de imágenes, datos de campo y de laboratorio de suelos, de vegetación, etc., requiere equipos multidisciplinares, y después de ser integrada resultará una información de utilidad para la gestión posincendio de los ecosistemas propensos al fuego y para definir en algunos territorios los planes de gestión de plantas Exóticas Invasoras.

Además, los incendios forestales tienen una vertiente social importante. El abandono del espacio rural y los cambios de usos del territorio constituyen elementos clave en los escenarios de incendios. Por eso son fundamentales las medidas de prevención de incendios, la recuperación del rural, la ordenación del territorio, las regulaciones de plantaciones industriales, entre otras.

Es fundamental realizar la difusión de resultados científicos entre los gestores, los propietarios y los usuarios de los servicios ecosistémicos del monte, motivo por el que son necesarias e importantes las reuniones científicas como este Simposio y la publicación de sus ponencias, haciéndolas accesibles a la sociedad.

Afortunadamente en 2018, el año de nuestro Simposio, y pese al caluroso verano, ha descendido el numero de incendios, Hasta el 26 de Agosto, de acuerdo con los datos del MAPAMA, se han quemado 18.572ha, cuatro veces menos que en 2017. De los 4.804 incendios registrados, 3.466 fueron pequeñas superficies de menos de 1ha.

Es importante reconocer a la Academia de Ciencias Sociales y del Medio Ambiente, por la organización del Simposio, a la Fundación Caja Rural del Sur por sus facilidades y financiación y a la Junta de Andalucía por la edición de este volumen.

Incendio de Pedrógão, Portugal, del 17 al 25 de Junio de 2017.
Afectó a 53.000ha, destruyó 500 viviendas y causó 64 muertos y 135 heridos.

Índice

Antonio Pascual

Presentación 7

1. Juli G. Pausas

Los incendios forestales, encrucijada natural y social 9

2. Francisco García Novo

Efectos ecológicos de los incendios de Doñana 15

3. Mercedes Casal, Juan García-Duro, Jesús Pereiras, Xosé Manoel Pesqueira, Mercedes Rivas y Otilia Reyes.

Modelos ecológicos en la regeneración tras incendio de la vegetación atlántica. Aplicaciones a la restauración 33

4. Cristina Fernández, José Antonio Vega y Teresa Fontúrbel

Rehabilitación de emergencia después de incendio en Galicia 47

5. Javier Madrigal, Mercedes Guijarro, Cristina Carrillo y Carmen Hernando

Gestión posincendio como apoyo a la regeneración natural en áreas quemadas 61

6. Otilia Reyes, Oscar Cruz, Juan García-Duro, Diego Arán, Raquel Gago, Sheila Fernández-Riveiro y Mercedes Casal

Especies invasoras e incendios forestales en el NW de la península ibérica . . 75

7. Fernando Ojeda

Brezales, pinares y fuego: forestación y erosión de la biodiversidad 89

8. José María Baldasano

Impactos y vulnerabilidad de España frente al actual cambio climático 99

9. Cristina Montiel Molina

La presencia histórica del fuego en el territorio 113

10. Ricardo Díaz-Delgado y Javier Ruíz-Ramos

La teledetección en la caracterización del régimen de incendios y de los efectos sobre la vegetación 131

11. Inmaculada Aguado, Susana Martínez, Alba Viana-Soto, Emilio Chuvieco y Javier Salas

Uso de series temporales de imágenes de satélite en el seguimiento de áreas incendiadas 147

12. Susana Gómez

Vulnerabilidad del matorral mediterráneo de Chile a los incendios forestales: apuntes para su recuperación y conservación 163

13. Pablo García Murillo

El incendio de las Peñuelas de 2017 175

14. Mari Cruz Díaz Barradas, María Zunzunegui, Leonor Álvarez Canmsino y Pablo García Murillo

Impactos del incendio en la regeneración de un endemismo singular: *Corema album*. 197

15. Mercedes Casal

Incendios forestales en 2017. Nuevos escenarios 207

Contenidos

Algunos de los conceptos discutidos y localidades mencionadas en los textos
Los números se refieren al número de los capítulos que figuran en el índice adjunto
.

Abalario (El) 2, 13, 14
Adaptaciones 1
Antropoceno 1
Asperillo 2, 13, 14
Atractores (fire drivers) 9
Autosucesión 2
Peñuelas (Las) 13
Acebuche (El) 2, 7
Agresividad lluvia 4
Biomasa 2
Brezal mediterráneo, herriza 7
Cambio climático 8, 5
Cenizas 10
Choque térmico 3
Clareos, aclareos 5
Cobertura 3
Competencia interespecífica 5, 6
Corral 2, 13
Densificación 5
Doñana 2, 10, 13, 14
Ecosistema pirófilo 12
Empajado. 4, 5
Endemismos 7, 14
Erosión 4
Erosión biodiversidad 7
Escenario del fuego 9
Especies exóticas 6, 12, 14
Especies invasoras 6, 14
Estabilización de emergencia 4, 13
Estacionalidad 10
Estimulación por fuego 12
Evolución 1
Filtros de la diversidad 2
Firma espectral 10
Frecuencia de sequías 8
Fuego clandestino 9
Fuego prescrito y quema prescrita 2, 5
Fuego suelto 9
Garriga 12
Germinación 6, 12, 14
Gestión 1, 2, 5, 6, 7, 14
Hábitats de interés comunitario 13
Herriza 7
Huella de fuego 10
Incendios históricos 2, 9
Indicadores espectrales 11
Invasión 6, 12
Lidar 11
Madera quemada 5
Matorral de mancha 2
Matorral de naves 2
Monte blanco 2, 13
Monte negro 2, 13
Mulching (ver empajado) 4, 5

