MEDhyCON

Mediterranean Ecogeomorphological and Hydrological Connectivity Research Team

GOIB CONSELLERIA MEDI AMBIENT, AGRICULTURA I PESCA / DIRECCIÓ GENERAL ESPAIS NATURALS I BIODIVERSITAT

Obra Social "la Caixa"

GESTIÓ AMBIENTAL POST-INCENDI FORESTAL — ESTRANY I GAGO

GESTIÓ AMBIENTAL POST-INCENDI FORESTAL

MONITORATGE I CONTROL DE PROCESSOS ECOGEOMORFOLÒGICS AMB TECNOLOGIES DE PRECISIÓ

EDITAT PER JOAN ESTRANY I JORGE GAGO

Editat per Joan Estrany i Jorge Gago

MONITORATGE I GESTIÓ AMBIENTAL POST-INCENDI

CONTROL DE PROCESSOS ECOGEOMORFOLÒGICS AMB TECNOLOGIES DE PRECISIÓ

GOIB CONSELLERIA MEDI AMBIENT, AGRICULTURA I PESCA / DIRECCIÓ GENERAL ESPAIS NATURALS I BIODIVERSITAT

Obra Social "la Caixa"

GOIB CONSELLERIA MEDI AMBIENT, AGRICULTURA I PESCA / INSTITUT BALEAR NATURA

CINC ANYS DEL GRAN INCENDI FORESTAL D'ANDRATX

2013-2018

Editat per

Joan Estrany

Universitat de les Illes Balears, Departament de Geografia i Institut d'Investigacions Agroambientals i Economia de l'Aigua

Jorge Gago

Universitat de les Illes Balears, Departament de Biologia i Institut d'Investigacions Agroambientals i Economia de l'Aigua

GOIB CONSELLERIA MEDI AMBIENT, AGRICULTURA I PESCA / DIRECCIÓ GENERAL ESPAIS NATURALS I BIODIVERSITAT

Obra Social "la Caixa"

Universitat de les Illes Balears

MEDhyCON Mediterranean Ecogeomorphological and Hydrological Connectivity Research Team

INAGEA

Els Editors Joan Estrany Bertos i Jorge Gago Mariño, Grup de Recerca en Hidrologia i ecogeomorfologia en ambients mediterranis –MEDhyCON, http://medhycon.uib.cat, Universitat de les Illes Balears, Carretera de Valldemossa, km 7.5, 07122 Palma, Mallorca, Espanya

Copyright © 2019 Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears. Universitat de les Illes Balears –MEDhyCON. Tots els drets reservats.
Cap part d'aquesta publicació es pot reproduir o transmetre en qualsevol format o per qualsevol mitjà, electrònic o mecànic, inclosa fotocòpies, enregistrament o qualsevol sistema d'emmagatzematge i recuperació d'informació, sense el permís escrit per part dels editors. Aquest llibre i les contribucions individuals que conté estan protegides pels drets d'autoria dels editors.

Avisos

El coneixement i les millors pràctiques en aquest camp canvien constantment. A mesura que una nova investigació i experiència ampliïn la nostra comprensió, els canvis en els mètodes d'investigació o pràctiques professionals poden ser necessaris.

Els professionals i els investigadors han de confiar sempre en la seva pròpia experiència i coneixement per avaluar i utilitzar qualsevol informació, mètodes, compostos o experiments descrits en aquest document. En utilitzar aquesta informació o mètodes, ha de tenir en compte la seva pròpia seguretat i la seguretat dels altres, incloses les parts per a qui tenen una responsabilitat professional.

Ni els editors ni els autors assumeixen cap responsabilitat per lesions i/o danys a persones o béns com a responsabilitat derivada de productes, negligència o d'una altra manera, o per qualsevol ús o funcionament de qualsevol mètode, producte, instruccions o idees contingudes en aquest material.

ISBN: 978-84-8384-400-7

Dipòsit legal: 391-2019

Maquetació: Joan Estrany Bertos

Disseny de la portada: Narcís Rodríguez Estarelles

Imatge de portada: Sa Coma Calenta, Andratx, Xarxa Forestal de les Illes Balears

Impressió realitzada a la Unitat de Reprografia de la Comunitat Autònoma de les Illes Balears

Juny 2019

Índex

Llista d'autors ..... **i**
Pròleg ..... **iii**
Agraïments ..... **v**

INTRODUCCIÓ *1*
Incendis forestals i riscos de desertificació en un context de canvi global
Joan Estrany, Jorge Gago

CAPÍTOL 1 ..... *25*
Andratx 2013, gestió forestal després d'un gran incendi
Joan A. Santana, Artur Barceló

CAPÍTOL 2 ..... *47*
Hidrologia i transport de sediment post-incendi en rius mediterranis
Josep Fortesa, José Andrés López-Tarazón

CAPÍTOL 3 ..... *65*
Detecció de zones d'erosió en conques de drenatge afectades per incendis forestals
Julián García-Comendador

CAPÍTOL 4 ..... *81*
Impactes del foc i de les terrasses agrícoles en la qualitat dels sòls
Aleix Calsamiglia

CAPÍTOL 5 ..... *97*
La regeneració post-incendi de la comunitat vegetal: el cas d'Andratx
Marc Carriquí, Miquel Nadal

CAPÍTOL 6 ..... *111*
Gestió ambiental post-incendi a través de la mesura automatitzada de variables físiques
Bartomeu Alorda Ladaria

CAPÍTOL 7 ..... *125*
Pautes espacio-temporals de recuperació forestal post-incendi
Maurici Ruiz Pérez

Llista d'autors

Bartomeu Alorda Ladaria. Professor Titular d'Enginyeria Electrònica, Grup de Recerca en Hidrologia i ecogeomorfologia en ambients mediterranis –MEDhyCON. Departament de Física. Institut d'Investigacions Agroambientals i Economia de l'Aigua –INAGEA, Universitat de les Illes Balears, tomeu.alorda@uib.cat.

Artur P. Barceló Tortella. Servei de Gestió Forestal i Protecció del Sòl. Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca. Govern de les Illes Balears, apbarcelo@dgmambie.caib.es.

Aleix Calsamiglia Reguant. Contractat pre-doctoral FPI BES-2013-062887 finançat pel Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades del Gobierno de España. Grup de Recerca en Hidrologia i ecogeomorfologia en ambients mediterranis –MEDhyCON. Departament de Geografia. Institut d'Investigacions Agroambientals i Economia de l'Aigua –INAGEA. Universitat de les Illes Balears, aleix.calsamiglia@gmail.com.

Marc Carriquí Alcover. Contractat pre-doctoral FPI/1700/2014 finançat per la Conselleria d'Innovació, Recerca i Turisme del Govern de les Illes Balears, Grup de Recerca en Biologia de les plantes en condicions mediterrànies –PLANTMED. Departament de Biologia. Institut d'Investigacions Agroambientals i Economia de l'Aigua –INAGEA. Universitat de les Illes Balears, mcarriqui@gmail.com.

Joan Estrany Bertos. Professor Titular de Geografia Física, Grup de Recerca en Hidrologia i ecogeomorfologia en ambients mediterranis –MEDhyCON. Departament de Geografia. Institut d'Investigacions Agroambientals i Economia de l'Aigua –INAGEA. Universitat de les Illes Balears, joan.estrany@uib.cat.

Josep Fortesa Bernat. Contractat pre-doctoral FPI/2048/2017 finançat per la Conselleria d'Innovació, Recerca i Turisme del Govern de les Illes Balears. Grup de Recerca en Hidrologia i ecogeomorfologia en ambients mediterranis –MEDhyCON. Departament de Geografia. Institut d'Investigacions Agroambientals i Economia de l'Aigua –INAGEA. Universitat de les Illes Balears, josep.fortesa@uib.cat.

Jorge Gago Mariño. Contractat post-doctoral UIB, Grup de Recerca en Biologia de les plantes en condicions mediterrànies –PLANTMED. Departament de Biologia. Institut d'Investigacions Agroambientals i Economia de l'Aigua –INAGEA. Universitat de les Illes Balears, xurxogago@gmail.com.

Julián García Comendador. Contractat pre-doctoral FPU15/05239 finançat pel Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades del Gobierno de España. Grup de Recerca en Hidrologia i ecogeomorfologia en ambients mediterranis –MEDhyCON. Departament de Geografia. Institut d'Investigacions Agroambientals i Economia de l'Aigua –INAGEA. Universitat de les Illes Balears, julian.garcia@uib.cat.

José A. López Tarazón. Contractat post-doctoral Vicenç Mut-CAIB PD/038/2016 finançat per la Conselleria d'Innovació, Recerca i Turisme del Govern de les Illes Balears. Grup de Recerca en Hidrologia i ecogeomorfologia en ambients mediterranis –MEDhyCON. Departament de Geografia. Institut d'Investigacions Agroambientals i Economia de l'Aigua –INAGEA. Universitat de les Illes Balears, ja.lopez@uib.cat.

Miquel Nadal Nadal. Contractat pre-doctoral FPI BES-2015-07257 finançat pel Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades del Gobierno de España, Grup de Recerca en Biologia de les plantes en condicions mediterrànies –PLANTMED. Departament de Biologia. Institut d'Investigacions Agroambientals i Economia de l'Aigua –INAGEA. Universitat de les Illes Balears, m.n.nadal92@gmail.com.

Maurici Ruiz Pérez. Professor Contractat Doctor interí de Geografia Humana, Director del Servei de Sistemes d'Informació Geogràfica i Teledetecció –SSIGT, Grup de Recerca en Hidrologia i ecogeomorfologia en ambients mediterranis –MEDhyCON. Departament de Geografia. Universitat de les Illes Balears, maurici.ruiz@uib.es.

Joan A. Santana Morro. Servei de Gestió Forestal i Protecció del Sòl. Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca. Govern de les Illes Balears, jasantana@dgmambie.caib.es.

Pròleg

La natura, per definició, és dinàmica i canviant. Els propis cicles naturals, a vegades sobrevinguts per episodis catastròfics, fan dels nostres ecosistemes espais mòbils que, des de les múltiples sinergies entre els agents biòtics i abiòtics que els formen, deriven en terrenys d'una elevada complexitat. En aquest context, els incendis forestals es poden situar, sens dubte, com un dels exemples paradigmàtics envers a aquestes situacions d'interferència, no sols per l'impacte físic que genera el foc sobre les masses forestals, sinó de cada cop més també, sobre infraestructures i vivendes, incrementant els efectes derivats sobre el territori a mig i llarg termini.

La tendència general ja coneguda, a escala planetària i en part impulsada per les alteracions climàtiques intensificades pels efectes del canvi global, fan que els incendis forestals siguin de cada vegada més recurrents, intensos i continus, marcant endemés una tendència especifica cap el que han estat definits com els grans incendis forestals. Les condicions climàtiques impulsores, la major quantitat de combustible exposat derivat d'un abandonament generalitzat de les masses forestals i l'increment exponencial de les zones urbano-forestals dibuixen un escenari on els efectes d'aquests episodis són de cada vegada més importants tot requerint d'anàlisis holístiques. A part de les lògiques tasques d'extinció, no ens cal oblidar la importància que es desprenen de les polítiques de prevenció les quals, alhora, s'han d'encaixonar dins el que ha de ser la gestió forestal des de la seva perspectiva més integral i integrada.

Amb aquest panorama, complex des de l'origen al seu resultat final, el coneixement sobre els factors que provoquen els incendis, els mecanismes de la seva prevenció i extinció i la gestió dels efectes derivats, esdevé una línia de treball fonamental per tal de pal·liar-ne les conseqüències futures i, en definitiva, generar un entramat que ens faci manco vulnerables envers aquestes situacions.

Així doncs, el llibre que es presenta és un exemple pragmàtic derivat del seguiment que, des del greu incendi sofert al ponent de la Serra de Tramuntana el 2013, s'ha fet de la gestió ambiental de la zona afectada. Un llibre amb un nítid esperit científic i empíric que, basat amb metodologies innovadores, dibuixa a través de 8 capítols l'evolució dels diferents paràmetres analitzats, amb sèries temporals representatives que permeten desxifrar els comportaments dels elements físics i ecològics sobre el terreny i per extensió, emmarcar-los dins les interferències derivades de l'incendi. És doncs una il·lustració del què es coneix com a transferència del coneixement, la qual, a partir de la generació de dades quantitatives, incrementa la capacitat de gestió i prevenció per part dels òrgans gestors.

Les sinergies entre l'administració i les institucions acadèmiques i científiques són cabdals per seguir amb el desenvolupament d'aquest coneixement i, el més important encara, per generar mecanismes i eines que ens permetin a tots i totes, com a societat,

gestionar i manejar de la millor manera possible el nostre medi natural enfront a situacions que li generen un impacte sever.

Dr. Miquel Mir Gual
Director General d'Espais Naturals i Biodiversitat
Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca
Govern de les Illes Balears

Agraïments

Volem donar les gràcies a amics i familiars pel suport i paciència en tot moment.

Al Sr. Luis Berbiela Mingot, Cap del Servei de Gestió Forestal i Protecció del Sòl, per la seva perserverança en la gestió forestal així com la clarividència en pro de la recerca aplicada com a instrument de millora dels processos de gestió integral del medi natural.

Aquest llibre ha estat possible gràcies al finançament de:

- Fundació "la Caixa".
- Servei de Gestió Forestal i Protecció del Sòl del Govern de les Illes Balears.
- Acció Especial de Recerca i Desenvolupament AAEE0035/2017 "Monitoratge de la regeneració post-incendi a Andratx: limitació de la recuperació vegetal per l'erosió". Conselleria d'Innovació, Recerca i Turisme del Govern de les Illes Balears.
- Acció Especial de Recerca i Desenvolupament AAEE0036/2017 "Bones pràctiques per la captura de dades del territori a través de la connexió de sensors a la xarxa LoraWAN pública ". Conselleria d'Innovació, Recerca i Turisme del Govern de les Illes Balears.
- Projecte CGL2012-32446 "Conectividad hidrológica y de sedimentos en tres cuencas de drenaje de ambientes mediterráneos diferenciados. Impactos del Cambio Global", Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades del Gobierno de España.
- Projecte CGL2017-88200-R "Conectividad funcional hidro-sedimentaria en cuencas mediterráneas: escenarios de cambio global". Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, Agencia Estatal de Investigación (AEI), Gobierno de España. Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).
- Projecte "MEDiterranean HYdrological and HYperspectral monitoring of landscape CONnectivity in contrasting Mediterranean insular catchments (Mallorca, Spain)". European Facility for Airborne Research-EUFAR, FP7.

INTRODUCCIÓ

INCENDIS FORESTALS I RISCOS DE DESERTIFICACIÓ EN UN CONTEXT DE CANVI GLOBAL

INTRODUCTION

WILDFIRES AND RISK OF DESERTIFICATION IN A GLOBAL CHANGE CONTEXT

Abstract: In the context of global change, the forest area in Europe has undergone a process of continuous expansion during the last decades causing an accumulation of forest fuel, increasing the risk of "large forest fires". The proliferation of housing in the wildland urban interface makes them much more dangerous. After a fire, quality of vegetation, gradient slope, soil type, fire severity, rainfall intensity, the presence of soil conservation structures or the post-fire management, are some of the most important complex variables involved in environmental processes at burned landscapes. The territorial and socio-environmental impact of the forest fire in 2013 occurred in the Pariatge County (Mallorca), highlighted the need to link forest management and research with technological and interdisciplinary advances. This book analyses the role of geomorphological processes at different spatial and temporal scales in the vegetation recovery from the affection and severity of the forest fire and the post-fire management carried out combining a multitude of precision technologies at the Torrent de Sa Font de la Vila catchment (Andratx). The objective is transferring scientific knowledge to the forest management, making the long-term landscape restoration more efficient through ecosystem resilience.

INCENDIS FORESTALS I RISCOS DE DESERTIFICACIÓ EN UN CONTEXT DE CANVI GLOBAL

Joan Estrany[1,2], Jorge Gago[2,3]

[1] Grup de Recerca en Hidrologia i ecogeomorfologia en ambients mediterranis –MEDhyCON (http://medhycon.uib.cat), Departament de Geografia, Universitat de les Illes Balears, Palma

[2] Institut d'Investigacions Agroambientals i d'Economia de l'Aigua –INAGEA (http://inagea.com), Universitat de les Illes Balears, Palma

[3] Grup de Recerca en Biologia de les plantes en condicions mediterrànies (http://plantmed.uib.es), Departament de Biologia, Universitat de les Illes Balears, Palma

Resum: En el context de canvi global actual, l'abandonament de pràctiques agrícoles en terres marginals ha fet que la superfície forestal a Europa hagi patit un procés d'expansió contínua durant les darreres dècades que ha causat una acumulació de combustible forestal, augmentant el risc que es produeixin "grans incendis forestals". La proliferació d'habitatges en interfície urbana forestal els fa endemés molt més perillosos. Després d'un incendi, moltes variables complexes estan implicades en els processos ambientals en paisatges cremats. L'estat de la vegetació, el pendent, el tipus de sòl, la severitat del foc, la intensitat de la pluja, la presència d'estructures de conservació de sòl o la gestió post-incendi, són algunes de les més importants. L'abast territorial i socioambiental de l'incendi forestal del 2013 a la comarca del Pariatge (Mallorca), palesà la necessitat de vincular gestió forestal i recerca amb avenços tecnològics i interdisciplinarietat com a nexes d'unió. Aquest llibre analitza el paper dels processos geomorfològics a diferents escales espacio-temporals en la recuperació de la vegetació a partir de l'afecció i severitat de l'incendi forestal i la gestió post-incendi realitzada combinant multitud de tecnologies de precisió a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila (Andratx). L'objectiu és transferir coneixement científic a la gestió dels espais forestals, fent la restauració paisatgística a llarg termini més eficient i eficaç mitjançant resiliència ecosistèmica.

1. INTRODUCCIÓ

1.1. La pirogeografia mediterrània

Els incendis forestals són considerats un dels factors causals més importants de degradació del sòl i els ecosistemes (Úbeda i Mataix-Solera, 2008). Aquesta degradació tanmateix acaba contribuint a la desertificació, amb un impacte significatiu en les poblacions humanes a més de repercussions derivades en el canvi global.

Val a dir, emperò, que la conca mediterrània ha estat sempre un entorn propens al foc, com demostra l'intens règim d'incendis forestals patit durant l'Holocè mitjà i tardà (6850–1160 BP, en llengua anglesa *Before Present*, abans del present; per convenció, abans de 1950, Carrión et al., 2003). Els estius càlids i secs, inherents al clima Mediterrani, són el factor principal que controla la pirogeografia dels ambients mediterranis. De la mateixa forma, el règim irregular de pluges present al clima mediterrani, caracteritzat per precipitacions d'alta d'intensitat en

períodes curts de temps, augmenta significativament el risc d'erosió post-incendi. Tanmateix, el foc i els incendis forestals han estat històricament i continuen sent una pertorbació natural dels ecosistemes mediterranis (Figura 1), destruint la major part dels teixits aeris de la vegetació forestal (Pausàs, 2010), fet que ha propiciat que la vegetació autòctona, sempre vinculada a la presència d'incendis, s'hagi adaptat a un règim de foc en particular mitjançant mecanismes de regeneració i germinació (Pausàs i Verdú, 2005). A més, algunes característiques (i.e., compostos volàtils, acumulació de branques i fulles) de moltes espècies piròfites mediterrànies (i.e., *Pinus halepensis*) afavoreixen la ràpida difusió dels incendis forestals per assegurar la seva permanència comunitària en contra d'espècies no adaptades. Aquest fenomen, per una banda, provoca que moltes espècies siguin més resistents al foc i puguin sobreviure tant en incendis de baixa intensitat (escorça gruixada) com d'elevada intensitat (capacitat de rebrotar d'arrel tot i la destrucció total o parcial de la part aèria de la planta). Per altra banda, moltes espècies esdevenen resilients al foc, és a dir, els exemplars d'aquella espècie no resisteixen les flames però presenten mecanismes que permeten la seva regeneració natural. És el cas de les pinyes seròtines dels pins, que romanen tancades durant anys fins que l'elevada temperatura del foc les obre i en provoca la dispersió de les llavors, afavorint que l'espècie sobrevisqui tot i que desapareguin els pins que hi havia abans de l'incendi.

Figura 1. Vista general del gran incendi d'Andratx, arribant a la mar a sa Punta des Carregador, dia 26 de juliol de 2013. Font: Xarxa Forestal.

Ara bé, aquestes adaptacions, tot i que confereixen una certa resistència i resiliència a la vegetació forestal mediterrània, no la converteixen en ignífuga, de manera que els incendis forestals constitueixen a dia d'avui, una de les principals causes de degradació dels espais forestals a l'Europa Mediterrània per dues tendències principals dels incendis forestals:

a) Major propensió a ser més intensos i severs. Hi ha més combustible al territori per mor de l'abandonament rural i augment de la superfície forestal en les darreres dècades i la major disponibilitat per cremar causat per la incidència del canvi climàtic, amb sequeres i altes temperatures més perllongades que causen un augment de l'estrès hídric de la vegetació i per afegitó la seva flamabilitat.

b) Increment de la recurrència, donada la major presència i interrelació de conductes humanes urbanes a l'entorn forestal (cases o urbanitzacions envoltades de vegetació forestal habitades per persones que no gestionen aquest entorn forestal) i l'augment d'incidents que això comporta, sobretot per negligències.

En el context de canvi global actual, la superfície forestal a Europa ha patit un procés d'expansió contínua durant les darreres dècades (Tomaz et al., 2013). Aquests processos d'aforestació naturals, són conseqüència de la disminució de l'agricultura i ramaderia, les estratègies de gestió forestal, polítiques de reforestació i una política efectiva de lluita contra incendis. Emperò, l'increment de la densitat de la vegetació condueix a una acumulació de combustible, el qual genera grans àrees potencialment inflamables, augmentant el risc que es produeixin els anomenats "grans incendis forestals" (en endavant GIF), classificats així quan es cremen més de 500 hectàrees. Aquest fet agreuja significativament els efectes dels incendis, fent-los més intensos –més combustible per cremar–, virulents –a major intensitat, major potencial per causar danys– i extensos –major continuïtat de combustible–, fenomen que provoca que en certes zones i en certes condicions ambientals, quedin totalment fora de la capacitat d'extinció dels operatius contra incendi.

El canvi climàtic és un procés que agreuja els impactes dels incendis forestals a la Regió Mediterrània, ja que allarga de manera important el període de sequera (sequeres molt més llargues i intenses). En situacions pre-incendi, incrementa la disponibilitat del combustible forestal al foc i genera escenaris propensos a noves plagues i malalties forestals, tot reduint la vitalitat dels boscos i, en definitiva, generant un paisatge menys resistent als incendis (Millar et al., 2007). Tanmateix, cal advertir que els escenaris de canvi climàtic preveuen una disminució potencial de la càrrega de combustible per l'efecte del clima sobre la productivitat primària neta (Turco et al., 2014). De totes formes, l'ús del sòl i els canvis de cobertura terrestre són un clar factor que incrementa la càrrega de combustible i

la connectivitat del paisatge forestal baix les condicions socioeconòmiques actuals a l'Europa Mediterrània, augmentant la possibilitat de GIF. Alhora, aquestes mateixes tendències d'increment de la temperatura atmosfèrica i l'estrès hídric associat suggereixen que les finestres post-incendi amb un clima adequat per a l'establiment d'arbres i la seva supervivència es produiran amb menys freqüència en les pròximes dècades (Stevens-Rumann et al., 2018). Les polítiques de gestió del foc a través de reducció de la càrrega de combustible i la continuïtat forestal amb cremes prescrites cada cop seran més cabdals per evitar els processos de canvi. Aquestes estratègies han de centrar-se en àrees d'alt valor, ja que aquests esforços poden no ser de la mateixa intensitat a tot arreu.

Així mateix, els incendis actuals són molt més perillosos ja que la proliferació d'habitatges a les zones forestals i a les zones d'interfície urbana forestal posa en greu perill a la població que viu en aquests espais. Endemés, aquesta població freqüentment presenta un *modus vivendi* urbà que no gestiona el medi que l'envolta sinó que, sovint, lluny de percebre el risc que comporta viure envoltat de vegetació forestal, percep aquesta vegetació com un privilegi que augmenta la seva qualitat de vida. Per tant, es tracta d'un escenari de major risc, ja que no només s'han reforestat naturalment antigues zones agrícoles que haguessin permès interrompre l'avanç del foc i a sobre amb una vegetació molt disponible per cremar, sinó que justament enmig d'aquestes zones s'hi han construït cases o urbanitzacions, on a més les persones què hi viuen no perceben el risc.

1.2. Risc de desertificació vinculat al foc en ecosistemes mediterranis

Després d'un incendi, moltes variables complexes estan implicades en els processos ecogeomorfològics que es poden donar a les conques de drenatge afectades. L'estat de la vegetació, el pendent, el tipus de sòl, severitat del foc, intensitat de la pluja, la presència d'estructures de conservació de sòl i aigua (p. ex. terrasses) i la gestió post-incendi, són algunes de les més importants. Tots aquests factors plegats, causen respostes divergents en quant a les taxes d'erosió i exportació fluvial de sediments en suspensió (Shakesby i Doerr, 2006, Moody et al., 2013).

L'alteració o eliminació de la vegetació redueix la intercepció, infiltració, evapotranspiració i captura dels sediments als vessants. A més, la pertorbació de certes propietats fisicoquímiques del sòl, com ara la seva capacitat d'infiltració, l'estabilitat estructural, textura o distribució de partícules (Úbeda i Outeiro, 2009) pot variar potencialment l'escenari original de connectivitat hidro-sedimentaria vessant-canal, les taxes de generació d'escorrentia superficial, erosió i, per tant, l'exportació de sediments durant el període de màxima pertorbació de l'àrea afectada pel foc, anomenat "finestra de pertorbació", derivat del concepte en llengua anglesa "window of disturbance". Molts estudis han

documentat un augment dels fluxos superficials (Scott et al., 1998; Cerdà i Doerr, 2005) i la reducció del temps de resposta de la generació d'escorrentia derivat de les pluges (Candela et al., 2005), especialment durant el primer any post-incendi. Aquest escenari augmenta la mobilització de sediments als vessants, així com la seva transferència als canals, incrementant el risc d'erosió, podent-se donar situacions degradació del sòl irreversibles.

L'erosió del sòl és un problema generalitzat a nivell mundial. La meteorització i posterior transport de les partícules de sòl generada a causa de l'acció dels diferents agents geomorfològics que actuen sobre la superfície de la terra, com l'aigua i el vent entre d'altres, pot arribar a generar problemes de diversa índole i magnitud, com poden ser la pèrdua del sòl fèrtil i, en conseqüència, la reducció de la seva capacitat productiva, l'augment dels fluxos de sediment als cursos fluvials, la degradació dels ecosistemes fluvials i litorals per l'acumulació excessiva de sediments i contaminants associats i fins i tot la desertificació de zones vulnerables.

Tot i que els processos erosius formen part dels cicle geomorfològic natural, existeixen nombrosos factors que poden pertorbar i/o incrementar el seu ritme natural. En aquest sentit, un dels factors causals més importants d'increment de l'erosió i degradació del sòl a la conca mediterrània són els incendis forestals (Úbeda i Outeiro, 2009).

1.3. La coberta forestal a les Illes Balears

L'abandonament rural a les Balears es palesa a partir de la dècada dels anys seixanta del segle XX, quan es deixen de banda l'activitat agrària i els treballs del bosc per a la dedicació al sector terciari (serveis). Amb tot, la superfície forestal a les Illes Balears, no ha deixat de créixer durant aquestes darreres dècades (1970-2010; MAPAMA, 2012). Per tant, l'abandonament generalitzat de l'activitat agrària –pasturatge, aprofitament forestal per a l'obtenció de fustes i llenyes, producció de carbó i calç, reducció del paisatge en mosaic que combina terrenys forestals amb agrícoles, abandonament del cultiu a les terrasses, etc.– ha propiciat un increment de la superfície forestal i una massiva acumulació de biomassa en aquests espais forestals, a més d'una continuïtat forestal del paisatge.

Actualment la distribució dels usos del sòl a Mallorca (Nivell 2 CORINE) es caracteritza per l'agricultura de secà (58% de la superfície, essent un 41% arbrada i un 17% herbàcia). En canvi, l'agricultura de reguiu només cobreix un 3% de la superfície de l'illa. Mentrestant, la coberta vegetal natural arriba al 34%, essent un 17% per a masses forestals, un 16% de matollar i 1% zones d'aiguamoll. Finalment, els usos urbans assoleixen un 5%. Emperò, aquesta distribució ha sofert un canvi important respecte la segona meitat del segle XX, tot seguint l'evolució analitzada a l'Inventario Forestal Nacional (IFN). Pel que fa a la massa forestal, des del 1971 (IFN-1) al 2010

(IFN-4), s'ha incrementat un 25%, passant de 176.590 a 220.785 ha. Es tracta d'un procés d'aforestació derivat de l'abandonament agrícola de terres marginals, sobretot a la Serra de Tramuntana i Serres de Llevant.

Aquesta transició forestal –inèdita des de l'època romana– té conseqüències en els processos ecogeomorfològics i es concreta, no només en un increment de superfície forestal, sinó també en l'assoliment d'estadis superiors. Les causes no en són d'altres que l'èxode rural encetat a la dècada dels anys 60 del segle XX, on gran part de la població activa passà a dedicar-se al sector terciari, primerament cap als nuclis turístics del litoral, i posteriorment amb un procés d'urbanització creixent de les àrees rurals i amb el turisme residencial. Pons (2011) quantificà aquest procés d'urbanització ja que al 1956 les zones urbanes representaven un 1,13% i al 2006 s'havien incrementat fins assolir el 5%. Precisament, transició forestal i procés creixent d'urbanització i rururbanització han suposat una ampliació marcada de la interfície urbana-forestal.

1.4. Implicacions ecogeomorfològiques en l'evolució del paisatge

Els paisatges són modelats per l'elevació, deformació i ruptura de la roca mare, a més de l'erosió, transport i deposició de sediments. En aquests processos geomorfològics cal emfatitzar que la vida juga un paper cabdal (Dietrich i Perron, 2006). Així, a escales de temps curtes, l'impacte de la biota és molt evident a través de la meteorització de les roques, la formació del sòl i l'erosió, l'estabilitat del pendent i les dinàmiques fluvials. Tot això està directament influenciat pels processos biòtics que intervenen en les reaccions químiques, dilaten el sòl i alteren la seva superfície creant sinèrgies acumulatives a través dels sistemes radicals de les plantes. A escala temporal geològica, els efectes biòtics són menys obvis però igualment importants: la biota afecta el clima i les condicions climàtiques determinen els mecanismes i les taxes d'erosió que l'evolució control topogràfic. A part de l'òbvia influència dels éssers humans, el paisatge resulta tenir un segell inconfusible de la biota, encara que la influència de la vida en la topografia és un tema que s'ha mantingut en gran part inexplorat. Els efectes biòtics s'inclouen explícitament en les lleis de l'erosió, de manera que aquests efectes són necessaris per explorar la forma intrínseca a petita escala en la qual els processos biòtics poden influir en la forma de paisatges sencers, i per determinar si aquests processos creen una topografia peculiar.

D'aquesta manera, les tendències recents en la recerca en geomorfologia fan més èmfasi en aquells treballs que contenen explícitament algun component ecològic o aplicació biòtica. La juxtaposició de processos físics, químics i biològics que operen en l'ambient representa un nexe interdisciplinar important entre la biologia i la geomorfologia. Com que l'objectiu explícit de la investigació geomorfològica i ecològica poques vegades és contribuir a l'altra banda,

les llacunes en el coneixement i la teoria comprometen la nostra capacitat per associar realment els dos camps.

1.5. Control de processos ecogeomorfològics amb tecnologies de precisió

1.5.1. La connectivitat hidrològica

Dins d'un context ecològic, la connectivitat del paisatge es refereix al grau en què el paisatge facilita o impedeix el moviment entre els diferents compartiments. La connectivitat del paisatge pot ser descrita en termes de connectivitat estructural, que és el grau en què els elements del paisatge són contigus o físicament units l'un a l'altre, i la connectivitat funcional, enllaç dels hàbitats mitjançant un procés (Turnbull et al., 2008). En un context hidrològic, la connectivitat s'utilitza per descriure la connexió entre zones productores de fluxos continus, i per tant que poden provocar l'erosió de sediments i nutrients (Müller et al., 2007). Aquests processos hidrològics estan íntimament relacionats com a resultat d'interaccions i retroalimentacions entre estructura i funció de l'ecosistema. Per exemple, la humitat del sòl varia tan espacial com temporalment, i és important per entendre la resposta biòtica a regions amb diferents graus d'aridesa i la seva influència sobre les respostes hidrològiques (Kurc i Small, 2007). En aquestes àrees, la interacció i retroalimentació entre el clima, els sòls, la vegetació i la topografia donen lloc a l'aparició de diferents patrons de vegetació i de redistribució de l'aigua, de manera que la quantitat d'aigua i sediments retinguts pel paisatge està relacionat amb la connectivitat aigües amunt i avall en un vessant, que depenen al seu torn de la cobertura vegetal (en evolució) (Saco et al., 2007).

La marcada alteració de la distribució espacial de la vegetació causada pels incendis forestals ve acompanyada per un notable increment de la connectivitat hidrològica del paisatge. Aquest fet provoca la pèrdua dels recursos hídrics dels ecosistemes i, en conseqüència, afecta el rendiment i el creixement de les plantes (Wilcox et al., 2003). Per tant, els canvis catastròfics –en la seva majoria irreversibles– tendeixen a la desertificació del paisatge (Walker et al., 1981; Scheffer et al., 2001). A més a més, Davenport et al. (1998) demostraren que petites alteracions per davall dels llindars crítics en la distribució espacial de la vegetació podrien donar lloc a grans canvis en la connectivitat hidrològica del paisatge. En sobrepassar aquests llindars de degradació, els ecosistemes pateixen "fugues", el que significa que la vegetació que queda perd, en gran mesura, la capacitat d'obstruir i capturar el flux superficial d'aigua i sediments (Ludwig et al., 2005). Aquestes reduccions en la disponibilitat de recursos podrien promoure una tendència a l'auto-degradació que augmenta la persistència de l'estat disfuncional del paisatge, maldament s'hagin eliminat les causes de la degradació (Suding et al., 2004). De fet, una disminució significativa de l'aigua (i.e., la humitat del sòl) i dels nutrients disponibles pel creixement de plantes

podrien reduir enormement la distribució espacial de la vegetació i la seva capacitat d'absorció associada, incrementant encara més la connectivitat hidrològica en el paisatge i la pèrdua de recursos (Moreno-de las Heras et al., 2010).

Des d'una perspectiva de gestió, la comprensió del grau de connectivitat en un paisatge pot ajudar en la mitigació d'impactes. Aquelles àrees dominades per una elevada connectivitat no responen a manipulacions a petita escala en presentar una inèrcia que aquesta manipulació no pot superar. Com a conseqüència, els protocols d'avaluació i seguiment han de ser sensibles als canvis en la connectivitat a l'escala de maneig apropiada i així proporcionar la informació necessària per aplicar la gestió òptimament (Okin et al., 2009). Per la seva banda, entendre els patrons que regulen l'erosió del sòl, la distribució de les partícules i la producció de sediment són factors clau per controlar i avaluar la qualitat del sòl, de l'aigua i de la vegetació. Mantenir i/o millorar la qualitat del sòl requereix gestionar en el camp i a escala de conca de drenatge: l'erosió, la pèrdua i moviment del carboni orgànic del sòl i la vegetació (Verity i Anderson, 1990). Amb el reconeixement a escala mundial del problema de l'erosió del sòl, el treball s'ha centrat en la investigació a nivell de parcel·la i de conca de drenatge. Treballant a aquesta escala, es pot conèixer el patró de redistribució del sòl, cartografiar amb detall els components de la superfície del sòl que afecten els processos erosius (vegetació, pedregositat, crostes biològiques, entre d'altres) i la continuïtat i connectivitat hidrològica (Arnau-Rosalén et al., 2008), relacionar-lo amb el transport de sediment fi (Quiñonero et al., 2013) i amb l'àrea font d'on prové, per finalment determinar l'efectivitat de les pràctiques de gestió de l'escorrentia i l'erosió (Estrany et al., 2010).

1.5.2. El balanç integrat de sediments

Un balanç de sediments es defineix com la comptabilitat de l'origen, emmagatzematge i fluxos de redistribució del sediment a una conca i per a un període de temps determinat (Slaymaker, 2003). El balanç de sediments proporciona un sistema de recol·lecció d'informació de gran utilitat que permet interpretar i elucidar la distribució dels sediments (Trimble, 1983; Reid i Dunne, 1996; Walling et al., 2001). El tractament integrat de l'origen, emmagatzematge i producció de sediments permet identificar les àrees claus de la conca hidrogràfica des d'on el sediment es mobilitza o allà on s'emmagatzema. A més a més, permet conèixer l'eficiència en el sistema de distribució de sediments i la sensibilitat del mateix als controls intrínsecs o extrínsecs.

Un balanç de sediments també pot proporcionar una excel·lent base en la formulació d'estratègies de gestió del sediment a una conca indicant la naturalesa i localització de les principals fonts del sediment que necessiten ser controlades (Collins i

Walling, 2004). A més a més, permet identificar les zones d'emmagatzematge temporals i definitives del sediment, les quals poden tenir implicacions importants en forma de nutrients i contaminants associats al sediment (Walling et al., 2003). Finalment, permet valorar l'impacte en la producció de sediment a la desembocadura produït per les possibles mesures de control efectuades als vessants d'una conca o els possibles efectes front els riscos naturals, el canvi climàtic o els canvis en els usos del sòl a una escala temporal de diversos anys (Owens i Walling, 2002; Slaymaker, 2003).

1.5.3. La teledetecció com a eina de seguiment de l'evolució de l'erosió i la vegetació

El control dinàmic de la coberta vegetal i l'erosió del sòl és molt important per a la recerca dels usos del sòl i la gestió del medi ambient. El monitoratge de la coberta vegetal s'ha realitzat mitjançant l'observació de camp, la teledetecció, la modelització matemàtica, els Sistemes d'Informació Geogràfica (SIG) així com tècniques GPS. Igualment, les tècniques de teledetecció en general impliquen la interpretació de fotografia aèria o imatges satel·litals o la classificació d'imatges digitals. A més, diversos índexs de vegetació, especialment l'Índex de Vegetació de Diferència Normalitzada (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI) és àmpliament utilitzat.

Pel que fa al monitoratge de l'erosió del sòl, la producció d'alta resolució de conjunts de dades topogràfiques és de creixent interès i aplicació a la Geomorfologia i a l'Ecologia. A causa de la seva alta resolució espectral i espacial, la teledetecció es considera com una tècnica prometedora per a l'avaluació d'alguns dels paràmetres requerits per a l'enfocament de modelatge espacial. L'adquisició simultània de dades d'alta precisió LiDAR permet recuperar informació detallada del terreny i la vegetació.

2. LA CONCA DEL TORRENT DE SA FONT DE LA VILA, MARC GEOGRÀFIC DE L'ESTUDI

Per tal d'implementar una gestió post-incendi el més eficient i eficaç possible a llarg termini, és de cabdal importància investigar els processos d'erosió i degradació dels sòls a escala conca de drenatge, els fluxos d'aigua i sediment (en suspensió i en dissolució) en conques de drenatge afectades per incendis forestals. Així, aquestes variables podran ser avaluades en els diferents escenaris de variabilitat de precipitació i canvis en la cobertura vegetal.

A qualsevol camp d'estudi dels processos en geomorfologia, les mesures d'aquests processos és essencial. Sense les mesures, les teories i les estimacions no poden ser validades, a més de no poder-se establir relacions quantitatives entre la forma i el procés. Dins de l'àmbit d'aplicació de la geomorfologia fluvial, la instrumentació de la conca de drenatge pot proporcionar dades quantitatives sobre la dinàmica particular dels processos i sobre la seva

magnitud i freqüència. Per tant, la comprensió dels processos hidrològics i de transport de sediment a una conca de drenatge és el procediment més indicat per proporcionar elements útils a la gestió sostenible dels recursos hídrics i territorials (Walling i Collins, 2000). D'aquest fonament bàsic en les ciències de la Terra emana la necessitat de tenir com a marc d'estudi la conca de drenatge per realitzar l'estudi dels processos d'erosió i degradació edàfica a les zones més afectades històricament per incendis forestals a les Illes Balears i que, paradoxalment, foren les més castigades pels episodis de l'estiu de l'any 2013: el Pariatge i la Península d'Artà.

2.1. Escala conca de drenatge: el Torrent de sa Font de la Vila

Al setembre de 2013, just un mes després d'haver-se extingit l'incendi forestal, la Universitat de les Illes Balears amb el suport del Servei de Gestió Forestal i Protecció del Sòl del Govern de les Illes Balears, engegà un programa de monitoratge dels fluxos d'aigua i sediment a escala conca de drenatge. Baix aquesta premissa i després d'haver realitzat treball de camp i gabinet en conjunció amb el Servei de Gestió Forestal i Protecció dels Sòls, es va seleccionar una conca de drenatge representativa de la topografia, litologia, usos del sòl i del règim d'incendis forestals al terme municipal d'Andratx: el Torrent de sa Font de la Vila (Figura 2a,b,c). Es tracta d'una conca de 4,8 km^2 que es conforma a partir de dues subconques de similars dimensions: Can Cabrit (2,09 km^2) i sa Coma Freda (2,35 km^2), els torrents de les quals s'ajunten per formar el Torrent de sa Font de la Vila, a 600 metres al nord-oest de la vila d'Andratx.

La litologia es compon bàsicament d'argiles del Triàsic Superior (Keuper) i de margues en els fons de vall amb pendents suaus (<10%) que, gràcies a la capacitat de retenció d'aigua dels sòls, faciliten el desenvolupament agrícola. Les roques dolomies i calcàries del Lias predominen a la part superior de la conca (Figura 2d). El pendent mitjà de la conca és del 38%, tot i que el 50% de la superfície presenta pendents inferiors al 15%. Els sòls es classifiquen com BK45-2bc, corresponents als cambisòls càlcics (FAO, 2006). El règim fluvial del Torrent de sa Coma Freda es caracteritza per una influència substancial de l'aigua subterrània, amb diverses surgències o fonts d'origen càrstic. El Torrent de Can Cabrit no es veu afectat per aquesta influència de les aigües subterrànies, ja que hi ha menys materials impermeables que minimitzen l'aparició de les aigües subterrànies. A més, està restringit per una presa, construïda l'any 2007 (Figura 2e). És de 5 m d'alçada i 16 m de llarg i retén la major part dels fluxos abans que arribin a la part baixa de la Conca del Torrent de sa Font de la Vila.

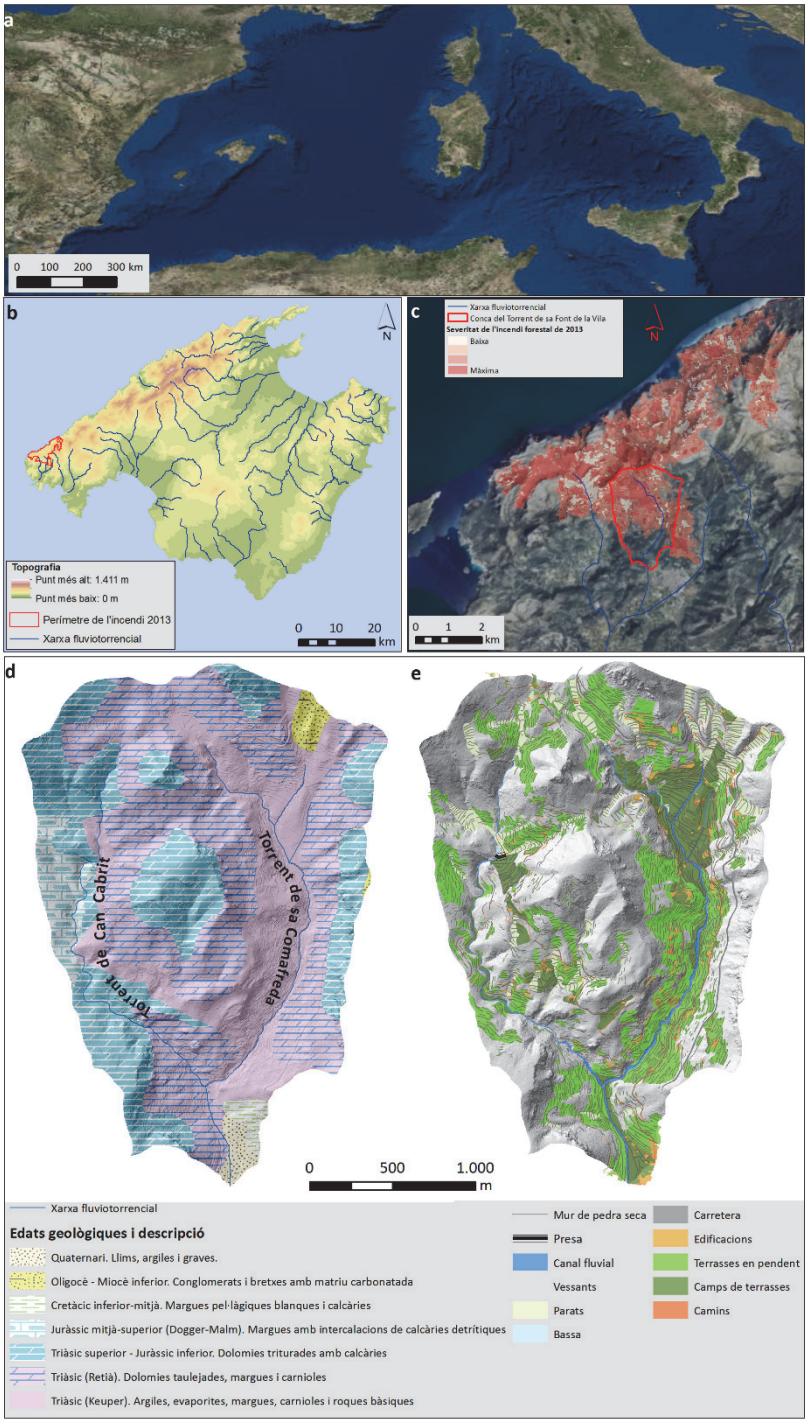


Figura 2. (a) Localització de les Illes Balears a la Regió Tirrènica. (b) Mapa topogràfic de l'illa de Mallorca amb el perímetre de l'incendi forestal d'Andratx del 2013. (c) Severitat de l'incendi forestal de 2013 (Font: Bauzà, 2014) amb la localització de la Conca del Torrent de sa Font de la Vila a la Comarca del Pariatge. (d) Edats geològiques i (e) distribució d'estructures de conservació del sòl i altres infraestructures a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila.

El clima es classifica, a l'escala Emberger (Guijarro, 1986), com a mediterrani temperat subhumit a la capçalera i càlid subhumit a la part baixa de la conca. La temperatura mitjana és de 16,5°C (1974-2010, segons l'Agencia Estatal de Meteorología –AEMET). La precipitació mitjana anual és de 531,7 mm^{-1} (1974-2010, dades de l'estació d'AEMET B118 s'Alqueria d'Andratx), amb un coeficient interanual de variació del 23%. Abans de l'incendi forestal del 2013, la Conca del Torrent de sa Font de la Vila estava coberta principalment per vegetació natural (71%), 52% boscos i 19% matollar (Figura 3). Aquesta vegetació natural majoritària es deriva dels processos d'aforestació en terres agrícoles marginals, l'abandonament de les quals fou conseqüència dels canvis socioeconòmics patits durant la segona meitat del segle XX. La resta de la conca es mantenia en conreu de secà arbori (23%) i herbaci (6%). Aquesta agricultura intensiva, majoritàriament pretèrita com s'ha esmentat, es fonamentava en la construcció de terrasses agrícoles (marjades i parats), les quals ocupen el 37% de la conca (179 ha) amb una longitud total de 147 km de murs de pedra seca (Figura 2e). En aquestes zones, 75,1 ha restaven ben conservades i 103,7 ha abandonades, on la densitat mitjana de punts de col·lapse o esbaldrecs de 12 col·lapses km^{-1} i 55 col·lapses km^{-1}, respectivament (Calsamiglia et al., 2018).

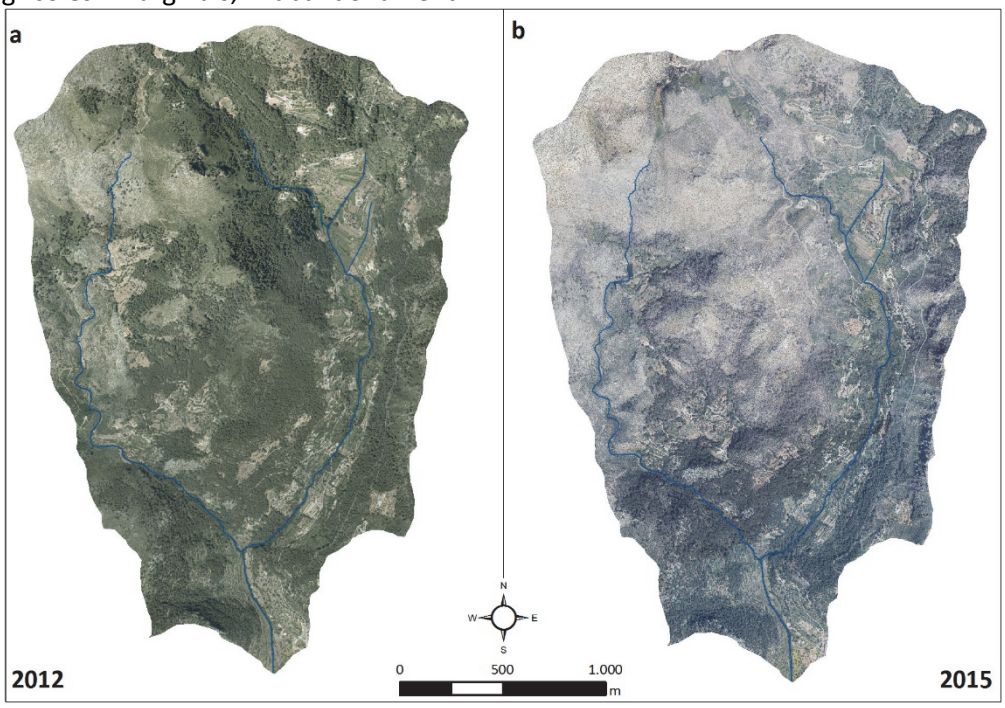


Figura 3. (a) Ortofotografia aèria pre- i (b) post-incendi. Font: http://ideib.caib.es

La conca s'ha vist afectada per dos grans incendis forestals en els darrers vint anys, tal com es mostra a la Figura 3b. El 1994 es va cremar el 25%, mentre

que al 2013 el foc va assolir el 71% de la seva superfície, el 30% de la qual ja s'havia cremat al 1994. A l'incendi de 2013, l'aplicació d'un índex de severitat de l'incendi (Escuín et al., 2008) mitjançant l'ús d'imatges de *Landsat* 8 indicaren una severitat extrema d'incendis en un 24% de la conca i moderada en un 47% (Bauzà, 2014).

2.2. Escala microconca: el Coll de So na Vidala i Can Rodella

L'obtenció d'un detall exhaustiu de la dinàmica post-incendi a diferents escales requeria del seguiment sistemàtic de l'evolució de la vegetació i la seva interacció amb els processos d'erosió a escala microconca (> 10 ha).

Dins la Conca del Torrent de sa Font de la Vila (Figura 4a), se seleccionaren dues microconques de drenatge (<2 ha) representatives dels usos del sòl, de la presència d'estructures tradicionals de conservació del sòl i de les dinàmiques dels incendis forestals així com de la gestió post-incendi implementada (Figura 4b). A més, una microconca de control no afectada per cap incendi forestal encara que representativa dels usos del sòl (Figura 4c). La Figura 4a mostra com les microconques 1 i 2 es troben situades a la zona central de la Conca del Torrent de sa Font de la Vila, a l'indret conegut com Coll de So na Vidala. La microconca 1 (Figura 4b) té una superfície de 1,1 ha i les seves altituds oscil·len entre els 398 m.s.n.m a la seva part més alta i els 315 a la part baixa. La litologia es caracteritza per la presència de dolomies taulejades i margues del Retià i Lies. En quant a usos del sòl, la microconca està completament coberta per la vegetació natural pròpia dels camps de conreu abandonats, on es poden trobar espècies com l'alzina (*Quercus ilex*), la mata (*Pistacea Lentiscus*) el càrritx (*Ampelodesmus mauritanicus*) i el garballó (*Chamaerops humilis*).

No existeix un gran desenvolupament dels sòls per mor del fort pendent, tot i que la conca es troba coberta d'estructures tradicionals de conservació de sòls, cosa que evidencia un pretèrit aprofitament agrícola de la zona. Aquesta conca ha estat afectada pels dos incendis més importants ocorreguts a la zona els últims vint anys (1994 i 2013) veient-se afectada la totalitat de la seva superfície en tots dos casos. La microconca 2 es troba situada al vessant oest del Coll de So na Vidala (Figura 4b). Té una extensió de 2,2 ha i presenta unes característiques litològiques i topogràfiques similars a les de la microconca 1, amb presència de dolomies taulejades i margues del Retià i Lies i un pendent apreciable. La vegetació natural domina els usos del sòl i, de la mateixa manera que en el cas anterior, existeix una gran presència de marjades i parats ja en desús, la qual cosa ha afavorit el desenvolupament de sòls en algunes zones. On es troben les majors diferències entre les dues microconques és en el grau d'afectació pels incendis ocorreguts durant els últims anys. En aquest cas, l'incendi del 1994 va cremar només un 40% de la seva superfície, mentre que el que es va produir a l'estiu de 2013 va afectar al 100%.

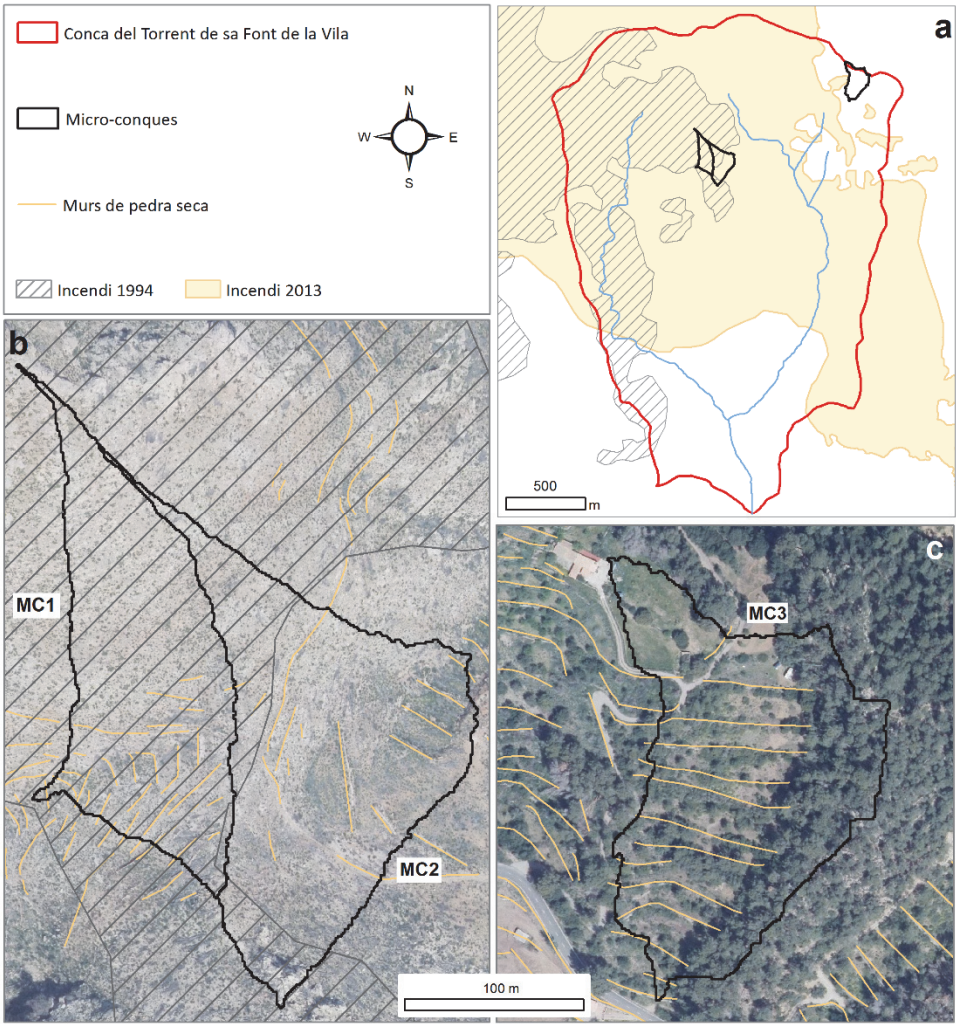


Figura 4. (a) Localització de les microconques del Coll de So na Vidala (centre) i Can Rodella (est) a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila, incloent l'afectació dels incendis forestals del 1994 i 2013. (b) Les microconques del Coll de So na Vidala i (c) la microconca de Can Rodella amb l'ortofotografia del 2015 i la presència de terrasses agrícoles.

La microconca de control se situa a Can Rodella (Figura 4c), al límit nord-est de la Conca del Torrent de sa Font de la Vila. Té una extensió d'1,9 ha. La litologia és més heterogènia que en les altres microconques. A la meitat est s'hi troben novament dolomies taulejades i margues del Retià i Lies mentre que a la part oest hi predominen argiles i margues del Keuper. El vessant està completament ocupat per terrasses amb un pendent mitjà del 24%. El límit est de la conca –emperò– presenta un relleu més pronunciat amb pendents que superen, en alguns punts, el 100%. Coincidint amb aquesta diferència notable de relleu, les zones més abruptes estan cobertes de bosc de pi blanc (*Pinus halepensis*), mentre que a la zona més plana hi creixen les mateixes espècies predominants a les microconques del Coll de So na Vidala

com les rebrotadores (*Quercus ilex*, *Pistacia lentiscus*, *Chamaerops humilis* i *Ampelodesmos mauritanica*).

3. ELS INSTRUMENTS CIENTÍFICS DEL SEGUIMENT POST-INCENDI A LA COMARCA DEL PARIATGE

Després de l'abast territorial i socioambiental dels incendis forestals ocorreguts durant l'estiu de 2013, es palesà la necessitat de vincular gestió forestal i recerca amb avenços tecnològics i interdisciplinarietat com a nexes d'unió. És just aquí on l'ecogeomorfologia pot millorar els processos de restauració post-incendi en un escenari de canvi global on el risc de desertificació s'accelera. Com que l'objectiu explícit de la investigació geomorfològica i ecològica poques vegades és contribuir a l'altra banda, les llacunes en el coneixement i la teoria comprometen la nostra capacitat per associar realment els dos camps. Aquest llibre pretén demostrar de forma explícita el paper dels processos geomorfològics en la recuperació de la vegetació a partir de l'afecció i severitat de l'incendi forestal i la gestió post-incendi realitzada combinant l'ús de vehicle aeri no tripulat i d'altres tècniques a nivell de planta i sòl. A partir d'aquí, es pot derivar el control ecològic en els processos geomorfològics i les seves formes associades, i viceversa. L'objectiu general és combinar diferents tecnologies de precisió en el monitoratge i quantificació dels processos d'erosió i regeneració de la vegetació a diferents escales espacio-temporals en una conca de drenatge representativa de l'àrea afectada per l'incendi forestal del 2013 a la comarca del Pariatge.

Al primer capítol, Joan Santana i Artur Barceló proporcionen una visió detallada de la gestió forestal post-incendi des de la resiliència dels ecosistemes i l'economia sostenible. És a dir, aposten per governança social i gestió forestal (pública i privada) des de múltiples escales temporals i espacials de manera integrada. Des d'aquesta perspectiva, expliquen amb tota mena de detalls els problemes ambientals i socials observats a l'incendi d'Andratx del 2013 i com aquests s'aborden amb l'aplicació d'un pla de restauració forestal de tota la zona afectada per l'incendi.

Al segon capítol, Josep Fortesa i José A. López-Tarazón, analitzen la hidrologia i el transport de sediment en dues estacions hidromètriques a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila pel període comprès entre els anys hidrològics (d'octubre a setembre) 2013-14 i 2016-17, ambdós inclosos. El monitoratge per conques integrades, en el qual es controla tant la conca principal com alguna (o totes) de les seves subconques és una tècnica que permet reconèixer els processos de generació d'escorrentia i sediment, la seva exportació des de la conca de drenatge i així realitzar una curosa investigació sobre l'exportació d'aigua i sediment. En el cas específic de les àrees cremades, aquesta tècnica de mostreig permet identificar quin és l'efecte del foc en els processos d'erosió.

Al tercer capítol, elaborat per Julián García-Comendador, es duu a terme una anàlisi de la procedència del sediment fi dipositat al llit d'un dels dos tributaris principals de la Conca del Torrent de sa Font de la Vila: el Torrent de sa Coma Freda durant la primera avinguda erosiva ocorreguda després de l'incendi de 2013. Es pretén reconèixer si l'erosió durant aquest primer esdeveniment –en què la vulnerabilitat ecològica era màxima– es va produir a sòls de forma superficial i/o subsuperficial així com discriminar entre zones cremades i no cremades.

Al quart capítol, Aleix Calsamiglia analitza els efectes de les terrasses abandonades amb diferents nivells d'afectació per incendis forestals sobre la qualitat dels sòls mitjançant diferents paràmetres fisicoquímics, bioquímics i microbiològics del sòl a les tres microconques del Coll de So na Vidala i Can Rodella. Igualment, aplica un índex de connectivitat hidrològica per analitzar els efectes de les terrasses sobre els fluxos superficials d'aigua i de sediments. L'anàlisi combinada de qualitat de sòls i les dinàmiques erosives i deposicionals dilucidades potencialment per la connectivitat hidrològica permet observar diferències en la qualitat del sòl que es poden atribuir a la presència de terrasses agrícoles –i els seus efectes en la connectivitat– o bé als diferents règims d'incendis forestals.

Al cinquè capítol, Marc Carriquí i Miquel Nadal aborden l'evolució de l'estat fisiològic de la vegetació, el qual es determina mitjançant l'índex NDVI a través de càmera acoblada a dron i d'altres tècniques a nivell de planta a les microconques del Coll de So na Vidala i Can Rodella. Cal destacar com el predomini d'espècies rebrotadores o germinadores després de l'incendi depèn en bona part del grau de maduresa de la comunitat vegetal que hi havia amb anterioritat. Endemés, l'ús de vehicles aeris no tripulats o drons, ha permès augmentar enormement la capacitat de mostreig, obtenint una cartografia detallada de la distribució i cobertura de vegetació entre 2013 i 2017 en aquestes àrees d'estudi representatives de la dinàmica vegetal al Pariatge.

Al sisè capítol, Bartomeu Alorda posa en valor la recerca basada en l'observació i monitoratge del medi ambient gràcies a l'evolució de la tecnologia electrònica. Endemés, permet aprofitar les capacitats dels equips tecnològics introduint-los com un element imprescindible que millora tant la qualitat com la quantitat de les dades d'observació. El monitoratge ambiental esdevé essencial per a la presa de decisions a partir de dades robustes i fiables. Així, la mesura de automatitzada de dades permet l'anàlisi de factors o causes que fins ara només s'intuïen quan hi havia prou experiència per part del gestor. Amb tot, la instal·lació d'estacions de mesura automatitzada obri la porta a una gestió basada en la identificació dels reptes a partir d'una anàlisi de precisió de la situació, la creació d'una actuació i el monitoratge continu per a l'ajut en la presa de decisions.

Al setè i darrer capítol, Maurici Ruiz investiga de forma explícita el paper dels processos geomorfològics en la restauració forestal a partir de l'afecció i severitat de l'incendi forestal i la gestió post-incendi realitzada a Andratx, concretament a les dues microconques del Coll de So na Vidala. En aquest sentit, les tecnologies geoespacials (teledetecció, sistemes d'informació geogràfica, sistemes de posicionament) proporcionen instruments singularment útils pel monitoratge, l'anàlisi dels espais forestals així com la presa de decisions per a la seva restauració. Amb una gran profusió d'aplicació de les tecnologies de precisió, s'avaluen els canvis en els patrons espacials de la coberta vegetal entre els anys 2014 i 2017. Igualment, s'analitzen les relacions entre diverses variables ambientals i la recuperació forestal post-incendi mitjançant l'aplicació d'un model de regressió que en fa una predicció del creixement de la coberta vegetal en base a variables topogràfiques i hidrològiques. Finalment, l'aplicació d'un model estadístic permet la definició d'àrees homogènies de restauració forestal com a eina d'ajut a la presa de decisions en la gestió forestal.

4. CONCLUSIONS

En aquest llibre es valoren els efectes ambientals a curt (1-2 anys post-incendi) i mitjà (≈5 anys) terminis dins la zona pilot "Conca del Torrent de sa Font de la Vila". Comptant la manca d'antecedents científics similars, es té per primera vegada a Espanya i a Europa l'oportunitat d'analitzar aquests efectes ambientals, considerant el context de canvi global i els seus efectes en ecosistemes mediterranis. Donada la situació actual, és transcendental estudiar els llindars de sensibilitat dels sistemes ecogeomorfològics a llarg termini del període post-incendi (≥10 anys) per tal de valorar els riscos de desertificació existents.

El procés d'abandonament de les tasques agrícoles a la Serra de Tramuntana causant d'una aforestació massiva i el conseqüent increment dels riscos d'incendi forestal, confereix un paper clau a les terrasses agrícoles, ara abandonades. En conjunt, les limitacions per nutrients o aigua no només poden afectar el desenvolupament de la comunitat vegetal, sinó fins i tot incrementar els seus índexs de flamabilitat i risc per ocórrer nous incendis forestals en cas de no aconseguir establir les comunitats vegetals autòctones. És aquí on les terrasses agrícoles abandonades poden desenvolupar una funció cabdal en el restabliment de la comunitat vegetal i en la qualitat dels sòls, comptant que és on s'observen majors indicis de degradació de la qualitat del sòl. Val a dir, emperò, que s'ha demostrat la seva efectivitat en la reducció de la generació d'escorrentia i processos d'erosió. Els capítols subsegüents expliquen en profusió de detalls la complexitat en la interacció de processos entre els sistemes biòtics i abiòtics així com l'empremta antròpica. Tot plegat, fa peremptòria la necessitat de continuar la recerca per tal d'estudiar els efectes ecosistèmics del foc a llarg termini en un espai

declarat Patrimoni de la Humanitat per la UNESCO, en essència, pel seu impressionant llegat que en el paisatge, cultural, ha deixat la tècnica de pedra en sec a través de la faraònica construcció de diversitat d'estructures de conservació del sòl.

La utilització de tecnologies de precisió aplicades a la gestió forestal post-incendi esdevé essencial per tal d'obtenir resultats científics que siguin transferits als gestors públics del medi ambient. Per això, la instal·lació de la xarxa de monitoratge continu hidrogeomorfològica en la zona pilot de la comarca del Pariatge, just tres mesos després del major incendi forestal ocorregut a Mallorca des que es tenen registres, suposa un gran avanç en la creació de metadades hidrogeomorfològiques que estan sent transferides a la gestió dels espais forestals amb l'objectiu d'aconseguir més eficiència i eficàcia en la resiliència ecosistèmica i en la restauració paisatgística a llarg termini mitjançant la valoració de diferents escenaris de variabilitat de precipitació i canvis en la coberta vegetal i usos del sòl.

5. AGRAÏMENTS

Jorge Gago vol agrair el finançament rebut pel programa de contractes post-doctorals de la Universitat de les Illes Balears.

6. REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

Arnau-Rosalén E, Calvo-Cases A, Boix-Fayos C, Lavee H, Sarah P. 2008. Analysis of soil surface component patterns affecting runoff generation. An example of methods applied to Mediterranean hillslopes in Alicante (Spain). *Geomorphology* **101(4)**: 595-606.

Bauzà J. 2014. *Els grans incendis forestals a les Illes Balears: una resposta des de la teledetecció*. (Treball Final de Grau). Universitat de les Illes Balears, Palma.

Candela A, Aronica G, Santoro M. 2005. Effects of forest fires on flood frequency curves in a Mediterranean catchment. *Hydrological Sciences Journal* **50**: 193–206.

Calsamiglia A, Fortesa J, García-Comendador J, Lucas-Borja ME, Calvo-Cases A, Estrany J. 2018. Spatial patterns of sediment connectivity in terraced lands: anthropogenic controls of catchment sensitivity. *Land Degradation & Development* **29**: 1198-1210.

Carrión JS, Sánchez-Gómez P, Mota JF, Yll R, Chaín C. 2003. Holocene vegetation dynamics, fire and grazing in the Sierra de Gádor, southern Spain. *The Holocene* **13**: 839-849.

Cerdà A, Doerr SH. 2005. Long-term soil erosion changes under simulated rainfall for different vegetation types following a wildfire in eastern Spain. *Journal of Wildland Fire* **14**: 423-437.

Collins AL, Walling DE. 2004. Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. *Progress in Physical Geography* **28**: 159-196.

Davenport DW, Breshears DD, Wilcox BP, Allen CD. 1998. Sustainability of piñon-juniper ecosystems: a unifying perspective of soil erosion thresholds.

Journal of Range Management **231-240**.

Dietrich WE, Perron JT. 2006. The search for a topographic signature of life. *Nature* **439**: 411-418.

Escuín S, Navarro R, Fernandez P. 2008. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *International Journal of Remote Sensing* **29**: 1053-1073.

Estrany J, Garcia C, Walling DE. 2010. An investigation of soil erosion and redistribution in a Mediterranean lowland agricultural catchment using caesium-137. *International Journal of Sediment Research* **25**: 1-16.

FAO 2006*. Guidelines for soil description (*4ª edició revisada*). Soil Resources, Management and Conservation Service, Land and Water Development Division.* FAO: Roma.

Guijarro JA. 1986. Contribución a la Bioclimatología de Baleares, Universitat de les Illes Balears, Palma.

Kurc SA, Small EE. 2007. Soil moisture variations and ecosystem-scale fluxes of water and carbon in semiarid grassland and shrubland. *Water Resources Research* **43**.

Ludwig JA, Wilcox BP, Breshears DD, Tongway DJ, Imeson AC. 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology* **86**: 288-297.

MAPAMA –Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2012. Cuarto *Inventario Forestal Nacional*. *Illes Balears*. Madrid.

Millar CI, Stephenson NL, Stephens SL. 2007. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* **17**: 2145-2151.

Moody JA, Shakesby RA, Robichaud PR, Cannon SH Martin DA. 2013. Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews*, **122:** 10-37.

Moreno-de las Heras M, Nicolau JM, Merino-Martín L, Wilcox BP. 2010. Plot-scale effects on runoff and erosion along a slope degradation gradient. *Water Resources Research* ***46*(4)**.

Mueller EN, Wainwright J, Parsons AJ. 2007. Impact of connectivity on the modelling of overland flow within semiarid shrubland environments. *Water Resources Research* **43**.

Okin GS, Parsons AJ, Wainwright J, Herrick JE, Bestelmeyer BT, Peters DC, Fredrickson EL. 2009. Do Changes in Connectivity Explain Desertification? *BioScience* **59**: 237-244.

Owens PN, Walling DE. 2002. The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. *Water Research* **36**: 685-701.

Pausas JG. 2010. Fuego y evolución en el Mediterráneo. *Investigación y Ciencia* **407**: 56-63.

Pausas JG. Verdú M. 2005. Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean basin: a phylogenetic approach. *Oikos* **109:** 196-202.

Pons A. 2011. *L'expansió de la urbanització a les Illes Balears (1956-2006). Influència del factor costaner*. Treball Final de Màster, Universitat de les Illes Balears, Palma.

Quiñonero-Rubio JM, Boix-Fayos C, de Vente J. 2013. Development and application of a multi-factorial sediment connectivity index at the catchment scale. *Cuadernos de Investigación Geográfica* **39**.

Reid LM, Dunne T. 1996. *Rapid evaluation of sediment budgets*. Catena Verlag: Reiskirchen (Germany).

Saco PM, Willgoose GR, Hancock GR. 2007. Eco-geomorphology of banded vegetation patterns in arid and semi-arid regions. *Hydrology and Earth System Sciences* **11**: 1717-1730.

Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, Folke C, Walker B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* **413(6856)**: 591.

Scott DF, Versfeld DB, Lesch W. 1998. Erosion and sediment yield in relation to afforestation and fire in the mountains of the Western Cape Province, South Africa. *South African Geographical Journal* **80** 52-59.

Shakesby RA, Doerr SH. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth Science Reviews* **74**: 269-307.

Slaymaker O. 2003. The sediment budget as conceptual framework and management tool. *Hydrobiologia* **494**: 71-82.

Stevens-Rumann CS, Kemp KB, Higuera PE, Harvey BJ, Rother MT, Donato DC, Morgan P, Veblen TT. 2018. Evidence for declining forest resilience to wildfires under climate change. *Ecology Letters* **21**: 243-252.

Suding KN, Gross KL, Houseman GR. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in ecology & evolution* ***19*(1)**: 46-53.

Tomaz C, Alegria C, Monteiro JM, Teixeira MC. 2013. Land cover change and afforestation of marginal and abandoned agricultural land: A 10 year analysis in a Mediterranean region. *Forest Ecology and Management* **308:** 40-49.

Trimble SW. 1983. A sediment budget for Coon Creek Basin in the Driftless Area, Wisconsin, 1853-1977. *American Journal of Science* **283**: 454-474.

Turco M, Llasat MC, von Hardenberg J, Provenzale A. 2014. Climate change impacts on wildfires in a Mediterranean environment. *Climatic Change* 125: 369.

Turnbull L, Wainwright J, Brazier RE. 2008. A conceptual framework for understanding semi-arid land degradation: ecohydrological interactions across multiple-space and time scales. *Ecohydrology* **1**: 23–34.

Úbeda X, Outeiro L. 2009. Physical and chemical effects of fire on soil. A *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*, Cerdà A, Robichaud PR (eds). Science Publishers, Endfield NH, USA, 105-132.

Úbeda X, Mataix-Solera J. 2008. Fire effects on soil properties: A key issue in forest ecosystems. *CATENA* **74**: 175-176.

Verity GE, Anderson DW. 1990. Soil erosion effects on soil quality and yield. *Canadian Journal of Soil Science*, **70(3)**: 471-484.

Walker BH, Ludwig D, Holling CS, Peterman RM. 1981. Stability of semi-arid savanna grazing systems. *Journal of Ecology* **69**: 473-498.

Walling DE, Collins AL, Sichingabula HM, Leeks GJL. 2001. Integrated

assessment of catchment suspended sediment budgets: a Zambian example. *Land Degradation & Development* **12**: 387-415.

Walling DE, Owens PN, Carter J, Leeks GJL, Lewis S, Meharg AA, Wright J. 2003. Storage of sediment-associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems. *Applied Geochemistry* **1**: 195-220.

Walling DE, Collins AL. 2000. *Integrated Assessment of Catchment Sediment Budgets: A Technical Manual*. UK Department for International Development, Exeter.

Wilcox BP, Breshears DD, Allen CD 2003. Ecohydrology of a resource-conserving semiarid woodland: effects of scale and disturbance. *Ecological Monographs* **73(2)**: 223-239.

CAPÍTOL 1

ANDRATX 2013, GESTIÓ FORESTAL DESPRÉS D'UN GRAN INCENDI

CHAPTER 1

ANDRATX 2013, FOREST MANAGEMENT AFTER A LARGE FOREST WILDFIRE

Abstract: Forest management after a large wildfire needs to rapidly respond to complex processes: natural regeneration or restoration and reforestation actions. Resilience is a crucial concept measured by the amount of disturbances that the system can absorb before changing its state. The two key elements for the evaluation of post-fire resilience are the extent of the changes caused by fire disturbance and the dynamics of subsequent recovery, although the existence of efficient regeneration strategies that allow the rapid recovery of a fire is the basis for a high re-equilibrium capacity of Mediterranean terrestrial ecosystems. It exists a growing demand for a reliable and fast assessment of the resilience of the post-fire ecosystem, and making decisions on the sustainable management of burned areas to reduce its vulnerability. The destruction of houses and the loss of human lives is the great problem generated by large forest wildfires. Under this context, a variety of landscapes are linked to wildland-urban interface, as well as the interaction between abiotic and biotic systems. The area affected by the large forest wildfire occurred in Andratx (Mallorca) in 2013 was a clear example of the serious land abandonment occurred in marginal agricultural areas causing an afforestation process exposing these areas to a high vulnerability to the effects of fire throughout the Mediterranean Europe. The elaboration of a forest restoration plan ensured the recovery of the environmental functions of the affected forest areas. The definition of clear objectives and an adequate programme allowed the establishment of an order of priorities based on the vulnerability degree of environmental factors.

ANDRATX 2013, GESTIÓ FORESTAL DESPRÉS D'UN GRAN INCENDI

Joan A. Santana, Artur Barceló
Servei de Gestió Forestal, Direcció General d'Espais Naturals i Biodiversitat, Govern de les Illes Balears, Palma

Resum: La gestió forestal post-incendi necessita donar resposta ràpida a processos complexos: regeneració natural o accions de restauració i reforestació. La resiliència esdevé un concepte clau que es mesura per la quantitat de pertorbacions que el sistema pot absorbir abans de canviar el seu estat. Els dos elements clau per a l'avaluació de la resiliència post-incendi són l'amplitud dels canvis provocats per la pertorbació del foc i la dinàmica de recuperació posterior, tot i que l'existència d'estratègies de regeneració eficients que permeten la ràpida recuperació d'un incendi són la base per a una alta capacitat d'equilibri dels ecosistemes terrestres mediterranis. Hi ha una demanda creixent d'una avaluació fiable i ràpida de la resiliència de l'ecosistema post-incendi, i les decisions sobre la gestió sostenible de zones cremades per reduir-ne la seva vulnerabilitat. La destrucció de llars i pèrdua de vides humanes és el gran problema que generen els grans incendis forestals que no poden ser controlats. En aquest problema s'encadellen diversitat de paisatges en interfície urbana-forestal, de sistemes ambientals que interaccionen (biòtics i abiòtics). La zona afectada pel gran incendi forestal d'Andratx al 2013 és un clar exemple del greu abandonament que han sofert els espais agrícoles marginals amb un procés d'aforestació que condueix a una elevada vulnerabilitat a l'efecte del foc a tota l'Europa mediterrània. L'elaboració d'un pla de restauració forestal esdevingué clau per garantir la recuperació de les funcions ambientals dels espais forestals afectats. La definició d'uns objectius clars, unes actuacions per assolir-los i una adequada programació i zonificació de les mateixes, permeté l'establiment d'un ordre de prioritats basat en el seu grau de vulnerabilitat.

1. GESTIÓ FORESTAL POST-INCENDI: RESILIÈNCIA DELS ECOSISTEMES I ECONOMIA SOSTENIBLE

La gestió forestal post-incendi de boscos cremats ha rebut molta menys atenció que la supressió i prevenció d'incendis a Europa i en molts d'altres llocs. Després d'un incendi forestal, els responsables i gestors forestals s'enfronten a una sèrie de preguntes que poden no tenir una resposta senzilla: deixar fer a la regeneració natural o dur a terme accions de restauració i reforestació? En el darrer cas, en quines zones s'actua preferentment? Usant quines tècniques? Plantar o sembrar? Però, més important que totes les preguntes anteriors, probablement la pregunta clau és "per què?". Quins són els objectius definits per a la zona cremada i la seva gestió? Les respostes en aquestes preguntes depenen de dos processos essencials: (i) la nostra capacitat per predir com els ecosistemes afectats reaccionaran

davant el foc; i (ii) la definició d'objectius de gestió de la zona cremada (Vallejo, 2005). Tots dos determinaran l'enfocament de restauració i les tècniques que es poden utilitzar. Les respostes dels ecosistemes al foc són dependents de la capacitat de regeneració de les espècies vegetals. Però predir com les comunitats vegetals respondran al foc també depenen de les característiques del propi incendi. Fins i tot per al mateix tipus de vegetació, es preveuen diferents patrons de resposta si un incendi és intens o sever, o de baixa intensitat (i.e., Bond i van Wilgen, 1996; Belligham i Sparrow, 2000; Moreira et al., 2009).

El concepte de resiliència fou concebut per Holling (1973) i ha rebut molta atenció en els ecosistemes mediterranis durant els anys vuitanta del segle passat (Westman, 1978; Dell et al., 1986). L'interès renovat del concepte ha sorgit per dos motius principals (Lavorel, 1999; Arianoutsou, 2007): (i) la pèrdua accelerada de biodiversitat; i (ii) els efectes previstos sobre els règims de pertorbació que el canvi climàtic podria comportar. La resiliència es defineix aquí en el context d'equilibris múltiples i es mesura per la quantitat de pertorbacions que el sistema pot absorbir abans de canviar el seu estat, redefinint les seves variables i processos que determinen la seva funció Els dos elements clau per a aquesta avaluació són l'amplitud dels canvis provocats per la pertorbació (en aquest cas el foc) i la dinàmica de recuperació posterior al foc. Al considerar la predicció de la resiliència dels ecosistemes, Westman (1978) suggerí centrar-se tant en els atributs sensibles d'espècies individuals com en els canvis comunitaris en la riquesa, la composició, etc., que poden ser la base per observar components de resistència comunitaris. L'existència d'estratègies de regeneració eficients que permetin la ràpida recuperació d'un incendi han estat considerades com la base per a una alta capacitat d'equilibri dels ecosistemes terrestres mediterranis (Lavorel, 1999).

Hi ha una demanda creixent d'una avaluació fiable i ràpida de la resistència de l'ecosistema post-incendi, i les decisions sobre la gestió sostenible de zones cremades per reduir-ne la seva vulnerabilitat. L'heterogeneïtat de l'estructura forestal a través dels paisatges i les limitacions dels recursos humans i financers és essencial perquè les autoritats responsables de la gestió forestal puguin identificar àrees de baixa resistència al foc, per tal d'aplicar pràctiques de gestió únicament a aquelles parts que realment sigui imprescindible. En aquest sentit, el coneixement dels factors que regeixen la propietat del sistema permet establir zones d'acció prioritària immediatament després d'un incendi per mitigar els seus efectes. Per fer-ho, és essencial dissenyar un sistema d'avaluació que incorpori coneixements ecològics sobre els mecanismes de la recuperació després de la incertesa de la comunitat i que es pugui aplicar a unitats més grans del paisatge afectades pel foc (Arianoutsou et al., 2011).

2. ESCALES ESPACIALS PER A LA GESTIÓ I RESTAURACIÓ

La destrucció de llars i pèrdua de vides humanes és el gran problema que generen els grans incendis forestals (en endavant GIF) que no poden ser controlats. En aquest problema s'encadellen diversitat de paisatges en interfície urbana-forestal (Butler, 1974), de sistemes ambientals que interaccionen (biòtics i abiòtics) com també de fases temporals (per exemple, fases de planificació). Es tracta d'un problema en el què actuen multitud d'administracions i estaments de la societat en diferents escales espacials i temporals. El problema dels paisatges propensos al foc cal enforcar-lo des de múltiples solucions parcials, no només amb una solució global. Cal, doncs, governança social, gestió forestal (pública i privada), capacitat de supressió i preparació de recursos humans (Aguilar i Montiel, 2013). El problema s'ha d'abordar en múltiples escales temporals i espacials de manera integrada perquè el resultat sigui de màxim benefici. Els objectius de gestió d'una zona cremada poden ser molt variables depenent de la situació local. Els objectius tradicionals incloïen prevenció de l'erosió del sòl, regulació hidrològica o augment de la productivitat forestal. Actualment, aquests objectius han estat substituïts per uns altres tals com la conservació de la biodiversitat, l'emmagatzematge de carboni, la millora dels valors del paisatge o la reducció dels riscos causats per incendis forestals. Aquests objectius són majoritàriament locals i poden variar d'un lloc a un altre, depenent de la gravetat dels impactes, el context geogràfic i climàtic i els contextos socioeconòmics i culturals (Galiana et al., 2013).

3. ELS GRANS INCENDIS FORESTALS CONDICIONEN EL RÈGIM DE FOC MEDITERRANI AL SEGLE XXI

Repassant l'estadística d'incendis es pot observar com a les Illes Balears, durant la darrera dècada (2008-2018) hi ha hagut un nombre important de GIF –els quals es caracteritzen per ser aquells que afecten a una superfície superior a 500 ha– i que han impactat a zones urbanitzades i habitades amb el conseqüent perill per a la gent que viu en aquests entorns (Figura 1).

Durant el període 2008-2017, els incendis forestals a les Balears calcinaren anualment una mitjana de 691,70 ha forestals (de les quals 358,40 ha són arbrades i 333,3 ha desarborades) en uns 112 sinistres. Ara bé, una petita part dels incendis calcinen la major part de la superfície forestal, essent aquests produïts al 2011, amb 1.576 ha només a l'incendi de Morna, a Sant Joan de Labritja; i al 2013 amb 2.406 ha a Andratx i 480 ha a Cala Torta, Artà. El 26 de juliol de 2013, coincidint amb un dels dies més secs i calorosos de l'any, es va produir un incendi forestal de gran virulència i extensió que va posar en perill a milers de persones a la comarca del Pariatge (afectant simultàniament als municipis d'Andratx, Estellencs i Calvià) tenint a més un gran seguiment mediàtic.

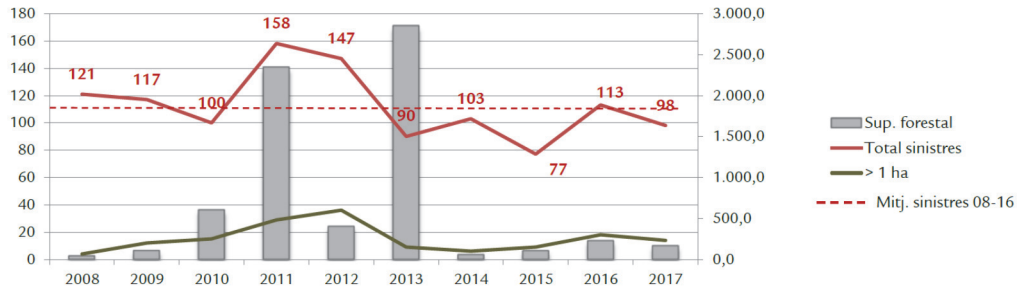


Figura 1. Estadística d'incendis a la CAIB pels anys 2008-2017 (núm. sinistres i superfície forestal afectada per any).

Aquest incendi ha esdevingut el major incendi forestal ocorregut a les illes Balears des que es tenen registres estadístics, amb més de 2.400 ha afectades (2.335 ha forestals i 71,75 ha agrícoles). La totalitat de la superfície afectada se situa a la zona declarada Patrimoni de la Humanitat per la UNESCO com a paisatge cultural. Per afegitó, aproximadament la meitat forma part del Paratge Natural de la serra de Tramuntana, a més de ser part de la Xarxa Natura 2000.

4. PROBLEMES AMBIENTALS I SOCIALS DELS GRANS INCENDIS FORESTALS: EL CAS D'ANDRATX 2013

Els incendis forestals generen importants impactes ambientals i socials, alguns d'ells de gran magnitud. El context socioeconòmic –ja explicat al capítol inicial d'aquest llibre– demostra que el GIF d'Andratx és clar reflex de l'abandonament que ha sofert el camp balear durant la segona meitat del segle XX. Així, la zona incendiada presentava prop de 600 ha de superfície coberta per terrasses agrícoles que abans del GIF de 2013 estaven poblades per vegetació forestal, especialment pinar (Figura 2). Però no només això, sinó que, a més de vegetació forestal, s'hi comptaven també 120 immobles; és a dir, s'ha passat de zona agrícola (risc baix d'incendi forestal), a una zona forestal amb cases al seu interior (risc extremadament alt amb elevada vulnerabilitat per a les persones i béns). És probable que el GIF de 2013 hagués calcinat moltes menys hectàrees si les terrasses haguessin mantingut la seva condició de cultiu i la interfície urbana-forestal no hagués estat tan marcada.

L'incendi forestal d'Andratx, es va iniciar dia 26 de juliol de 2013 a la zona urbana de sa Coma Calenta, al terme municipal d'Andratx, per l'abocament de caliu mal apagat d'una barbacoa, i es va donar per extingit dia 13 d'agost del mateix any.

Figura 2. Unes 600 ha forestals calcinades pel GIF d'Andratx eren antics camps de terrasses agrícoles.

Els problemes més rellevants que va originar el GIF d'Andratx, es resumeixen tot seguit:

- Gran alarma social. Els incendis generen una important alarma social i poden posar en perill poblacions senceres i els seus béns. Durant els 18 dies que l'incendi forestal va estar en actiu, va generar gran preocupació entre els habitants d'Andratx, Estellencs i Calvià. La gestió de l'emergència va suposar el desallotjament de tot el municipi d'Estellencs, traslladant els habitants del poble al poliesportiu d'Esporles i altres llocs habilitats d'acollida. Per altra banda, s'ha passat de viure en nuclis urbans compactes (pobles i ciutats), envoltats de terrenys agrícoles, a viure en espais aïllats, sovint envoltats de vegetació forestal, ocupant importants extensions de territori. Aquest fet ha incrementat la superfície coneguda tècnicament com interfície urbana-forestal, és a dir, la superfície de contacte entre les vivendes i el bosc, posant en risc els hàbitats forestals per la proximitat de les activitats amb ús de foc a les vivendes i urbanitzacions, i alhora, fent que les infraestructures i la gent que viu en aquests entorns siguin molt més vulnerables als incendis (Figura 3). És a dir, major risc d'incendi, i major probabilitat que l'incendi generi danys a les persones o als seus béns.
- Danys a les infraestructures. Moltes es veuen fortament malmeses, perdent de manera significativa la seva eficiència i operativitat. La caiguda progressiva dels arbres cremats, així com la desaparició de les arrels que servien de contenció en els vessants de la zona afectada, va provocar l'afectació de bona part de les vies de comunicació a la zona cremada, essent el tall de la carretera Ma-10, incomunicant Estellencs amb Andratx, l'afectació més important.

Figura 3. L'incendi d'Andratx de 2013 i la seva afecció a la zona d'interfície urbana-forestal.

Emperò, cal afegir tot un seguit de camins d'accés als habitatges aïllats, camins excursionistes, afectació a les esteses elèctriques i de telèfon. Dins l'àrea afectada per l'incendi forestal s'actuà en 120 immobles, 60 dels quals no varen patir danys, 25 varen presentar danys lleus i 35 presentaren danys greus (Figura 4).

Figura 4. Danys del gran incendi forestal d'Andratx a les infraestructures (immobles).

- Risc per pèrdua de sòl fèrtil forestal. Els elevats pendents de bona part de la zona afectada per l'incendi, conferia una elevat risc de degradació post-incendi a bona part de la zona (Figura 5). Això, juntament amb la desaparició de la vegetació per mor de l'incendi elevava la vulnerabilitat ambiental a la zona, que quedava exposada a l'erosió hídrica. Com s'ha explicat en capítols anteriors, aquest tipus d'erosió pot ser molt greu si en les primeres setmanes o mesos posteriors a l'incendi hi ha pluges molt intenses. En el cas d'Andratx, especial atenció mereix la protecció del sòl, ja que l'eliminació

de bona part de la vegetació que el recobria i el fixava, el va deixar exposat als efectes que poguessin causar-li les pluges, les ventades o la circulació d'animals, entre d'altres.

- Problemes de regeneració natural de la vegetació afectada. L'incendi va suposar l'afectació d'una zona ja cremada l'any 1994 (més conegut com l'incendi de la Trapa): 713 ha de les 2.400 ha de l'incendi de 2013 s'havien calcinat ja a l'incendi forestal de 1994 (Figura 6). Aquest fet, suposava que la vegetació forestal que ja havia estat malmesa per l'incendi forestal de 1994 encara estava en recuperació i, per tant, amb un escàs banc de llavors. Això dificulta en gran mesura la regeneració natural d'aquesta zona.
- Afectació per herbivorisme sobre la regeneració natural. La presència de la cabra domèstica assilvestrada a la serra de Tramuntana és molt elevada, arribant a comprometre seriosament la vegetació forestal a la zona cremada. Quan es produeix un incendi forestal, es redueix de manera significativa l'abundància dels recursos forestals i, a més, es produeix un efecte reclam d'herbívors dels voltants cap a la zona incendiada, degut al rebrot tendre de la vegetació cremada.

Figura 5. L'incendi d'Andratx de 2013 va causar un gran impacte als ecosistemes i al paisatge forestal.

Aquest fet, compromet de forma notable l'èxit de la regeneració natural, motiu pel qual fou un dels principals aspectes a tenir en compte en la gestió de la regeneració natural. La situació esdevingué tan greu que es va redactar una normativa cinegètica per prevenir l'efecte de les cabres en aquest cas de situació d'emergència (resolució de declaració de zona d'emergència cinegètica temporal dels vedats).