Olas de calor 8
Oscilación Atlántico Norte 8
Periodo de incendios 10
Pirotransición 9
Plantaciones forestales 1, 7
Posfuego, posincendio (sustituyendo a post-fuego, post-incendio)
Quema experimental 3
Quema prescrita, fuego prescrito 2, 5
Rebrote 1, 2, 14
Recuperación 2
Recurrencia fuegos 6
REDIAM 10
Reflectividad 10, 14
Regeneración 2, 3, 11, 12, 14
Régimen de fuegos 1, 9, 10, 12
Rehabilitación 4
Resiliencia 5, 10, 13
Resistencia 5
Respuesta al humo y calor 12
Restauración 1, 5, 12, 13
Riqueza específica 3
Sequía 8
Series temporales de imágenes 11
Severidad 11, 13
Serotinia 5
Sucesión 2, 3
Teledetección 10, 11,
Trayectoria de regeneración 11
Turbera 13
Vegetación simplificada 2
Vulnerabilidad 8

ESPECIES
Acacia dealbata 6
Acacia longifolia 6
Acacia mearnsii 6
Acacia melanoxylon 6
Agrostis curtisii 3
Aira cariophyllea 3
Anthriscus caucalis 12
Arbutus unedo 2
Argantoniella salzmannii 7
Aster squamatus 6
Athyrium filix-femina 4
Avena delicatula 3
Avenula marginata 3
Azara petiolaris 12
Briza media 3
Buddleja davidiii 6
Bupleurum foliosum 7
Calluna vulgaris 2, 3, 7
Castanea sativa 4
Cistus albidus 2
Cistus crispus 2
Cistus libanotis 2
Cistus populifolius 7
Cistus salviefolius 2, 14
Clematis vitalba 2
Conyza canadensis 6
Corema álbum, camarina 2, 13, 14
Cortaderia selloana 6,
Cryptocarya alba 12
Crocus clusii 7
Cururo, Spalacopus cyanus 12
Daboecia cantábrica 3
Daphne gnidium 2,13
Dianthus hyoxianus 2
Drosophyllum lusitanicum 7
Erica australis 7
Erica ciliaris 13
Erica scoparia 2
Erica umbellata 2,7
Eucaliptos 2, 13
Eucalyptus globulus 6
Frangula alnus 2, 13
Fraxinus angustifolius 2
Fumaria capreolata 12
Genista tridens 7
Halimium alyssoides 3
Halimium calyciunum 13, 14
Halimium halimifolium 2, 13, 14
Helichrysum italicum 2
Helichrysum stoechas 2
Helenium aromaticum 12
Holcus mollis 4
Lavandula pedunculata 2
Linaria viscosa 13
Linaria juncea 13
Lithraea caustica 12
Mirtus communis 2
Muehlembeckia hastula 12
Nerium oleander 2
Oenothera galzioviana 6
Olea europaea silvestris 2
Osmunda regalis 1, 13
Osyris lanceolata 14
Pedumus boldus 12
Phlomis compositae 2
Phlomis purpurea 2
Phyllirea angustifolia 2
Phyllirhea media 2
Pinus pinaster 3, 5, 7
Pinus pinea 2, 5, 13, 14
Pinus silvestris 5
Pinus uncinata 5
Pyrus bourgeanus 2
Pyrus cordata 4
Pistacia lentiscus 2, 7, 13
Podanthus mitiqui 12
Poypodium vulgare 4
Pteridium aquilinum 2, 4
Pterospartum tridentatum 7
Quercus coccifera 2, 7
Quercus lusitanica 7
Quercus pyrenaica 5, 7, 8
Quercus robur 3
Quilaja saponaria 12
Retanilla trinerva 12
Rhamnus aleaternus 2
Rhamnus oleoides 2
Robinia pseudoacacia 6
Rosmarinus officinalis 2, 14
Rubus ulmifolius 2
Ruscus aculeatus 2
Senecio jcobea 2
Scrofularia frutescens 2
Silene gaditana 7
Smilax aspera 2
Sphagnum inundatum 13
Stauracanthus bovini 7
Stauracanthus genistoides 2, 13

Stellaria holostea 4
Teucrium capitatum 2
Thymus baeticus 2
Tuberaria guttata 3
Ulex baeticus 2
Ulex europaeus 3
Ulex gallii 3
Vitis vinífera 2
Vulpia bromoides 3