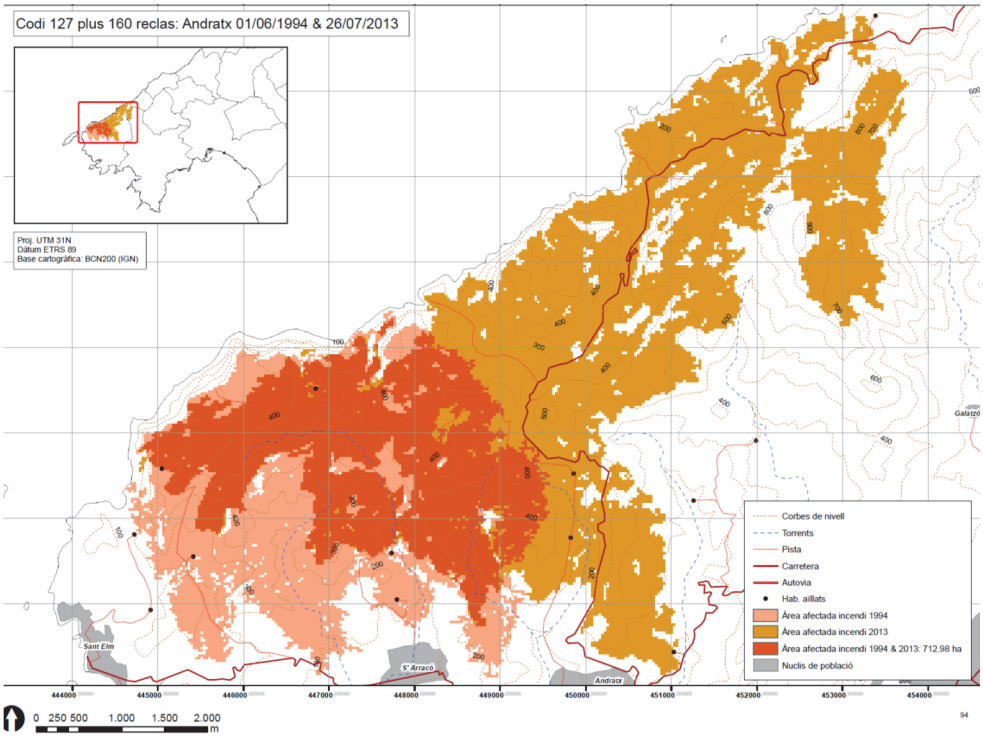


Figura 6. Simultaneïtat de grans incendis forestals a la Trapa: 1994 i 2013 Font: Bauzà, 2015.

- La proliferació de plagues i malalties forestals també suposà un dels principals perills a la zona cremada. Especialment els escolítids, insectes perforadors de la fusta, que suposen la mort dels arbres debilitats per l'incendi i fins i tot dels arbres sans. Era especialment important tenir en compte aquest aspecte a l'hora d'establir mesures de restauració, prevenint l'explosió de poblacions d'escolítids tot instal·lant trampes, punts esquer i eliminant els arbres debilitats que podien suposar un efecte crida i agreujar la situació de plaga.
- Manca de sensibilització sobre autoprotecció i cultura del risc. Aquests incendis són també una oportunitat de comunicació, essent de vital importància aprofitar el desastre per transmetre un missatge positiu i de sensibilització front aquests esdeveniments catastròfics a la societat. Tant és així, que s'organitzaren nombroses activitats a través de Xarxa Forestal i de la *Comissió Tot(s) per sa Serra* com tallers, xerrades, jornades, reforestacions de sensibilització, visites escolars a la zona incendiada, divulgació a través de xarxes socials i mitjans de comunicació, etc. Tot plegat, amb l'objectiu de difondre els problemes socioambientals derivats dels incendis forestals, conscienciant de la necessitat de generar un paisatge més resistent als incendis forestals generant sistemes de prevenció i

d'autoprotecció a les infraestructures (vivendes, habitatges, magatzems, camins d'accés, etc) presents als espais forestals, així com construir una cultura del risc vers l'incendi forestal.

5. CONTROL I SEGUIMENT DE L'EVOLUCIÓ DE LA ZONA INCENDIADA D'ANDRATX

Un GIF suposa la pertorbació d'una extensió significativa de vegetació forestal, la finalitat principal de l'administració forestal és vetllar per a què aquesta pertorbació no sigui definitiva i irreversible, sinó que sigui temporal i que, a mitjà i llarg termini, la zona afectada es recuperi. Per això, convé fer un seguiment de la zona incendiada per avaluar si, en funció d'una sèrie de variables, la zona té la resiliència suficient com per recuperar-se de manera autònoma. En cas contrari, es fa imprescindible actuar-hi i, per fer-ho convé planificar i programar tota una sèrie d'actuacions, en base a uns objectius ben definits. En aquest cas, l'elevada superfície afectada (amb la complexitat que això significa de cara a la seva gestió post-incendi), el marcat pendent de moltes zones, la intensa severitat en molts punts i la recurrència d'incendis, feia necessari l'elaboració d'un pla de restauració forestal. Aquest document esdevé un element clau per garantir la recuperació de les funcions ambientals dels espais forestals afectats, mitjançant la definició d'uns objectius clars, unes actuacions per assolir-los i una adequada programació i zonificació de les mateixes, que n'estableixi, a més, un ordre de prioritats basat en el seu grau de vulnerabilitat.

Pel cas de l'incendi d'Andratx, el Pla de Restauració va perseguir prioritàriament els següents objectius:

- Restaurar la vegetació afectada per l'incendi prioritzant la seva regeneració natural.
- Protegir el sòl front processos erosius i de degradació que poden succeir després d'un incendi.
- Restablir els hàbitats naturals i les poblacions d'espècies de fauna i flora afectades pel foc, fomentant la biodiversitat.
- Evitar la proliferació de plagues o malalties forestals.
- Recuperar la qualitat del paisatge alterat.
- Augmentar la capacitat de l'àrea incendiada per a la captura del carboni atmosfèric, com a aportació per a la mitigació del canvi climàtic.

Aquests objectius es vehicularen a través de cinc eixos d'intervenció:

- EIX 1. Garantir la seguretat per a persones i béns.
- EIX 2. Controlar i prevenir els processos de desertificació i prevenció de l'aparició de plagues.
- EIX 3. Regenerar la coberta vegetal.
- EIX 4. Recuperar les espècies de flora i fauna, hàbitats i paisatges singulars que hi havia abans de l'incendi.

- EIX 5. Sensibilitzar vers la necessitat de l'autoprotecció i difondre la cultura del risc.

Per facilitar la gestió, la zona afectada es va subdividir en unitats d'actuació que, per afavorir-ne a la vegada el seguiment, es decidí que fossin amb una delimitació permanent segons les divisòries d'aigua de les conques de drenatge. Aquesta subdivisió pretenia establir un control i monitoratge dels processos erosius. Per decidir on s'actuava primer, s'establiren tot un conjunt de criteris de zonificació i priorització de les actuacions de restauració planificades (Figura 7).

Una vegada delimitades les diferents zones, es prioritzaren les actuacions en zones de major pendent, absència d'arbrat, visibilitat del paisatge des de zones freqüentades (nuclis habitats i carretera Ma-10) i a les immediacions de les carreteres i camins per garantir la seguretat del trànsit.

Per poder detectar les zones que presenten problemes de restauració i per analitzar l'eficàcia de les tècniques aplicades, és necessari recollir dades de manera sistemàtica i contínua de la zona incendiada. Per això, tal i com s'ha explicat en els capítols anteriors d'aquest llibre, durant aquests 5 anys, s'ha estat realitzant el monitoratge de l'evolució de la vegetació i de l'estat dels processos erosius, una vegada que s'han aplicat diferents tècniques de gestió post-incendi (Estrany i Gago, 2014). Es varen analitzar de manera continuada, per primera vegada a les illes Balears, els paràmetres que condicionen la resposta ecològica post-incendi des del minut zero, just després de l'incendi. Es va fer a través d'un monitoratge ecogeomorfològic continu amb anàlisi exhaustiva de la resposta hidrològica i sedimentària (2013-2018) a partir d'estacions hidromètriques i meteorològiques repartides per l'àrea incendiada, evolució de la vegetació forestal a través de mesures a diferents escales espacials (a nivell de terra i a nivell de dron) i, finalment, l'anàlisi de la resposta a les estructures de conservació dels sòls (parats, marjades i feixines de correcció hidrològica). Els resultats d'aquest seguiment ha servit per adoptar mesures concretes de restauració i avaluar-ne la seva efectivitat, així com ha derivat en la concreció de protocols i procediments d'actuació en altres àrees afectades per incendi forestal.

6. TÈCNIQUES DE RESTAURACIÓ A LA ZONA AFECTADA PEL GRAN INCENDI FORESTAL D'ANDRATX

Després d'un incendi forestal s'avalua la necessitat de dur a terme actuacions per evitar la degradació de l'ecosistema afectat i fomentar el restabliment dels hàbitats i les comunitats vegetals afectades en el sinistre. S'analitza tota la informació disponible tant a gabinet (teledetecció, cartografia temàtica disponible, documents, inventaris, etc.) com a camp (confirmació de la informació preparada a l'oficina – anàlisi de la severitat, regeneració,

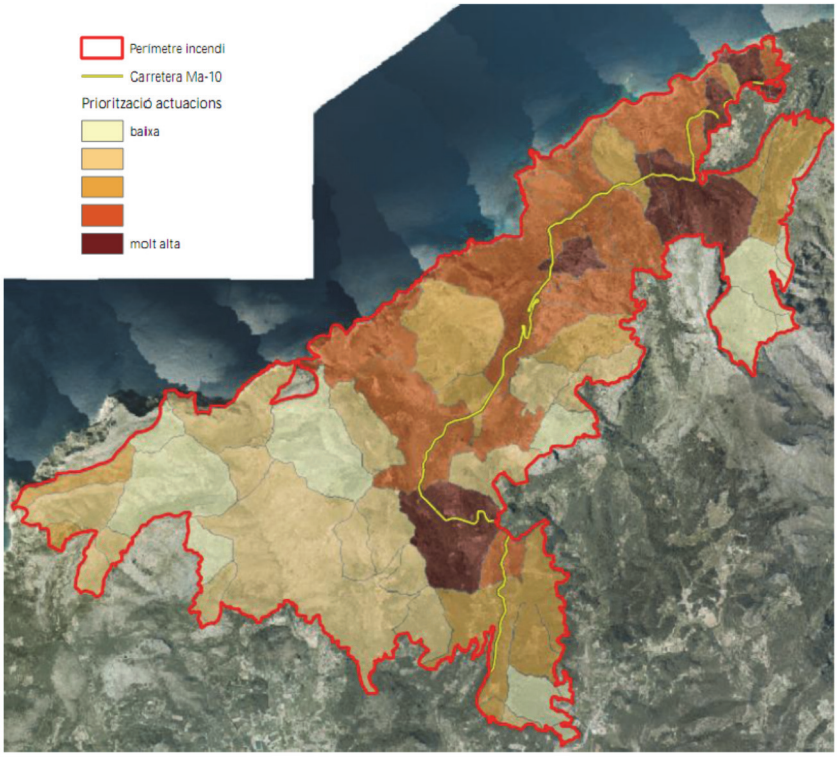


Figura 7. Priorització de les actuacions de restauració post-incendi al GIF d'Andratx per conques de drenatge.

presència de marjades, etc.), i a partir d'aquesta anàlisi inicial es valora:

a) Si existeix perill per a persones o béns com a conseqüència de l'incendi.

b) El grau de vulnerabilitat de la zona cremada, és a dir, si l'ecosistema té la resiliència suficient com per restaurar-se de manera autònoma –poc vulnerable– o no –molt vulnerable–.

Tot i que un incendi de les característiques del d'Andratx de 2013, és obvi que era necessari elaborar un pla de restauració, val a dir que no sempre són necessàries aquestes actuacions de restauració ambiental. Així, en altres incendis de menor superfície es poden trobar situacions on la zona afectada sigui més homogènia, sense pendent, sense risc per a infraestructures, amb bona regeneració natural.

La capacitat de regeneració natural esperable condiciona l'estratègia de restauració. Aquesta capacitat és funció de la maduresa de la vegetació afectada i de la seva estratègia reproductora, ja sigui de rebrot o de llavor, amb influència també de la severitat de l'incendi i del risc de

degradació, aquest darrer lligat a l'erosió, el qual s'incrementa segons es combinen pendent, recobriment de la vegetació, presència d'estructures de conservació de sòl, entre d'altres (Alloza et al., 2014; Mauri et al., 2016). L'avaluació d'aquests paràmetres determina la vulnerabilitat de cadascuna de les zones delimitades, és a dir, la seva necessitat de restauració.

A partir d'aquesta vulnerabilitat s'establirà l'ordre de prioritat de les diferents actuacions. En el cas d'Andratx, les actuacions executades en el marc del pla de restauració (2013-2016) per a cadascun dels eixos d'intervenció, han estat les següents:

Eix 1. Garantir la seguretat de béns i persones. Les actuacions que s'han realitzat han estat les de caràcter urgent per evitar danys a persones i béns i infraestructures, especialment la caiguda de roques de grans dimensions i d'arbres calcinats. Són les primeres actuacions que es dugueren a terme una vegada finalitzats els treballs d'extinció de l'incendi. S'han realitzat les següents actuacions:

- Instal·lació d'una malla de prevenció d'esllavissaments i despreniments en diferents zones al llarg del traçat de la carretera Ma-10, que uneix els pobles d'Andratx i Estellencs.
- Abatuda i retirada d'arbrat que comprometia la seguretat del trànsit de vianants i de vehicles, especialment al llarg de la carretera Ma-10 (aproximadament 11 km), així com l'afectació a infraestructures de comunicació (esteses elèctriques, de telefonia, camins, cases, etc).
- Condicionament dels camins de la Trapa i de la finca pública de sa Coma d'en Vidal, per accedir a zones prioritàries de restauració.

EIX 2. Controlar i prevenir els processos de desertificació i prevenció de l'aparició de plagues. Tal i com s'ha exposat, un dels objectius prioritaris del pla de restauració ha estat la protecció del sòl front els fenòmens erosius i la prevenció de la desertificació. Una de les actuacions post-incendi més prioritàries i urgents en un gran incendi forestal són les encaminades a la conservació dels sòls i prevenció de l'erosió. El sòl esdevé un dels recursos no renovables més importants per a la recuperació dels ecosistemes afectats per incendi forestal, ja que aquest queda desproveït de vegetació i perd algunes de les seves propietats estructurals i químiques, que el fan més vulnerable a l'erosió, especialment per efecte de les pluges de tardor. El sòl és on se sustenta la vegetació, on hi ha el reservori de llavors que donaran lloc a noves plantes les quals generen comunitats i hàbitats. Per tant, si no hi ha sòl fèrtil, no hi ha vegetació. D'aquí rau la seva importància i urgència a conservar. Les actuacions de conservació de sòls van encaminades a reduir la velocitat d'escorrentia superficial, millorant la infiltració de l'aigua, i limitar l'impacte de gota de la

precipitació. Per això, es varen dur a terme les següents actuacions:

- Control de l'erosió mitjançant dues tècniques (Figura 8). Per una banda la confecció de feixines, que són barreres temporals fetes amb troncs i branques gruixades dels arbres cremats, que ajuden a retenir el sòl durant els primers anys posteriors a l'incendi i que, amb el temps s'acaben descomponent i incorporant al sòl. Per altra banda, la realització d'un llit protector o *mulch*, que consisteix en capolar la vegetació cremada *in situ* i distribuir homogèniament les restes de manera que el sòl queda cobert per una capa orgànica que impedeix l'impacte de l'aigua directament sobre el sòl i en dificulta l'erosió, així com també permet la incorporació de matèria orgànica al sòl i n'augmenta la retenció d'aigua. Aquestes actuacions s'han desenvolupat en unes 108 ha.
- Desembosc dels arbres morts i greument afectats per incendi forestal i, en aquells llocs on era factible el desembosc, l'aprofitament de la fusta i biomassa, sobretot en zones de menor pendent, on les actuacions de prevenció de l'erosió no eren prioritàries, tot i que en molts casos també es va aprofitar el material vegetal sense valor de mercat per protegir el sòl (feixines i *mulching*). Es va actuar en una superfície aproximada de 230 ha.
- Estudi dels processos erosius (estacions hidromètriques) i anàlisi de l'evolució de la vegetació i connectivitat amb *drone*, amb la finalitat d'obtenir dades sobre les taxes d'exportació de sediment, sobre la resposta de la vegetació i sobre l'efectivitat de les terrasses agrícoles i de les feixines, els resultats dels quals han quedat ben definits en els capítols anteriors.

També es varen dur a terme altres actuacions de conservació, tals com:

- Creació d'estructures de prevenció contra futurs incendis:
  - Creació de faixes auxiliars de defensa contra incendis forestals a la carretera i camins principals.
  - Recuperació d'antics cultius agrícoles sobre terrasses que actualment estaven ocupades per arbrat forestal, amb la finalitat de crear discontinuïtats de combustible.
- Restauració de camins, marjades i tancaments perimetrals.
- Seguiment de la mortalitat dels arbres afectats per incendi (parcialment calcinats), especialment al perímetre d'incendi, i control de les poblacions d'insectes susceptibles de generar malalties i plagues:
  - Instal·lació de 98 trampes contra escolítids model *Theysohn*, especialment per al control de perforadors dels pins *Tomicus spp.* i *Orthotomicus spp*.
  - Instal·lació de 47 trampes d'intercepció de vol de

cerambícids, especialment per a *Monochamus galloprovincialis*, possible vector de la mortífer nemàtode del pi: *Bursaphelencus xylophilus*.
  - Evolució de la mortalitat dels arbres en 4 parcel·les de seguiment.
- Recuperació de cultius i infraestructures agràries
  - Reparació de tancaments pecuaris.
  - Recuperació de zones de conreu i fruiters de secà.
  - Restauració d'espais aterrassats.
  - Condicionament de vials rurals.

EIX 3. Regenerar la coberta vegetal. Les actuacions realitzades dins aquest eix d'intervenció entre els anys 2013 i 2018 s'han centrat en el seguiment sistemàtic i periòdic de la regeneració natural i en reforestació artificial en punts concrets (Figura 9). Avaluació de la regeneració natural en 31 parcel·les de seguiment i en 4 transsectes periòdics, on s'han analitzat els paràmetres de l'estat de la regeneració i l'afectació per herbivorisme.

- Reforestació de 6,1 ha a la zona de sa Gramola i es Campàs, zones on la regeneració natural no garantia la futura massa arbrada.
- Sembra de forestal autòctona de pi blanc i arbustives i col·locació de 3.300 protectors contra herbívors per a la regeneració d'una zona 5 ha de la Trapa afectada per l'incendi.

EIX 4. Recuperar de les espècies de flora i fauna, hàbitats i paisatges singulars que hi havia abans de l'incendi. Donada l'extensió i singularitat de l'incendi forestal d'Andratx es va veure necessari incorporar aquest eix d'intervenció, on es fa especial èmfasi en el control de la població de cabra assilvestrada per a la recuperació de l'entorn i paisatge (Figura 10). Immediatament després de donar l'incendi forestal per extingit, es va dur a terme un control intens de la cabra assilvestrada que podia comprometre la regeneració natural. Es va declarar la zona d'emergència cinegètica temporal i suspensió temporal de la caça a la zona incendiada el 26 de juliol als municipis d'Andratx, Estellencs i Calvià (BOIB núm. 129, de 19 de setembre de 2013), per a un període d'un any.

Aquesta resolució permetia la caça de la cabra en els vedats i terrenys lliures, sempre amb la supervisió dels òrgans competents en matèria de caça i conservació del medi ambient.

EIX 5. Sensibilitzar envers la necessitat de l'autoprotecció i difondre la cultura del risc. Aprofitant el fort impacte mediàtic que l'incendi forestal va tenir a la societat, mitjançant la Xarxa Forestal de les Illes Balears, que és una xarxa social formada per col·lectius i entitats que organitzen activitats forestals per sensibilitzar la població sobre els valors i la importància dels boscos, es varen promoure tot un

Figura 8. Actuacions de control de l'erosió a la zona incendiada d'Andratx. En primer pla, actuació amb *mulching*. Al vessant que s'observa al fons, fou completament cobert per feixines.

Figura 9. Després d'un incendi, les espècies vegetals rebrotadores (fotografia de l'esquerra) són les primeres en aparèixer. Més tard apareixen les germinadores (fotografia de la dreta). Estiu 2013.

seguit d'actuacions per tal de fomentar una cultura del risc d'incendi forestal i impulsar actuacions i principis bàsics d'autoprotecció i prevenció.

Durant aquests 5 anys, s'han realitzat nombroses activitats on hi han participat més de 2.130 persones, entre les que cal destacar:

- 20 reforestacions amb escolars: 917 persones.
- 3 visites forestals d'instituts: 105 persones.
- 30 xerrades i tallers als centres: 808 persones.

- Dia Forestal Mundial del 2014, celebrat al coll de sa Gramola: 300 persones. Així mateix, es realitza una constant divulgació de la cultura del risc sobre els incendis forestals i l'autoprotecció i prevenció a través de mitjans de comunicació i xarxes socials.
-

Figura 10. Les cabres assilvestrades causen un gran impacte en la regeneració natural post-incendi, com el d'Andratx.

Seguint la feina realitzada en altres grans incendis forestals que havien sofert les illes Balears, es va realitzar un estudi d'avaluació de manera particularitzada, del grau d'autoprotecció amb què comptaven cadascun dels habitatges afectats pel gran incendi d'Andratx, amb l'objectiu de tenir informació de com afecta el foc a les infraestructures i aprofitar-ho per al foment de mesures d'autoprotecció i de la cultura del risc. Com ja s'havia esmentat al segon apartat d'aquest capítol, l'estudi conclou que dels 120 immobles en els què l'operatiu d'extinció actuà, un 50% no presentaren danys, un 21% presentaren danys lleus i un 29% danys greus. Aquestes dades i les imatges dels immobles danyats que va aportar l'estudi, es varen aprofitar per emfatitzar els missatges a les xarxes socials i als mitjans de comunicació.

Una iniciativa de participació important i sense precedents a les illes Balears fou la creació de la *Comissió Tot(s) per sa Serra*, la qual canalitzà les inquietuds socials d'ajuda a la restauració. Es varen realitzar, en el marc de la comissió, nombroses actuacions de voluntariat, d'entre les què destaquen les reforestacions amb planta forestal autòctona a la zona del coll de sa Gramola, on hi varen participar més de 1.000 persones. Així mateix, a través de

la Comissió es varen organitzar i donar suport a actes, espectacles o tallers, així com la gestió de donacions particulars per a la reinversió en actuacions de restauració a la zona incendiada

7. CONCLUSIONS

Els incendis forestals són un fenomen natural dels ecosistemes mediterranis, condicionant l'estratègia adaptativa de les plantes en aquests ambients de focs recurrents. Ara bé, els processos de canvi global (combinació de canvis d'usos del sòl i canvi climàtic) provoquen una major recurrència dels incendis forestals –més intensos, extensos i perillosos– que posa en perill la capacitat de recuperació dels ecosistemes mediterranis. Aquesta greu problemàtica, que requereix de solucions integrals, passa per generar estructures de paisatge més resistents i resilients als esdeveniments d'incendi forestal a través de la gestió forestal activa del combustible, creant espais en mosaic. La zona afectada pel gran incendi forestal d'Andratx és un clar exemple del greu abandonament que han sofert els espais forestals i l'elevada vulnerabilitat a l'efecte del foc a Mallorca i per afegitó a l'Europa mediterrània.

Després d'aquests cinc anys del gran incendi forestal d'Andratx, se n'extreuen unes conclusions principals de la gestió realitzada:

- Part de la zona incendiada d'Andratx el 2013 ja es va cremar l'any 1994 i, per tant, el procés de degradació de l'ecosistema és important en aquesta zona, on s'observa una reducció de l'estrat arbori per matollar i carritxar.
- La gestió del combustible forestal a escala de paisatge, tal com la recuperació del mosaic agroforestal, el foment de la ramaderia de manera controlada i l'aprofitament forestal (especialment fusta, llenya i biomassa), inclús la integració del foc controlat (cremes prescrites) en els usos agraris, esdevenen eines eficaces per revertir l'actual situació d'abandonament dels espais forestals que els fa més vulnerables al foc. La recuperació de part de les terrasses agrícoles abandonades de la comarca del Pariatge hagués suposat generar un paisatge molt més resistent al GIF de juliol de 2013.
- L'important increment –generalitzat a l'Europa mediterrània– d'habitatges en entorns forestals, motivada per l'acostament al món rural de gent amb hàbits urbans, ha generat entorns d'interfície urbana-forestal que condicionen i fan l'extinció més complexa i complicada. Cal seguir incidint en la conscienciació sobre el risc real i la implantació d'una cultura d'autoprotecció amb la finalitat de crear entorns segurs i preparats per rebre el foc forestal. Els treballs de sensibilització realitzats arran del GIF d'Andratx han estat molt positius i han derivat en un increment de la consciència social al respecte. Així i tot, no es pot baixar la guàrdia i cal seguir fent feina per arribar a tots

els estaments socials i a tots els municipis amb presència de zones d'interfase urbana forestal.

- La complexa orografia, les condicions meteorològiques dels dies d'incendi forestal, a més de l'elevada presència d'aquesta interfície urbana-forestal va complicar de manera important la gestió de l'emergència i les estratègies d'extinció.
- L'estructura de la propietat forestal (més de 800 parcel·les cadastrals a la zona afectada, moltes d'elles petites), amb un gran nombre de propietaris, va dificultar l'aplicació de les actuacions de restauració, condicionant la seva execució a la prèvia autorització de la persona titular, amb la dificultat de gestió que això va comportar. Actualment, l'article 67 de la Llei 12/2014, Agrària de les Illes Balears, ajuda a evitar aquesta problemàtica, establint que les actuacions contemplades als pertinents plans de restauració forestal tindran la consideració d'utilitat pública, interès general i urgència. Per altra banda, la zonificació de les actuacions per conques de drenatge ha estat un mètode eficaç per a la gestió.
- El seguiment científic post-incendi a mig i llarg termini (> 5 anys) de la resposta ecogeomorfològica de la zona afectada que la Universitat de les Illes Balears duu a terme és fonamental de cara a avaluar l'eficàcia de les actuacions de prevenció de l'erosió realitzades i optimitzar la seva execució en futures zones incendiades.
- L'herbivorisme és un factor limitant de la regeneració natural molt important després d'un gran incendi forestal. La gestió de control poblacional de la cabra assilvestrada a la zona incendiada d'Andratx ha estat clau per reduir els danys sobre la regeneració natural. Així i tot, la densitat de cabra assilvestrada a la zona i, en general, a tota la Serra de Tramuntana, continúa elevada, essent un dels principals motius de degradació dels espais forestals i un element de pressió molt important sobre la regeneració (tant natural com provinent de les reforestacions).
- El gran incendi d'Andratx va tenir un fort impacte mediàtic. La *Comissió Tot(s) per sa Serra* va ser útil per concentrar i vehicular la voluntat de participació pública, tant directa –voluntariat– com indirecta –donacions–, fet que en va permetre una millor organització. Alhora, la tasca de comunicació i divulgació de Xarxa Forestal va ser molt intensa i positiva els primers mesos i anys posteriors a l'incendi.

8. REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

Aguilar S, Montiel C. 2013. The challenge of applying governance and sustainable development to wildland fire management in Southern Europe. Jou*rnal of Forestry Research* **22(4)**: 627-639.

Alloza JA, Garcia S, Gimeno T, Baeza J, Vallejo VR, Rojo L, Martínez A. 2014. *Guía técnica para la gestión de montes*

quemados. Protocolos de actuación para la restauración de zonas quemadas con riesgo de desertificación. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.

Arianoutsou M. 2007. Resilience of Mediterranean vegetation to fire: Issues under the global change scenarios. A: Rokich D, Wardell-Johnson G, Yates C, Stevens J, Dixon K, McLellan R, Moss G (eds) *Proceedings of the XI MEDECOS Conference, Kings Park and Botanic Garden*, Australia, 5-7.

Arianoutsou M, Koukoulas S, Kazanis D. 2011. Evaluating post-fire forest resilience using GIS and multi-criteria analysis: an example from Cape Sounion National Park, Greece. *Environmental Management* **47**: 384-397.

Bauzà J. 2015. *Anàlisi dels grans incendis ocorreguts a les Illes Balears entre 1984 i 2013 i de les formacions forestals afectades mitjançant tècniques de teledetecció*. Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca, Palma.

Bellingham PJ, Sparrow AD. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* **89**: 409-416.

Bond WJ, van Wilgen BW. 1996. *Fire and plants*. Chapman and Hall, London.

Butler, C.P. 1974. The urban/wildland fire interface. A: *Proceedings of Western states section Combustion Institute*. Spokane, Washington State University: 1-17.

Dell B, Hopkins A, Lamont B. 1986. *Resilience in Mediterranean-type ecosystems*. Dr W. Junk Publishers.

Estrany J, Gago J. 2014. *Anàlisi de l'evolució de la vegetació baix l'efecte de diferents tècniques de gestió post-incendi a la comarca del Pariatge: ús de vehicle aeri no tripulat*. Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca, Palma.

Galiana L, Aguilar S, Lázaro S. 2013. An assessment of the effects of forest-related policies upon wildlandfires in the European Union applying the subsidiarity principle. *Forest Policy and Economics* **29**: 36-44.

Holling CS. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **4**: 1-23.

Lavorel S. 1999. Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Diversity and Distributions* **5**: 3-13.

Mauri E, Pons P. 2016. Fitxes de bones pràctiques per a la gestió forestal post-incendi. Projecte Anifog I+D+i CGL2014-54094-R, Universitat de Girona. ii+111. Disponible a: anifog.wix.com/anifog.

Moreira F, Catry F, Duarte I, Acácio V, Silva JS. 2009. A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber L.*) trees in Southern Portugal. *Plant Ecology* **201**: 77-85.

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2012. Cuarto Inventario Forestal Nacional. Illes Balears. Madrid.

Pausàs JG. 2010. Fuego y evolución en el Mediterráneo. Investigación y Ciencia, 407. Madrid.

Vallejo R. 2005. Identification des besoins et évaluation des techniques de restauration post-feu. *Forêt Méditerranee* **26**: 217-224.

Westman W. 1978. Measuring the inertia and resilience of ecological systems. *BioScience* **28**: 705-710.

CAPÍTOL 2

HIDROLOGIA I TRANSPORT DE SEDIMENT POST-INCENDI EN RIUS MEDITERRANIS

CHAPTER 2

POST-FIRE HYDROLOGY AND SEDIMENT TRANSPORT IN MEDITERRANEAN RIVERS

Abstract: Suspended sediment transport can be used as an indicator of the catchment-scale denudation processes, also considering that can increase in fluvial systems affected by wildfires. Immediately after the wildfire which hit the Pariatge County (Mallorca) in 2013, two gauging stations were built at the Sa Font de la Vila River catchment (4.8 km^2). The purpose was to monitor, in a continuous way, the water and sediment fluxes and hence study the hydro-sedimentological response of a Mediterranean catchment severely affected by a wildfire. Results showed that wildfire affectation on the hydrology and sediment transport was limited. The largest values of suspended sediment transport were recorded the first year after the fire, but they were still low or very low if compared with other burned (and even unburned) similar Mediterranean catchments. Such limited affectation is due to the massive amount of soil conservation structures (e.g. terraces, check dams) which, despite the severe abandonment processes started at the mid-twentieth century still work as water and sediments retainers, as well as to the characteristic low rates of soil development in Mediterranean regions dominated by limestones.

HIDROLOGIA I TRANSPORT DE SEDIMENT POST-INCENDI EN RIUS MEDITERRANIS

Josep Fortesa[1,2], José Andrés López-Tarazón[1,2,3,4]

[1] Grup de Recerca en Hidrologia i Ecogeomorfologia en Ambients Mediterranis –MEDhyCON (http://medhycon.uib.cat), Departament de Geografia, Universitat de les Illes Balears, Palma

[2] Institut d'Investigacions Agroambientals i d'Economia de l'Aigua –INAGEA (http://inagea.com), Universitat de les Illes Balears, Palma

[3] Institute of Earth and Environmental Science, University of Potsdam, Potsdam, Germany

[4] Fluvial Dynamics Research Group, Universitat de Lleida, Lleida

Resum: L'exportació de sediment en suspensió, que pot augmentar als sistemes fluvials que han patit incendis forestals, pot ser utilitzada com a indicador de l'erosió a escala de conca. Per tal d'estudiar la resposta hidrològica i sedimentària d'una conca mediterrània afectada per un gran incendi forestal, es varen construir dues estacions hidromètriques a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila (4,8 km^2) immediatament després del foc ocorregut a la comarca del Pariatge l'any 2013, monitoritzant-ne contínuament els fluxos d'aigua i sediment. Els resultats mostren que l'afectació de l'incendi sobre la hidrologia i el transport de sediment va ser limitada. Els valors més elevats de transport de sediment en suspensió s'enregistraren just l'any posterior a l'incendi, tot i que continuen sent baixos o molt baixos si es comparen amb els d'altres conques mediterrànies cremades i, fins i tot, no cremades. Aquesta limitada afectació és deguda tant a les abundants estructures de conservació de sòls (marjades i parats), les quals –tot i el procés d'abandonament iniciat a mitjans del s. XX– continuen funcionant com a retenidores dels fluxos d'aigua i sediments, com al baix desenvolupament edàfic característic de les regions mediterrànies calcàries.

1. INTRODUCCIÓ

1.1. Hidrologia en conques mediterrànies

Dues de les característiques principals del clima mediterrani són la irregularitat espacio-temporal de la precipitació, la qual endemés es concentra en les estacions de tardor i hivern, i el marcat dèficit hídric estival que condiciona en gran manera la resposta hidrològica. Cal destacar també l'existència de freqüents episodis extrems de precipitació que superen els 200 mm en 24 hores, podent inclús assolir els 600 mm acumulats (Reiser i Kutiel, 2011). Per aquestes raons, la resposta hidrològica de les conques mediterrànies es caracteritza per ser intermitent i efímera al basar-se en la transformació de la precipitació a escorrentia directe a partir d'esdeveniments espasmòdics en els quals el cabal base s'esgota ràpidament per una desconnexió generalitzada entre el nivell base i el nivell freàtic (Gallart et al., 2008). Aquests episodis espasmòdics són potencialment perillosos per mor de les elevades intensitats horàries de precipitació que generen un temps de resposta inferior a les 6 hores (Marchi et al., 2010) i estan normalment relacionats amb unes condicions antecedents d'humitat del sòl favorables.

La generació de crescudes ve condicionada per la geomorfologia característica de les conques mediterrànies, les quals es caracteritzen per ser petites, curtes i amb un gradient clinomètric molt marcat (Merheb et al., 2016). A més a més, la seva severitat no es relaciona únicament amb la magnitud dels esdeveniments, sinó també amb el grau de modificació de la geomorfologia dels canals i de com les planes d'inundació han estat també modificades i ocupades a la seva vegada. D'aquesta manera, la recurrència d'aquest tipus de crescudes està clarament relacionada amb els riscos d'inundació (Marchi et al., 2010), d'erosió (De Girolamo, 2015) i amb el canvi de la morfologia dels canals (Estrany i Grimalt, 2014).

Les conques mediterrànies són considerades com unes de les zones més sensibles respecte al canvi global, que s'entén com la combinació de canvi climàtic (p.e., increment dels episodis extrems; Borga et al., 2010) i de la transformació dels ambients degut a l'activitat antròpica (p.e., canvi d'usos del sòl; Calsamiglia et al., 2016). Tots els panells d'experts sobre l'evolució del clima (p.e., IPCC, 2014) preveuen escenaris de futur amb una major freqüència i magnitud tant d'inundacions (increment dels dies de precipitacions intenses) com de sequeres (increment de períodes sense precipitació) a la conca mediterrània, els quals, indefectiblement, alteraran el règim hidrològic (generació d'escorrentia).

1.2. Exportació de sediment en conques mediterrànies

La gran majoria de les conques de drenatge mediterrànies, estan afectades per processos d'erosió i degradació del sòl (Jones et al., 2012). Tot i la seva importància, hi ha un buit de coneixement en quant a la dinàmica del transport de sediment, per mor de l'extrema variabilitat intra- i interanual en conques mediterrànies (López-Tarazón i Estrany, 2017). Els factors geomorfològics i climàtics que les caracteritzen i la pràctica de l'agricultura fan incrementar les pèrdues de sòl (Gómez et al., 2009). A Espanya, el risc d'erosió suposa una amenaça clara en la degradació dels sòls (PESERA, 2004). Això s'accentua més encara en aquelles zones, com les Illes Balears, on la litologia no afavoreix la producció del sòl. A més, els factors que poden afavorir aquesta creació de sòl o edafogènesi (temperatures elevades i precipitacions) no coincideixen en el mateix període estacional (Hernando-Costa et al., 2001). No obstant, en el cas específic de les Balears, abunden les estructures tradicionals de conservació del sòl (marjades i parats), tot i que des de la segona meitat del segle XX el progressiu abandonament de l'activitat agrària fa que el deteriorament dels seus murs sigui un dels majors punts de risc d'erosió i generació de pèrdues de sòl causat pel col·lapse d'aquestes estructures (Calsamiglia et al., 2017). En aquest punt és on es pot considerar l'efecte de l'erosió del sòl com a insostenible per a la productivitat dels cultius a llarg termini, resultant

irreversible pels significatius impactes ambientals, econòmics i socials.

L'exportació de sediment és el resultat integrat dels processos d'erosió que es generen a una conca i tenen un gran interès pels estudis ambientals. Es considera que els factors més influents per aquesta exportació són la mida de la conca, el clima i la topografia, tot i que hi ha certa incertesa sobre quins són els predominants en el control regional de l'exportació de sediment (Vanmarcke et al., 2011). La quantificació d'aquesta exportació, entesa com la dinàmica del transport del sediment en suspensió (en endavant SS) dels vessants als canals, és necessari per a la gestió integrada d'aigua i sediment segons la Directiva Marc de l'Aigua (EC Directive 2000/60/EC, 2000) i la Estratègia Temàtica del Sòl de la Unió Europea (EC, 2006). Tot i això, l'elevada variabilitat espacio-temporal del règim hidrològic a l'ambient mediterrani condiciona i complica dràsticament l'estudi dels processos d'erosió i, per tant, la mesura de manera acurada i continua de la concentració de sediment en suspensió (en endavant CSS), així com l'exportació total de sediment esdevé fonamental a diferents escales en conques de drenatge.

1.3. Els efectes del foc sobre els processos hidrològics i ecogeomorfològics en conques Mediterrànies

Els incendis forestals generen pertorbacions en les dinàmiques i processos en el medi natural, causant canvis severs al cicle hidrològic i geomorfològic (Shakesby i Doerr, 2006). La modificació o eliminació de la coberta vegetal, tot reduint la intercepció i la infiltració d'aigua, com també l'evapotranspiració i la pròpia retenció del sòl després d'un incendi forestal, així com l'alteració de les seves propietats físico-químiques i la seva estabilitat estructural i textural, pot incrementar la generació d'escorrentia i, com a conseqüència, generar pèrdues de sòl. Tot i això, cal recordar que la conca mediterrània és un entorn propens als incendis. El clima, caracteritzat per un estiu sec i càlid, és el factor primari que controla la pirogeografia d'aquests paisatges, on un règim irregular de precipitació, amb esdeveniments torrencials, incrementen el risc d'erosió després d'un incendi. És ben conegut l'increment de fluxos d'aigua superficial (Cerdà i Doerr, 2005) i la reducció del temps de resposta entre la precipitació i la generació d'escorrentia, especialment durant el primer any post-incendi. Així doncs, aquest escenari incrementa la generació de sediment, el seu transport per la xarxa de drenatge així com el volum total de sediment exportat per la conca de drenatge. Aquests processos condueixen a processos irreversibles de degradació del sòl.

El paisatge de la regió mediterrània ha estat històricament transformat ja sigui per la desforestació, com per la construcció d'estructures de conservació del sòl (p.e. marjades i parats) o la modificació dels sistemes

fluvials amb finalitat agrícoles i ramaderes (Hooke, 2006). Aquestes alteracions han canviat el règim hidrològic natural durant segles, proporcionant estabilitat al sòl i reduint la connectivitat dels vessants al canal. De retruc, el règim de foc s'alterava gràcies a un mosaic agro-forestal que impedia un continu de masses forestals, tot reduint la probabilitat de grans incendis. No obstant, arrel de l'abandonament de les zones de cultiu per mor de l'èxode rural i la terciarització de l'economia a partir dels anys 60 del s. XX, s'iniciaren processos d'aforestació en aquestes àrees (MacDonald et al., 2000). A més, aquests processos d'aforestació lligats a la falta de gestió o a una política efectiva de supressió del foc, han generat un increment del combustible forestal disponible als boscos mediterranis. Per exemple, a les Illes Balears el combustible forestal es va incrementar un 19% entre el 1999 i 2010 (MAGRAMA, 2012). Aquests processos condueixen a un increment del risc de patir grans incendis forestals (aquells que afecten a més de 500 ha), els quals poden provocar canvis severs en la hidrologia i geomorfologia de les conques afectades.

Després d'un incendi s'inicia la fase de recuperació de la vegetació. La coberta vegetal pot prevenir de l'erosió ja que genera una protecció pel sòl, redueix l'escorrentia a l'afavorir la infiltració i per tant en redueix el transport de sediment (Gumiere et al., 2011; Vannoppen et al., 2015), pel que és fonamental una correcta evolució d'aquesta recuperació. Estudis en conques mediterrànies han demostrat que la coberta de la vegetació és un factor clau en la generació de l'escorrentia i transport de sediment (García-Ruiz et al., 2008), i han relacionat una major aportació de SS amb el període màxim de precipitació i el moment on la coberta vegetal era més baixa (De Girolamo et al., 2015). S'han arribat fins i tot a establir llindars en la correlació del transport de SS amb la vegetació i el pendent, resultant-ne una major exportació quan la coberta vegetal és inferior al 8% i el pendent mitjà de la conca és superior al 40% (Pepín et al., 2010). Per tant, la vegetació és un factor efectiu contra la prevenció de l'erosió tant en zones agrícoles i forestals, com a nivell de conca, i és per això que s'utilitza freqüentment en la restauració ecològica dins dels programes de reducció de l'erosió del sòl.

2. MÈTODES

2.1. Monitoreig continu

Els incendis forestals tendeixen a incrementar la generació d'escorrentia i la pèrdua de sòl; tot i això, estudis recents han demostrat que existeix una àmplia variabilitat en els processos hidrològics i de transport de sediment a diferents escales espacio-temporals inclús dins d'una mateixa conca de drenatge (Owens et al., 2013). Un mètode efectiu per resoldre aquesta incertesa, així com per reconèixer els processos de generació d'escorrentia i sediment, la seva exportació des de la conca de drenatge i així realitzar una curosa investigació sobre la dinàmica del SS, és l'anàlisi dels fluxos d'aigua i sediments a diferents punts integrats

jeràrquicament a la xarxa fluvial, des de la capçalera fins a la desembocadura de la conca. Aquesta tècnica és coneguda com el monitoreig per conques integrades, en el qual es controla tant la conca principal com alguna (o totes) de les seves subconques. En el cas específic de les àrees cremades, aquesta tècnica de mostreig, a més de proporcionar un major coneixement de la seva evolució temporal i espacial, permet identificar quin és el seu efecte en l'exportació de sediment, nutrients i contaminants aigües avall de la conca i quines conseqüències poden tenir pels recursos hídrics i hàbitats aquàtics. Per tant, es presenta com un mètode fiable per avaluar la generació d'escorrentia, el transport de sediment i les seves evolucions temporals en conques afectades per incendis forestals.

Arrel de l'incendi de 2013 es varen monitoritzar, de manera integrada, dues estacions hidromètriques a la conca de drenatge del Torrent de Sa Font de la Vila, adquirint dades per al període comprès entre els anys hidrològics (d'octubre a setembre) 2013-14 i 2016-17. Aquestes estacions són, sa Murtera (1,1 km^2), localitzada a la part nord-est de la Conca del Torrent de sa Font de Sa Vila, a la capçalera del Torrent de sa Coma Freda; i l'estació de sa Font de la Vila (4,8 km^2), que tanca la totalitat de la conca (Figura 1). D'aquesta manera es monitoritzen tant les dinàmiques hidrològiques i sedimentàries en la zona de capçalera de la conca, podent establir les aportacions hídriques i sedimentàries d'un dels petits compartiments en que es divideix la conca principal, com els processos hidrològics i erosius que es produeixen en la totalitat de la conca, el que permet obtenir una visió generalitzada de les seves dinàmiques.
L'estació de Sa Murtera està instrumentada sobre una secció irregular que presenta un perfil d'uns 3 m d'alçada, amb una amplitud de 6 m a la part alta i de 2,5 m a la part baixa, mentre que l'estació de sa Font de la Vila es va construir als marges de pedra en sec presents al canal, en una secció trapezoïdal de 6 m en la seva part més àmplia, 5 m a la base, una altura de 2,5 m al seu marge esquerre i 2,8 al dret (Figura 1).

La instrumentació de totes dues estacions és molt similar, consistint en un acumulador de dades *Campbell Scientific CR200X*, on s'emmagatzemen les dades d'altura de làmina d'aigua recollides per una sonda de pressió *Campbell Scientific CS451-L*, les dades de terbolesa de l'aigua mesurades per un turbidímetre *OBS-3+* amb un doble rang de mesura de 0-1.000/1.000-4.000 NTU, així com les dades de conductivitat i temperatura mesurades per una sonda *Hobo U24-001 Logger*, amb un rang de lectura entre 0-10.000 µS cm^{-1}. De cadascuna de les sondes s'emmagatzemen dades quinze-minutals, que són el resultat de la mitjana de lectures minutals. A més a més, es varen incorporar mostrejadors de botelles per sifó adaptats a les dimensions de cadascun dels canal (d'1 m d'alçada i equipat amb 7 botelles a sa Murtera i de 2 m d'alçada i 12 botelles a sa Font de la Vila) que es varen utilitzar tant per calibrar els valors continus proporcionats pels

turbidímetres i transformar-los en CSS com per obtenir més informació sobre les dinàmiques de transport de SS i dissolució a la conca. Així mateix, a Sa Murtera es va instal·lar una sonda d'humitat i temperatura del sòl (*Campbell Scientific CS650*), la qual mesura la humitat dels 30 centímetres superficials del sòl amb un error inferior al 0,05%. La mesura contínua de la humitat del sòl és un paràmetre que permet conèixer el seu grau de saturació i, per tant, determinar tant les dinàmiques d'escorrentia superficial com el balanç hídric edàfic. Finalment, i de manera complementària, es va instal·lar un pluviòmetre i un termòmetre (Figura 1) per obtenir dades meteorològiques i així mesurar la intensitat de la precipitació i la temperatura (a una freqüència quinzeminutal). Cal remarcar que en el cas de sa Murtera, la disponibilitat de dades és per als anys 2014 al 2017, ja que l'instrumental no va funcionar el primer any de monitoreig.

2.2. Computació de dades

El valor d'altura de làmina d'aigua mesurat a les dues estacions es va transformar en cabal (en endavant Q, m^3 s^{-1}) mitjançant la creació d'una corba d'aforament específica per a cadascuna d'elles. Aquesta corba descriu la relació existent entre l'altura de la làmina d'aigua (m) i el cabal (m^3 s^{-1}). Per obtenir els valors de cabal, diverses mesures de la velocitat de l'aigua mitjançant un sensor magnètic-inductiu (aforaments) es realitzaren a cada estació, tant durant cabals baixos com durant crescudes, per tal d'obtenir aforaments representatius del rang assolit per la làmina d'aigua.

El registre continu de CSS es va obtenir amb el calibratge dels turbidímetres; aquest es va realitzar mitjançant les mostres recollides durant crescudes pels mostrejadors de sifó i amb mostres manuals d'aigua i SS recollides tant durant períodes de cabals baixos com de crescuda. Amb totes aquestes dades es va crear una corba de calibratge (relació entre les mesures de terbolesa –NTU– i la CSS d'una mostra manual –g l^{-1}– recollida simultàniament) específica per cadascun dels turbidímetres.

Finalment, a partir de les dades quinzeminutals de cabal i CSS es calcularen tant l'aportació hídrica o escorrentia (mm) com l'exportació de SS (t) a diferents escales temporals (esdeveniment, diària, mensual, estacional i anual) per cadascuna de les estacions hidromètriques. També es calcularen altres variables interessants, com són els coeficients d'escorrentia anuals i estacionals (ràtio entre l'escorrentia i la precipitació expressada en percentatge), o les taxes de producció de SS (t km^{-2} any^{-1}), que permeten comparar l'exportació de sediment entre diferents conques.

3. HIDROLOGIA I TRANSPORT DE SEDIMENT EN SUSPENSIÓ A LA CONCA DE SA FONT DE LA VILA

3.1. Precipitació

El període monitoritzat (2013-17) pot considerar-se com a representatiu de la variació interanual de la precipitació, tot i només disposar de quatre anys monitoritzats (Taula 1; Figura 2).

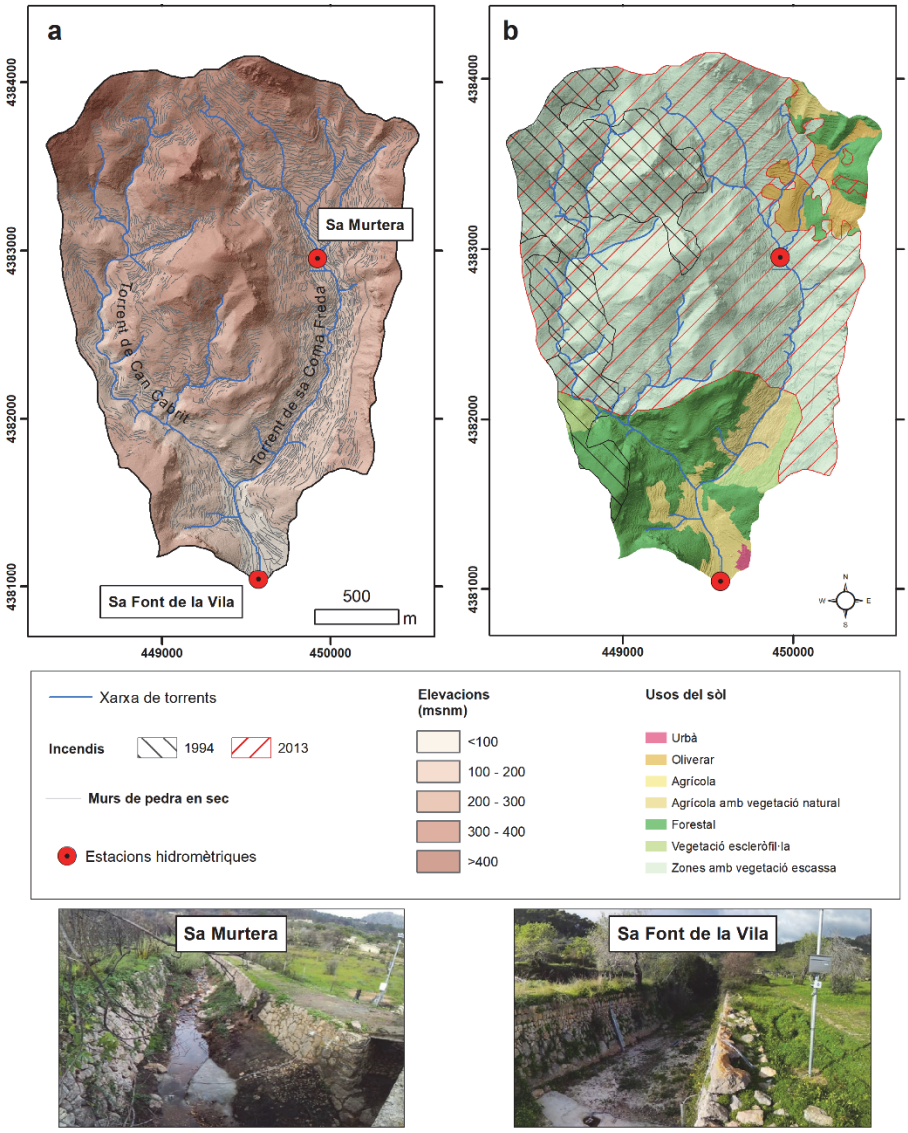


Figura 1. (a) Topografia de la Conca del Torrent de sa Font de la Vila i localització de les estacions hidromètriques de sa Murtera i sa Font de la Vila. Les fotografies inferiors mostren una vista aigües amunt de cada una d'elles. (b) Usos del sòl i afecció d'incendis forestals a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila.

La precipitació mitjana anual de l'estació AEMET de s'Alqueria d'Andratx (l'estació oficial més propera a la conca d'estudi; Figura 1) és de 531,7 mm amb un coeficient de variació interanual del 23% (període 1974-2010). L'any 2013-14 (517,2 mm) i 2014-15 (578 mm) tenen una precipitació anual al voltant de la mitjana, mentre que l'any 2015-16 pot considerar-se com a sec (297,2 mm; 43% inferior a la mitjana), i el 2016-17 com a humit (686 mm, 32% superior a la mitjana). Pel que fa a l'estacionalitat, la tardor fou durant el període d'estudi l'estació més plujosa amb una mitjana

de 244 mm, seguida de l'hivern (145 mm), l'estiu (69 mm) i la primavera (66 mm). La intensitat màxima de precipitació registrada va ser el 29 d'octubre del 2013, on en 15 minuts va ploure 50 mm.

3.2. Hidrologia

Les elevades diferències de precipitació registrades entre els anys hidrològics generaren una resposta hidrològica molt diferenciada. D'aquesta manera, l'escorrentia estacional mitjà a sa Murtera fou de 67 mm a l'hivern, 47 mm a la primavera, 23 mm a la tardor i 0 mm a l'estiu, amb uns coeficients d'escorrentia anual variant entre 8,5% i 27,3% (Taula 1).

Any hidrològic	Precipitació (mm)	Sa Murtera		Sa Font de la Vila	
		Escorrentia (mm)	Coeficient d'escorrentia (%)	Escorrentia (mm)	Coeficient d'escorrentia (%)
2013-14	517,2	ND	ND	5,3	1,0
2014-15	578,0	132,5	22,9	24,1	4,2
2015-16	297,2	25,3	8,5	2,5	0,8
2016-17	686,0	187,6	27,3	150,8	22,0

Taula 1. Precipitació, escorrentia i coeficient d'escorrentia de sa Murtera i sa Font de la Vila durant el període monitoritzat.

En comparació, aquests valors foren molt menors a Sa Font de la Vila, generant una escorrentia mitjana de 36 mm a l'hivern, 9 mm a la tardor, 8 mm a la primavera i 0 mm a l'estiu, i uns coeficients d'escorrentia anuals oscil·lant entre 0,8% i 22% (Taula 1). Per tant, queda clar que la major resposta hidrològica es dona a l'estació humida (hivern i tardor) i que aquesta disminueix conforme s'incrementa la superfície de la conca. L'elevat escorrentia corresponent a la primavera a Sa Murtera es deu a les aportacions hidrològiques de sa font de sa Murtera, les quals permeten un període de cabal base durant aquesta estació. Els esdeveniments amb major resposta hidrològica (cabal màxim > 1 m^3 s^{-1}), es generaren o bé per una elevada intensitat de precipitació (p.e., 50 mm en 15 minuts; 29/10/13) o per una precipitació acumulada diària superior a 50 mm (p.e., 20/01/15; 20/12/16; 21/01/17) (Figura 2). Cal destacar la importància de la precipitació acumulada prèviament als esdeveniments, ja que aquesta genera condicions favorables per a la generació d'escorrentia. D'aquesta manera, la combinació d'unes condicions antecedents favorables d'humitat amb un volum de precipitació elevat, genera les crescudes més importants. Per exemple, el pic màxim de cabal del període d'estudi (1,6 m^3 s^{-1}) es va produir durant l'episodi del 21 de gener del 2017, on la precipitació que el generà (38,2 mm) va ocórrer just després d'un període de 3 dies de pluja on s'havien acumulat 71,2 mm. Després

d'un incendi forestal és esperable un increment de l'escorrentia superficial degut a l'eliminació de la coberta vegetal (la qual intercepta part de la precipitació) i als canvis en les propietats fisicoquímiques del sòl (poden generar una primera capa del sòl amb característiques hidrofòbiques). No obstant, els coeficients d'escorrentia anual obtinguts a les dues conques monitoritzades poden considerar-se com a baixos o molt baixos. Per tant, aquests reduïts coeficients d'escorrentia indiquen que a més del factor foc hi ha d'altres que condicionen la resposta hidrològica. Un primer factor és la presència massiva d'estructures de conservació de sòl (marjades i parats), que "regulen" el 37% de la superfície de la conca. Les marjades generen interrupcions al pendent dels vessants disminuint la connectivitat hidrològica i per tant reduint els fluxos d'aigua i sediment. A escala de vessant, els coeficients d'escorrentia en conques mediterrànies marjades se situa entre el 20% i el 40% (Arnáez et al., 2015). Un segon factor que condiciona la hidrologia de la conca és la litologia calcària, per tant permeables i d'alta capacitat de percolació, amb sòls igualment d'alta capacitat d'infiltració. Aquesta alta transmissivitat explica les pèrdues hídriques observades entre l'estació de sa Murtera i sa Font de la Vila al generar-se processos de percolació dins el canal. La combinació d'aquests dos factors fa que el llindar per a la generació d'escorrentia sigui més elevat per la totalitat de la conca

3.3. Transport de sediment en suspensió

El primer any després d'un incendi és el moment quan el paisatge té una major sensibilitat i per tant és més propens a ser erosionat. D'aquesta forma, establir les dinàmiques d'exportació de SS pot ajudar a la seva interpretació com a indicador de l'erosió a escala de conca. Aquesta exportació vindrà determinada i condicionada tant per la freqüència i magnitud dels episodis de precipitació com per la resposta hidrològica corresponent.

Any hidrològic	Precipitació (mm)	Sa Murtera	Sa Font de la Vila
		Taxa de producció de sediment (t km^2 any)	Taxa de producció de sediment (t km^2 any)
2013-14	517,2	ND	17,44
2014-15	578,0	3,59	0,47
2015-16	297,2	0,07	0,06
2016-17	686,0	18,92	12,21

Taula 2. Precipitació i taxa de producció de sediment en suspensió a les estacions hidromètriques de sa Murtera i sa Font de la Vila pel període monitoritzat

La utilització d'una estratègia de monitoreig per conques integrades ha permès analitzar el processos de transport i deposició interns d'una

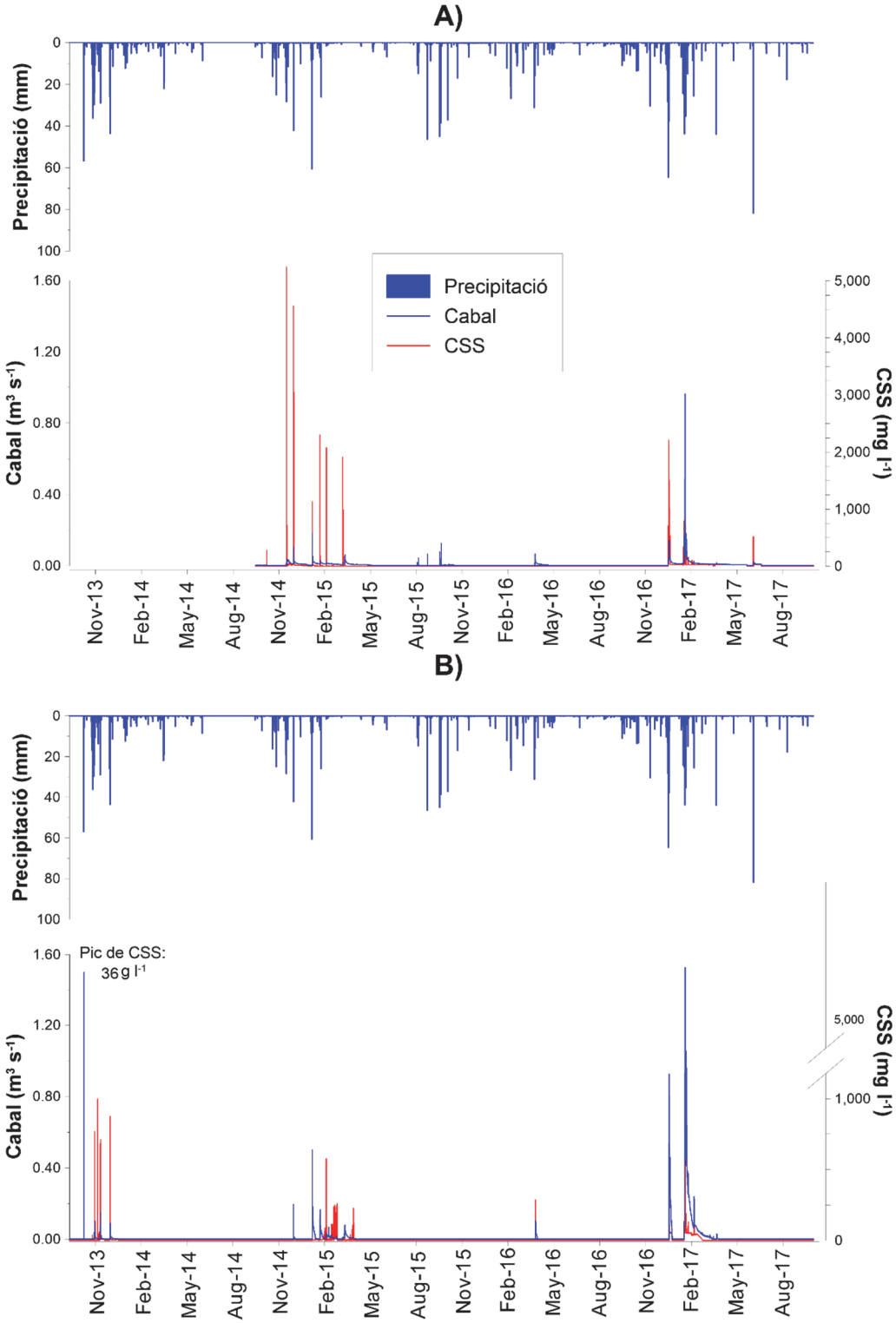


Figura 2. Hietograma i hidrosedigrama del període 2013-17 de A) sa Murtera i B) sa Font de la Vila.

conca de drenatge mediterrània afectada per un incendi. Així, la taxa de producció de SS a sa Murtera va oscil·lar entre 0,07 i 18,92 t km^{-2} any^{-1} i entre 0,06 i 17.44 t km^{-2} any^{-1} a sa Font de la Vila (Taula 2). Si es compara el període per al qual les dues estacions tenen registres (2014-17), s'observa que hi ha una disminució de la taxa de producció de sediment des de sa Murtera a sa Font de la Vila, ja que es produeixen processos de deposició entre les dues estacions hidromètriques per mor de les pèrdues per percolació que es produeixen al canal.

En aquesta circumstància, es pot apreciar l'efecte de l'incendi forestal ja que l'eliminació de la coberta vegetal va deixar el sòl completament nu i exposat a la precipitació. De totes maneres, la variabilitat inter- i intra-anual és característica i intrínseca de la regió mediterrània, on la resposta hidrològica i de transport de SS no és lineal (directa) a la precipitació, independentment de si ha estat afectada o no per incendis forestals. Aquesta resposta ve determinada per la variabilitat espacio-temporal de la precipitació, i és més efectiva per determinats esdeveniments en base a la seva intensitat. Per tant, amb episodis torrencials de precipitació, el factor foc condicionarà molt el volum exportat de SS, pel fet de l'increment d'exposició de sòl a aquestes tempestes, així com la possible creació d'una capa hidròfoba superficial que impedeixi la infiltració de l'aigua. No obstant, quan la intensitat de la precipitació no és torrencial, les característiques de la pròpia precipitació són més condicionants per la resposta hidrològica i de transport de SS que no pas la pròpia severitat del foc (Gimeno-García et al., 2007). A l'estació de sa Murtera, dos esdeveniments exportaren el 68% del sediment dels tres anys hidrològics (un 45% durant la crescuda del 20/12/16 i un 23% durant la del 21/01/17), mentre que a sa Font de la Vila, el 64% del sediment total fou exportat durant l'esdeveniment del 29/10/13 (3 mesos després de l'incendi).

Amb l'objectiu de contextualitzar les taxes de producció de sediment obtingudes a sa Murtera i sa Font de la Vila, aquestes s'han comparat amb diferents conques mediterrànies, tant afectades com no afectades per incendis forestals (Taula 3). En el cas de les conques mediterrànies afectades per incendis forestals, Inbar et al. (1998) i Mayor et al. (2007) reporten taxes de producció de sediment d'entre 36 i 65 t km^{-2} any^{-1} tot just després de l'ocurrència d'un incendi, valors molt similars als obtinguts a sa Font de la Vila (Taula 2). Endemés, Mayor et al. (2007) expliquen que el 75% del SS durant un període d'estudi de 7 anys fou exportat per un sol episodi (98 mm de precipitació en 15 minuts).

En el cas de les conques no cremades, les taxes de producció de SS són molt variables, oscil·lant de les 0,3 a les 15.300 t km^{-2} any^{-1}, on el 85% de les regions mediterrànies estudiades superen les 40 t km^{-2} any^{-1} i el 50% les 200 t km^{-2} any^{-1} (Vanmaercke et al., 2011). Aquestes diferències s'atribueixen a la combinació de

diferents factors com poden ser el clima, la topografia, la litologia i els usos del sòl. Per tant, les taxes de producció de SS de sa Font de la Vila són baixes o molt baixes si es comparen amb altres conques mediterrànies europees (Vanmaercke et al., 2011), tot i que estan en concordança amb algunes conques mediterrànies no cremades i amb característiques similars en quant a àrea i clima, com podria ser la Conca de Vernegà (2,4 km^2) a Catalunya, amb una producció de SS de 8 t km^{-2} any^{-1}.

	Localització	Àrea de la conca (km^2)	Precipitació mitjana (mm any^{-1})	Mitjana de taxa de producció de SS (t km^2 yr^{-1})	Estudi de referència
Conques mediterrànies cremades	Xortà, Espanya	0,02	658	65	Mayor et al. (2007)
	Muntanya Carmel, Israel	1,1	750	36	Inbar et al. (1998)
	Sa Murtera, Espanya	1,1	520*	7,5*	Aquest estudi**
	Sa Font de la Vila, Espanya	4,8	520	9	Aquest estudi**
Conques mediterrànies no cremades	Valdivia, Xile	0,9	2.170	90	Iroumé (1990)
	Araguás, Espaya	0,5	720	15.300	Nadal-Romero et al. (2008)
	Vernegà, Espanya	2,4	646	8	Pacheco et al. (2011)
	Jasenica, Sèrbia	96	760	32	Djorovic (1992)
	Silaro, Itàlia	138	942	732	Pavanelli i Pagliarini (2002)
	Na Borges, Espanya	319	572	0,3	Estrany et al. (2009)
	Tordera, Espanya	785	1.000	50	Rovira i Batalla (2006)

(*) Computat a partir dels anys hidrològics 2014-15, 2015-16 i 2016-17
(**) García-Comendador et al. (2017) per a més informació sobre els anys hidrològics 2013-14 a 2015-16

Taula 3. Taxa de producció de sediment en suspensió a conques mediterrànies afectades per incendis forestals i conques mediterrànies no afectades per incendis forestals.

4. CONCLUSIONS

Les principals conclusions que es poden extreure són les següents:

1) L'elevada variabilitat en la precipitació, tant interanual com estacional genera una resposta hidrològica molt diferenciada. La major resposta hidrològica es dona a l'estació humida (hivern i tardor) i aquesta disminueix conforme s'incrementa la superfície de la conca.

2) A més a més, aquesta resposta hidrològica ve determinada per diferents variables, sent les crescudes

amb major resposta (cabals més elevats) aquelles generades per una elevada intensitat de precipitació –amb una acumulació diària superior a 50 mm–, per unes condicions antecedents d'humitat del sòl favorables (abundant precipitació acumulada en dies anteriors), o qualsevol combinació de les anteriors.

3) Les taxes de producció de sediment en suspensió són baixes o molt baixes si es comparen amb altres conques mediterrànies, tant afectades per incendis forestals com no. Aquesta taxa de producció de sediment també es veu disminuïda amb l'augment de superfície de la conca, degut a la deposició que es produeix al llarg del sistema fluvial per mor dels processos de percolació existents.

4) L'afectació de l'incendi forestal de juliol de 2013 sobre la hidrologia i el transport de sediment a la conca de drenatge de sa Font de la Vila existeix, però és limitada. Tot i provocar un augment de les taxes d'erosió i de transport de sediment en suspensió l'any hidrològic immediatament posterior a l'incendi, al qual es registren les taxes més elevades, fins i tot duplicant les del segon any amb taxes més elevades, aquestes continuen sent baixes o molt baixes si es comparen amb els registres d'altres conques mediterrànies, tant cremades com no cremades.

5) La reducció en l'efecte de l'incendi sobre la hidrologia i el transport de sediment ve donat, tant per les abundants estructures de conservació de sòls existents (marjades i parats) les quals, tot i no estar en el millor estat de conservació, continuen exercint la seva funció principal de retenir tant els fluxos d'aigua com els sòls, com per la litologia calcària característica de la zona, constituïda per sòls magres i amb alta capacitat d'infiltració i transmissivitat que generen, tant abundants pèrdues hídriques com una baixa disponibilitat de sediment en suspensió.

5. REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

Arnáez J, Lana-Renault N, Lasanta T, Ruiz-Flaño P, Castroviejo J. 2015. Effects of farming terraces on hydrological and geomorphological processes. A review. *Catena* **128**: 122-134.

Calsamiglia A, Fortesa J, García-Comendador J, Estrany J. 2016. Análisis comparativo de las dinámicas hidrosedimentarias en dos cuencas de drenaje mediterráneas afectadas por el cambio global. *Cuaternario y Geomorfología* **30**: 87-103.

Calsamiglia A, Fortesa J, García-Comendador J, Lucas-Borja ME, Calvo-Cases A, Estrany J. 2018. Spatial patterns of sediment connectivity in terraced lands: Anthropogenic controls of catchment sensitivity. *Land Degradation & Development* **29(4)**: 1198-1210.

Cerdà A, Doerr SH. 2005. Long-term soil erosion changes under simulated rainfall for different vegetation types following a wildfire in eastern Spain. *Journal of Wildland Fire* **14**: 423–437.

De Girolamo AM, Pappagallo G, Lo Porto A. 2015. Temporal variability of suspended sediment transport and rating curves in a Mediterranean river basin: The Celone (SE Italy). *CATENA* **128**: 135-143.

Djorovic M. 1992. Ten-years of sediment discharge measurement in the Jasenica research drainage basin, Yugoslavia. A: *Erosion, Debris Flows and Environment in Mountain Regions* (proceedings of the Chengdu Symposium, July 1992) 209, 37-40.

EC Directive 2000/60/EC, 2000. EC Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council Directive establishing a framework for Community action in the field of water policy, Official Journal of the European Communities, Brussels, 22/12/2000.

EC, 2006. EC. A strategy to keep Europe's soils robust and healthy. http://ec.europa.eu/environment/soil/index.htm (2006).

Estrany J, Garcia C, Batalla RJ. 2009. Groundwater control on the suspended sediment load in the Na Borges River, Mallorca, Spain. *Geomorphology* **106**: 292-303.

Estrany J, Grimalt M. 2014. Catchment controls and human disturbances on the geomorphology of small Mediterranean estuarine systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **150**: 230-241.

Gallart F, Amaxidis Y, Botti P, Cane G, Castillo V, Chapman P, Porto AL. 2008. Investigating hydrological regimes and processes in a set of catchments with temporary waters in Mediterranean Europe. *Hydrological Sciences Journal* **53(3)**: 618-628.

García-Comendador J, Fortesa J, Calsamiglia A, Calvo-Cases A, Estrany J. 2017. Post-fire hydrological response and suspended sediment transport of a terraced Mediterranean catchment. *Earth Surface Processes and Landforms* **42(14)**: 2254-2265.

García-Ruiz JM, Regüés D, Alvera B, Lana-Renault N, Serrano-Muela P, Nadal-Romero E, Arnáez J. 2008. Flood generation and sediment transport in experimental catchments affected by land use changes in the central Pyrenees. *Journal of Hydrology* **356(1)**: 245-260.

Gimeno-García E, Andreu V, Rubio JL. 2007. Influence of vegetation recovery on water erosion at short and medium-term after experimental fires in a Mediterranean shrubland. *CATENA* **69**: 150-160.

Gómez JA, Sobrinho TA, Giráldez J. V, Fereres E. 2009. Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain. *Soil and Tillage Research* **102(1)**: 5-13.

Gumiere SJ, Le Bissonnais Y, Raclot D, Cheviron B. 2011. Vegetated filter effects on sedimentological connectivity of agricultural catchments in erosion modelling: a review. *Earth Surface Processes and Landforms* **36(1)**: 3-19.

Hernando Costa J, De la Cruz MT, Balaguer J. 2001. Suelos de áreas naturales al este de Mallorca. *Observatorio Medioambiental* **4**: 93-112.

Hooke JM. 2006. Human impacts on fluvial systems in the Mediterranean region. *Geomorphology* **79(3)**: 311-335.

IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects*. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the

Intergovernmental Panel on Climate Change [Field CB, VR Barros, DJ Dokken, KJ Mach, MD Mastrandrea, TE Bilir, M Chatterjee, KL Ebi, YO Estrada, RC Genova, B Girma, ES Kissel, AN Levy, S MacCracken, PR Mastrandrea, and LL White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1132 pp.

Inbar M, Tamir M, Wittenberg L. 1998. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology* **24**: 17-33.

Iroumé A. 1990. Assessment of runoff and suspended sediment yield in a partially forested catchment in Southern Chile. *Water Resources Research* **26**: 2637-2642.

Jones A, Panagos P, Barcelo S, Bouraoui F, Bosco C, Dewitte O, Jeffery S. 2012. *The state of soil in Europe*. European Environment Agency.

López-Tarazón JA, Estrany J. 2017. Exploring suspended sediment delivery dynamics of two Mediterranean nested catchments. *Hydrological Processes* **31(3)**: 698-715.

MacDonald D, Crabtree JR, Wiesinger G, Dax T, Stamou N, Fleury P, Gibon A. 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* **59(1)**: 47-69.

Marchi L, Borga M, Preciso E, Gaume E. 2010. Characterisation of selected extreme flash floods in Europe and implications for flood risk management. *Journal of Hydrology* **394(1)**: 118-133.

Mayor AG, Bautista S, Llovet J, Bellot J. 2007. Post-fire hydrological and erosional responses of a Mediterranean landscape: seven years of catchment-scale dynamics. *CATENA* **71**: 68-75.

Merheb M, Moussa R, Abdallah C, Colin F, Perrin C, Baghdadi N. 2016. Hydrological response characteristics of Mediterranean catchments at different time scales: a meta-analysis. *Hydrological Sciences Journal* **61(14)**: 2520-2539.

MAGRAMA –Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2012. Cuarto Inventario Forestal Nacional. Madrid.

Nadal-Romero E, Latron J, Martí-Bono C, Regüés D. 2008. Temporal distribution of suspended sediment transport in a humid Mediterranean badland area: the Araguás catchment, Central Pyrenees. *Geomorphology* **97**: 601-616.

Owens PN, Giles TR, Petticrew EL, Leggat MS, Moore RD, Eaton BC. 2013. Muted responses of streamflow and suspended sediment flux in a wildfire-affected watershed. *Geomorphology* **202**: 128-139.

Pacheco E, Farguell J, Úbeda X, Outeiro L, Miguel A. 2011. Runoff and sediment production in a Mediterranean basin under two diferent land uses. *Cuaternario y Geomorfología* **25**: 103-114.

Pavanelli D, Pagliarani A. 2002. SW- soil and water: monitoring water flow, turbidity and suspended sediment load, from an apennine catchment basin, Italy. *Biosystems Engineering* **83**: 463-468.

Pepin E, Carretier S, Guyot JL, Escobar F. 2010. Specific suspended sediment yields of the Andean rivers of Chile and their relationship to climate, slope and vegetation. *Hydrological Sciences Journal–Journal des Sciences Hydrologiques* **55(7)**: 1190-1205.

Rovira A, Batalla RJ. 2006. Temporal distribution of suspended sediment transport in a Mediterranean basin: the Lower Tordera (NE SPAIN). *Geomorphology* **79**: 58-71.

PESERA. 2004. Available in: http://eusoils.jrc.it/ESDB_Archive/pesera/docs/EROSIONA.pdf 2004

Reiser H, Kutiel H. 2011. Extreme Rainfall Events and Uncertainty in the Mediterranean Basin. A: *Survival and Sustainability* (pp. 1439-1448). Springer Berlin Heidelberg.

Shakesby RA, Doerr SH. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth Science Reviews* **74**: 269-307.

Vanmaercke M, Poesen J, Verstraeten G, de Vente J, Ocakoglu F. 2011. Sediment yield in Europe: spatial patterns and scale dependency. *Geomorphology* **130(3-4)**: 142-161.

CAPÍTOL 3

DETECCIÓ DE ZONES D'EROSIÓ EN CONQUES DE DRENATGE AFECTADES PER INCENDIS FORESTALS

CHAPTER 3

DETECTION OF EROSION ZONES IN BURNED CATCHMENTS

Abstract: Wildfires can generate important changes in hydrological and sedimentary cycles in river catchments. This, linked to the meteorological dynamics of the Mediterranean climate, can lead to irreversible soil losses. Caesium-137 and Excess Lead-210 have been used as tracers in the Sa Font de la Vila River catchment for recognizing the effect of the 2013 wildfire in the sediment delivery processes. Accordingly, it was possible to recognize in the sediment deposited in the bed of the main channel the relative contribution coming from channel banks and hillslopes affected or not by fire. The study was focused in sediment transported during the first flood after the fire, October 2013, when the ecological vulnerability was maximum. The reduction of the vegetation cover, the alteration of some physicochemical soil properties and the arid previous conditions marked the hydrological and sediment transport dynamics after a high intensity storm (50 mm in 15 minutes). The results showed that 67% of the sediment deposited in the upstream part of the river was generated in the burned hillslopes, while in the downstream area it increased to 75%. The results highlighted the potential of the sediment fingerprinting technique in the design and implementation of post-fire strategies for the control of erosion in Mediterranean environments.

DETECCIÓ DE ZONES D'EROSIÓ EN CONQUES DE DRENATGE AFECTADES PER INCENDIS FORESTALS

Julián García-Comendador[1,2]

[1] Grup de Recerca en Hidrologia i ecogeomorfologia en ambients mediterranis –MEDhyCON (http://medhycon.uib.cat), Departament de Geografia, Universitat de les Illes Balears, Palma

[2]Institut d'Investigacions Agroambientals i d'Economia de l'Aigua –INAGEA (http://inagea.com), Universitat de les Illes Balears, Palma

Resum: Els incendis forestals poden generar canvis severs en els cicles hidrològics i geomorfològics que, lligats a les dinàmiques meteorològiques del clima mediterrani, poden derivar en pèrdues de sòl irreversibles. S'ha utilitzat Cesi-137 i l'excés de Plom-210 com a traçadors a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila, afectada per l'incendi d'Andratx de 2013, amb l'objectiu de determinar la contribució relativa al sediment fluvial dipositat al llit del seu canal principal, procedent de vessants i marges de canal afectats o no pel foc. L'estudi s'ha centrat en la determinació de l'origen del sediment després de la primera crescuda ocorreguda després l'incendi, octubre de 2013, moment en el qual la vulnerabilitat ecològica era màxima. La reducció de la vegetació, la modificació de propietats fisicoquímiques del sòl i les àrides condicions antecedents marcaren la dinàmica hidrològica i de transport de sediment després d'un esdeveniment de precipitació d'alta intensitat (50 mm en 15 minuts) i capacitat erosiva. Els resultats indiquen que el 67% del sediment dipositat en el curs mitjà fou generat en vessants afectats pel foc, mentre que a la zona d'aigües avall s'incrementà fins al 75%, posant de manifest el potencial de la tècnica *sediment fingerprinting* en el disseny i implementació d'estratègies post-incendi per al control de l'erosió en ambients mediterranis.

1. INTRODUCCIÓ

1.1. Determinació de les principals zones d'erosió a una conca cremada

La informació sobre la naturalesa i les aportacions relatives de les diferents fonts de sediments als sistemes fluvials, pot ser un factor clau en el disseny i implementació d'estratègies específiques per al control de l'erosió post-incendi. La tècnica de "sediment fingerprinting" és àmpliament utilitzada arreu del món per determinar l'origen del sediment, proporcionant informació espacio-temporal sobre les principals àrees de producció de sediment –*ergo*, afectades per erosió– i les seves contribucions a la xarxa fluvial a escala conca de drenatge (Walling 2013; Haddadchi et al., 2013; Owens et al., 2016). Aquesta tècnica es basa en la comparació de diferents paràmetres físics, bioquímics i/o geoquímics (anomenats traçadors) entre mostres de sediment que es recullen als canals i mostres de sòl recollides en aquestes àrees d'erosió potencial, permetent determinar quina és la contribució relativa de cadascuna de les fonts erosives considerades.

La base de la tècnica té en compte els diferents processos relacionats amb

l'erosió i transport de sediment dins dels límits d'una conca de drenatge.
El sòl té unes propietats físiques, geoquímiques i bioquímiques particulars adquirides com a conseqüència de la influència de nombrosos factors tals com la litologia o la vegetació, entre d'altres. Dins l'àrea d'una conca de drenatge és possible caracteritzar zones diferenciades a partir de la influència d'aquests factors, per la qual cosa és raonable que hi hagi variabilitat entre les propietats del sòl en cadascuna d'aquestes zones. Els processos erosius comencen amb la disgregació i separació de partícules de sòl durant els esdeveniments de precipitació, si es tracta d'erosió hídrica. En aquest moment, aquestes partícules meteoritzades i posteriorment erosionades pateixen processos de mescla durant el seu recorregut des de les zones d'origen cap a la xarxa de drenatge. Finalment, i un cop han arribat al sistema fluvial, aquestes partícules teòricament segueixen conservant les propietats adquirides en el seu lloc de procedència, essent possible detectar al sediment fluvial quina ha estat la contribució relativa de les diferents zones d'erosió.

Com a traçadors, els radionúclids han demostrat ser una bona opció per reconèixer l'origen del sediment fi discriminant zones de sòl superficial i subsuperficial (e.g. marges de canals) erosionades després d'un incendi forestal (Owens et al. 2012, Zhang et al., 2016). També han estat útils aquests radionúclids per avaluar la procedència espacial del sediment discriminant entre zones cremades i no cremades (Estrany et al., 2016).

Per tant, els radionúclids s'utilitzen habitualment com a traçadors, sent el Cesi-137 (Cs^{137}, vida mitjana de 30,7 anys) i l'excés de plom-210 ($^{210}Pb^{ex}$, vida mitjana de 22,3 anys) els més utilitzats. Aquests traçadors estan presents a l'atmosfera per causes naturals o antropogèniques, i són absorbits per les partícules del sòl una vegada precipiten. En el cas del Cs^{137}, la seva presència a l'atmosfera es remunta a les proves nuclears realitzades a la troposfera durant la segona meitat del segle XX o pels accidents com el de Txernòbil o més recentment el de Fukushima. D'altra banda, l'origen del $^{210}Pb_{ex}$ pot ser natural, conseqüència de la desintegració radioactiva de l'urani-238 (^{238}U), o derivat dels processos industrials i altres activitats antropogèniques (Davis i Fox, 2009).

Com que es poden detectar variacions en l'activitat dels radionúclids per la seva diferent distribució en profunditat als sòls, fa que aquests traçadors siguin molt efectius a l'hora de determinar les diferents fonts de sediment. Les concentracions màximes de $^{210}Pb_{ex}$ es troben normalment a la part més superficial del sòl, conseqüència de la producció i lliurament continu que es produeix de manera natural (Smith et al., 2013). D'altra banda, les concentracions màximes de ^{137}Cs se solen detectar a més profunditat que el $^{210}Pb_{ex}$, com a conseqüència de la translocació vertical dels radionúclids durant dècades després de la seva precipitació (Hoo et al., 2011). Tot i així,

el 90% del Cs^{137} es concentra en els primers 30 cm de sòl. A més, les concentracions d'activitat d'ambdós radionúclids en zones cremades tendeixen a augmentar, especialment per al $^{210}Pb_{ex}$, a causa de la reducció de la massa del sòl, conseqüència de la combustió de la matèria orgànica i la transferència i redistribució dels radionúclids a la vegetació cremada al sòl (Wilkinson et al., 2009). Per tant, aquests traçadors proporcionen informació de qualitat sobre la distribució i la discriminació de les fonts de sediment en les conques afectades per incendis forestals.

En aquest capítol es duu a terme una anàlisi de la procedència del sediment fi dipositat al llit d'un dels dos tributaris principals de la Conca del Torrent de sa Font de la Vila: el Torrent de sa Coma Freda durant la primera avinguda erosiva ocorreguda després de l'incendi de 2013. Es pretén reconèixer si l'erosió durant aquest primer esdeveniment –en què la vulnerabilitat ecològica era màxima– es va produir a sòls de forma superficial i/o subsuperficial així com discriminar entre zones cremades i no cremades.

2. METODOLOGIA

2.1. Monitorització contínua de la dinàmica hidro-sedimentària després de l'incendi forestal del 2013

El setembre de 2013 es va implementar un programa de monitoratge continu dels fluxos d'aigua i sediment a dues estacions hidromètriques integrades (vid. capítol 2), sa Murtera (1,1 km^2) i sa Font de la Vila, (4,8 km^2). Aquest control serví alhora per identificar les avingudes que provocassin processos erosius a escala conca de drenatge, permetent el desenvolupament d'aquest estudi. Per afegitó, a cada estació s'instal·laren fins a tres mostrejadors totalitzadors de sediment en suspensió (Phillips et al., 2000) per recollir quantitats significatives de sediment per a la seva posterior comparació amb les mostres d'origen del sediment. Es completa així la instrumentació per dur a terme un programa de seguiment de les fonts d'origen del sediment a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila.

2.2. Mostreig

Al setembre de 2013, just un mes després de l'incendi, es recolliren 60 mostres de fonts potencials de sediment, 40 en sòls superficials a vessants amb connectivitat activa vessant-canal i 20 a marges de canal potencialment erosionables. Tot i que el mostreig abastà tota la Conca del Torrent de sa Font de la Vila, el fet que la primera avinguda erosiva després de l'incendi només afectà al Torrent de sa Coma Freda (Figura 1a), provocà que només s'incorporassin en aquest estudi aquelles mostres que es trobaven dins l'àrea d'aquesta sub-conca, totalitzant-ne 30.

Entre l'incendi forestal i la campanya de recollida de mostres es va acumular a la comarca una precipitació de 107 mm (dades de l'estació AEMET B118-s'Alqueria), encara que la baixa intensitat en la qual caigué i les seques condicions antecedents, no ajudaren a la generació d'escorrentia superficial.

Aquesta dinàmica de la precipitació, a més a més, provocà la incorporació al sòl d'una part dels dipòsits de cendres. En aquest sentit, cal considerar que la contribució de les cendres al canvi en les concentracions dels radionúclids (^{137}Cs i $^{210}Pb_{ex}$) a la superfície cremada dels sòls, permet la diferenciació de les fonts de sediment superficials i sub-superficials a causa de les diferències en les concentracions d'activitat segons la profunditat del sòl i a les estimacions de les concentracions originals en sòls cremats i no cremats (Smith et al., 2013). En conseqüència, el mostreig es va dissenyar tenint en compte els efectes de l'incendi forestal i la distinció entre sòl superficial (vessants) i marges de canals, incloent un nombre de mostres aproximadament proporcionals a la zona ocupada per cada tipus de font (Figura 1a). Les mostres d'origen del sediment es recolliren a les parts més superficials del sòl (0-2 cm de profunditat) a vessants amb una connectivitat vessant-canal activa i als marges de canal amb signes evidents d'erosió fluvial. Cada mostra constava de tres submostres integrades, recollides dins d'un àrea circular amb un radi de ca. 10 m, per tal d'incloure la variabilitat espacial de les propietats del sediment. En els llocs amb una intensa presència de cendres, la capa de cendra superficial es va eliminar curosament per no modificar les propietats intrínseques dels sòls.

A més, es recolliren 5 mostres de sediment dipositades al llit del canal principal del Torrent de sa Coma Freda durant aquesta primera avinguda erosiva després de l'incendi. Aquest mostreig es desenvolupà just una setmana després de la tempesta, tenint en compte les característiques topogràfiques del canal principal (vid. perfil longitudinal; Figura 1b) i els efectes de l'incendi forestal. La secció longitudinal es va dividir en quatre seccions topogràfiques, per tant, les 5 mostres recollides al llit del torrent, es localitzaren a les zones d'acumulació, tant a la part alta del canal (en endavant PA) com a la part baixa (en endavant PB). Cada mostra consistia en dues sub-mostres integrades, recollides en la capa més superficial (aproximadament 5 mm), dins d'una zona circular homogènia. En concret, 4 mostres es recolliren a les zones d'acumulació de PA de la conca del Torrent de sa Coma Freda (PA) i 1 mostra a la zona d'acumulació de PB, la qual només té 200 m de longitud.

A PA, intensament afectada per l'incendi (Figura 1a), la discriminació de les fonts es va centrar en 17 mostres de sòl superficial i 5 de marge de canal, per a 4 mostres de sediment (L1 a L4; Figura 1b), totes recollides dins l'àrea cremada de la conca, podent distingir entre fonts superficials i de marge de canal. A PB, l'anàlisi va incloure les mostres de sòl i marge de canal abans descrites, així com 5 mostres més de sòls superficials i 3 de marge de canal recollides en zones no afectades per l'incendi, totalitzant 30 mostres d'origen per una mostra objectiu de sediment (L5). D'aquesta manera, a la part baixa de la conca es va poder distingir com a fonts d'origen del sediment entre sòls superficials i

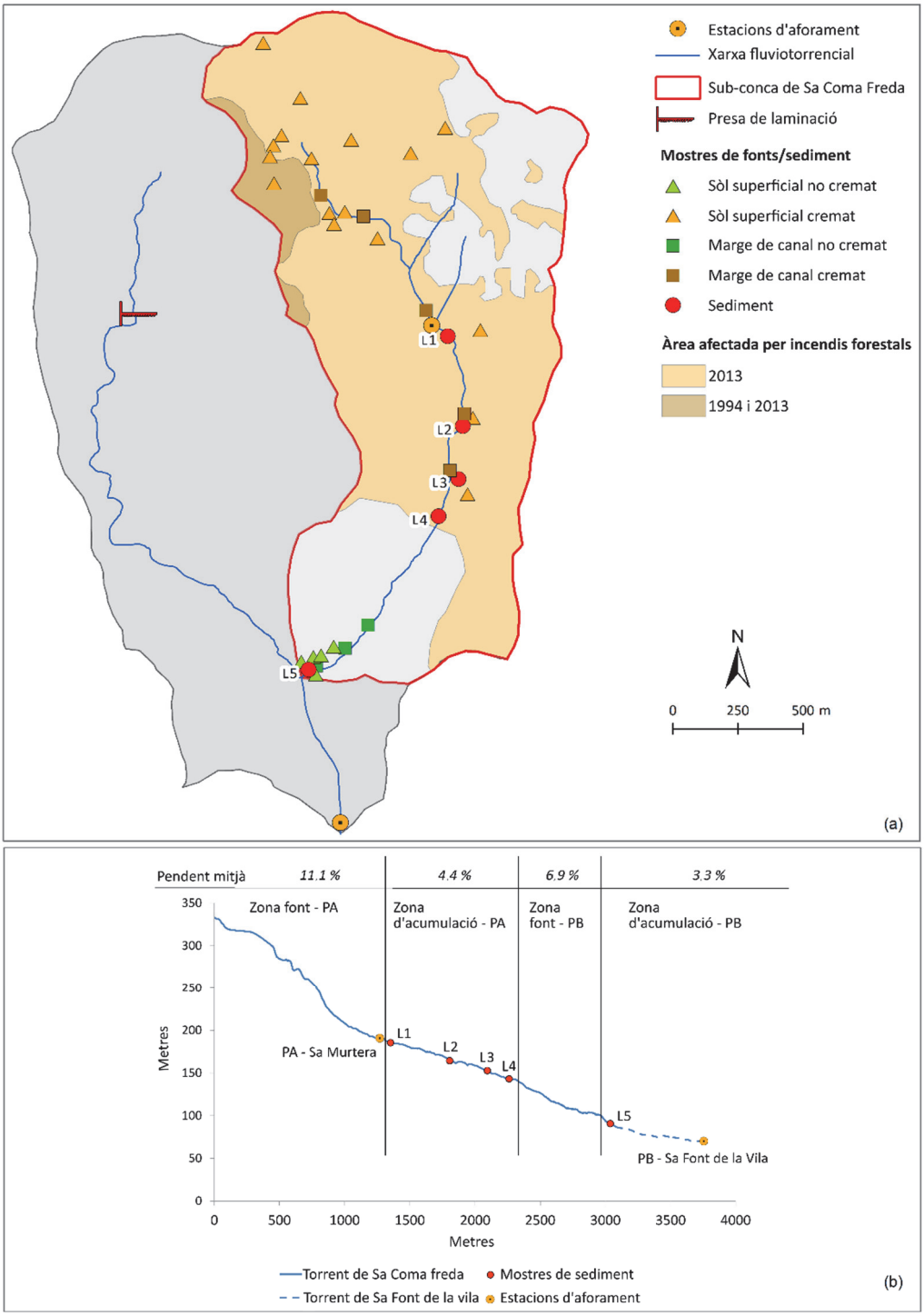


Figura 1. (a) Mapa de la Conca del Torrent de sa Font de la Vila que mostra les estacions hidromètriques i els punts de mostreig de les fonts de sediment. També es mostra l'afecció dels incendis forestals. (b) Perfil longitudinal del canal principal del Torrent de sa Font de la Vila amb la ubicació de les mostres de sediment recollides al llit.

marges de canal, així com entre zones afectades o no per l'incendi.

2.3. Treball de laboratori

Les mostres de sediment i sòl es van assecar a una estufa de laboratori a uns 40°C. Posteriorment, es procedí al trencament d'agregats mitjançant un morter per així poder tamisar dites mostres amb un sedàs la malla del qual té un diàmetre de 63 µm, garantint d'aquesta manera la comparació directa entre els dos tipus de mostra. Després del pretractament, cada mostra es va segellar a recipients de PVC i es va deixar reposar més de 21 dies abans de mesurar l'activitat per assegurar-se que s'havia arribat a l'equilibri secular. Les concentracions d'activitat de $^{210}Pb_{ex}$ i ^{137}Cs es mesuraren amb un espectròmetre gamma al Laboratori de Radioactivitat Ambiental (LaboRA) de la Universitat de les Illes Balears. Finalment, la distribució de la mida de partícula i la seva superfície específica es determinà utilitzant un analitzador de mida de partícula per difracció làser *Malvern Mastersizer 2000* a l'Institut d'Avaluació Ambiental i Recerca de l'Aigua de Barcelona (IDAEA-CSIC). Les mostres foren prèviament sotmeses a una dispersió química/ultrasònica i es tractaren amb hidrogen peròxid (H_2O_2) per eliminar la matèria orgànica.

2.4. Correcció de la mida de partícula

La mida de les partícules de les mostres de sòls i sediment pot afectar els valors de concentració dels traçadors seleccionats per determinar l'adscripció de l'origen del sediment d'origen (Laceby et al., 2017). Pel Cs^{137} i $^{210}Pb_{ex}$ normalment s'observen concentracions d'activitat més elevades en les fraccions de partícules més fines a causa de l'augment de la superfície específica (en endavant SSA, mesurada en m^2 g^{-1}). Per tal de minimitzar les possibles variacions a les concentracions resultat de la distribució de mida de partícules entre les mostres d'origen i de sediment, es varen combinar el fraccionament de les mostres i l'ús de factors de correcció.

Tal com s'ha explicat al sub-apartat anterior, totes les mostres es varen tamisar amb un sedàs de malla 63 µm. Aquesta fracció fou seleccionada per la seva representativitat del material transportat en suspensió en els sistemes fluvials (Laceby et al., 2017). A més, la SSA es va utilitzar com a mesura per especificar l'existència o no de diferències significatives entre els grups de mostres. Aquests grups es varen establir en termes de procedència espacial (cremats vs. no cremats) i tipus d'origen (sòls superficials vs. marges de canal) tant a les zones d'acumulació de PA com de PB (Figura 1b) del Torrent de sa Coma Freda. Per determinar l'existència de diferències significatives, es compararen els valors de SSA pel sediment i les mostres d'origen amb el test estadístic *Kruskal-Wallis*. S'aplicà una correcció de mida de partícula a les propietats si s'observaren diferències estadístiques (p-value < 0,05) entre els grups de mostres (He i Walling 1996):

$$C_c = \left(\frac{S_x}{S_s}\right) C$$

on *C* és la concentració de la mitjana de la propietat mesurada en el material

d'origen, C_C la concentració de propietats corregida per la mida de partícules mitjançant SSA, *Sx* és la SSA del sediment dipositat i recollit a cada localització *x*, i finalment S_S és la SSA mitjana de la font d'origen a corregir.
En conseqüència, es va aplicar el factor de correcció de mida de partícula a aquells grups de fonts d'origen que presentaven diferències estadístiques significatives entre si i amb el sediment del llit, per evitar errors en les concentracions de traçadors causades per l'adsorció diferencial del traçador de les partícules més fines (Smith i Blake, 2014).

2.5. Origen del sediment en suspensió

Per determinar les contribucions relatives dels diferents tipus de fonts d'origen al sediment recollit del llit del Torrent de sa Coma Freda es va fer servir, en primer lloc, el test estadístic de Mann-Whitney U per definir si els traçadors són adequats per distingir les diferents fonts seleccionades, mitjançant l'ús del software SPSS. A continuació, es va utilitzar un model de mescla lineal per establir la contribució relativa de cada font a les mostres individuals de sediment del llit. Finalment, es va utilitzar la tècnica de simulació Montecarlo amb 1.000 iteraccions per calcular les incerteses del model associades als valors de variabilitat espacial dels traçadors (Martínez-Carreras et al., 2008).

3. RESULTATS

La tempesta convectiva del 29 d'octubre de 2013 va ser la primera que generà escorrentia al Torrent de sa Font de la Vila tot just després de l'incendi forestal de l'any 2013. En concret, s'acumularen 50 mm en només 15 minuts, assolint una intensitat de 200 mm h^{-1}. Seguint el mètode i la classificació desenvolupada per Brown i Foster (1987), l'erosivitat de la pluja d'aquest esdeveniment va ser de 2.886 milijouls mm ha^{-1} h^{-1}, la qual es pot classificar amb una capacitat erosiva mitjana. El cabal màxim fou de 1,5 m^3 s^{-1} i una concentració de sediment en suspensió (CSS) màxima de 36.030 mg l^{-1}, registrada a l'estació hidromètrica de sa Font de la Vila (Figura 1a). La càrrega total de SS va ser de ca. 84 tones, obtenint-se una taxa de producció de 17.44 t km^2. Aquest valor representa el 99% del sediment exportat durant el primer any hidrològic post-incendi (2013-2014) i el 64% de l'exportació del període 2013-2017. Tot i que el foc provoca un augment de la resposta erosiva de les conques a precipitacions d'alta intensitat (Moody i Martin, 2001), el flux no va ser suficient per exportar completament el sediment transferit al canal principal, causant la deposició d'una part important en el propi llit del torrent. Els materials permeables i unes condicions de nul·la humitat antecedent al canal durant l'estiu, intensificades per l'incendi, causaren un coeficient d'escorrentia molt baix (1%, o sigui, que només un 1% de la pluja es transformà en cabal i arribà a l'estació hidromètrica) generant aquesta deposició de part del sediment al llit torrencial.

Les variacions de SSA a les mostres de sediment del llit podrien atribuir-se en gran mesura a les diferències entre les fonts d'origen, el què significa que

s'han de valorar acuradament les diferències de mida de partícula entre grups de mostres (Smith i Blake, 2014). Aquesta avaluació ha donat lloc a diferències significatives (*p-valor* < 0.05; Taula 1) en la mida de partícula entre les mostres d'origen i sediment de llit a PA, així com entre el sediment i les fonts cremades i no cremades a PB. En conseqüència, les correccions de mida de partícula només es varen aplicar en aquestes fonts. L'ús d'aquestes correccions va provocar una reducció dels valors de concentració de l'activitat dels traçadors per a totes les mostres d'origen localitzades tant a PA com a PB (Taula 2).

S'observaren diferències significatives en les concentracions d'activitat del Cs^{137} (p < 0,01) entre el sòl superficial cremat i les mostres de marge de canal cremat recollides a PA. Les concentracions foren superiors al sòl superficial cremat, amb una mitjana de 32,8 Bq kg^{-1} contra 6,3 Bq kg^{-1} als marges de canal cremats (Taula 3 i Figura 2a). Pel que fa a $^{210}Pb_{ex}$, les diferències en les concentracions d'activitat entre fonts d'origen (p < 0,05) també foren superiors en el material de sòl superficial cremat, amb un valor mitjà de 240,6 Bq kg^{-1} enfront de 91,0 Bq kg^{-1} als marges de canal cremats.

Lloc	Tipus	N	Mínim	Màxim	Mitjana	Desv. St.	p-valor
PA-zona d'acumulació	1. Fonts	22	0,71	2,02	1,48	0,36	**0,040**
	2. Sediment de llit	4	0,77	1,21	1,00	0,22	
PB- zona d'acumulació	1. Fonts	30	0,71	2,41	1,58	0,38	0,154
	2. Sediment de llit	1	0,91	0,91	0,91	-	
PA- zona d'acumulació	1. Sòl superficial cremat	17*	0,71	2,02	1,45	0,37	0,095
	2. Marge de canal cremat	5*	1,36	1,99	1,64	0,32	
	3. Sediment de llit	4	0,77	1,21	1,00	0,22	
PB- zona d'acumulació	1. Fonts cremades	22*	0,71	2,02	1,48	0,36	**0,039**
	2. Fonts no cremades	8	1,50	2,41	1,83	0,32	
	3. Sediment de llit	1	0,91	0,91	0,91	-	
PB- zona d'acumulació	1. Sòl superficial no cremat	5	1,50	2,41	1,81	0,36	0,145
	2. Marge de canal no cremat	3	1,66	2,19	1,84	0,30	
	3. Sòl superficial cremat	17*	0,71	2,02	1,45	0,37	
	4. Marge de canal cremat	5*	1,36	1,99	1,64	0,32	
	5. Sediment de llit	1	0,91	0,91	0,91	-	

*Els p-valor en negreta són significatius. *Les mostres d'origen cremades són les mateixes a PA i PB.*

Taula 1. Estadístiques bàsiques i valors p (p-valor) derivats de l'anàlisi discriminatòria de la superfície específica (m^2 g^{-1}) entre els materials d'origen i les mostres de sediment de llit.

			^{137}Cs (Bq kg^{-1})				$^{210}Pb_{ex}$ (Bq kg^{-1})			
			No corregit		***Corregit***		***No corregit***		***corregit***	
Lloc	Tipus	N	Mitjana	Desv . St.	Mitjana	Desv. St.	Mitjana	Desv. St.	Mitjana	Desv. St.
PA-zona d'acumulació	1. Fonts	22	28,8	21,0	20,2	14,8	218,1	110,7	153,1	77,9
	2. Sediment de llit	4	17,1	10,6	-	-	202,9	107,7	-	-
PB- zona d'acumulació	1. Fonts cremades	22	28,8	21,0	16,8	13,6	218,1	110,7	127,4	75,9
	2. Fonts no cremades	8	7,8	6,1	4,6	3,4	70,4	54,3	42,4	29,6
	3. Sediment de llit	1	25,6	-	-	-	218,6	-	-	-

Taula 2. Efectes del factor de correcció de la mida de partícules en les concentracions d'activitat de les mostres per al Cs^{137} i $^{210}Pb_{ex}$.

Els patrons de concentració de traçadors entre fonts d'origen afectades per l'incendi i fonts no cremades a DS (Taula 3 i Figura 2b) foren molt diferents ($p < 0,01$) tant pel Cs^{137} com pel $^{210}Pb_{ex}$, essent significativament més alt en les mostres afectades pel foc (valors mitjans de 28,8 Bq kg^{-1} pel Cs^{137} i 218.0 Bq kg^{-1} pel $^{210}Pb_{ex}$) que a les mostres no cremades (valors mitjans de 7,8 Bq kg^{-1} pel Cs^{137} i 70.4 Bq kg^{-1} pel $^{210}Pb_{ex}$).

No obstant això, si s'agrupen les mostres segons la seva localització (cremades vs. no cremades) i el seu origen (sòl superficial vs. marge de canal), no es poden discriminar significativament les fonts d'origen a PA ja que les concentracions són similars ($p > 0,05$) pels dos radioisòtops (8,5 Bq kg^{-1} pel Cs^{137} i 87,7 Bq kg^{-1} pel $^{210}Pb_{ex}$ per a sòls superficials no cremats, 6,7 Bq kg^{-1} pel Cs^{137} i 41,6 Bq kg^{-1} pel $^{210}Pb_{ex}$ per a mostres de marge de canal no cremades, 32,8 Bq kg^{-1} pel Cs^{137} i 240,6 Bq kg^{-1} pel $^{210}Pb_{ex}$ per a les mostres de sòls superficials cremades, i finalment, 6,3 Bq kg^{-1} pel Cs^{137} i 91 Bq kg^{-1} pel $^{210}Pb_{ex}$ per a les mostres de marge de canal cremat. Les concentracions d'activitat radio-isotòpica al sediment de llit per a PA i PB foren estadísticament similars ($p > 0,05$) amb concentracions mitjanes de Cs^{137} de 17,1 i 25,6 Bq kg^{-1}, i de 202,9 i 218,6 Bq kg^{-1} pel $^{210}Pb_{ex}$ respectivament (Taula 3).

La Figura 3 il·lustra la contribució relativa a les mostres de sediment de llit de cadascuna de les fonts considerades en ambdues seccions del canal del Torrent de sa Coma Freda. Per a la zona d'acumulació aigües amunt, les fonts de sediment es varen distingir en termes de sòls superficials cremats i material de marge de canal cremat, per la gran afectació d'aquesta àrea a l'incendi de 2013. Els sòls superficials foren l'origen principal del sediment al llit al llarg d'aquesta zona d'acumulació del canal. A les mostres L1, L2 i L4, la contribució del sòl superficial fou del 86%, 91% i 84% respectivament (87% de mitjana).

			Cs^{137} (Bq kg^{-1})				$^{210}Pb_{ex}$ (Bq kg^{-1})			
Lloc	Tipus	n	Mín.	Màx.	Mitjana	Desv. Est.	Mín.	Màx.	Mitjana	Desv. Est.
PA-zona d'acumulació	1. Sòl superficial cremat	17*	13,5	90,1	32,8	20,2	129,5	518,1	240,6	102,7
	2. Marge de canal cremat	5*	2,7	12,7	6,3	5,5	44,8	157,7	91,0	59,2
	3. Sediment de llit	4	1,4	25,1	17,1	10,6	48,9	282,1	202,9	107,7
	P-valor			< 0,01				< 0,05		
PB- zona d'acumulació	1. Sòl superficial cremat	22*	2,7	90,1	28,8	21,0	44,8	518,1	218,1	110,7
	2. Fonts no cremades	8	3,8	21,4	7,8	6,1	24,9	194,3	70,4	54,3
	3. Sediment de llit	1	25,6	25,6	25,6	-	218,6	218,6	218,6	-
	P-valor			< 0,01				< 0,01		
PB- zona d'acumulació	1. Sòl superficial no cremat	5	3,9	21,4	8,5	7,3	47,1	194,3	87,7	63,3
	2. Marge de canal no cremat	3	3,8	11,9	6,7	4,5	24,9	59,3	41,6	17,3
	3. Sòl superficial cremat	17*	13,5	90,1	32,8	20,2	129,5	518,1	240,6	102,7
	4. Marge de canal cremat	5*	2,7	12,7	6,3	5,5	44,8	157,7	91,0	59,2
	5. Sediment	1	25,6	25,6	25,6	-	218,6	218,6	218,6	-
	P-valor			> 0,05				> 0,05		

Taula 3. Concentracions d'activitat del Cs^{137} i $^{210}Pb_{ex}$ a les fonts d'origen i al sediment fluvial.

Tot i això, a la mostra L3 l'aportació de marge de canal fou clarament predominant (aproximadament el 96%; Figura 3). Per a la mostra recollida a PB (L5), les contribucions de les fonts d'origen del sediment es varen distingir entre tipus d'origen (sòl superficial i marge de canal) i entre material cremat o no cremat (Figura 3b). Aquest disseny permet avaluar la transferència de sediment al llarg de la xarxa fluvial aigües avall de la zona cremada. La contribució de l'àrea cremada al sediment del llit fou del 75% procedent de sòls superficials i del 13% de marge de canal. Des de les àrees no cremades, el 7% de la contribució fou de material superficial enfront al 5% de marges de canal. Per proporcionar més robustesa a la determinació de les fonts del sediment, les mostres d'origen i de sediment del llit es compararen només

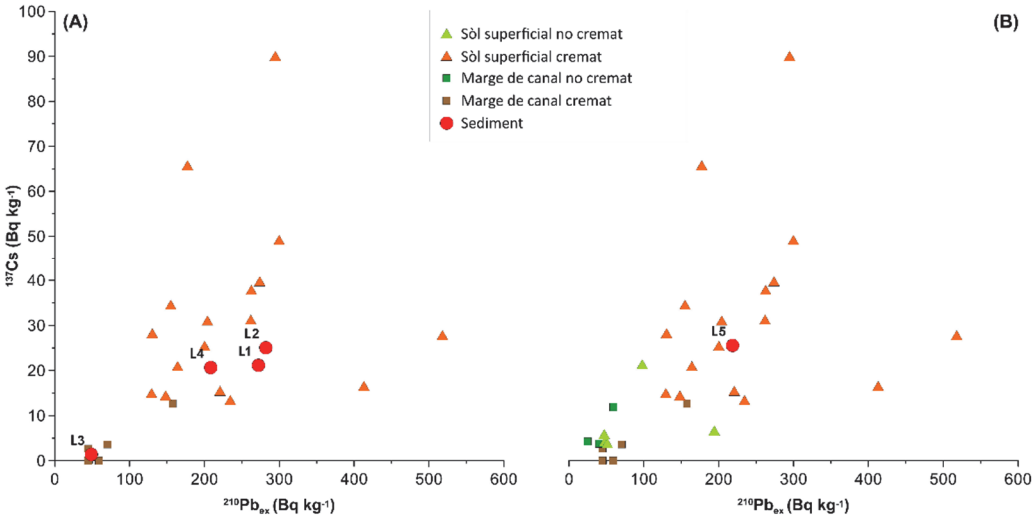


Figura 2. Concentracions d'activitat de Cs^{137} i $^{210}Pb_{ex}$ (Bq kg^{-1}) de les mostres d'origen i de sediment del llit, (A) per a la part alta-PA, definides les mostres d'origen en termes de sòl superficial cremat i material de marge de canal cremat; i (B) per a la part baixa-PB definides les mostres d'origen en termes de sòl superficial cremat i no cremat i marge de canal cremat i no cremat.

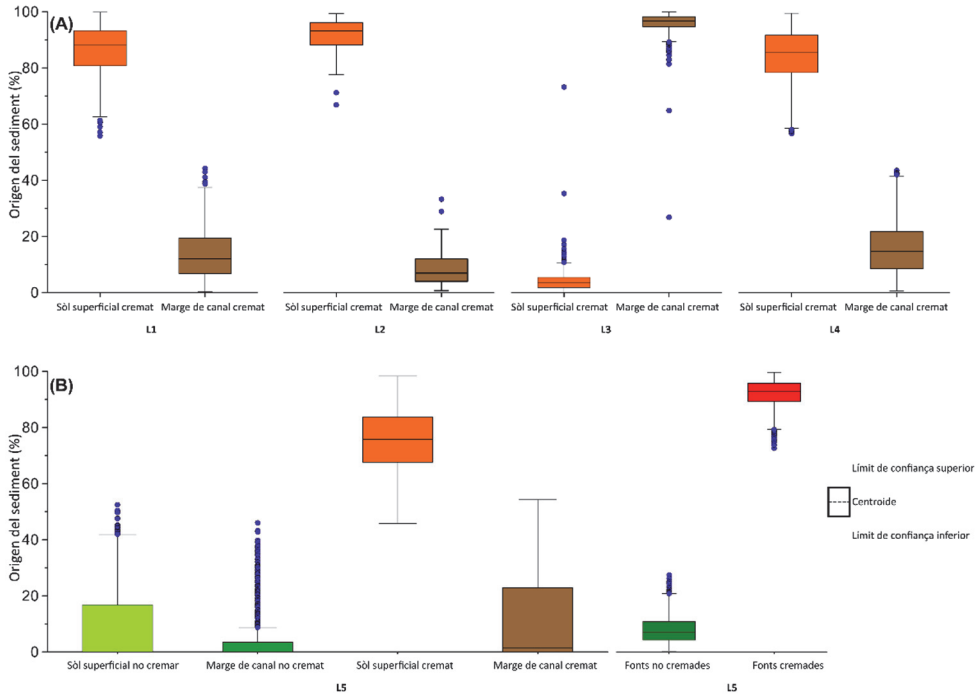


Figura 3. Contribució relativa de les fonts d'origen als sediments del llit a PA (A) i a PB (B).

tenint en compte la distinció entre cremat i no cremat. El resultat deparà una predominança de les fonts cremades, amb una aportació mitjana del 92% (Figura 3b). Les dinàmiques de transport de sediment observades a PB, foren similars a les de PA, confirmant la propagació aigües avall del sediment generat des de la zona cremada.

4. CONCLUSIONS

Els resultats d'aquest estudi proporcionen informació valuosa sobre la resposta a curt termini de les zones d'erosió –fonts de sediment– a una conca de drenatge d'un riu mediterrani temporal durant la primera avinguda erosiva després d'un incendi forestal, tot dilucidant eines per a la planificació d'estratègies de gestió ambiental post-incendi de caràcter urgent; o sigui, un o dos mesos posteriors a l'extinció del foc.

Les contribucions de diferents fonts d'origen al sediment de llit permeten treure les següents conclusions: (i) la principal contribució al sediment del llit a les dues zones d'acumulació del canal principal (aigües amunt -PA i aigües avall -PB) es va generar i transferir des dels vessants afectats per l'incendi a causa de les alteracions fisicoquímiques provocades pel foc, tot promovent l'aparició de sòls nus i una major disponibilitat de sediment pel seu transport; i (ii) la pluja d'alta intensitat fou el factor determinant perquè aquesta transferència de sediment fos efectiva des dels vessants al canal principal del Torrent de sa Coma Freda. A la Conca del Torrent de sa Font de la Vila, aquesta resposta a curt termini mostra una associació directa entre la generació de sediment i l'escorrentia post-incendi així com l'activació de fluxos de sediment a escala conca de drenatge. No obstant, les característiques distintives de l'impacte dels incendis forestals sobre els ecosistemes mediterranis impliquen severes incerteses sobre el període de major vulnerabilitat, període anomenat en l'argot científic com a "finestra de pertorbació", "window of disturbance", ja que la capacitat de resiliència d'aquests ecosistemes, molt modificats, pot alterar la seva resposta. D'aquesta manera, queda evidenciada la necessitat d'estendre en el temps el programa de seguiment de les fonts d'origen del sediment de la conca, per tal de determinar com el Torrent de sa Coma Freda i la totalitat de la Conca del Torrent de sa Font de la Vila respondran a l'incendi de 2013 a mig i llarg termini.

5. REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

Brown LC, Foster GR. 1987. Storm erosivity using idealized intensity distributions. *Transactions of the ASAE – American Society of Agricultural Engineers* **30**: 379-386.

Candela A, Aronica G, Santoro M. 2005. Effects of forest fires on flood frequency curves in a Mediterranean catchment. *Hydrological Sciences Journal* **50**: 193-206.

Carrión JS, Sánchez-Gómez P, Mota JF, Yll R, Chaín C. 2003. Holocene vegetation dynamics, fire and grazing in the Sierra de Gádor, southern Spain. *The Holocene* **13**: 839-849.

Cerdà A, Doerr SH. 2005. Long-term soil erosion changes under simulated rainfall for different vegetation types

following a wildfire in eastern Spain. *Journal of Wildland Fire* **14**: 423-437.

Davis CM, Fox JF. 2009. Sediment fingerprinting: review of the method and future improvements for allocating nonpoint source pollution. *Journal of Environmental Engineering* **135**: 490-504.

Estrany J, López-Tarazón JA, Smith HG. 2015. Wildfire Effects on Suspended Sediment Delivery Quantified Using Fallout Radionuclide Tracers in a Mediterranean Catchment. *Land Degradation & Development* **27**: 1501-1512.

Haddadchi A, Ryder DS, Evrard O, Olley J. 2013. Sediment fingerprinting in fluvial systems: review of tracers, sediment sources and mixing models. *International Journal of Sediment Research* **28**: 560-578.

He Q, Walling DE. 1996 Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. *Journal of Environmental Radioactivity* **30**: 117-137.

Hoo WT, Fifield LK, Tims SG, Fujioka T, Mueller N. 2011. Using fallout plutonium as a probe for erosion assessment. *Journal of Environmental Radioactivity* **102:** 937-942.

Laceby JP, Evrard O, Smith HG, Blake WH, Olley JM, Minella JP, Owens PN. 2017. The challenges and opportunities of addressing particle size effects in sediment source fingerprinting: A review. *Earth-Science Reviews* **169**: 85-103.

Moody JA, Martin DA. 2001 Initial hydrologic and geomorphic response following a wildfire in the Colorado Front Range. *Earth Surface Processes and Landforms* **26**: 1049-1070.

Moody JA, Shakesby RA, Robichaud PR, Cannon SH Martin DA. 2013. Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews*, **122**: 10-37.

Owens PN, Blake WH, Gaspar L, Gateuille D, Koiter AJ, Lobb DA, Perricrew EL, Reiffarth DG, Smith HG, Woodward JC. 2016. Fingerprinting and tracing the sources of soils and sediments: Earth and ocean science, geoarchaeological, forensic, and human health applications. *Earth-Science Reviews* **162**: 1-23.

Owens PN, Blake WH, Giles TR, Williams ND. 2012. Determining the effects of wildfire on sediment sources using ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb: the role of landscape disturbances and driving forces. *Journal of Soils and Sediments* **12**: 982-994.

Pausas JG. Verdú M. 2005. Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean basin: a phylogenetic approach. *Oikos* **109**: 196-202.

Scott DF, Versfeld DB, Lesch W. 1998. Erosion and sediment yield in relation to afforestation and fire in the mountains of the Western Cape Province, South Africa. *South African Geographical Journal* **80**: 52-59.

Shakesby RA, Doerr SH. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth Science Reviews* **74** 269-307.

Smith HG, Blake WH. 2014. Sediment fingerprinting in agricultural catchments: a critical re-examination of

source discrimination and data corrections. *Geomorphology* **204**: 177-191.

Smith HG, Blake WH, Owens PN. 2013. Discriminating fine sediment sources and the application of sediment tracers in burned catchments: a review. *Hydrological Processes* **27**: 943–958.

Tomaz C, Alegria C, Monteiro JM, Teixeira MC. 2013. Land cover change and afforestation of marginal and abandoned agricultural land: A 10 year analysis in a Mediterranean region. *Forest Ecology and Management* **308**: 40-49.

Úbeda X, Outeiro L. 2009. Physical and chemical effects of fire on soil. A: *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*, Cerdà A, Robichaud PR (eds). Science Publishers: Endfield NH, USA; 105–132.

Walling DE. 2013. The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. *Journal of Soils and Sediments* **13**: 1658-1675.

Wilkinson SN, Wallbrink PJ, Hancock GJ, Blake WH, Shakesby RA, Doerr SH. 2009. Fallout radionuclide tracers identify a switch in sediment sources and transport-limited sediment yield following wildfire in a eucalypt forest. *Geomorphology* **110**: 140-151.

Zhang XJ, Zhang GH, Liu BL, Liu B. 2016. Using cesium-137 to quantify sediment source contribution and uncertainty in a small watershed. *Catena* **140**: 116-124.

CAPÍTOL 4

IMPACTES DEL FOC I DE LES TERRASSES AGRÍCOLES EN LA QUALITAT DELS SÒLS

CHAPTER 4

WILDFIRES AND FARM TERRACING IMPACTS ON SOIL QUALITY

Abstract: The construction of terraces has been, for centuries, a widespread practice in mountainous areas. In addition to providing flat areas for agricultural purposes, the terracing of slopes allows control of hydrological flows and erosion processes. Global change dynamics, such as land abandonment, afforestation processes and the increasing frequency of wildfires, can lead to the decay of these structures and the reworking of soil degradation processes. Scientific studies have focused on the effects of abandonment of agricultural practices or wildfires on soils in quantitative terms. In this chapter, the combined effects of these two factors were analyzed from a qualitative point of view. The evaluation of soil quality was carried out from different physical-chemical, biochemical and microbiological parameters of the soil and allowed observing significant differences between different plots according to the presence or absence of terraces, as well as the degree of affectation by wildfires. The results allow concluding that, although terraces can reduce erosive processes, abandoned agricultural areas may show lower soil quality and greater post-fire recovery difficulties than those never used for cultivation.

IMPACTES DEL FOC I DE LES TERRASSES AGRÍCOLES EN LA QUALITAT DELS SÒLS

Aleix Calsamiglia

Grup de Recerca en Hidrologia i ecogeomorfologia en ambients mediterranis –MEDhyCON (http://medhycon.uib.cat), Departament de Geografia, Universitat de les Illes Balears, Palma

Institut d'Investigacions Agroambientals i d'Economia de l'Aigua –INAGEA (http://inagea.com), Universitat de les Illes Balears, Palma

Resum: La construcció de terrasses ha estat, des de fa segles, una pràctica molt estesa en zones muntanyoses. A més de proporcionar zones planes per als cultius, l'aterrassament de vessants permet controlar els fluxos hidrològics i els processos d'erosió. Dinàmiques de canvi global, com l'abandonament d'aquestes àrees, processos d'aforestació i la major freqüència d'incendis forestals, poden donar lloc a la decadència d'aquestes estructures i a la reactivació de processos de degradació del sòl. Estudis científics s'han centrat en els efectes de l'abandonament de les activitats agrícoles o dels incendis forestals sobre els sòls en termes quantitatius. En aquest capítol, els efectes combinats d'aquests dos factors s'han analitzat des d'un punt de vista qualitatiu. L'avaluació de la qualitat del sòl s'ha dut a terme a partir de diferents paràmetres fisicoquímics, bioquímics i microbiològics del sòl i ha permès observar grans diferències entre diferents parcel·les segons la presència o absència de terrasses, així com pel grau d'afectació per incendis forestals. Els resultats permeten concloure que, malgrat les terrasses poden reduir els processos erosius, les zones amb activitats agrícoles abandonades poden mostrar menor qualitat del sòl i majors dificultats de recuperació post-incendi que les zones mai cultivades.

1. INTRODUCCIÓ

1.1. Incendis forestals, terrasses i sòls

Els incendis forestals són un factor intrínsec que modela els paisatges mediterranis i contribueix notablement en l'evolució i la transformació de les seves característiques geomorfològiques i ecològiques. Els impactes antròpics de les últimes dècades com l'abandonament de les activitats agrícoles, l'aforestació i la urbanització, estan afavorint un increment del risc d'incendis, així com la seva freqüència i magnitud. Més enllà dels impactes directes sobre les persones i sobre l'economia del territori, els incendis poden tenir greus conseqüències sobre la biodiversitat, el cicle hidrològic tot desenvolupant processos de degradació en els sòls.

El sòl és un recurs natural no renovable que juga un paper fonamental per a la vida i la bona salut dels ecosistemes, així com per al desenvolupament d'activitats humanes tan fonamentals com l'agricultura. La massiva presència de terrasses agrícoles a la Serra de Tramuntana de Mallorca denota la importància de preservar i protegir el recurs edàfic que, amb unes característiques litològiques carbonatades en un clima mediterrani resulta ser escàs i n'exigeix d'una gestió eficient.

El seguiment de les dinàmiques hidrosedimentàries durant el període 2013-2017 a la Conca del Torrent de Sa Font de la Vila indica que aquestes estructures tradicionals de conservació de sòls juguen un paper destacat en la lluita contra l'erosió i en el control del règim hidrològic. Durant aquest període d'estudi, tant la resposta hidrològica com l'exportació de sediment a la conca poden considerar-se reduïdes si es comparen amb altres conques mediterrànies amb condicions similars o ni tan sols afectades per incendis forestals (vid. Capítol 2 per a més informació).

Tot i així, aquests valors baixos d'exportació no indiquen que no s'estiguin produint processos d'erosió sinó que poden ser conseqüència de la presència d'elements físics –com són les estructures tradicionals de conservació de sòls– que impedeixen la transferència de sediment aigües avall dins el sistema conca de drenatge.

1.2. La connectivitat hidrològica i dels sediments

Cal considerar que els processos erosius en paisatges amb terrasses depenen de la magnitud i freqüència dels episodis de precipitació i escorrentia, activant-se únicament en cas de sobrepassar determinats llindars de saturació del sòl que comprometen l'estabilitat d'aquestes estructures (Pallarès i Calvo-Cases, 1994).

No obstant, quan l'abandonament dels conreus es combina amb els efectes del foc, aquests llindars poden disminuir, debilitant les estructures i accelerant-ne els processos de degradació i les pèrdues de sòl. Per demostrar-ho, s'han hagut d'incorporar nous mètodes d'anàlisi geomorfomètrica basats en el concepte de la "connectivitat de sediments". Aquest concepte –innovador en geomorfologia– ha emergit com un marc conceptual que permet comprendre millor els processos de transferència de sediments en l'interior de les conques de drenatge. Així, les àrees més connectades d'una conca són aquelles amb enllaços més forts entre els seus diferents compartiments, els quals afavoreixen una major generació de fluxos superficials d'aigua, major erosió i, per tant, major potencial de pèrdues de sòl. Pel contrari, les zones de baixa connectivitat, són aquelles on les seves característiques topogràfiques desconnecten els fluxos d'aigua i de sediment, i es comporten com a magatzems o zones de deposició. Les alteracions topogràfiques, als vessants amb marjades, i als comellars amb parats (Estrany, 2009), té com a objectiu, precisament, interrompre la continuïtat dels fluxos superficials i poden considerar-se, per tant, un bon exemple de paisatges amb baixa connectivitat de sediments. L'estudi dels patrons espacials de connectivitat –és a dir, la identificació dels elements que connecten o desconnecten els fluxos de sediment i la seva distribució dins d'una conca– permet detectar zones potencials d'erosió i de pèrdues del sòl que poden desencadenar-se com a conseqüència de dinàmiques de canvi global: incendis forestals, canvis en l'ús del sòl o en els patrons de

vegetació o l'abandonament de les terrasses agrícoles.

L'anàlisi de la connectivitat de sediments a escala conca de drenatge permet reconèixer els efectes del canvi global des d'un punt de vista quantitatiu, dirigit únicament a identificar les redistribució de sediment en els sistemes fluvials (Heckmann et al., 2018). Pel contrari, els efectes d'aquestes dinàmiques sobre la qualitat dels sòls són molt desconeguts i, per tant, cal dedicar-hi esforços per desentrellar la seva resposta front pertorbacions combinades com són l'activitat agrícola amb aterrassament i els incendis forestals. En aquest sentit, l'aplicació de tecnologies de precisió en ecogeomorfologia a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila (Calsamiglia et al., 2017) va permetre observar l'existència d'evidències d'erosió anteriors a l'incendi de 2013, amb una major incidència en zones de cultiu abandonades on les terrasses mostraven un fort deteriorament (Figura 1).

Figura 1. Zona de terrasses molt deteriorades prop del Coll de sa Gramola (Conca del Torrent de sa Font de la Vila, Andratx). L'abandonament dels cultius i els efectes del foc han donat lloc a la reactivació de processos erosius.

1.3. Efectes dels usos del sòl i els incendis forestals en la qualitat dels sòls

La qualitat del sòl és una mesura de la condició del sòl relativa als requisits d'una o més espècies biòtiques i de qualsevol necessitat o propòsit humà. Segons el Servei de Conservació dels Recursos Naturals del Departament d'Agricultura dels Estats Units, "la qualitat del sòl és la capacitat d'un tipus específic de sòl per funcionar, dins dels límits dels ecosistemes naturals o gestionats, per mantenir la productivitat vegetal i animal, mantenir o millorar la qualitat de l'aigua i l'aire, i donar suport a la salut humana i l'habitatge". La qualitat del sòl, per tant, reflecteix la salut d'un sòl com a ecosistema. Un sòl amb bona qualitat té una major biodiversitat, major complexitat i major resiliència, de manera que és menys vulnerable a pertorbacions externes i té una major capacitat de regeneració.

Malgrat la importància de la quantitat i la de funció productiva dels sòls, l'estudi dels paràmetres essencials de qualitat del sòl per mantenir molts dels serveis ecosistèmics –com ara la purificació de l'aigua, la recàrrega

d'aigües subterrànies, el control de poblacions de patògens, la fixació biològica del carboni i del nitrogen, i conservació de la biodiversitat– han anat guanyant importància en els darrers anys. Aquest interès tardà es deu, principalment, a la complexitat dels processos que es produeixen als sòls que dificulta establir índexs quantitatius i nivells de referència que permetin avaluar-ne la seva qualitat. En el camp de les ciències del sòl, els estudis d'impacte sobre la qualitat del sòl han d'incloure paràmetres fisicoquímics però també bioquímics i microbiològics ja que, en general, els paràmetres fisicoquímics per sí sols només mostren alteracions clares quan es produeixen pertorbacions molt dràstiques. Els paràmetres bioquímics i microbiològics, en canvi, es poden considerar indicadors molt adequats degut a la seva alta sensibilitat als canvis lleugers que pot patir el sòl en relació amb un determinat agent de degradació.

Les activitats enzimàtiques i la respiració del sòl, per exemple, s'han utilitzat com a indicadors de qualitat del sòl per avaluar la degradació de boscos i de sòls agrícoles en entorns mediterranis. Generalment, una major intensitat de les activitats agrícoles s'associa a la disminució de la matèria orgànica degut al llaurat, l'eliminació de biomassa, l'augment de mineralització i la descomposició dels sòls exposats. L'abandonament dels cultius i del manteniment de les terrasses pot agreujar encara més els processos de degradació. Tot i això, al cap d'uns anys, els sòls poden començar a recuperar-se després de l'aparició espontània de vegetació. En boscos mediterranis s'ha observat un augment del carboni de la biomassa i de la riquesa, així com canvis importants en les comunitats microbianes en camps de terrasses agrícoles després de 10-15 anys d'abandonament (Zonorza et al., 2009). Els incendis forestals també s'han identificat com una important font de variació en la qualitat del sòl, amb efectes negatius sobre paràmetres bioquímics i microbiològics. Maldament aquesta dinàmica, Hedo et al. (2015) indiquen que les propietats microbiològiques del sòl i les activitats enzimàtiques en ambients mediterranis poden mostrar una gran capacitat de recuperació post-incendi, assolint les condicions prèvies al foc en menys de 20 anys. L'ocurrència d'incendis forestals en àrees agrícoles abandonades és un fet molt comú en les conques mediterrànies. No obstant, l'efecte combinat d'aquests dos factors encara no es coneix amb prou profunditat.

En aquest capítol es presenta recerca sobre els efectes de les terrasses abandonades en la qualitat del sòl en tres microconques situades a la capçalera de la Conca del Torrent de sa Font de la Vila amb diferents nivells d'afectació per incendis forestals. L'avaluació de la qualitat dels sòls es va dur a terme mitjançant índexs que relacionen diferents paràmetres fisicoquímics, bioquímics i microbiològics del sòl. A més, l'índex morfomètric de connectivitat [IC] proposat per Borselli et al. (2008) es va

incorporar per analitzar els efectes de les terrasses sobre els fluxos superficials d'aigua i de sediments. L'anàlisi combinada d'aquests indicadors va permetre avaluar: (1) si les terrasses abandonades indueixen diferències en la connectivitat dels sediments i en la qualitat del sòl de les tres microconques, les quals han estat sotmeses a diferents règims d'incendis forestals; (2) en quina mesura les diferències en la qualitat del sòl poden atribuir-se a la presència de terrasses agrícoles –i els seus efectes en la connectivitat– o bé als diferents règims d'incendis forestals.

2. MÈTODES

2.1. Disseny experimental i recollida de mostres de sòl

Per tal d'avaluar els efectes dels incendis i de la seva recurrència, així com la incidència de les terrasses sobre la qualitat dels sòls, es va idear un disseny experimental combinant aquests dos factors. En primer lloc, se seleccionà la ubicació de les tres microconques de capçalera a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila (vid. Introducció d'aquest llibre per a més detalls; Figura 2) amb característiques comparables i representatives de diferents graus d'afectació per incendis forestals (Taula 1). La primera microconca (MC1) es va cremar dues vegades, durant els incendis de 1994 i de 2013; la segona (MC2) només el 2013 i la tercera (MC3) es va prendre com a de control ja que no es va veure afectada pel foc (Figura 2). A cada microconca se seleccionaren 12 parcel·les de 25 m^2, 6 d'elles representatives de zones amb terrasses i 6 de zones sense terrasses (Figura 2).

D'aquesta manera, es varen obtenir un total de 36 parcel·les representatives amb la següent nomenclatura: NC = No cremat; NCT = No cremat amb terrasses; 1C = Cremat el 2013; 1CT = Cremat el 2013 amb terrasses; 2C = Cremat el 1994 i el 2013; 2CT = Cremat el 1994 i el 2013 amb terrasses. En cadascuna de les parcel·les es recolliren mostres de sòl compostes per 6 rèpliques de 200 g distribuïdes de forma aleatòria que, posteriorment, foren integrades en una sola mostra. El mostreig es va dur a terme prenent únicament els 5 primers centímetres de sòl després d'excloure la matèria orgànica superficial ja que és en aquest horitzó on hi ha una major proporció de massa microbiana i on aquesta desenvolupa una major activitat. Un cop separades les restes vegetals, les mostres foren tamisades a 2 mm de diàmetre i emmagatzemades a 3°C abans de ser analitzades al laboratori.

2.2. Paràmetres de qualitat del sòl

Posteriorment al pretractament de les mostres, aquestes es varen enviar al Departament d'Agroquímica i Medi Ambient de la Universitat Miguel Hernández d'Elx per realitzar-ne les anàlisis de paràmetres fisicoquímics, bioquímics i microbiològics.

2.2.1. Paràmetres fisicoquímics

Les característiques físiques i químiques del sòl són determinants pel comportament hidrològic d'una conca, condicionant significativament la capacitat d'infiltració, la hidrofobicitat,

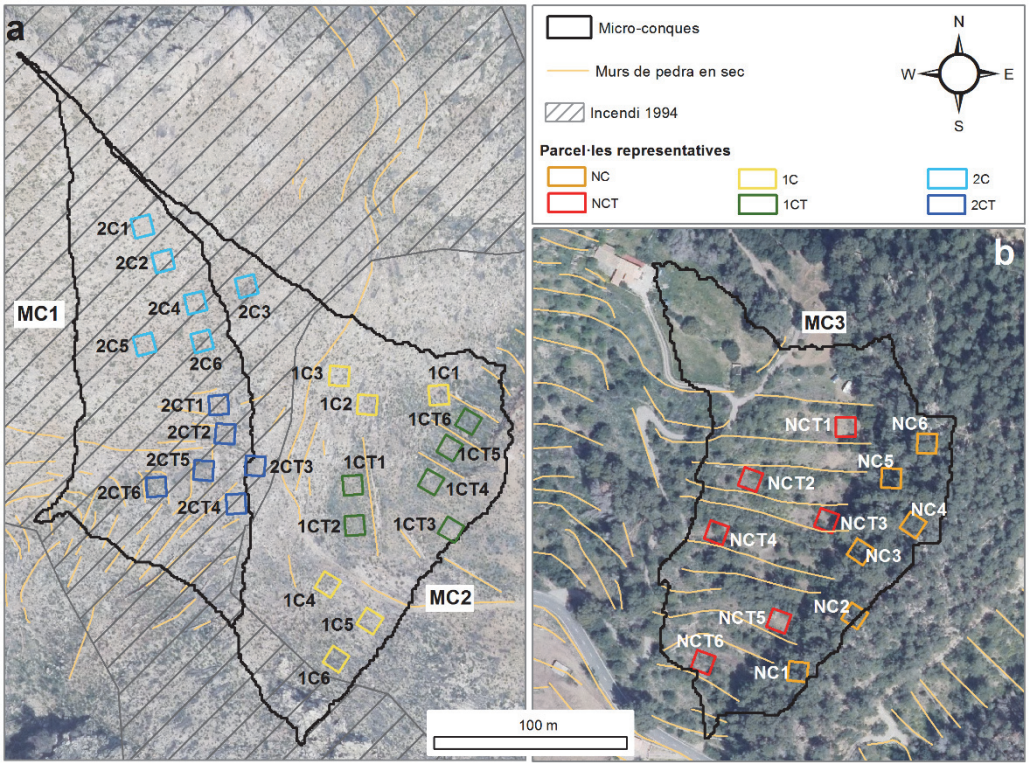


Figura 2. (a) Localització de les parcel·les representatives en les microconques cremades (MC1 i MC2), (b) localització de les parcel·les representatives en la microconca de control (MC3). NC = No cremat; NCT = No cremat amb terrasses; 1C = Cremat el 2013; 1CT = Cremat el 2013 amb terrasses; 2C = Cremat el 1994 i el 2013; 2CT = Cremat el 1994 i el 2013 amb terrasses.

		MC1	MC2	MC3
Àrea (ha)		1,7	2,2	2,2
Altitud (m.s.n.m.)		306-398	283-400	281-344
Gradient de pendent (%)		47	44	32
Litologia		Dolomies del Retià i calcàries del Lias		
Tipus de sòls		Alfisols		
Terrasses	Àrea (%)	27	19	61
	Murs (m/ha)	288	183	407
Afectació incendis		1994 i 2013	1994	No afectat

Taula 1. Característiques principals de les microconques seleccionades.

la capacitat de saturació i de dissolució dels sòls i la seva estabilitat.

Aquests paràmetres, per tant, tenen una gran incidència sobre la generació d'escorrentia superficial i sobre els processos sedimentaris, condicionant fortament el desenvolupament de la vegetació i la seva capacitat de regeneració post-incendi. Els principals

paràmetres analitzats varen ser el pH i la conductivitat elèctrica (EC), la matèria orgànica total (TOC), la matèria orgànica del sòl (SOM) i els continguts de nitrogen (N) i de carbonats ($CaCO_3$).

2.2.2. Paràmetres bioquímics i microbiològics

Tradicionalment, aquests paràmetres han rebut una menor atenció per part dels estudis edafològics si es compara amb paràmetres fisicoquímics més clàssics com poden ser el color, la textura o l'estructura del sòl. No obstant, en les darreres dues dècades, les activitats enzimàtiques i microbiològiques del sòl han anat prenent una importància creixent ja que s'han demostrat molt útils per a la determinació de la qualitat dels sòls tot revolucionant els estudis d'edafologia. I és que els sòls són, en sí mateixos, ecosistemes molt complexos que poden mostrar una gran biodiversitat, amb diferents nivells d'activitat i de capacitat de resiliència.

Els principals paràmetres bioquímics i microbiològics analitzats varen ser la respiració basal del sòl (REB), la qual està relacionada amb l'activitat microbiana, el carboni de biomassa microbiana (MBC), en aquest cas relacionat amb el nombre de microorganismes del sòl, i les activitats de la ureasa (UA), de la fosfatasa alcalina (PHA) i de la β-glucosidasa (β-GLA), que són enzims indicadors de qualitat. Altres paràmetres analitzats són el quocient metabòlic (qCO_2), que expressa la quantitat de CO_2 produït per unitat de carboni de biomassa en un temps determinat, i la relació de carboni de la biomassa microbiana amb la matèria orgànica total (MBC/TOC), la qual indica la mineralització potencial dels sòls. Estudiar totes aquests paràmetres sobre la comunitat microbiològica present al sòl i la seva resposta vers diferents pertorbacions en els ecosistemes. També es va calcular l'índex enzimàtic sintètic (SEI), que inclou les activitats enzimàtiques en el seu conjunt. La diversitat funcional del sòl es va determinar a partir de l'Índex Shannon de la diversitat

$H = -\Sigma p_i \log_2 p_i$

on p_i és la proporció de l'activitat d'un enzim particular en relació a la resta d'activitats enzimàtiques en el seu conjunt.

2.3. Càlcul de l'índex de connectivitat

L'anàlisi dels patrons de connectivitat és especialment important en aquest estudi ja que aquests estan molt relacionats amb els processos de transferència de sediments, com ara l'erosió, la qual condueix a l'empobriment de la qualitat del sòl. L'índex de connectivitat (IC), originalment definit per Borselli et al. (2008), mesura el vincle potencial entre diferents compartiments d'una conca i indica la probabilitat que una partícula en una determinada ubicació arribi a un punt de destinació o zona "objectiu" definits (Figura 3).

En aquest estudi, aquest punt es va fixar al punt de desguàs de cada microconca. Dins d'un rang [-∞,∞], les àrees més connectades (amb valors més alts) són aquelles fonts potencials que poden facilitar una major

transferència de sediment fora del sistema. Es va utilitzar l'enfocament de Cavalli et al. (2013), que és especialment adequat per avaluar la influència de les característiques topogràfiques en els processos hidrològics i sedimentaris, derivant IC d'un model digital del terreny (MDT) d'1 m de resolució (Instituto Geográfico Nacional, 2014). Els algoritmes proposats per Cavalli et al. (2013), que va incorporar millores per a la seva aplicació en conques de muntanya, s'implementaren utilitzant el programari lliure SedInConnect 2.3 (Crema et al., 2018). Per a cada cel·la de la conca, l'IC es calcula a partir d'un component aigües amunt D_{up} (que defineix les característiques de la seva àrea de captació) i un component aigües avall D_{dn} (que defineix les característiques del trajecte que ha de recórrer una determinada partícula fins el punt de destinació):

$$IC = \log10\left(\frac{Dup}{Ddn}\right) = \log10\left(\frac{\bar{W}\bar{S}\sqrt{A}}{\sum_i \frac{di}{WiSi}}\right)$$

on A és l'àrea de contribució (m^2) de cada cel·la, $\bar{W}$ és la impedància a l'escorrentia els fluxos de sediment calculada en base a la rugositat de l'àrea de contribució (adimensional), $\bar{S}$ és el pendent mitjà d'aquesta àrea (m/m), d_i és la distància de la cel·la i fins al punt de desguàs segons la direcció del màxim pendent (m), i W_i i S_i són els factor d'impedància i el gradient de pendent de la cel·la i, respectivament.

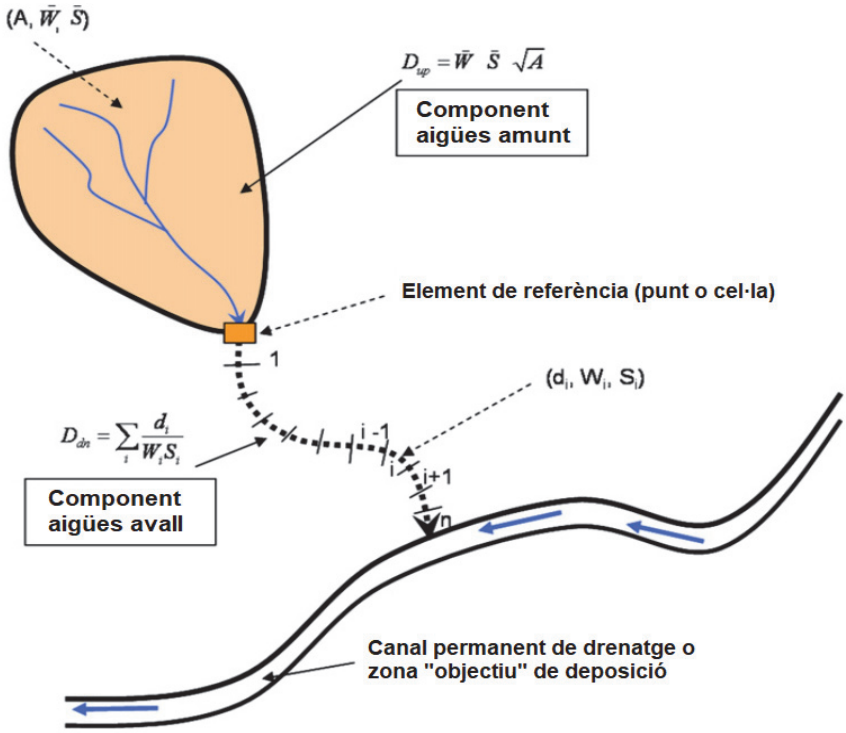


Figura 3. Definició del components aigües amunt (D_{up}) i aigües avall (D_{dn}) per al càlcul de l'índex de Connectivitat (IC) definit per Borselli et al. (2008).

.

3. RESULTATS

3.1. Qualitat dels sòls

Diferències importants entre els paràmetres fisicoquímics de les parcel·les foren observats segons els diferents factors condicionants. D'aquesta forma, les parcel·les amb terrasses, tant cremades com no cremades, mostraren un contingut orgànic, una conductivitat elèctrica i un percentatge de N significativament menors que les parcel·les sense terrasses indicant, en general, una qualitat notablement més baixa. A més, les parcel·les amb terrasses es van associar a un major contingut de carbonats, la qual cosa està relacionada amb processos de calcretització que afecten negativament a la salut dels eco-sistemes.

Els incendis també mostraren efectes negatius sobre la qualitat del sòl. A major ocurrència d'incendis, les parcel·les presentaren una pitjor relació C/N i sòls més bàsics, tot i els continguts menors de $CaCO_3$. En zones sense terrasses es detectà una menor quantitat de matèria orgànica a major recurrència d'incendis. En canvi, en àrees amb terrasses la major recurrència d'incendis va anar associada a majors nivells de matèria orgànica, possiblement provinent d'altres parts de la conca i retingudes per les terrasses. Pel que fa a la conductivitat elèctrica, als continguts de N, a la relació C/N o al pH, no s'observaren diferències significatives entre parcel·les amb diferents graus d'afectació per incendis.

En relació als paràmetres bioquímics i microbiològics, tant la presència de terrasses com l'efecte dels incendis forestals mostraren una gran influència, amb diferències importants entre les parcel·les estudiades. Així, les parcel·les sense terrasses i no afectades per incendis forestals alhora que cobertes d'alzinar natural, mostraren una qualitat molt superior, amb activitats enzimàtiques i respiració del sòl molt majors. Els valors més baixos de carboni de biomassa es detectaren en parcel·les amb terrasses, mentre que les que no en tenien mostraven una major quantitat de microorganismes. Com a conseqüència, la ràtio MBC/TOC en parcel·les amb terrasses, que representa la massa dels microorganismes en relació al total de la matèria orgànica, també va ser major en parcel·les sense terrasses. D'altra banda, a parcel·les no cremades s'observaren coeficients de mineralització i índexs de Shannon més elevats que a les cremades, la qual cosa indica una qualitat més homogènia. Els efectes del foc sobre el quocient metabòlic foren diferents segons la presència o l'absència de terrasses. Aquest aspecte és molt interessant perquè evidencia que, segons les condicions prèvies, s'observen diferents mecanismes d'adaptació i de resposta al foc. En les parcel·les amb terrasses, la menor presència a priori de microorganismes dóna lloc a una major activitat metabòlica. En les parcel·les sense terrasses, en canvi, la major quantitat de microorganismes dona lloc a una activitat metabòlica molt baixa. Aquest comportament diferenciat en funció de les condicions

prèvies, evidencia que els sòls de la Conca del Torrent de sa Font de la Vila mostren una gran resiliència davant dels incendis forestals.

3.2. Connectivitat hidrològica i dels sediments

Els càlculs de l'índex de connectivitat varen permetre identificar les àrees més connectades –amb major potencial erosiu– i desconnectades a les microconques seleccionades i analitzar els efectes de les terrasses en la distribució espacial de la connectivitat (Figura 4).

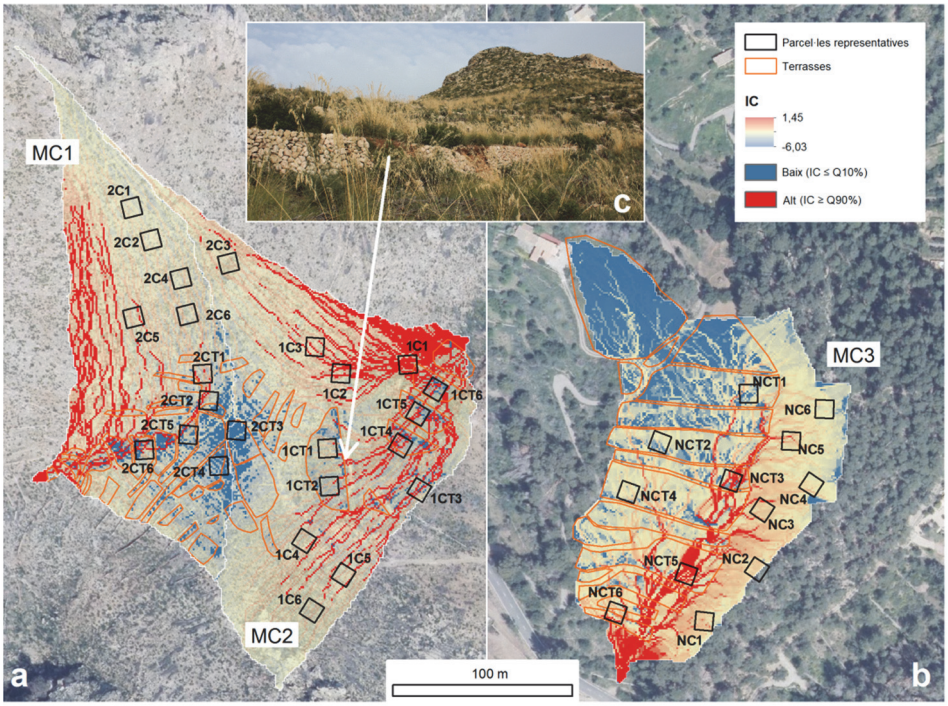


Figura 4. Patrons espacials de connectivitat (a) a les microconques MC1 i MC2 i (b) a la microconca MC3. (c) El col·lapse dels murs de pedra en sec afavoreix l'increment de la connectivitat al llarg de determinades línies preferent.

Els valors més baixos (en color blau) se situaren principalment a les terrasses (78%) així com en algunes zones planes properes a la divisòria d'aigües. Això indica que les terrasses encara mantenen una gran capacitat de retenció de sòls, i de laminació dels fluxos superficials d'aigua i sediment. Les observacions de camp després de diversos esdeveniments de precipitació, permeteren comprovar que, en aquestes àrees més desconnectades, no es va generar escorrentia ni es produïren processos d'erosió sinó que les terrasses afavoriren la infiltració d'aquests fluxos.

Els valors més alts d'IC (en color vermell; Figura 4) indicaren linealment les zones altament connectades al llarg de vessants amb forts pendents i zones

còncaves, especialment en llocs més propers al punt de desguàs de les microconques. En alguns casos, aquestes línies preferencials de concentració de flux travessaven àrees amb terrasses (32%), especialment en zones de parats (parcel·les 2CT2, 2CT5, 2CT6; 1CT4-1CT6), donat que aquestes estructures se situen en comellars de capçalera de conques on –en cas de no haver-se construït– s'iniciarien els cursos fluviotorrencials. Això sí, el col·lapse dels murs de pedra en sec després de l'abandonament dels conreus va afavorir la concentració de l'escorrentia i l'augment de l'erosió al llarg d'aquestes línies (Figura 4c).

La major variabilitat dels valors de IC en àrees marjades (STD = 0,50) respecte a àrees no marjades (STD = 0,41) coincideix amb la presència de línies molt connectades (és a dir, valors d'IC elevats) en zones molt desconnectades (valors baixos d'IC). Les principals estadístiques zonals calculades per les parcel·les seleccionades reflectiren els mateixos patrons (Figura 5).

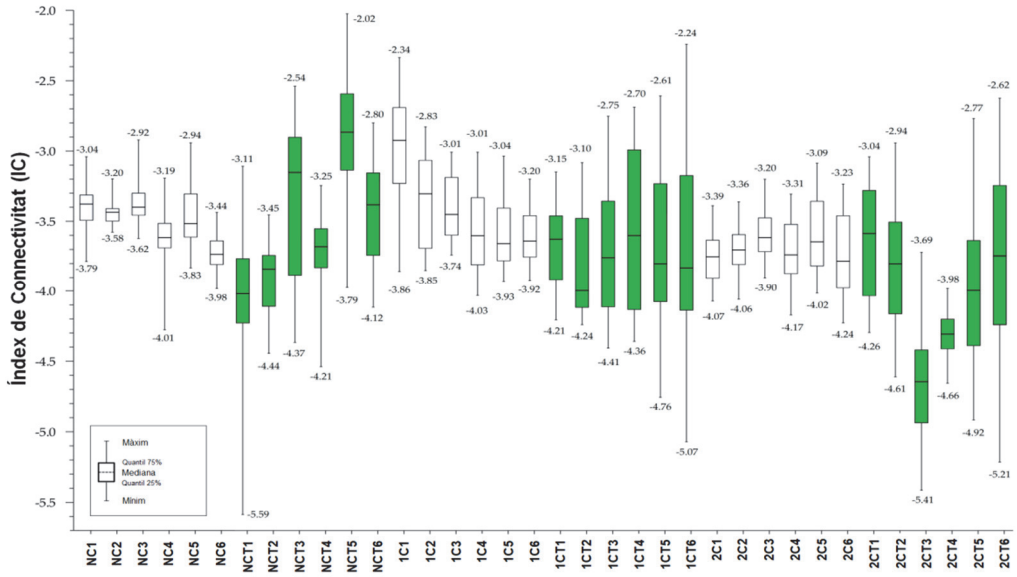


Figura 5. Rang i valors mitjans de l'IC en les diferents parcel·les representatives (mireu abreviacions al text i Figura 2). En color verd, es destaquen les parcel·les amb terrasses, on s'observa una major dispersió dels valors d'IC.

Les parcel·les situades en els vessants sense terrasses (per exemple, NC1-NC6; 1C1-1C6; 2C1-2C6) mostraren valors d'IC més homogenis (-4,24 - -2,34), la qual cosa indica una menor concentració de fluxos superficials. Per contra, les parcel·les amb terrasses mostraren un rang més ampli de valors d'IC (-5,59 - -2,02) amb valors màxims més alts i valors mínims més baixos, així com una major dispersió dels valors inclosos entre Q25 i Q75 (en color verd a la Figura 5).

3.3. La qualitat dels sòls i la connectivitat hidrològica: anàlisi de similituds

Per a una millor explicació de les interaccions existents entre les dades de qualitat i de connectivitat, aquestes

es tractaren estadísticament mitjançant una anàlisi de similituds – *ANOSIM* (*ANalysis Of SIMilarities*, en el seu acrònim anglès). Aquesta anàlisi va permetre classificar les parcel·les en quatre grups –o clústers– estadísticament diferents entre ells però amb característiques internes similars. La Figura 6 il·lustra de forma sintètica el nivell de similitud entre les diferents parcel·les, la qual s'expressa amb la distància entre cadascuna d'elles. Els quatre grups varen mostrar una bona correspondència amb les diferents combinacions de parcel·les amb terrasses, sense terrasses, cremades o no cremades.

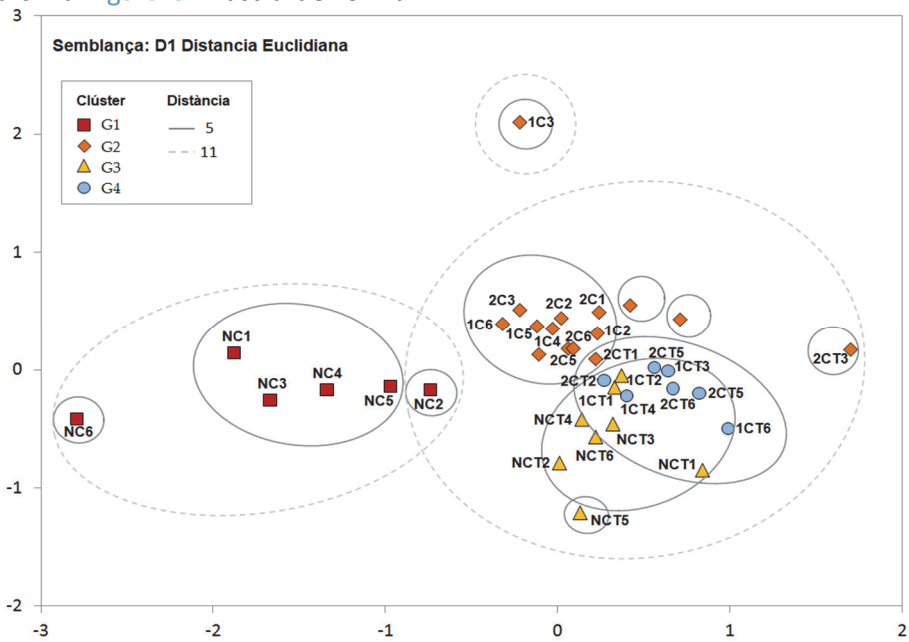


Figura 6. Anàlisi de clústers. G1, grup de parcel·les no cremades i amb terrasses; G2, grup de parcel·les majoritàriament cremades i sense terrasses; G3, grup de parcel·les majoritàriament no cremades i amb terrasses; G4, grup de parcel·les cremades i amb terrasses.

Al primer clúster (G1) s'hi agruparen només parcel·les no cremades i sense terrasses, cobertes per alzinar. Al segon clúster (G2) s'hi agruparen principalment parcel·les cremades situades en vessants pedregoses amb forts pendents i molt baixa cobertura vegetal. Al tercer clúster (G3) s'hi situaren principalment parcel·les no cremades amb terrasses abandonades. Finalment, el grup (G4) va incloure només parcel·les cremades i amb terrasses molt degradades. La Taula 2, que mostra el test per parelles, indica que els quatre grups identificats són estadísticament diferents (nivell de significació $p < 0,005$). Emperò, els valors de R estadístic (amb un rang que va de 0 a 1) mostren que les diferències entre els grups són desiguals (Taula 2).

Així, els sòls de les parcel·les del G1 són molt diferents a la resta de parcel·les, amb valors majors a 0,7. Les diferències són especialment importants les amb aquelles parcel·les amb terrasses, on R és pròxim a 1. En canvi, la resta de grups, tot i ser estadísticament diferents, no mostren diferències tan marcades, amb $R < 0,5$.

Grups	R estadístic	Nivell de significació p
G1 i G2	0,73	0,001
G1 i G3	0,92	0,001
G1 i G4	0,94	0,001
G2 i G3	0,44	0,001
G2 i G4	0,40	0,003
G3 i G4	0,48	0,001

Taula 2. Anàlisi ANOSIM, tests per parelles de grups. G1, parcel·les no cremades i amb terrasses; G2, parcel·les majoritàriament cremades i sense terrasses; G3, parcel·les majoritàriament no cremades i amb terrasses; G4, parcel·les cremades i amb terrasses.

4. CONCLUSIONS

Es palesa com la complexitat dels sòls en ecosistemes mediterranis requereix l'estudi integrat de molts factors que interactuen a diferents escales espacio-temporals. És per això que l'anàlisi dels seus processos de degradació requereix d'una perspectiva més interdisciplinària, a cavall de la geomorfologia, la hidrologia, la biologia i l'edafologia. Comprendre com, quan i on es produeixen aquests processos és fonamental pel disseny, implementació i avaluació dels plans de gestió ambiental d'ecosistemes mediterranis afectats per incendis forestals.

En aquest capítol s'ha comprovat com la presència de terrasses agrícoles, combinada amb els efectes dels incendis forestals, pot generar canvis en la qualitat del sòl i en la connectivitat hidrològica i dels sediments en una conca de drenatge mediterrània. L'anàlisi dels resultats permet concloure que:

(1) Les parcel·les que no han patit els efectes de l'agricultura o dels incendis encara mantenen una coberta vegetal dominada per boscos d'alzines i, conseqüentment, mostren una qualitat de sòl molt superior en relació a totes les altres parcel·les. La pèrdua de vegetació natural, per tant, s'ha identificat com el factor més important de degradació del sòl.

(2) Les parcel·les amb terrasses, en canvi, independentment de l'efecte

dels incendis, mostren una qualitat de sòl molt menor, amb un baix contingut de matèria orgànica i de biomassa microbiana, que indica que les activitats agrícoles del passat encara tenen efectes negatius sobre els sòls i la seva capacitat de recuperació.

(3) El foc també afecta negativament la majoria de paràmetres bioquímics i microbiològics tot i que, a diferència del que es podria esperar, mostra un impacte menor que les activitats agrícoles. Al mateix temps, les comunitats microbiològiques exhibeixen una gran capacitat de resposta envers el foc, adaptant-se de formes diverses a les condicions prèvies del sòl. Això indica que els sòls de la Conca del Torrent de sa Font de la Vila són ecosistemes resilients que compten amb diversos mecanismes de regeneració post-incendi.

(4) Malgrat que les terrasses són mesures molt eficaces de conservació del sòl, la manca de manteniment i el col·lapse dels seus murs poden provocar la concentració dels fluxos superficials i l'activació de processos d'erosió de major magnitud.

5. REFERÈNCIES

Borselli L, Cassi P, Torri D. 2008. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: a GIS and field numerical assessment. *CATENA* **75 (3)**: 268-277.

Calsamiglia A, Lucas-Borja ME, Fortesa, J, García-Comendador J, Estrany J. 2017. Changes in soil quality and hydrological connectivity caused by the abandonment of terraces in a Mediterranean burned catchment. *Forests* **8**: 333.

Crema S, Cavalli M. 2018. SedInConnect: a stand-alone, free and open source tool for the assessment of sediment connectivity. *Computers & Geosciences* **111**: 39-45.

Cavalli M, Trevisani S, Comiti F, Marchi L. 2013. Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. *Geomorphology* **188**: 31-41.

Estrany J. 2009. *Hidrologia i transport de sediment a una conca agrícola del Pla de Mallorca*. Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient, Palma, 113 pp.

Hedo J, Lucas-Borja ME, Wic C, Andrés-Abellán M, de Las Heras J. 2015. Soil microbiological properties and enzymatic activities of long-term post-fire recovery in dry and semiarid Aleppo pine (Pinus halepensis M.) forest stands. *Solid Earth* **6**: 243-252.

Pallarès J, Calvo-Cases A. 1994. Variación espacial de la morfología de muros de bancales en tramos próximos a roturas. A: *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*. JM García-Ruíz & T Lasanta (eds.), Zaragoza, 135-149.

Zornoza R, Guerrero C, Mataix-Solera J, Scow KM, Arcenegui V, Mataix-Beneyto J. 2009. Changes in soil microbial community structure following the abandonment of agricultural terraces in mountainous areas of Eastern Spain. *Applied Soil Ecology* **42**: 315-323.

CAPÍTOL 5

LA REGENERACIÓ POST-INCENDI DE LA COMUNITAT VEGETAL: EL CAS D'ANDRATX

CHAPTER 5

POST-FIRE RECOVERY OF PLANT COMMUNITIES: A CASE STUDY FROM ANDRATX (MALLORCA)

Abstract: Today's landscape of the Mediterranean Basin has been strongly shaped by wildfires. Thus, fire regime is a key factor determining vegetation structure in the Mediterranean area; this vegetation, in turn, presents a set of adaptative traits –depending on species– to survive or to take advantage of fire events, and, in extreme cases, to thrive under high fire recurrence. Plants are classified as seeders or resprouters according to their adaptations. In landscapes such as Andratx's, resprouters become predominant after the 2013 wildfire, but the later development of the plant community will depend on several other factors. The changes in land use and the climate change are factors that, since the last decades, contribute to the alteration of fire regime, presenting a new challenge on the sustainability and management of the landscape of Mallorca. These reasons highlight the importance of incorporating new tools and methods, such as UAVs (Unmanned Aerial Vehicles), for monitoring the vegetation cover and preventing fire events in sensitive areas.

LA REGENERACIÓ POST-INCENDI DE LA COMUNITAT VEGETAL: EL CAS D'ANDRATX

Marc Carriquí, Miquel Nadal

Grup de Recerca en Biologia de les Plantes en Condicions Mediterrànies (http://plantmed.uib.cat), Departament de Biologia, Universitat de les Illes Balears, Palma

Institut d'Investigacions Agroambientals i d'Economia de l'Aigua –INAGEA (http://inagea.com), Universitat de les Illes Balears, Palma

Resum: El paisatge a la conca Mediterrània tal i com el coneixem es troba fortament modelat pel foc. El foc, esdevé un factor clau en la configuració de la vegetació mediterrània, la qual presenta, sempre en funció de l'espècie, un conjunt d'adaptacions per sobreviure o treure profit als incendis i, en casos extrems, prosperar en un ambient amb elevada recurrència d'incendis. Les espècies, segons les adaptacions que presentin, es classifiquen en rebrotadores i germinadores. En paisatges com el d'Andratx, són les espècies rebrotadores les que esdevenen predominants després d'un incendi com el del 2013, però la continuació o estancament de la regeneració vegetal dependrà també de molts altres factors. Els canvis en els usos del sòl i el canvi climàtic són factors que, d'ençà de les darreres dècades, contribueixen a l'alteració del règim d'incendis, suposant un nou repte per a la sostenibilitat i gestió del paisatge de Mallorca. És per aquests motius que la incorporació de noves eines i mitjans, com són els drons (vehicles aeris no tripulats), esdevenen eines molt útils en el monitoratge de la vegetació i la prevenció d'incendis en zones vulnerables.

1. EL FOC COM A ELEMENT PERTORBADOR DE LA COMUNITAT VEGETAL EN PAISATGES MEDITERRANIS

La coincidència de l'estació seca amb el període de temperatures més elevades fa que el bioma Mediterrani sigui especialment propens a l'ocurrència d'episodis de foc. A més, l'elevada pressió antròpica suposa un factor determinant del règim d'incendis a la conca Mediterrània. Així, és lògica l'existència d'un estret lligam entre el foc, com a factor de pressió, i la comunitat vegetal resultant. Els incendis, tot i ser un dels principals factors causals de la desertificació, també suposen noves oportunitats per a les plantes o llavors que hagin sobreviscut. La supressió de la vegetació comporta una menor competència entre plàntules i/o rebrots per la llum solar, l'aigua i els minerals i els nutrients del sòl. A més, els recursos minerals es presenten generalment en major concentració en el sòl durant els primers estadis post-incendi, per mor del seu alliberament a través de la combustió de la vegetació preexistent (Pausas, 2012). La interacció entre comunitat vegetal i el règim d'incendis condiciona les dinàmiques d'un ecosistema; en el cas de la vegetació mediterrània, sens dubte es pot parlar d'una autèntica adaptació de les plantes al foc.

Tot i així, a les darreres dècades el número, freqüència, extensió i intensitat dels incendis s'ha

incrementat significativament. Això és provocat per tota una sèrie de factors, tant socioeconòmics (per exemple, els importants canvis en els usos del territori durant el segle XX en passar d'ésser una societat rural molt vinculada al seu entorn a la societat actual cada vegada més industrialitzada i urbana) com meteorològics (el canvi global està imposant noves condicions als hàbitats mediterranis que promouen un major risc d'incendis). A més, la falta de gestió en algunes zones de les masses forestals immadures promou l'acumulació important de biomassa, que esdevé un excel·lent combustible que pot augmentar la severitat de l'incendi.

2. ADAPTACIONS DE LES PLANTES AL FOC

Les condicions ambientals (temperatura, precipitació, llum, factors biòtics, etc.) exerceixen una innegable pressió selectiva sobre la comunitat vegetal, fet que determina no només quines espècies poden trobar-se en un lloc i moment concret, sinó també els caràcters i adaptacions (a vegades, comunes) que presentin.

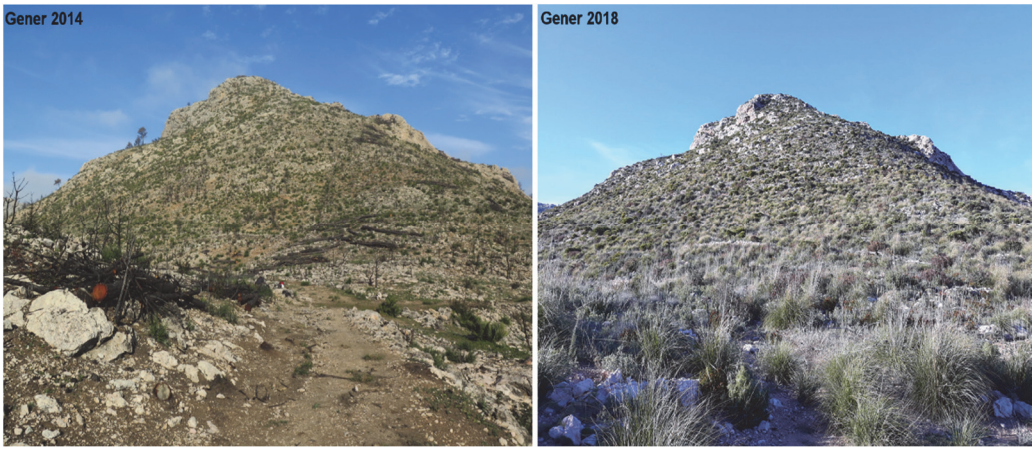


Figura 1. Diferents fases de la regeneració de la comunitat vegetal al Puig Assegut (Andratx) després de l'incendi del 2013. La fotografia de l'esquerra correspon a gener de 2014 (5 mesos després de l'incendi) i la de la dreta a gener de 2018. La major part de la vegetació que s'hi ha desenvolupat són el càrritx, el garballó i la mata, totes elles espècies d'estratègia rebrotadora.

Al bioma Mediterrani el foc exerceix un important factor de pressió selectiva i, en conseqüència, determina l'aparició en les espècies vegetals d'una sèrie de caràcters i estratègies per fer-li front. És important aclarir que les espècies no es troben adaptades al foc *per se*, sinó que s'adapten al règim d'incendis (freqüència i intensitat) d'una zona concreta (Keeley et al., 2011). En casos extrems, la relació entre plantes i foc pot ser totalment estreta en diversos ecosistemes en els quals els focs naturals són recurrents. De fet, certes espècies són anomenades 'piròfites' gràcies als avantatges que els confereixen les adaptacions al foc respecte d'altres espècies competidores. Un clar exemple n'és el càrritx, *Ampelodesmos mauritanica*,

que predomina en àmplies extensions de muntanya de les Balears degradades pel foc.

2.1. Caràcters relacionats amb el foc

2.1.1. Adaptacions estructurals

Una de les principals maneres que tenen les plantes de defensar-se del foc és la protecció de les seves parts més vulnerables, per tal d'evitar així la mort del teixit viu. Això es pot aconseguir mitjançant canvis arquitectònics en la planta, o bé mitjançant la generació de teixits resistents. Per exemple, algunes coníferes eviten l'acumulació de branques seques (ja mortes, altament inflamables) prop del sòl, creant així un 'tallafocs' vertical entre el sòl i el fullatge (Keeley et al., 2011). D'altra banda, la protecció dels teixits vius especialment sensibles es basa en la presència d'estructures de resistència (escorça gruixuda, presència de teixit suberífer, com en el cas del surer, *Quercus suber*) que són capaces de sobreviure a les elevades temperatures que es generen als boscs durant l'incendi (Cornelissen et al., 2003). Aquestes estructures de resistència allotgen cèl·lules meristemàtiques envoltades de teixits d'emmagatzematge, de forma que després de l'incendi els meristemes poden començar a desenvolupar-se gràcies a les reserves dels teixits adjacents. Moltes espècies, a més, presenten aquestes estructures de rebrotament enterrades (lignotúbers o bulbs), ja que el sòl actua d'aïllant tèrmic: en un incendi en què les temperatures aèries poden assolir més de 1.000ºC, a 5 cm de fondària la temperatura pot no passar dels 40ºC (Arianoutsou et al., 1993).

2.1.2. Serotínia

El concepte serotínia fa referència a la presència d'estructures reproductores en què s'emmagatzemen les llavors, esperant l'ocurrència d'elevades temperatures per alliberar-les. Aquesta adaptació és especialment destacable en el cas de les coníferes. Per exemple, molts de pins solen presentar un percentatge de pinyes madures que romanen tancades. Aquestes pinyes s'obriran quan es produeixi un incendi, alliberant les llavors de les quals naixeran els individus que ocuparan el nou espai buit que ha generat l'incendi abans que altres espècies. La presència de resines inflamables ajuda que s'assoleixin les temperatures requerides perquè s'obri la pinya (Arianoutsou et al., 1993). Aquest és un exemple clàssic de possible adaptació directa al foc (Keeley et al., 2011; Budde et al., 2013).

2.1.3. Floració

Tot i que no es dona en espècies de la conca Mediterrània, certes espècies de Califòrnia i Austràlia (també zones de clima Mediterrani) requereixen d'episodis de foc per florir (Bradshaw et al., 2011). En aquestes espècies (per exemple, el gènere *Drosera*) els àpexs precursors de les estructures reproductives són estimulats per la calor i/o el fum. L'adaptació necessàriament ha d'anar acompanyada per la presència d'estructures protectores que garanteixin la viabilitat de les futures flors.

2.1.4. *Germinació*

En algunes espècies el foc pot induir la germinació per la ruptura física (deguda a l'augment de la temperatura) de les capes externes de la llavor. És un procés anomenat escarificació i no és exclusiu de l'acció del foc, però de vegades sí que és necessari per a la germinació (per exemple, en algunes espècies de la família de les fabàcies) (Keeley et al., 2011). La combinació de la temperatura assolida (90-150ºC) i el temps d'exposició a aquesta (1-15 min) determinen la germinació d'espècies molt comunes a la garriga, com les estepes del gènere *Cistus* (Arianoutsou et al., 1993). Els processos químics derivats de l'incendi també poden ser determinants en la germinació: alguns compostos presents al fum actuen com a estimulants de la germinació. No obstant això, en la majoria d'espècies de la conca Mediterrània sembla més important l'efecte de la calor que el del fum (Moreira et al., 2010).

2.1.5. *Flamabilitat*

Una de les possibles adaptacions més discutides en relació al foc és la flamabilitat, definida com la capacitat que té un individu de cremar amb més facilitat i virulència que la resta. La retenció i quantitat de matèria seca, la presència de compostos inflamables (olis, resines, etc.) i la humitat del teixit són característiques determinants en la flamabilitat d'una espècie. La percepció de la flamabilitat com una autèntica adaptació al foc és força controvertida: quin avantatge podria suposar per a l'individu 'immolar-se' per pròpia voluntat? Alguns investigadors opinen que aquelles espècies de creixement vigorós i amb estructures de resistència (per exemple, el càrritx) o aquelles que requereixin del foc per florir i/o germinar es poden veure afavorides per un règim recurrent d'incendis (Pausas i Moreira, 2012).

2.2. Estratègies per fer front al foc: espècies germinadores i rebrotadores

La combinació de vàries de les adaptacions al foc fins ara explicades resulta en l'adopció de diferents estratègies per poder resistir un determinat règim d'incendis. Es diferencien dues grans estratègies en les espècies vegetals: les germinadores i les rebrotadores. Aquestes darreres posseeixen estructures de resistència que protegeixen els meristemes, els quals permeten la generació de nous rebrots amb posterioritat a l'incendi i tornar a ocupar el mateix espai dins la comunitat. En contraposició, en les espècies germinadores els individus adults moren a causa de l'incendi i són les llavors que es converteixen en estructures de resistència que allotgen les cèl·lules meristemàtiques i els teixits de reserva perquè amb la germinació es formi un nou individu. La diferència més important entre les dues estratègies és que en el cas de les espècies germinadores l'incendi implica la substitució dels individus inicials per una nova generació provinent del banc de llavors del sòl. No obstant això, cal esmentar que les dues estratègies no són excloents i, per tant, es pot donar el cas que una mateixa espècie presenti les dues estratègies. Aquestes espècies

s'anomenen 'germinadores facultatives' (Pausas i Keeley, 2014).

En relació a les adaptacions esmentades anteriorment, les espècies rebrotadores presenten estructures resistents que permeten protegir els meristemes i, en alguns casos, les flors (aquelles espècies en les quals el foc promou la floració). En canvi, els germinadors presenten adaptacions relacionades amb la dispersió de les llavors gràcies al foc (serotínia) i la germinació gràcies a estímuls relacionats amb l'incendi (calor i fum).

La flamabilitat no sembla ser característica de cap de les dues estratègies, ja que pot ser present tant en espècies rebrotadores (*Ampelodesmos mauritanica*) com en germinadores (el cas de l'arbust *Ulex parviflorus*; Pausas et al., 2012). Les germinadores estrictes (sense capacitat de rebrot) no poden viure en ambients d'una elevada freqüència d'incendis o bé requereixen cicles vitals curts ja que necessàriament han de produir suficients llavors abans del pròxim episodi de foc (Pausas i Keeley, 2014).

L'inici de la regeneració de la vegetació dels incendis a les Illes Balears (i a bona part de la conca Mediterrània) és ràpida gràcies a les adaptacions explicades (Figura 1), concretament gràcies a les espècies rebrotadores amb una major distribució com són el càrritx (*Ampelodesmos mauritanica*; Figures 2a i 2b), la mata (*Pistacia lentiscus*; Figura 2c i 2d), el garballó (*Chamaerops humilis*; Figures 2e i 2f), i l'alzina (*Quercus ilex*; Figures 2g i 2h). Són els mateixos individus que recuperen ràpidament el seu espai després de l'incendi mitjançant el rebrot de les estructures de resistència que es troben allotjades dins dels mateixos individus que no han estat afectades per la severitat de l'incendi. Aquest procés, típic a la conca Mediterrània, dona lloc al que es coneix com a 'successió directa'. La disposició i arquitectura dels rebrots (un únic feix o bé un feix de nous rebrots) determina l'estructura de la comunitat vegetal recuperada, que sovint resulta en capçades menors i en una modificació de la cobertura del sòl (Arianoutsou et al., 1993).

D'altra banda, la majoria de les espècies germinadores són herbàcies o petits arbusts (com les gramínies del gènere *Brachypodium* o l'arbust *Cistus albidus*). Una excepció notable és el pi blanc, *Pinus halepensis* (Figura 3), una espècie que domina el paisatge de les Illes Balears. El pi blanc compensa la incapacitat de rebrotar amb una major germinació després d'un incendi, la qual cosa afavoreix la dispersió de l'espècie i possibilita la colonització de les zones incendiades (Pausas, 2012; Saura-Mas, 2007). En aquest cas, la tolerància a elevats règims lumínics (derivats de l'espai obert resultant de l'incendi) per part de les plàntules de pi és un factor clau en l'abundància d'aquesta espècie en les etapes posteriors a la pertorbació (Arianoutsou et al., 1993).

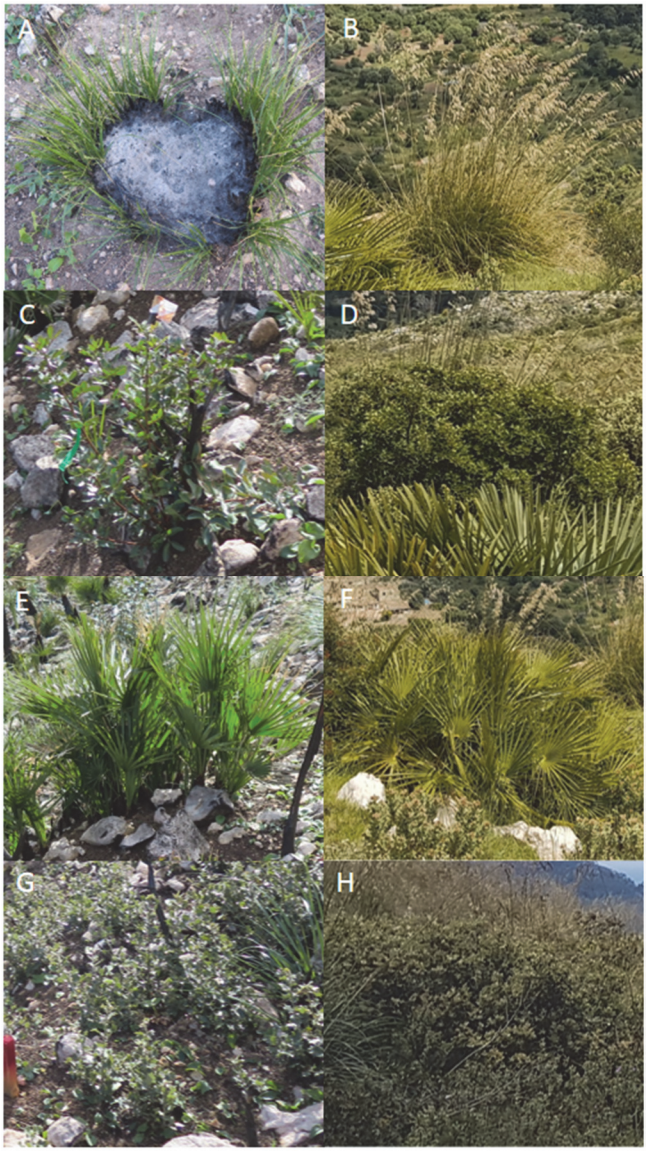


Fig. 2. Comparativa d'invididus de diferents espècies rebrotadores que comencen a rebrotar mesos després de l'incendi (esquerra) i els individus de la mateixa espècie ja regenerats. A i B corresponen a *Ampelodesmos mauritanica*, C i D a *Pistacia lentiscus*, E i F a *Chamaerops humilis* i G i H a *Quercus ilex*. Totes aquestes imatges han estat realitzades al coll de So na Vidala (Andratx). Les imatges de l'esquerra són de gener de 2014 i les de la dreta, de gener de 2018.

La comunitat vegetal experimenta canvis en la riquesa i abundància d'espècies al llarg del procés de successió. El predomini d'espècies rebrotadores o germinadores després de l'incendi dependrà en bona part del grau de maduresa de la comunitat vegetal que hi havia amb anterioritat (Capitanio i Carcaillet, 2008).

Figura 3. Plàntula de *Pinus halepensis* tres anys després de l'incendi d'Andratx de 2013.

3. LA INTERACCIÓ PLANTA-MEDI: EL DESENVOLUPAMENT DE LA COMUNITAT VEGETAL DESPRÉS D'UN INCENDI

Les plantes són éssers autòtrofs que es desenvolupen i creixen gràcies a una estreta relació amb el medi que les envolta. La base d'aquesta relació és la fotosíntesi, procés pel qual, gràcies a l'energia lumínica solar, el CO_2 de l'atmosfera i l'aigua absorbida per les arrels en el sòl, les plantes són capaces de fixar aquest carboni en sucres com a base de vida. A més de l'aigua, les arrels capten del sòl elements minerals essencials per a la resta de biomolècules com, per exemple, proteïnes i ADN, que requereixen importants quantitats de nitrogen i fòsfor, respectivament (Figura 4).

Una elevada recurrència d'incendis a la mateixa zona o incendis d'una elevada intensitat poden alterar significativament aquesta estreta relació entre les espècies vegetals i el medi. Com hem vist en capítols anteriors, els fluxos hidrològics i geomorfològics del sòl es veuen greument modificants per l'incendi, fet que és una pertorbació afegida per al restabliment de la comunitat vegetal. Després de l'incendi, l'eliminació del mantell protector del sòl que exerceix la vegetació provoca un augment dels processos d'erosió. Aquesta pèrdua de sòl pot ser molt significativa per les plantes ja que han d'aconseguir els recursos en un volum menor de sòl, a més de reduir-se la quantitat d'aigua que pot ser retinguda i emprada per les plantes per una mateixa superfície de sòl. Després de l'incendi els processos d'erosió poden rentar del sòl minerals que són essencials per a les plantes, i alhora augmentar la presència

d'elements salins que dificulten la captació d'aigua per part de les arrels i desestabilitzen la relació iònica entre la planta i el sòl (Figura 4).

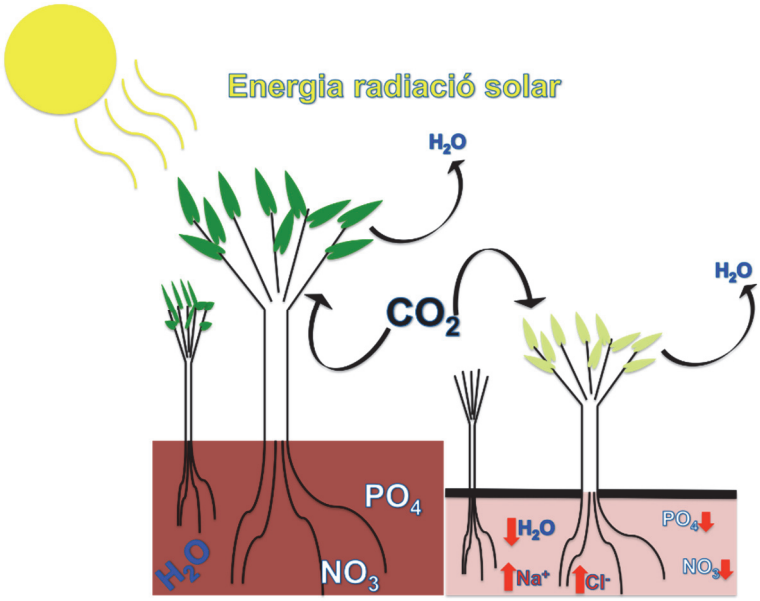


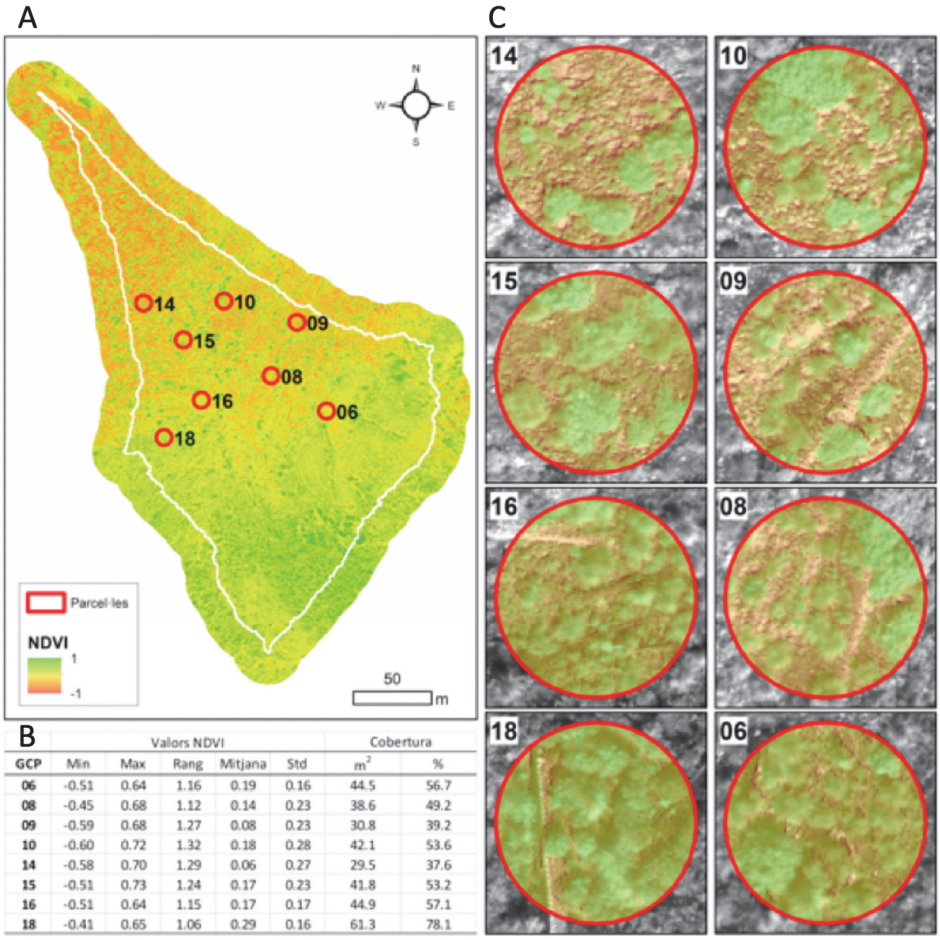
Figura 4. Esquema de la interacció planta-medi en què s'assenyalen els principals aspectes limitants per la comunitat vegetal en ecosistemes degradats pels incendis.

Aquests canvis en l'ambient imposen importants limitacions pel creixement vegetal i, a mesura que aquestes limitacions són més intenses, ja no només limitaran el creixement i desenvolupament de les espècies, sinó també la capacitat d'establiment de les mateixes, implicant una pèrdua de biodiversitat dels ecosistemes naturals de les Illes Balears. Si la recurrència i intensitat augmenta, ens enfrontarem a escenaris de desertificació.

4. REGENERACIÓ POST-INCENDI DE LA COMUNITAT VEGETAL A L'INCENDI D'ANDRATX: COMBINANT TÈCNIQUES DE L'ECOFISIOLOGIA VEGETAL AMB LES NOVES TECNOLOGIES

Prenent en consideració tots els efectes dels incendis mostrats anteriorment, resulta lògic que sigui d'especial interès comprendre les dinàmiques de regeneració de la comunitat vegetal després d'un incendi així com determinar l'efectivitat de les tècniques emprades per a la retenció del sòl i la promoció del desenvolupament de la vegetació. D'aquesta manera es poden desenvolupar i aplicar metodologies i tecnologies més eficients per minimitzar els danys causats pels incendis i recuperar l'ecosistema natural el més aviat possible. Com s'ha esmentat anteriorment, la regeneració de la vegetació ve determinada per les diferents estratègies després d'un incendi. En els primers estadis de regeneració, la falta de competència amb altres individus facilita l'adquisició d'aigua, llum i nutrients, la qual cosa afavoreix un ràpid creixement de la

vegetació. Aquest creixement s'estabilitza amb el temps i, si la degradació de l'ecosistema per l'incendi ha estat important, el creixement es pot veure limitat per la pèrdua de sòl i el rentat de nutrients (Figura 4). Per exemple, prenent el contingut en nitrogen en fulla (un dels minerals essencials), es pot observar com totes les espècies obtenen un increment de nitrogen en els primers mesos després de l'incendi, equiparant-se posteriorment amb els valors obtinguts per les mateixes espècies en zones no incendiades. A partir d'aquest punt, a mitjà termini resulta d'especial interès monitoritzar aquests paràmetres per entendre si la degradació del sòl com a conseqüència de l'incendi imposa una limitació fisiològica per al desenvolupament de la comunitat vegetal.



B

	Valors NDVI					Cobertura	
GCP	Min	Max	Rang	Mitjana	Std	m^2	%
06	-0.51	0.64	1.16	0.19	0.16	44.5	56.7
08	-0.45	0.68	1.12	0.14	0.23	38.6	49.2
09	-0.59	0.68	1.27	0.08	0.23	30.8	39.2
10	-0.60	0.72	1.32	0.18	0.28	42.1	53.6
14	-0.58	0.70	1.29	0.06	0.27	29.5	37.6
15	-0.51	0.73	1.24	0.17	0.23	41.8	53.2
16	-0.51	0.64	1.15	0.17	0.17	44.9	57.1
18	-0.41	0.65	1.06	0.29	0.16	61.3	78.1

Figura 5. Model aeri d'alta resolució obtingut amb un dron equipat amb una càmera multiespectral. S'empra l'índex de vegetació NDVI en què els colors verds il·lustren una major quantitat de vegetació i els colors càlids el sòl nuu (A). Al llarg de la zona d'estudi es mostren diferents punts de control en detall que permeten apreciar la resolució del model per discernir amb precisió la cobertura vegetal (B), així com els càlculs dels valors NDVI i de cobertura en percentatge i en m^2 dels mateixos (C).

El monitoratge de les espècies proporciona també altres tipus d'informació; per exemple, en relació a la flamabilitat. La humitat dels teixits (mesurada en relació a les fraccions d'aigua i matèria seca) és un bon indicador de flamabilitat (Cornelissen et al., 2003). Mesures relativament senzilles com aquestes permeten conèixer quines són les espècies més susceptibles a promoure la recurrència i intensitat dels incendis i també els períodes en què l'acumulació de material inflamable és major.

Un altre aspecte molt important és conèixer de forma precisa com creix la vegetació en les diferents zones que s'han vist afectades per l'incendi. Fins no fa gaire, per estimar el creixement de la vegetació s'havien de realitzar transsectes per part de personal experimentat que anava anotant les espècies que es detectaven així com la seva cobertura. Actualment, gràcies als vehicles aeris no tripulats o 'drons', s'ha pogut augmentar enormement la capacitat de mostreig, fet que permet generar cartografia detallada de la distribució i cobertura de vegetació. Aquests mapes permeten estimar la cobertura total de vàries hectàrees de terreny de forma precisa (Figura 5). A la zona del Coll de So na Vidala, per exemple, s'estima que al novembre del 2017 (4 anys després de l'incendi) la cobertura de vegetació era de prop del 50% (Figura 1b, 5). El càrritx era l'espècie més abundant amb un 13,5% de cobertura, un percentatge similar a la suma de la superfície ocupada per la mata, el garballó i l'alzina, les altres tres espècies rebrotadores més comuns a la zona; la resta de la cobertura vegetal correspondria majoritàriament a espècies herbàcies de mida petita. A més, mitjançant tècniques de teledetecció (conjunt de metodologies que permeten recollir informació a distància d'un objecte d'interès) es pot estimar l'estat i el creixement de la vegetació. Aquesta informació permet calcular paràmetres com la biomassa total de la vegetació, o fins i tot els nivells hídrics de la mateixa, dades molt importants per la prevenció i gestió post-incendi. La biomassa que acumula una determinada àrea resulta molt important per calcular la intensitat d'un futur incendi, ja que la biomassa exerceix de combustible i, aleshores, majors acumulacions vegetals impliquen major combustible per als incendis que, en conseqüència, podrien assolir majors intensitats. A la conca estudiada resulta evident com la zona sud (cotes baixes) hi ha una presència de vegetació major que a la zona nord (cotes altes), la regeneració de la vegetació en aquesta zona resulta ser més vigorosa però a la vegada en el futur implica una major necessitat de gestió per tal d'evitar focs d'elevada intensitat.

5. REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

Arianoutsou M, Beard JS, Ferrés L, Folch R, Trabaud L. 1993. La flora i el poblament vegetal. A: *BIOSFERA 5. Mediterrànies*. Folch R (Ed.). Enciclopèdia Catalana, S.A., Barcelona.

Bradshaw SD, Dixon KW, Hopper SD, Lambers H, Turner SR. 2011. Little evidence for fire-adapted plant traits in Mediterranean climate regions. *Trends in Plant Science* **16 (2)**: 69-76.

Budde KB, Heuertz M, Hernández-Serrano A, Pausas JG, Vendramin GG, Verdú M, González-Martínez SC. 2014. In situ genetic association for serotiny, a fire-related trait, in Mediterranean maritime pine (Pinus pinaster). *New Phytologist* **201**: 230-241.

Cornelissen JHC, Lavorel S, Garnier E, Díaz S, Buchmann N, Gurvich DE, Reich PB, ter Steege H, Morgan HD, van der Heijden MGA, Pausas JG, Poorter H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* **51**: 335-380.

Keeley JE, Pausas JG, Rundel PW, Bond WJ, Bradstock RA. 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science* **16(8)**: 406-411.

Moreira B, Tormo J, Estrelles E, Pausas JG. 2010. Disentangling the role of heat and smoke as germination cues in Mediterranean Basin flora. *Annals of Botany* **105**: 627-635.

Pausas JG, Alessio GA, Moreira B, Corcobado G. 2012. Fires enhance flammability in Ulex parviflorus. *New Phytologist* **193**: 18-23.

Pausas JG, Keeley JE. 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist* **204**: 55-65.

Pausas JG, Moreira B. 2012. Flammability as a biological. *New Phytologist* **194**: 610-613.

CAPÍTOL 6

GESTIÓ AMBIENTAL POST-INCENDI A TRAVÉS DE LA MESURA AUTOMATITZADA DE VARIABLES FÍSIQUES

CHAPTER 6

POST-FIRE ENVIRONMENTAL MANAGEMENT BY AUTOMATED MEASURING OF PHYSICAL VARIABLES

Abstract: The interest in the automated monitoring of physical variables has become a reality thanks to the evolution of electronic components technology. This evolution is leding to a digitization of the territory allowing a continuous sampling and processing through digital electronic systems. This chapter describes the measuring station as the key element that, isolated or in a network, enables a data-based territory management and the impact assessment as a result of decision making. The IoTIB project is here introduced as a prospective for interconnecting the measurement stations as a first step for the creation of an observatory in the Balearic Islands.

GESTIÓ AMBIENTAL POST-INCENDI A TRAVÉS DE LA MESURA AUTOMATITZADA DE VARIABLES FÍSIQUES

Bartomeu Alorda Ladaria

Col·laborador del Grup de Recerca en "Hidrologia i Ecogeomorfologia en Ambients Mediterranis –MEDhyCON (http://medhycon.uib.cat), Universitat de les Illes Balears, Palma

Membre del Grup de Sistemes Electrònics (http://smartlab.uib.es), Departament de Física, Universitat de les Illes Balears, Palma

Resum: L'interès pel monitoratge automatitzat de variables físiques ha esdevingut una realitat gràcies a l'evolució de la tecnologia de fabricació de components electrònics. Aquesta evolució ha comportat una digitalització del territori que ha permès el mostreig de forma continuada i el seu processat a través de sistemes electrònics digitals. En aquest treball es descriu l'estació de mesura com l'element clau que de forma aïllada o en xarxa obri la porta a una gestió del territori basada en dades i l'avaluació dels impactes conseqüència de la presa de decisions. S'introdueix el projecte IoTIB que desplega un gran potencial per interconnectar les estacions de mesura i permetrà la creació d'un observatori a les Illes Balears.

1. EL MONITORATGE ELECTRÒNIC

L'estil de vida actual ha abraçat la tecnologia electrònica fins a convertir-la en una tècnica amb un impacte transformador de moltes disciplines i, gairebé imprescindible en la societat actual. Serveixi com exemple d'aquesta situació l'ús massiu de telèfons portàtils i l'evolució actual i futura del nombre de dispositius connectats a internet (Rob Meulen, 2017). Actualment és un fet indestriable que un 90% de la població balear utilitza dispositius mòbils per accedir a internet (IBESTAT, 2017).

Aquesta evolució té una història relativament recent , ja que no va ser fins el 1947 quan William Shockley, John Bardeen i Walter Brattain varen crear el primer transistor anomenat de "punta de contacte" als *Bell Laboratories* (Brinkman et al., 1997). Tal i com es mostra a la Figura 1, en aquests anys ja hi havia sistemes de computació, però eren tan grans com una habitació sencera. D'aquests fets no fa ni 100 anys i avui en dia els duem a la butxaca.

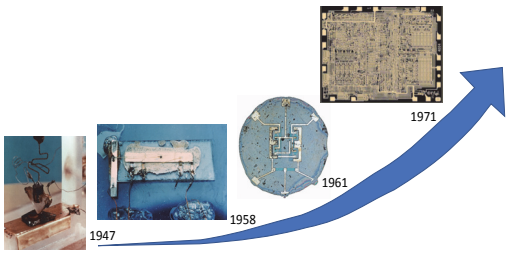


Figura 1. Primeres passes de l'electrònica actual.

Prosseguint, el 1958 a *Texas Instruments* es fabrica el primer circuit integrat (Kilby, 2018) i, el 1961 a *Fairchild Semiconductor* es fabrica el primer circuit integrat digital (Noyce, 2018). Finalment, va ser *Intel* el 1971 la què va posar al mercat el primer sistema electrònic computador capaç de realitzar les operacions bàsiques

d'una calculadora (*Intel,* 2018). Aquestes primeres passes foren clau per arribar als sistemes electrònics que existeixen avui en dia.

La recerca basada en l'observació i monitoratge del medi ambient no ha estat aliena en aquesta evolució de la tecnologia electrònica. Endemés, n'ha aprofitat les capacitats dels equips electrònics introduint-los com un element imprescindible que millora tant la qualitat com la quantitat de les dades d'observació.

Les principals avantatges que un sistema de monitoratge electrònic aporta a la recerca i gestió del medi ambient –les quals seran abordades en aquest capítol– es fonamenten en:

- Observació temporal contínua. Seqüència de dades amb una base de temps coneguda.
- Quantificació digital. Dades en formats digitals tractables mitjançant un computador.
- Millor Precisió. La dada mesurada representa de la forma més precisa possible el paràmetre físic observat.
- Millor Resolució. Es redueixen els errors temporals amb l'ús de bases temporals més estables i precises; i de captura del valor amb processos de conversió analògica digital amb un major nombre de bit.

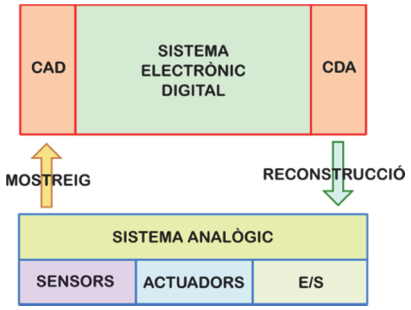
1.1. Mesures físiques en digital

El medi ambient es composat per un seguit de sistemes, la majoria dels quals és mesurable a través de paràmetres físics definits en el conjunt de números "reals", és a dir, que hi ha infinits valors possibles. Aquests valors s'anomenen "analògics", els nombres dels quals no són tractables en un sistema electrònic que treballi únicament amb valors binaris (0 i 1) per crear qualsevol número dels anomenats "digitals" (Figura 2).

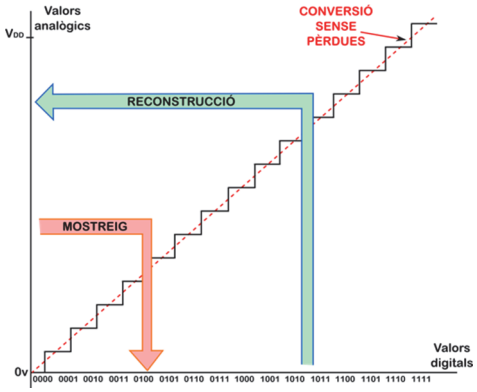
D'aquesta forma es fa necessari definir un procés de correspondència entre els valors analògics i els valors digitals que permeti al sistema electrònic digital (SED) entendre i actuar sobre el món que l'envolta. Aquest procés s'anomena "de mostreig" quan es transforma un valor analògic en el seu corresponent digital, i s'anomena reconstrucció quan es realitza la transformació a la inversa.

La Figura 2a representa com aquests processos de transformació permeten connectar l'entorn físic analògic amb el SED a través de diversos mòduls:

- CAD o convertidor analògic a digital. Circuit encarregat de realitzar el mostreig d'un valor analògic.
- CDA o convertidor digital a analògic. Circuit encarregat de realitzar la reconstrucció d'un valor digital.
- Sensor. Element capaç d'assignar un valor analògic a un paràmetre físic.
- Actuador. Element capaç de realitzar accions (encalentir, crear moviment, ...) sobre el medi físic.
- E/S o Entrada / Sortida. Circuits complexos amb capacitats avançades, per exemple crear un senyal electromagnètic i transmetre dades pel medi físic.



(a)

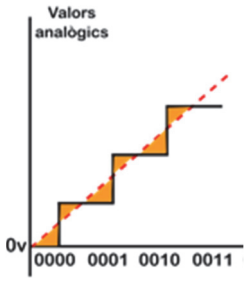


(b)

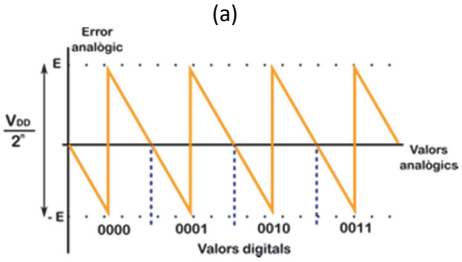
Figura 2. Procés de traducció del món analògic al món digital. (a) Esquema del circuit. (b) Diagrama dels processos de mostreig i reconstrucció d'equivalències amb valors digitals de 4 bits.

La naturalesa dels números reals, tant el procés de mostreig com el de reconstrucció (Figura 2b), crea una associació imperfecta entre els valors analògics i els valors digitals que es tradueix en l'anomenat error de conversió.

A la Figura 3a es mostra una representació gràfica de l'error que es produeix quan s'associa un valor digital a tot un conjunt de valors analògics.



(a)



(b)

Figura 3. Error dels processos de mostreig i reconstrucció. (a) Representació gràfica de l'error. La recta puntejada seria la conversió ideal, la recta contínua és la conversió real que associa un valor digital a un conjunt de valors analògics. (b) Evolució de l'error respecte el valor analògic considerat.

Per la seva banda, la Figura 3b mostra com l'evolució de l'error és diferent pel conjunt de valors analògics associats a un mateix valor digital. A més, la variació de l'error depèn directament del nombre de dígits usats per representar el valor digital i del rang màxim de valors analògics a considerar. Si suposam que el valor analògic a convertir pot estar entre 0 volts i Vdd volts (on Vdd és el valor màxim esperat que en la majoria de sistemes electrònics coincideix amb el valor del voltatge d'alimentació) i el nombre de dígits és 4, l'error tindrà una variabilitat igual a $Vdd/2^4$. Aquest error de transformació serà menor com més dígits s'utilitzin per representar els valors digitals o com més petit sigui el rang de valors analògics considerat. Així, pel cas d'un rang de 5 volts i un

nombre de dígits per representar els valors digitals igual a 10, s'obté un error de transformació de 4,89 x 10^{-3}. Un error tan baix com aquest garanteix una associació molt bona per a valors analògics de fins a 2 decimals.

1.2. La recol·lecció de dades

El seguiment de paràmetres físics es realitza definint una base de temps adaptada a l'evolució de les variables que es pretenen mesurar. Així, és molt habitual realitzar captures de dades amb un període de temps petit i després només desar el valor mitjà o la desviació estàndard.

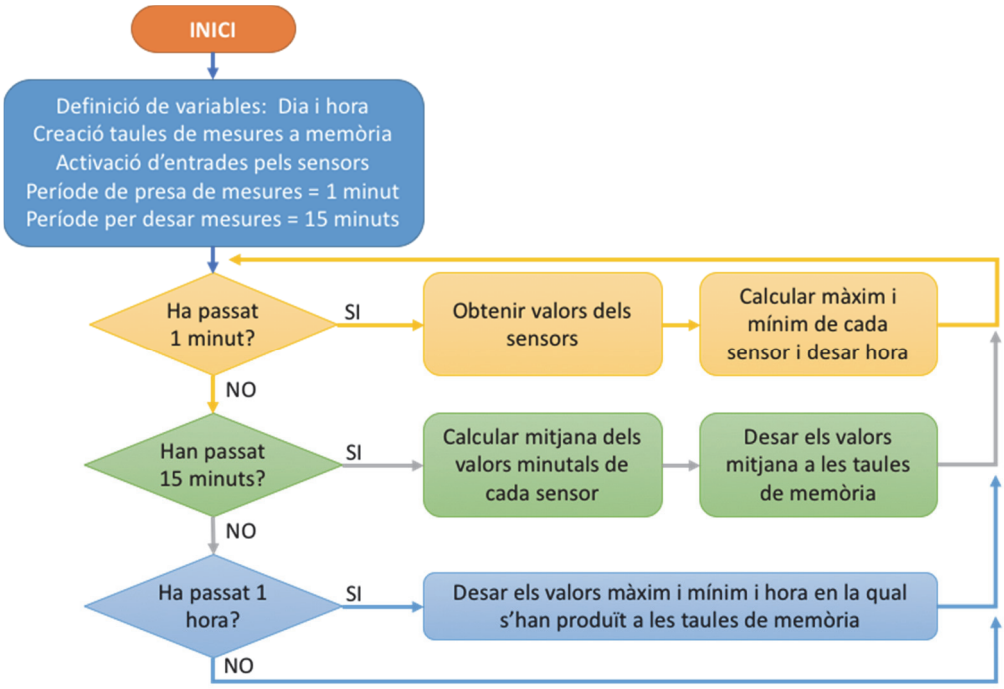


Figura 4. Diagrama genèric del cicle de captura de dades.

En la majoria de variables ambientals del medi físic es treballa amb una base temporal de 15 minuts per desar dades d'evolució i una base de temps d'1 hora per desar dades resum. A la Figura 4 es mostra el diagrama de comportament d'un programa de recol·lecció de variables físiques on es poden veure les seqüències de temps per a cada conjunt d'accions.

Una vegada les variables s'han inicialitzat i les taules de resultats han estat creades en memòria, el programa de la Figura 4 mostra quines tasques es realitzen en cada instant de temps de l'execució:

- Cada minut es realitza una mesura dels valors dels sensors connectats i es determina si algun d'aquests nous valors és major o menor que les variables obtingudes. En aquest cas desa el valor de l'hora en que s'ha produït aquest valor.
- Cada 15 minuts es fa la mitjana i la desviació estàndard dels valors

capturats cada minut per desar-los a la taula de resultats.

- Cada 60 minuts es desen a la taula de memòria els valors màxim i mínim de cada paràmetre i l'instant en el què s'han produït.

Aquest mètode de captura permet economitzar l'espai de memòria de la taula de resultats i no perdre cap esdeveniment singular que pogués restar amagat dins el procés de computació de la mitjana aritmètica.

2. L'ESTACIÓ DE MESURA

Tal i com s'ha explicat al segon capítol, el sistema de monitoratge aplicat a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila segueix un esquema de recol·lecció similar al mostrat a la Figura 4. Aquest conjunt de tasques es realitzen a través de la instal·lació d'estacions de mesura sobre el territori, les parts de les quals es descriuran per conèixer millor el procés de captura automatitzada de valors.

Una estació de mesura és una estructura electrònica i mecànica que té la funció de connectar tots els sensors a un recol·lector de dades pel seu processat: emmagatzematge, transformació, generació d'alarmes i transmissió en el cas que sigui possible. La seva ubicació ha de permetre la instal·lació dels sensors en la disposició necessària per proporcionar la dada del paràmetre físic que es vol mesurar. En el cas de les estacions hidromètriques, per a la mesura del nivell de la làmina d'aigua de cursos fluvials és necessari que el sensor es pugui instal·lar en el fons del llit fluvial i per tant, l'estació estarà propera al marge del riu. A més, caldrà proporcionar energia suficient per alimentar totes les parts de l'estació. A la Figura 5 es mostra un esquema d'una estació recol·lectora de dades.

Les parts principals de l'estació són:

- *Sistema d'alimentació solar*, amb capacitat per proporcionar energia suficient a totes les parts de l'estació. Cal recordar que l'estació de mesura se situa en lloc no habitat i per tant no és habitual disposar de fonts d'energia ininterrompuda.
- *Connexió de sensors* a partir de cablejat específic o genèric que permeti transmetre els valors analògics transformats pels sensors al recol·lector de dades.
- *Recol·lector de dades*, com a sistema electrònic digital que mostreja les dades dels sensors i desa els valors seguint un programa específic (Figura 4).
- *Bateries*, les quals ajuden al sistema d'alimentació solar a aprofitar l'energia excedent solar per ser usada de nit.
- *Sensors exteriors*, com a conjunt de sensors localitzats al voltant de l'estació i que capturen valors de paràmetres atmosfèrics com per exemple la temperatura ambient, la pressió atmosfèrica, la radiació solar o la intensitat de la precipitació.
- *Sensors hidromètrics*, es tracta d'un conjunt de sensors instal·lats al riu o en el sòl i que permeten controlar la resposta hidrològica de la conca.

El nombre i tipus de sensors així com els mètodes per proporcionar el valor del paràmetre físic per part del sensor (tensió, corrent, comunicació digital) determina el tipus de recol·lector de dades que es necessitarà, la finalitat de tota l'estació i el format de la taula de dades que emmagatzemarà com a resultat del procés de monitoratge continuat.

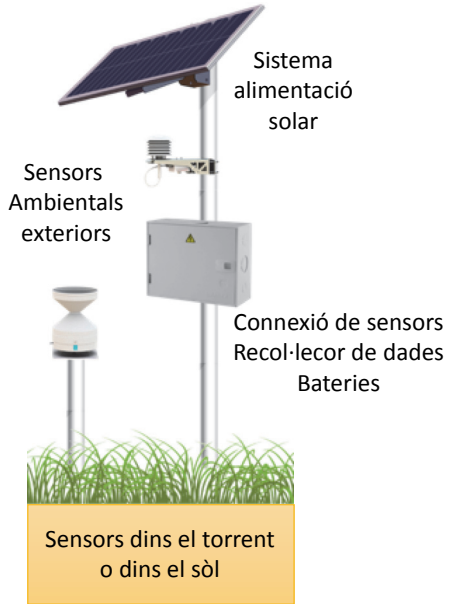


Figura 5. Esquema tipus d'una estació hidromètrica.

2.1. Els sensors de mesura de variables ambientals

Avui en dia es poden trobar múltiples dispositius capaços de proporcionar una equivalència elèctrica a gairebé qualsevol paràmetre físic que es vulgui mesurar, facilitant l'aplicació de tècniques de monitoratge a qualsevol àmbit.

Aquesta àmplia diversitat de sensors no significa que tots els sensors que mesuren el mateix paràmetre siguin iguals, ja que es poden trobar variacions destacades en resolució, precisió, metodologia de mesura, tipus de sortida que proporciona el sensor o temps mínim de mesura.

En una situació similar es troba l'elecció del recol·lector de dades. Existeixen múltiples opcions en el mercat, totes elles amb prestacions diferenciades que responen a l'ús en diferents àmbits o la connexió de sensors específics amb requeriments especials pel seu funcionament, tals com una comunicació definida per un estàndard (RS485, RS232, SDI-12, ...), el rang de tensions (2,5 V, 3V, 5V, 12V,...) i corrents (4,20 mA), senyals amb modulació de polsos, unipolars o diferencials.

2.1.1. Els sensors usats a sa Font de la Vila

En aquesta secció es descriuran els sensors usats en el monitoratge de la Conca del Torrent de Sa Font de la Vila. Amb l'objectiu de monitoritzar els fluxos d'aigua i sediment en suspensió després de l'incendi de 2013, es construïren dues estacions hidromètriques tals com sa Murtera i sa Font de la Vila. Entre les dues estacions s'han instal·lat els següents sensors per aconseguir els objectius de mesura:

- *Sonda de pressió CS451-L (CS451, 2018)*. Permet determinar el nivell de làmina d'aigua (en cm) que circula pel riu a partir de mesurar la diferència de pressió entre el valor de pressió atmosfèrica i la

pressió que observa la sonda submergida.

- *Sonda de terbolesa OBS-3+© amb dos rangs de mesura (baix entre 0 i 1.000 NTU i alt entre 1.000 i 4.000 NTU)* (OBS3,2018). Proporciona una mesura indirecta de la concentració de sediment en suspensió que transporta el riu mitjançant la mesura del grau de terbolesa. A major terbolesa de l'aigua, major concentració de sediment en suspensió, malgrat cal realitzar mesures manuals de dita concentració per establir una relació estadísticament robusta. El grau de terbolesa es mesura en NTU, les sigles en anglès signifiquen *Nephelometric Turbidity Units o* unitats nefelomètriques de terbolesa. La lectura es realitza mitjançant la mesura de la intensitat de llum dispersada a 90º quan un feix de llum passa per una mostra d'aigua.
- *Pluviòmetre de cassoleta de 0,2 mm* (*Casella,* 2018). Realitza l'estimació de precipitació acumulada envers el temps, permetent una observació de la intensitat de precipitació. Cada vegada que s'emplena la cassoleta, aquesta es balanceja provocant l'enviament d'un senyal elèctric que anota l'acumulació d'una quantitat d'aigua equivalent. Un valor mínim de mesura de la cassoleta és de 0,2 mm.
- *Sensor de temperatura atmosfèrica (HOBO, 2018)*. Calcula la temperatura ambient amb una resolució de $\pm$ 0,53 ºC.

2.2. El recol·lector de dades

Les funcions principals que ha de realitzar un sistema electrònic digital per ser capaç de recol·lectar dades en continu són:

- Emmagatzematge i estabilitat temporal del sistema.
- Disponibilitat d'un espai per emmagatzemar els resultats de les mesures que no s'esborrin amb la falta d'alimentació.
- Capacitat per realitzar processos de mostreig de les entrades analògiques.
- Capacitat de manipulació de valors numèrics digitals amb representació decimal.
- Disponibilitat d'un sistema de connexió per a interfícies estàndard de comunicació.

A la Figura 6 es mostren els mòduls o funcions que ha de realitzar un recol·lector de dades.

La unitat de control serà l'encarregada de proporcionar coherència lògica a les capacitats de la resta del sistema electrònic, fent que una programació similar a la descrita a la Figura 4 es realitzi en l'ordre establert.

Per la seva banda, el controlador de temps real és una peça clau, ja que emmagatzema i manté la data i l'hora real del sistema, és a dir, la seva funció és indicar en quin dia i a quina hora s'ha realitzat la captura dels sensors. Aquesta correlació temporal és cabdal a l'hora d'analitzar evolucions de valors dels paràmetres físics, ja que permet ordenar la seqüència de valors.

Figura 6. Diagrama genèric d'un recol·lector de dades automatitzat.

A més, també s'encarrega de determinar els instants temporals de mesura, ja que indica a la unitat de control que ha passat 1 minut, 15 minuts o l'hora i així poder realitzar les operacions definides.

2.2.1. El recol·lector usat a sa Font de la Vila

En el cas específic del monitoratge aplicat a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila d'Andratx, es va decidir utilitzar el model *CR200X* de *Campbell Scientific*©. Es tracta d'un model compacte i que disposa de totes les funcions descrites a la Figura 6 amb capacitat per a connexió de tots els sensors necessaris.

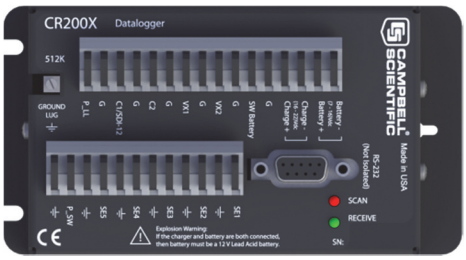


Figura 7. Fotografia del recol·lector de dades *CR200X* usat a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila d'Andratx (CR200X, 2018).

Els recursos d'entrada i sortida que s'han fet servir pel monitoratge a Andratx han estat:

- Comunicació *SDI-12*. Port digital que es comunica amb sensors amb una certa capacitat de processat de la variable física per respondre a comandes a través d'aquest protocol estàndard de comunicació.
- Entrades unipolar *SEx*. Disposa de fins a cinc entrades analògiques unipolars amb capacitat per lectures de tensions compreses entre 0 i 2,5 V.
- Regulador i carregador de bateries del sistema d'alimentació solar per reduir el nombre de dispositius addicionals i connectar directament plaques fotovoltaiques i bateries.
- Alimentació de sensors mitjançant la sortida *SW Battery* (Figura 7).

A l'hora de realitzar connexions de sensors al recol·lector de dades és fonamental la forma de connexió del node de referència anomenat terra o massa. A la Figura 7 es poden identificar tot un seguit d'entrades amb la lletra 'G' (*ground* en llengua anglesa, terra) o amb el símbol ⏚. Cada entrada analògica disposa d'una entrada de referència amb la finalitat de permetre connectar el node de referència del senyal que prové del sensor i així poder reduir l'aparició d'interferències i/o de renou electromagnètic en el senyal útil.

3. EL MONITORATGE EN XARXA

El monitoratge ambiental esdevé essencial per a la presa de decisions a

partir de dades robustes i fiables. Així, la mesura automatitzada de dades permet l'anàlisi de factors o causes que fins ara només s'intuïen quan hi havia prou experiència per part del gestor.

A més, la possibilitat de saber el que està succeint en el mateix instant en que es produeix un esdeveniment és la següent passa de qualitat del monitoratge ambiental. Per tant, la transmissió de dades que el recol·lector emmagatzema en el moment que aquesta es produeix, és una de les funcionalitats que cal incorporar en el sistema de captura.

La connexió del recol·lector de dades a una xarxa de comunicacions i aquesta a una infraestructura de servidors, que permetrà la transmissió de dades i la seva anàlisi per a la generació d'avisos.

3.1. Connexions sense fils

A continuació s'exposaran les tecnologies de comunicació sense fils disponibles i coneguem. En aquest sentit, el projecte IoTIB impulsat pel Govern de les Illes Balears per a la connexió d'estacions de mesura i sensors a les Illes Balears (IBETEC, 2018) permet el monitoratge ambiental mitjançant la connexió de cada recol·lector de dades a un transmissor sense fils. La connexió de cada estació a un sistema de comunicació a través de fils no sempre és possible en zones no habitades i per tant la millor opció és una connexió ràdio.

Les principals tecnologies sense fils disponibles per a la connexió d'estacions es mostren a la Taula 1.

	Wifi	LoRa	Bluetooth	4G	RF
Banda	2.4 GHz	868 MHz	2.4 GHz	multibanda	
Velocitat	Mbps	kbps	Mbps	Mbps	Mbps
cobertura	m	Km	m	Km	Km
Consum	Elevat	Baix	Baix	Elevat	Mig
Cost connexió	-	-	-	€	-/€

Taula 1. Resum de principals tecnologies de transmissió usades en xarxes de sensors.

Les opcions tradicionals s'han centrat en usar tecnologies ja existents per altres aplicacions. És el cas de les connexions *4G* per a la connexió de telefonia mòbil i les connexions RF per a comunicacions punt a punt. En ambdós casos es poden produir costos de connexió si les bandes que es fan servir són llicenciades, és a dir, autoritzades per a una llicencia de concessió.

En els darrers temps han sorgit altres tecnologies que aporten funcionalitats adequades pels sistemes de monitoratge ambiental. El protocol *LoRa*, amb una velocitat de transmissió més adequada al volum de dades de les estacions hidromètriques i una cobertura realment àmplia, aconsegueix treure el màxim rendiment a les bandes no llicenciades (Taula 1). Aquesta alternativa de transmissió disposa de comunicació bidireccional entre les estacions i les antenes i, a més a més, crea un entorn de baix requeriment d'energia facilitant que els nodes transmissors es puguin desconnectar i romandre en baix consum tot el temps necessari, ja que les antenes de connexió desen els missatges per als nodes fins que aquest torna a ser visible dins la xarxa.

D'aquesta forma, l'estalvi energètic per a l'estació és molt gran, ja que només es consumeix quan es requereix.

3.1.1. *El projecte IoTIB*

És un exemple d'ampliació futura de la xarxa de monitoratge ambiental a la Conca del Torrent de sa Font de la Vila d'Andratx i un canvi de paradigma en la gestió de les dades mesurades a les Illes Balears. Aquesta proposta neix de la col·laboració entre la Direcció General de Recerca i Innovació, IBETEC i la Universitat de les Illes Balears per crear un espai únic a les Illes Balears per tal de connectar de forma remota estacions de mesura. Aquest espai s'ha anomenat IoTIB indicant que es tracta d'una voluntat per crear una internet de les coses a les Illes Balears (de les sigles en llengua anglesa *Internet of Things* Illes Balears). L'esquema de l'arquitectura del projecte es mostra a la Figura 8 fent servir la iconografia de l'aliança *LoRa*, per mor de ser aquesta la primera tecnologia de comunicació que es desplegarà.

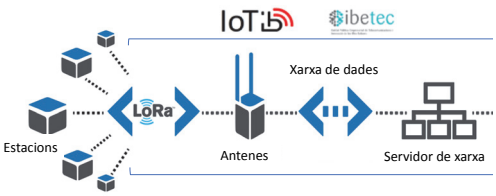


Figura 8. Esquema de l'arquitectura del projecte IoTIB (Alorda, 2018).

La infraestructura d'antenes i el servidor de xarxa serà mantingut per IBETEC com a empresa pública de comunicacions, mentre que el manteniment de les estacions i de l'aplicació final dependrà de cada institució o empresa que faci servir la tecnologia disponible a IoTIB.

En aquest sentit, s'ha realitzat un experiment de connexió a la xarxa IoTIB a l'estació hidromètrica de sa Murtera, demostrant-se la viabilitat de la integració d'aquestes estacions de monitoratge d'un ecosistema post-incendi a través de l'ús de serveis *LoRa* i connexió a una base de dades propietària (Oliver et al., 2018).

La viabilitat d'aquesta connexió permet visualitzar un futur connectat on les dades flueixin des del recol·lector de dades per contribuir a definir la imatge de la situació actual i permetre prendre les decisions més encertades.

4. I DESPRÉS?

Una vegada la dada està disponible, digitalitzada i ordenada temporalment apareix la pregunta: què es pot fer amb ella?

La resposta és senzilla i complexa a la vegada. És senzilla perquè la dada fonamenta processos d'anàlisi, comparació i interpretació de la seva evolució tal i com s'explica a continuació:

- Anàlisi per netejar dades incorrectes o falles del sensor. Cal tenir sempre present que tot sistema de mesura requerirà un post-processat per eliminar aquelles dades que són impossibles o improbables i, per tant, que s'han d'atribuir a un funcionament puntualment incorrecte del sensor.
- Comparació amb altres dades per correlacionar la dinàmica del

paràmetre que demostri que l'evolució de tots els paràmetres físics tenen coherència entre ells.
- Interpretació temporal de la dada per entendre el fenomen que es vol estudiar.

Aquest treball de processat posterior es realitza integrant els valors de cada estació en una base de dades. La unió de totes les dades permet la creació d'una imatge global del fenomen a estudiar a partir de la unió de dades de diferents estacions i la transformació de les dades brutes, aconseguint indicadors globals.

A continuació cal estructurar un observatori del fenomen d'estudi el qual, mitjançant les estacions de mesura com a font de dades principal, és capaç d'integrar-se amb altres fonts de dades obertes per ajudar a la creació d'aplicacions finals (Figura 9). En aquest sentit, l'observatori tradueix el coneixement aportat per les estacions de mesura per a que pugui ser incorporat en la millora de processos de recerca, de gestió pública o de presa de decisions d'interès privat.

Així doncs, la instal·lació d'estacions de mesura automatitzada obri la porta a una gestió basada en la identificació dels reptes a partir d'una anàlisi de precisió de la situació, la creació d'una actuació i el monitoratge continu del canvi per una avaluació de la presa de decisions per mitjà dels seus efectes sobre el monitoratge continuat del territori.

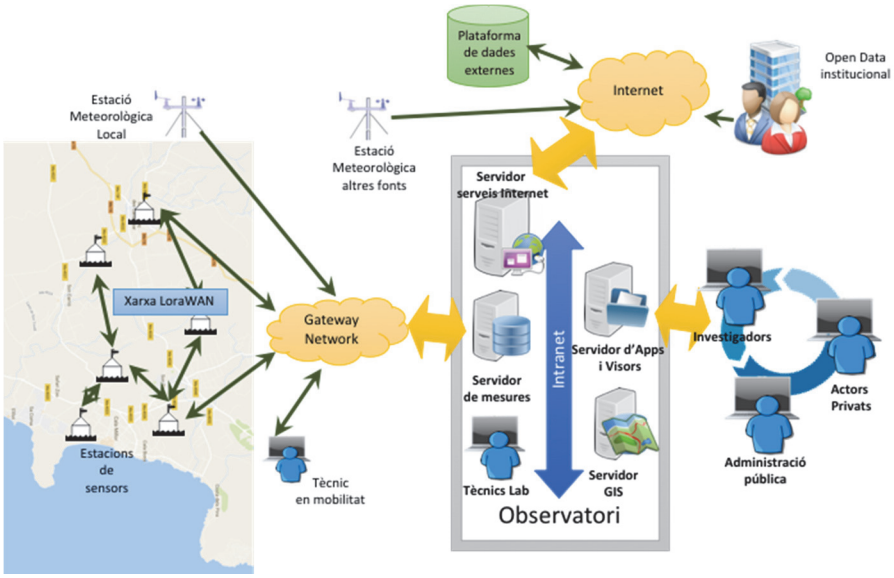


Fig. 9. Esquema d'un observatori del territori a les Illes Balears integrant la xarxa IoTIB (Alorda, 2018).

5. REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

Alorda B. 2018 Fent possible la xarxa IoTIB amb LoraWAN. http:smartlab.uib.es/projectes.html

Casella 2018. Documentació i manual d'ús de la sonda. www.casellasolutions.com/uk/en/ products/ met/met-environmental/products/ tbrg.aspx

CR200X 2018. Documentació i manual d'ús del recol·lector de dades. www.campbellsci.com/ cr200x

CS451 2018. Documentació i manual d'ús de la sonda. www.campbellsci.com/cs451

Hobo 2018. http://www.onsetcomp.com/ products/data-loggers/ua-003-64

IBETEC 2018. www.caib.es/sites/ M1311251117321911659239/es/portada-63318/ Portal web de l'entitat administradora del projecte IotIB.

IBESTAT 2017. Ús d'Internet en els darrers tres mesos per característiques demogràfiques i tipus de dispositius mòbils utilitzats per accedir fora de l'habitatge habitual o centre de treball. Govern de les Illes Balears. https://ibestat.caib.es

Intel 2018. www.intel.com/content/www/us/en/ history/museum-story-of-intel-4004.html

Kilby J. 2018. http://history-computer.com/ ModernComputer/Basis/IC.html

LoRa 2018. www.lora-alliance.org/

Shockeley W. 2018. www.fairchildsemi.com/ about/history-heritage/

OBS3 2018. Documentació i manual d'ús de la sonda. www.campbellsci.com/obs-3plus

Oliver J, Mesquida G, Alorda B. 2018. La integració de dades provinents d'una xarxa LoRaWAN a les Illes Balears. Direcció General de Recerca i Innovació. Govern de les Illes Balears

van der Meulen R. 2017. Gartner Says 8.4 Billion Connected "Things" Will Be in Use in 2017, Up 31 Percent From 2016.

Brinkman WF, Haggan DE, Troutman WW. 1998. A History of the Invention of the Transistor and Where It Will Lead Us. *IEEE J. of Solid-State Circuits* **32(12)**: 1858-1865.

CAPÍTOL 7

PAUTES ESPACIO-TEMPORALS DE RECUPERACIÓ FORESTAL POST-INCENDI

CHAPTER 7

SPATIO-TEMPORAL POST-FIRE RECOVERY PATTERNS OF FORESTAL ECOSYSTEMS

Abstract: The praxis of forest restoration requires instruments and methods to support the execution of post-fire recovery tasks. The hydrogeomorphological configuration of basins affected by a forest fire constrains the vegetation cover recovery process depending on the previous hydrology and edaphic structure. In this final chapter, a diagnosis of the recovery dynamics of the post-fire forest cover is developed at the Coll de So na Vidala micro-catchments, severely affected by the forest fire of 2013 and partially by another fire in 1994. From high resolution (1 cm px^{-1}) images captured from a drone (Unmanned Aerial Vehicle; UAV) with an infrared camera, in the years 2014 and 2017, a high-precision environmental cartography was generated including topographical variables (elevation, gradient slope, orientation, solar radiation), morphometric (hydrological connectivity index) and an index of quality and plant cover (Blue NDVI). Secondly, the spatio-temporal changes were analyzed in the forest cover of the micro-catchments based on the variations of the BNDVI. The analysis of the dependence of forest growth with topographical variables, hydrological connectivity and pre-fire human activities (terraces and check-dam terraces) and post-fire restoration (log-barriers) recognized their crucial role in vegetal regeneration. The diagnosis was completed with the changes evaluation of the landscape metrics experienced by the vegetal cover. In this way, a geostatistical analysis was carried out to establish homogeneous territorial units of forest restoration. This integrated approach, as a result of the combined use of field precision technologies and geographic information, allowed the assessment of the natural dynamics of post-fire recovery of forest ecosystems and thus identify areas to be treated while optimizing the type of actions to be developed in each case.

PAUTES ESPACIO-TEMPORALS DE RECUPERACIÓ FORESTAL POST-INCENDI

Maurici Ruiz Pérez
Grup de Recerca en Hidrologia i ecogeomorfologia en ambients mediterranis –MEDhyCON (http://medhycon.uib.cat), Departament de Geografia, Universitat de les Illes Balears, Palma
Servei de SIG i Teledetecció, Universitat de les Illes Balears, Palma

Resum: La praxis de la restauració forestal precisa d'instruments i mètodes per donar suport a l'execució de les tasques de recuperació post-incendi. La configuració hidrogeomorfològica de les conques de drenatge que han patit un incendi forestal condiciona el procés de recuperació de la coberta vegetal post-incendi segons la hidrologia i estructura edàfica prèvies. En aquest capítol final es desenvolupa una diagnosi de la dinàmica de recuperació de la coberta forestal post-incendi a les microconques del Coll de So na Vidala, severament afectades per l'incendi forestal del 2013 i, en part, per un altre incendi al 1994. A partir d'imatges d'alta resolució (1 cm px^{-1}) capturades des d'un dron (*Unmanned Aerial Vehicle*; UAV) amb càmera infraroja, els anys 2014 i 2017, es generà una cartografia ambiental d'alta precisió incloent variables topogràfiques (elevació, pendents, orientació, radiació solar), morfomètriques (índex de connectivitat hidrològica) i un índex de qualitat i cobertura vegetal (Blue NDVI). En segon terme, s'analitzaren els canvis espacio-temporals a la coberta forestal de les microconques a partir de les variacions de l'índex BNDVI. L'anàlisi de dependència del creixement forestal amb les variables topogràfiques, la connectivitat hidrològica i les actuacions humanes pre-incendi (terrasses o marjades, i parats) i de restauració post-incendi (feixines) permeté observar el seu paper cabdal en la regeneració vegetal. La diagnosi es completà amb l'avaluació dels canvis a les mètriques paisatgístiques experimentades per la coberta vegetal i es realitzà una anàlisi geoestadística amb l'objectiu d'establir unitats homogènies de restauració forestal. Aquest enfocament integrat, fruit de la utilització combinada de tecnologies de precisió en camp i d'informació geogràfica, permet avaluar les dinàmiques naturals de recuperació post-incendi dels ecosistemes forestals i així identificar zones a tractar optimitzant alhora el tipus d'actuacions a desenvolupar en cada cas.

1. INTRODUCCIÓ

Les tasques de restauració ecosistèmica dels boscos són cada vegada més peremptòries en un planeta en continu deteriorament (Suding et al., 2015). Els incendis constitueixen un procés ecològic de destrucció i regeneració cada dia més freqüent als boscos mediterranis (Turco et al., 2014). Depenent de la severitat dels incendis i el tipus de vegetació original, els seus efectes poden ser més o manco devastadors. En general, el foc afecta greument als fràgils ecosistemes forestals amb pèrdues directes a les cobertures vegetals i a la biodiversitat.

Les conseqüències hidrològiques dels incendis poden provocar un increment

en les taxes d'escorrentia i erosió els anys posteriors a l'incendi, com s'ha analitzat en capítols anteriors. El temps i l'abast de la recuperació dels boscos depenen en gran mesura de la precipitació, pendent i vegetació original de l'àrea cremada (Pierson et al., 2003). En aquest sentit, la restauració ecogeomorfològica va lligada a la restauració forestal de la zona cremada i promou l'optimització dels recursos hídrics i edàfics basant-se en el manteniment de l'extensió adequada de les cobertes vegetals permanents i de manera especial a la seva capçalera (Mintegui Aguirre, 1994).

Un dels principals objectius de les tasques de gestió forestal és promoure la resiliència dels ecosistemes forestals al foc. Aquesta resiliència s'ha d'entendre com la capacitat de l'ecosistema de tornar al seu estat original, previ a l'incendi. Cada episodi d'incendi produeix una pèrdua massiva de nutrients per volatilització, l'erosió del sòl i la pèrdua d'espècies, la qual cosa sempre provoca un augment en la vulnerabilitat de l'espai forestal (Díaz-Delgado et al., 2002). Per aquest motiu, l'increment de la freqüència d'incendis i l'augment a la seva severitat debilita la resiliència forestal i complica l'efectivitat en les tasques de restauració.

L'èxit en la restauració dels ecosistemes forestals cremats està condicionada per diversos factors ambientals com la presència de substrat edàfic, el tipus de litologies, la disponibilitat d'aigua, l'orientació i el grau d'insolació, la topografia, factors climàtics, etc. (Zhang et al., 2001). La regeneració forestal natural es desenvolupa mitjançant un procés de recolonització que sol començar amb els romanents que han perdurat del bosc original. Aquests procés pot variar en funció de les condicions ambientals de la zona i del grau de pèrdues i degradació del bosc original (*vid* capítol 5 per a més informació). En aquest context, les actuacions externes per ajudar a la regeneració natural de la vegetació forestal són importants per a la ràpida recuperació dels serveis ecosistèmics originals. La ràpida reconstrucció de la coberta vegetal és un dels principals objectius de la restauració, especialment pel paper que representa en l'estabilització de la conca de drenatge en quant que increment en la capacitat d'infiltració del sòl i la reducció de la velocitat dels fluxos d'aigua en processos d'escorrentia superficial.

La pèrdua de zones forestals és responsable del 6-17% de les emissions antropogèniques de CO_2 a l'atmosfera i és una de les principals conseqüències del canvi climàtic (van der Werf et al., 2009). En aquest sentit, la Convenció de Diversitat Biològica a través dels objectius d'Aichi de 2011, la *Intergovernmental Science-Policy Platform* on *Biodiversity and Ecosystems Services* (IPBES) assenyalen la restauració ecosistèmica dels boscos com una activitat necessària per assegurar la sostenibilitat del planeta. La restauració ecològica pot proporcionar beneficis substancials que es materialitzen en quatre principis

(Sudin et al., 2015): (1) incrementa la integritat ecològica, iniciant i accelerant la reconversió d'àrees degradades; (2) ha de ser sostenible a llarg termini, establint sistemes resilients consistents en el seu context i paisatge; (3) ha d'aprofitar el coneixement del passat i del futur; i (4) beneficia i compromet a la societat.

El desenvolupament de tècniques que millorin des de la comprensió dels processos ecosistèmics la recuperació del bosc mediterrani post-incendi pot fer més efectiva la seva gestió. En aquest sentit, les tecnologies geoespacials (teledetecció, sistemes d'informació geogràfica, sistemes de posicionament global) proporcionen instruments singularment per recolzar la restauració dels espais forestals a través del monitoratge i anàlisi (Panda et al., 2016). Les tècniques de teledetecció satel·lital subministren informació ambiental a escales espacio-temporals que faciliten el monitoratge dels processos de recuperació de la vegetació a grans zones cremades (Caccamo et al., 2015; Frolking et al., 2009; Valjarević et al., 2018). Resulta especialment adient la utilització de l'Índex *NDVI* (*Normalised Difference Vegetation Index*) que pot ajudar a detectar els canvis a la vegetació a la zona cremada i a analitzar les pautes en la recuperació de l'ecosistema (Barbosa et al., 2018; Hammill i Bradstock, 2006). Diaz-Delgado et al. (2002) constaten un increment dels valors d'*NDVI* (rebrotament) uns anys després de l'incendi i una correlació significativa entre *NDVI* i precipitació –en aquest cas positiva– i negativa entre *NDVI* i radiació solar (Díaz-Delgado et al., 2002). Cal afegir que l'aplicabilitat de les tecnologies *LiDAR* en la gestió forestal permeten el càlcul de la topografia així com l'anàlisi de la cobertura vegetal, avaluació de la combustibilitat del bosc, entre d'altres (Price i Gordon, 2016).

Els sistemes d'informació geogràfica juntament amb sistemes de simulació i optimització són freqüentment utilitzats per a la gestió i restauració forestal per optimitzar la gestió de la productivitat forestal (Vopěnka et al., 2015), del talat d'arbres (Jaziri, 2017), de la valoració econòmica (Borges et al., 2010), de la simulació del creixement del bosc (Richit et al., 2019), de l'anàlisi de les relacions de la biodiversitat amb factors ambientals (Baker et al., 2019) fins a anàlisi financera del bosc (Sacchelli et al., 2018). Cal afegir que els patrons espacials del paisatge forestal poden tenir un efecte directe en la severitat dels incendis. La mida i la distribució de les clapes (*patches*) de vegetació al bosc determinen el grau d'afectació del foc (Haire i McGarigal, 2010). L'anàlisi dels canvis en la forma, mida i distribució de les tessel·les de la vegetació és fonamental en l'ecologia del paisatge. Els canvis a la configuració del paisatge després d'un incendi tenen efectes significatius en la biodiversitat, conservació i gestió ecosistèmica, fent que la composició i estructura pre-incendi del bosc pugui tenir un efecte resilient dels danys potencials de futurs esdeveniments catastròfics. La fragmentació d'hàbitats és un procés

que redueix l'abundància d'aquests propis hàbitats. Per tant, es produeix un increment del nombre de tessel·les, reduint la mida de les clapes o *patches* tot incrementant el seu aïllament (Wang i Cumming, 2011; Wang et al., 2012).

En aquest capítol s'aprofundeix en el coneixement de les dinàmiques espacials d'evolució de la vegetació post-incendi a les microconques del Coll de So Na Vidala seleccionades per analitzar els efectes ecogeomorfològics i la interacció amb les actuacions de restauració post-incendi després del greu incendi forestal del 2013. En primer lloc, s'avaluaren els canvis en els patrons espacials de la coberta vegetal mitjançant l'anàlisi comparada de la vegetació per als anys 2014 i 2017, un i quatre anys respectivament posteriors a l'incendi. Per a aquest objectiu, es féu ús de diversos indicadors i mètriques del paisatge. En segon terme, s'analitzaren les relacions entre diverses variables ambientals i la recuperació vegetal experimentada en l'etapa post-incendi. En concret, es proposà un model de regressió per preveure el creixement de la coberta vegetal en base a variables topogràfiques i hidrològiques. Finalment, es desenvolupà un model estadístic per a la definició d'àrees homogènies de restauració a partir de la configuració ambiental de l'entorn.

1.1. Àrea d'estudi

Les microconques del Coll de So na Vidala, descrites profusament a la Introducció d'aquest llibre, patiren el sever incendi de juliol de 2013 el qual va destruir la pràctica totalitat de la coberta vegetal. La seva vegetació original estava formada majoritàriament per les comunitats escleròfil·les arbustives i pi blanc (*Pinus halepensis*).

2. MÈTODES

L'aplicació d'un enfocament metodològic integrat és la clau per poder oferir una diagnosi paisatgística i de gestió forestal per a la restauració post-incendi.

2.1. Anàlisi de l'evolució de la coberta forestal

El seu càlcul es va realitzar a partir d'ortofotografies d'alta resolució (<1.3 cm px^{-1}) capturades amb un dron que va volar la zona d'estudi els anys 2014 i 2017, permetent la seva anàlisi comparada tot identificant zones de creixement o de pèrdua de la coberta forestal. L'anàlisi de l'evolució de la cobertura vegetal es realitzà a partir del càlcul de l'*NDVI*. Per limitacions del sensor de la càmera utilitzada, l'índex *NDVI* es va adaptar per a l'ús de la banda blava tot obtenint el *Blue Normalized Difference Vegetation Index* (*BNDVI*). Aquest índex té menys sensibilitat que l'*NDVI* però és suficientment efectiu per a l'objectiu establert. El rang de valors del *BNDVI* és de -1 (mínima cobertura forestal) a 1 (màxima cobertura forestal). Per analitzar els canvis de vegetació es va procedir a la combinació de les imatges d'ambdós anys mitjançant una operació de subtracció (*BNDVI* 2017-*BNDVI* 2014). La imatge resultant féu possible la detecció d'àrees on s'han produït canvis significatius a la cobertura vegetal.

2.2. Anàlisi de patrons espacio-temporals de la vegetació

Per a la cerca de patrons espacials de creixement vegetal es realitzà el càlcul de l'autocorrelació espacial global i local de les imatges considerades. Això permeté descartar un model de creixement vegetal aleatori i detectar àrees on es produeix la concentració o dispersió de zones de creixement o de pèrdua de cobertura vegetal. Es va calcular l'índex *Moran's Global* tot utilitzant la funció de detecció de punts calents *Gi* de Getis-Ord* (Gestis et al., 1992). Els valors propers a 0 de l´índex de *Moran's Global* representen distribucions aleatòries.

2.3. Càlcul de mètriques del paisatge en el procés de restauració de la vegetació

Es realitzà a partir de la reclassificació binària de les imatges *BNDVI* pels anys 2014 i 2017, tallant pel primer quantil la distribució dels seus valors. Així, s'assignà un valor 1 a les àrees amb vegetació i 0 a les àrees amb nul·la o molt escassa cobertura vegetal.

A partir d'aquestes imatges binàries de presència vegetal s'usà el programa *Fragstat* vers. 2.4 (McGarigal i Cushman, 2012) per obtenir les mètriques del paisatge a nivell global de la conca.

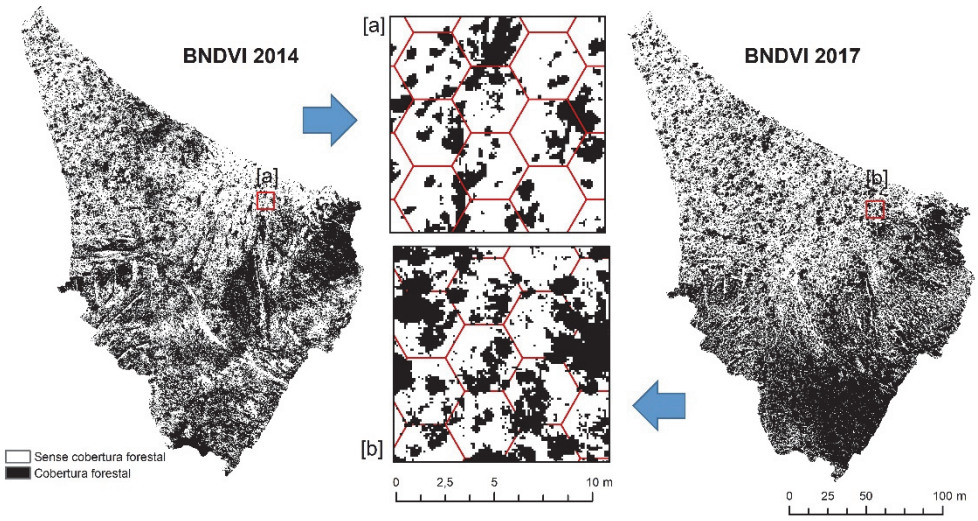


Figura 1. Reclassificació binària de les imatges BNDVI a les microconques del Coll de So na Vidala pels anys 2014 i 2017. Detall de la superposició de la malla de regions hexagonals de 10 m^2.

Posteriorment, es dividí la zona d'estudi en unitats hexagonals de 10 m^2, i es calcularen indicadors de mètriques del paisatge per a cada unitat. La Figura 1 exposa el resultat de la reclassificació dels *BNDVI* pels anys 2014 i 2017 al Coll de So na Vidala, així com un detall de la superposició de la malla d'hexàgons sobre les microconques.

2.4. Generació de variables topogràfiques i connectivitat hidrològica a la zona d'estudi

A partir del model digital del terreny obtingut per la restitució de les ortofotoimatges derivades del vol de dron del 2014, i fent ús de les eines d'anàlisi espacial SIG del programa *ArcMap* vers. 10.4 es derivaren un conjunt de variables topogràfiques de la conca: elevacions, pendents, orientació i radiació solar. A efectes de transformar l'orientació en variable quantitativa es reclassificà (valor* π/180) i s'obtingué el grau d'orientació Nord (*Northness*). Posteriorment, utilitzant el programari lliure *SedInConnect* 2.3 (Crema i Cavalli, 2018) s'obtingué un índex de connectivitat hidrològica i dels sediments, explicat metodològicament al capítol 4. La Figura 2 presenta el conjunt de variables obtingudes.

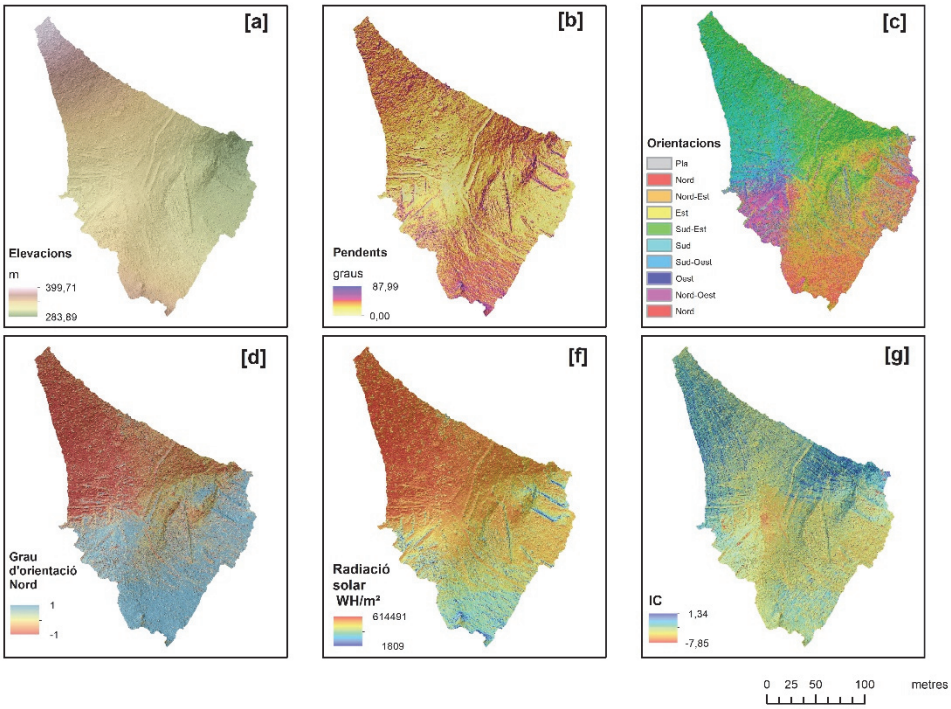


Figura 2. Variables topogràfiques i connectivitat hidrológica de les microconques del Coll de So Na Vidala.

2.5. Estudi de les relacions entre les variables topogràfiques, la connectivitat i la vegetació

Amb l'objectiu d'establir una relació de causalitat entre la configuració ambiental i la recuperació de la cobertura vegetal es realitzaren les següents anàlisis estadístiques.

2.5.1. Anàlisi de correlacions entre variables

L'anàlisi de correlacions es realitzà a partir de les regions hexagonals de les microconques desplegades per a l'anàlisi dels indicadors de mètriques del paisatge. En primer terme es realitza la superposició de la malla d'unitats hexagonals sobre les variables ambientals i els mapes de vegetació (*BNDVI* 2014-2017). S'obté així un valor mitjà per a cada unitat. Posteriorment es realitza el càlcul de correlacions de *Spearman* (Myers et al., 2004) entre

totes les variables ambientals utilitzant el programa estadístic *SPSS* vers. 24. Un coeficient de correlació positiu indica que l'augment d'una variable implica també l'increment dels valors de l'altra i viceversa.

2.5.2. Regressió de mínims quadrats ordinaris

La regressió de mínims quadrats ordinaris (*Ordinary Least Squares*; *OLS*) proporciona un model global de la variable dependent a partir d'un conjunt de variables independents. En aquest cas, s'establí que la variable dependent fos la cobertura forestal de l'any 2017 representada pel *BNDVI*-2017 i les variables independents explicatives utilitzades per modelar o predir els seus valors foren les variables topogràfiques i la connectivitat hidrològica. El resultat de la regressió és un coeficient de regressió "R" que expressa la bondat de l'ajust dels valors estimats respecte als reals. Un valor de R més proper a -1/1 suposa un major nivell explicatiu del model.

2.5.3. Regressió Geogràficament Ponderada (GWR)

Atès que els resultats de l'*OLS* mostraren elevada autocorrelació espacial en els residus, fou recomanable l'aplicació de la Regressió Geogràficament Ponderada o *Geographical Weighted Regression – GRW* (Brunsdom, 1996). Es tracta d'una tècnica de regressió espacial lineal que s'utilitza per modelar les relacions que presenten variació espacial. El model *GWR* genera una equació de regressió específica per a cada unitat geogràfica. Aquesta equació té en compte el valor de les variables independents del conjunt d'entitats que s'inclouen en un ample de banda establert o optimitzat. En aquest capítol, l'ample de banda va ser calculat automàticament.

2.6. Anàlisi de l'efecte de les actuacions humanes sobre la recuperació forestal

Per a l'avaluació de l'efecte potencial de les actuacions humanes de les microconques en relació amb la recuperació de la coberta vegetal, es consideraren quatre tipus d'actuacions: terrasses, parats, feixines i camins. L'anàlisi del seu efecte sobre la vegetació es realitzà valorant les variacions de la cobertura vegetal respecte a la proximitat a les actuacions esmentades. Així, es generà un mapa de proximitat euclidiana de totes les localitzacions de les microconques respecte a cadascuna de les actuacions (Figura 3).

Posteriorment es va analitzar la correlació entre la cobertura vegetal (*BNDVI* 2014-2017) amb cada mapa de proximitat seguint el mètode descrit a l'apartat 2.5.1. Una correlació positiva indicaria que un

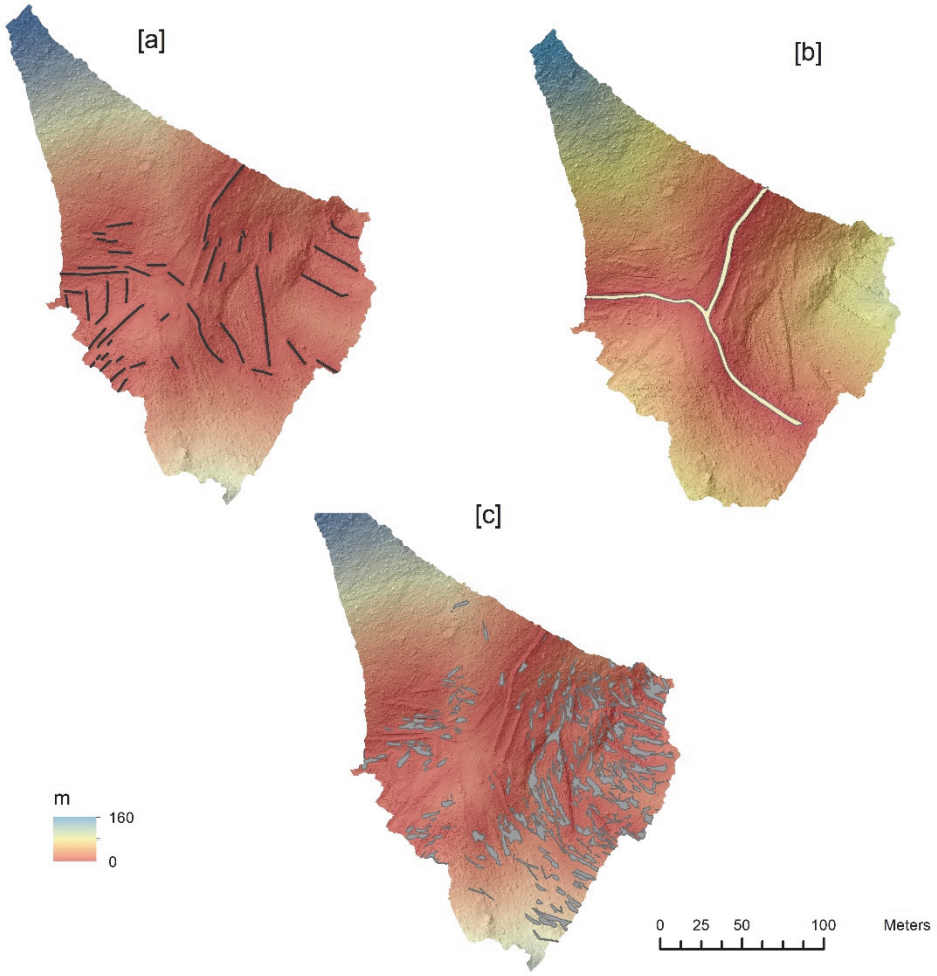


Figura 3. Proximitat a les actuacions humanes a les microconques del Coll de So na Vidala: (a) terrasses, (b) camins, (c) feixines.

allunyament a les actuacions, la qual cosa provoca també un increment a la cobertura vegetal.

2.7. Identificació d'àrees homogènies per a la restauració

Per a l'obtenció de zones homogènies de restauració forestal es realitzà una anàlisi d'agrupament estadístic de les unitats espacials hexagonals obtingudes a partir de l'aplicació del mètode explicat al sub-apartat 2.3. Cada regió compta amb una configuració topogràfica (elevació, pendents, grau d'orientació Nord, radiació solar), hidrològica (índex de connectivitat) així com una cobertura vegetal final (*BNVDI*-2017) que serviren per identificar àrees homogènies de restauració. Per això, es procedeix al desenvolupament d'un procés estadístic d'agrupament mitjançant la funció analítica *GROUPING* del programa *ArcMap* vers. 10.4. La seva

aplicació, en primer terme, aconsella avaluar el nombre de grups estadísticament significatius. En aquest estudi, es va obtenir un valor òptim de 4 grups.

3. RESULTATS

3.1. Avaluació de l'evolució de la cobertura forestal

La cobertura forestal va experimentar un creixement molt significatiu un any després de l'incendi (vid. capítol 5 per a major detall). D'aquesta forma, a l'any 2014 l'índex *BNDVI* testifica un nivell d'activitat fotosintètica rellevant per a totes les microconques. Aquest creixement inicial es manté i s'incrementa significativament els propers anys com ho constaten els valors de l'índex *BNDVI* de l'any 2017. Les clapes de vegetació en general augmenten la seva superfície i s'estenen per tota les microconques, especialment a la zona més al Sud. La dinàmica de creixement mostra que es desenvolupa un procés de compactació de la vegetació de forma generalitzada que dona lloc a clapes més arrodonides i de major perímetre. Els histogrames de distribució dels valors *BNDVI* mostren una clara tendència a l'increment de valors per a l'any 2017 (Figura 4).

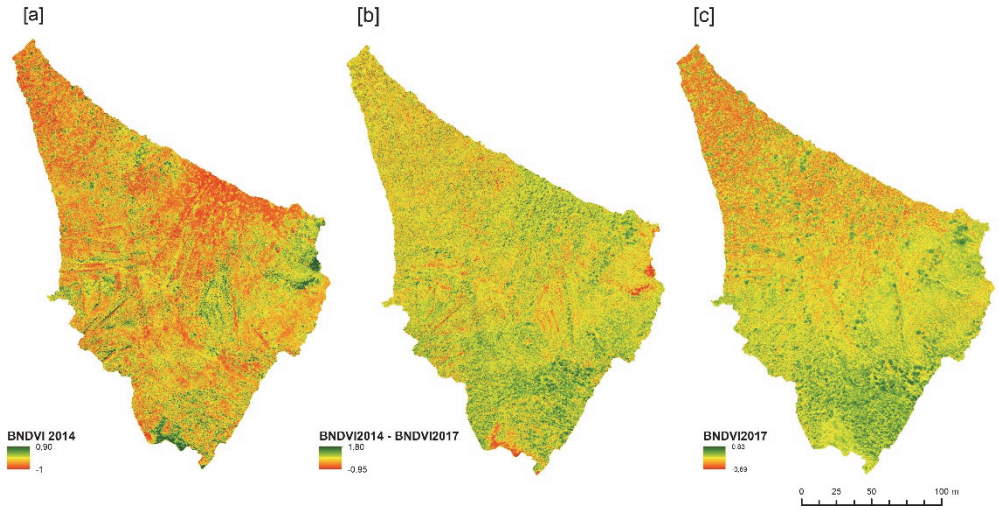


Figura 4. Distribució espacial i evolució temporal a les microconques del Coll de So na Vidala de l'índex *BNDVI* (a) al 2014, (b) diferència entre 2014 i 2017 i (c) al 2017.

L'estudi d'autocorrelació espacial de la distribució de la vegetació permet validar que el patró de distribució no és aleatori, sinó que té una dinàmica específica i una preferència per a determinats emplaçaments. L'Índex *Moran's* constata aquesta afirmació. Així, al 2014, el *Morans's I* fou de 0,785 amb un *ZScore*=7969 i *pValue*=0. Mentrestant, al 2017 el *Moran's I* fou de 0,622 amb un *Zscore*=63,23 i *pValue*=0. Finalment, la diferència entre 2017-2014 mostrà un *Morans' I*= 0,638, *zScore*=64,76, *pValue*=0.

L'anàlisi de punts calents sobre els mapes *BNDVI* (*Hotspot Getis-Ord Gi*) permeté identificar amb major detall

les àrees que experimenten un creixement més significatiu de la vegetació per a cadascun dels anys analitzats (2014 i 2017), així com detectar les zones que han experimentat una major recuperació (Figura 5). S'observa que el major desenvolupament vegetal s'ha produït a les parts baixes de les microconques i especialment es presenta una concentració de massa forestal a la zona més Sud. Pel contrari, les àrees més al Nord a la capçalera de les microconques es concentren els valors més baixos.

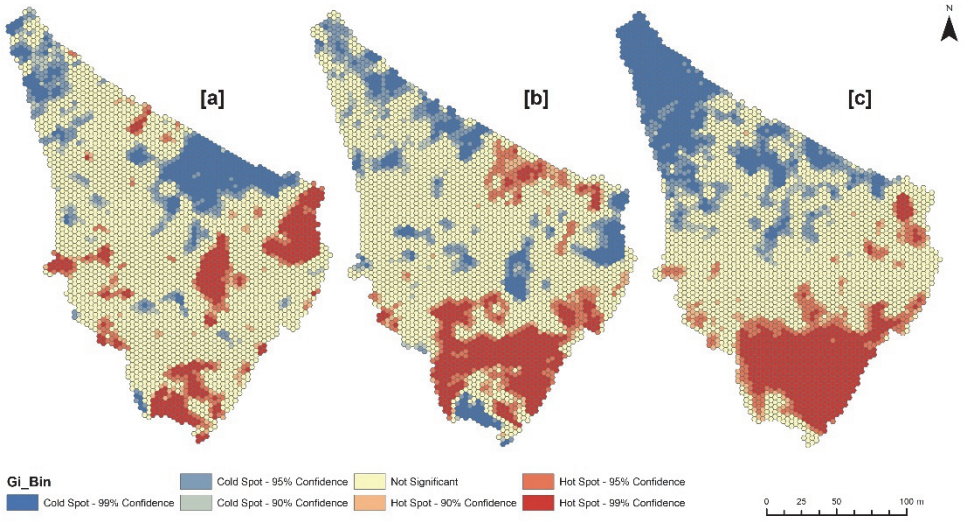


Figura 5. Detecció autocorrelació local dels valors de *BNDVI2014 (a), BNDVI2017(c) i diferència BNDVI2014-2017 (b)* a les microconques del Coll de So na Vidala.

3.2. Relacions de la coberta forestal i altres variables ambientals

L'anàlisi de correlació entre la cobertura vegetal (*BNDVI*) i les variables topogràfiques i hidrològiques mostren un conjunt de relacions, les quals es presenten a la Taula 1. Els coeficients de correlació (R) són especialment significatius entre les variables següents: *BNDVI*2017 i *Northness* (-0,76), *BNDVI*2017 i radiació solar (-0,70). Per tant, és possible constatar una tendència a la repoblació preferent de les zones orientades al Nord i amb menor insolació. Aquest fet evidencia l'elevada correlació existent entre ambdues variables topogràfiques. Els signes dels coeficients de correlació obtinguts són prou significatius i proven que la recuperació forestal es relaciona amb topografies baixes (-), baixa connectivitat hidrològica (-), orientació Nord (+) i baixa exposició a la radiació solar (-). Es demostra també que pendent no mostra cap relació significativa amb les altres variables. Aquestes correlacions es veuen recolzades pels resultats obtinguts de l'anàlisi de regressió *OLS* realitzat amb *ArcMap* vers. 4.1 que mostren un valor aproximat del coeficient de regressió *R* =0,60 (Taula 2). Els signes dels coeficients a l'anàlisi *OLS* constaten les

	BNDVI 2014	*BNDVI* 2017	Diferència BNDVI (207)-(2014)	ELEVACIÓ	PENDENT	*NORTHNESS*	RADIACIÓ	ÍNDEX DE CONNECTIVITAT HIDROLÒGICA
***BNDVI* 2014**	1	0,509	**-0,509**	-0,267	0,002	0,442	**-0,508**	-0,137
***BNDVI* 2017**		1	**0,482**	-0,340	0,067	**0,760**	**-0,709**	**-0,324**
Diferència BNDVI (207)-(2014)			1	-0,068	0,065	0,310	-0,192	-0,185
ELEVACIÓ				1	0,392	-0,354	0,375	-0,192
PENDENT					1	-0,009	-0,322	0,330
NORTHNESS						1	**-0,852**	**-0,409**
RADIACIÓ							1	0,053
ÍNDEX DE CONNECTIVITAT HIDROLÒGICA								1

Taula 1. Coeficients de correlació entre les variables topogràfiques i hidrològiques amb la cobertura vegetal (*BNDVI*) a les microconques del Coll de So na Vidala.

conclusions dels coeficients de correlació d'*Spearman* comentats anteriorment. Això suposa una capacitat notable de predicció del creixement forestal en base a les variables independents seleccionades. És important assenyalar que no s'ha considerat el pendent com a variable independent, ja que mostra escassa correlació amb la recuperació forestal. També s'ha eliminat la variable *Northness* (grau d'orientació Nord), per mostrar col·linealitat amb la radiació solar. L'estadístic *Jaque Bera* resulta significatiu ($p<0,01$), la qual cosa evidencia que les prediccions inclouen un cert biaix. De fet, l'autocorrelació espacial dels residus de la regressió *OLS* mostra un coeficient *Moran's* de 0,46 amb un *z-value*: 49,35, mostrant absència de normalitat a la seva distribució i autocorrelació espacial positiva. Aquest resultat podria ser causat a problemes en el disseny del model especialment per la falta de variables explicatives, per la qual cosa es féu aconsellable aplicar la regressió geogràfica ponderada (*GWR*). El model *GWR* es desenvolupà amb el software *GWR4* (Nakaya, 2014) i proporciona uns resultats més satisfactoris que la regressió *OLS*. S'obté un valor del coeficient de regressió *R* de 0,805 (Taula 3). Aquesta xifra suposa una millora considerable de la capacitat predictiva de la recuperació forestal a partir de les variables independents tenint en compte la variabilitat espacial de les microconques. Malgrat això, també es detecta una certa autocorrelació espacial als seus residus (*Morans Index*: 0,07 *z-value:* 7,85). Això vol dir que el model encara no compta amb les variables predictores necessàries per ser robust en la seva tasca predictora. Una altra informació rellevant proporcionada pel model *GWR* és l'ample de banda (*bandwidth*) de l'anàlisi de la variabilitat espacial a les microconques. Aquest fou optimitzat de forma automàtica pel model (utilitzant l'opció *Golden section*

search) i s'ha estimat en 6,12 metres. Aquesta distància permet identificar el rang de variabilitat mediambiental de la zona (Guo, L. 2008). Aquesta magnitud proporciona una orientació de l'àmbit d'afectació de la coberta forestal front a actuacions potencials a desenvolupar a l'àrea.

La Figura 6 mostra els resultats cartogràfics dels models de regressió; es presenta l'estimació del *BNVDI*2017 obtingudes amb els models de regressió *OLS* i *GWR*. Es pot observar un elevat nivell de similitud entre els mapes, fet que constataria la viabilitat d'estimar la recuperació de la coberta vegetal a partir de les variables topogràfiques i de la connectivitat hidrològica.

OLS Diagnostics

Input Features:	Fragstat2017	Dependent Variable:	NV2017
Number of Observations:	3521	Akaike's Information Criterion (AICc) [d]:	-7241.498274
Multiple R-Squared [d]:	0.607946	Adjusted R-Squared [d]:	0.607612
Joint F-Statistic [e]:	1817.902724	Prob(>F), (3,3517) degrees of freedom:	0.000000*
Joint Wald Statistic [e]:	4798.531898	Prob(>chi-squared), (3) degrees of freedom:	0.000000*
Koenker (BP) Statistic [f]:	347.782288	Prob(>chi-squared), (3) degrees of freedom:	0.000000*
Jarque-Bera Statistic [g]:	148.165990	Prob(>chi-squared), (2) degrees of freedom:	0.000000*

Summary of OLS Results - Model Variables

Variable	Coefficient [a]	StdError	t-Statistic	Probability [b]	Robust_SE	Robust_t	Robust_Pr [b]	VIF [c]
Intercept	0.480863	0.023729	20.264915	0.000000*	0.071587	6.717173	0.000000*	--------
MDT	-0.000857	0.000061	-14.144899	0.000000*	0.000106	-8.068801	0.000000*	1.228050
RADIATION	-0.000001	0.000000	-54.804358	0.000000*	0.000000	-41.155010	0.000000*	1.186070
IC	-0.111831	0.003765	-29.705287	0.000000*	0.007844	-14.256494	0.000000*	1.058406

Taula 2. Resultats de l'anàlisi de regressió de mínims quadrats ordinaris –*OLS* a les microconques del Coll de So na Vidala.

```
*******************************************************************************
  GWR (Geographically weighted regression) result
*******************************************************************************
  Bandwidth and geographic ranges
Bandwidth size:                    6.125823
Coordinate                Min              Max           Range
--------------- --------------- --------------- ---------------
X-coord           449235.823000   449465.363000      229.540000
Y-coord          4383087.308000  4383394.835000      307.527000

  Diagnostic information
Residual sum of squares:             9.641448
Effective number of parameters (model: trace(S)):                  408.084083
Effective number of parameters (variance: trace(S'S)):             237.842204
Degree of freedom (model: n - trace(S)):                          3112.915917
Degree of freedom (residual: n - 2trace(S) + trace(S'S)):         2942.674038
ML based sigma estimate:             0.052328
Unbiased sigma estimate:             0.057240
-2 log-likelihood:              -10783.245378
Classic AIC:                     -9965.077212
AICc:                            -9857.225457
BIC/MDL:                         -7442.460084
CV:                                  0.084737
R square:                            0.856220
Adjusted R square:                   0.827954
```

Taula 3. Resultats de l'anàlisi de regressió geogràficament ponderada –*GWR* a les microconques del Coll de So na Vidala.

3.3. Evolució de les mètriques del paisatge post-incendi

L'anàlisi de l'evolució dels indicadors de mètriques del paisatge post-incendi es realitza a dos nivells. El primer inclogué globalment el conjunt de les microconques (*Landscape Level)* i el segon es realitzà a partir de l'anàlisi individualitzada de les regions hexagonals de 10 m^2.

L'evolució dels indicadors globals (*Landscape Level*) de paisatge 2014-2017, presentats a la Taula 4, mostren una reducció significativa del nombre de tessel·les (*patches* NUMP) i un decrement de la longitud dels perímetres de les clapes o *patches* (ED). Això constata que en període 2014-2017 s'ha produït una reducció de la fragmentació del paisatge vegetal. Les *Core Areas* (TCA /TCAI) i àrees cobertes també experimenten un increment substancial (CA). En general, les clapes de vegetació són més grans, més arrodonides i ocupen major extensió.

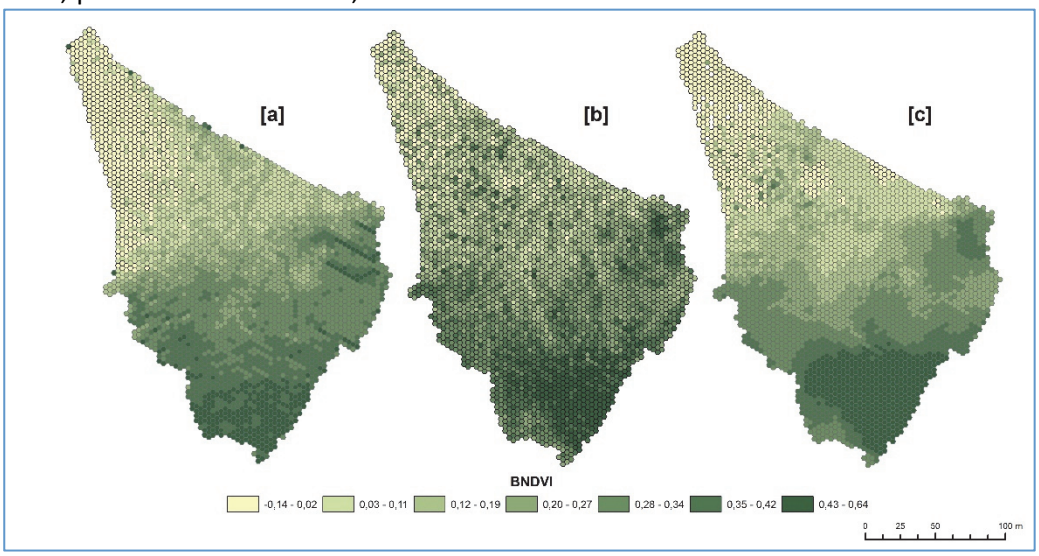


Figura 6. Distribució espacial i evolució temporal de l'index BNDVI a les microconques del Coll de So Na Vidala.

L'anàlisi per regions dels indicadors de mètriques del paisatge per a les diferents unitats de les microconques permeten identificar les zones que han experimentat majors canvis (Figura 7). A mode de resum, es pot assenyalar que s'observa que el nombre de clapes o *patches (NumP)* es veu sensiblement reduït en el període 2014-2017. Aquest fet, és especialment significatiu a les zones més elevades de les microconques on s'experimenta una reducció molt significativa. Es tracta majoritàriament d'un fenomen d'agrupament d'individus de vegetació per a la formació de clapes de major mida. També es produeix un procés de creixement de noves clapes en zones inter-tessel·les i a la vegada d'ampliació del diàmetre de les clapes existents. És significativa la reducció del perímetre de les tessel·les (*ED*,*TE*) i l'increment de la cobertura vegetal global (*CA*, *ZLAND*).

INDICADOR DE MÈTRIQUES DEL PAISATGE	*BNDVI* 2014	*BNDVI* 2017	DESCRIPCIÓ	INDICADOR	*BNDVI* 2014	*BNDVI* 2017	DESCRIPCIÓ
CACV1	12.358,0	12.191,8	*Patch Core Area Coefficient of Variation*	***AWMPFD***	20.840,7	23.502,1	*Area Weigted Mean Patch Fractal Dimension*
CACOV	9520,3	8.801,3	*Core Area Coefficient of Variance*	***TE***	114.877.,6	106,156,2	*Total Edge. Perimeters*
TCA	1,0	1,1	*Total Core Area*	***ED***	34.481,8	31.899,3	*Edge density*
TCAI	59,2	64,6	*Total Core Area Index*	***NUMP***	28.367,0	28.029,0	*Patch number*
CAD	505.352,4	438.962,5	*Core Area Density*	***PSCOV***	10.976,7	10.923,0	*Patch Size Coefficient of Variance*
MPI	194.238,5	164.068,2	*Mean Proximity Index*	***TLA***	3,3	3,3	*Landscape Area*
AWMSI	89,3	75,5	*Area Weighted Mean Shape Index*	***ZLAND***	49,8	53,1	*Percentage of Landscape*
MSI	1,38	1,3	*Mean Shape Index*	***CA***	1,7	1,8	*Total Core Area*
MPFD	12.180,9	14.821,1	*Mean Patch Fractal Dimension*				

Taula 4. Indicadors de mètriques del paisatge a les microconques del Coll de So na Vidala.

	2014			2017		
	NumP	***ED***	***CAD***	***NumP***	***ED***	***CAD***
ELEVACIÓ	0,309	0,276	0,131	0,203	0,236	0,152
PENDENT	-0,084	-0,076	-0,086	-0,158	-0,164	-0,193
NORTHNESS	**-0,410**	**-0,398**	-0,256	**-0,600**	**-0,515**	**-0,406**
RADIACIÓ SOLAR	**0,465**	**0,470**	0,318	**0,633**	**0,575**	**0,469**
ÍNDEX DE CONNECTIVITAT	0,135	0,180	0,102	0,250	0,223	0,138

Taula 5. Coeficients de correlació entre mètriques del paisatge i variables ambientals a les microconques del Coll de So na Vidala. En negreta aquells valors significatius a $p<0,01$.

Assenyalar també la reducció significativa del nombre de tessel·les separades a l'àrea (*CAD*).

S'ha realitzat una anàlisi de correlacions entre les variables ambientals i els indicadors de mètriques del paisatge i s'han detectat correlacions importants entre el nombre i diàmetre de clapes (*NumP*, *ED*) respecte a l'orientació Nord i la radiació solar (més radiació més clapes, més fragmentació; Taula 5).

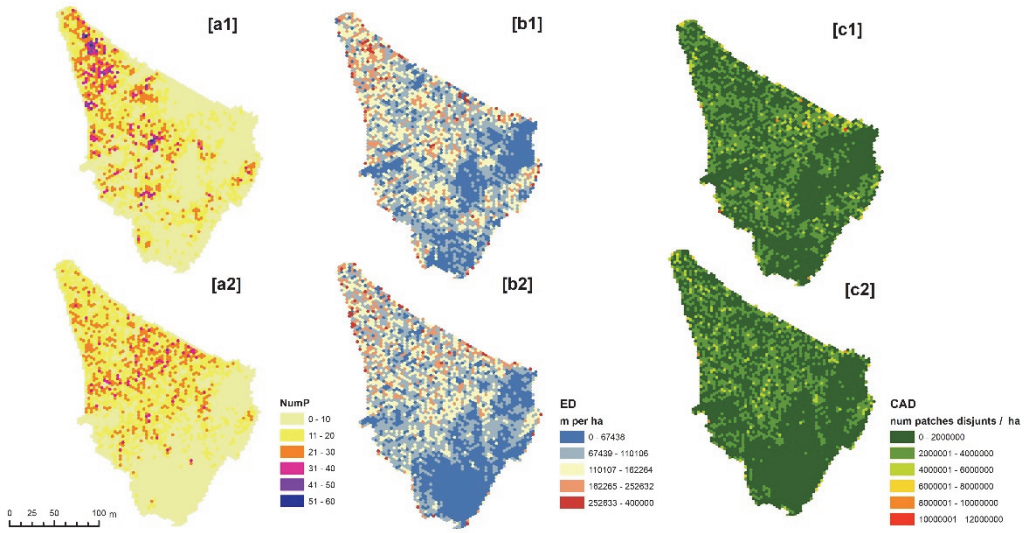


Figura 7. Distribució espacial i evolució temporal de l'index *BNDVI* a les microconques del Coll de So na Vidala. Nombre de *patches* 2014 (a1), 2017 (a2); *Edge density* 2014(b1), 2017(2); *Core Area density* 2014(c1), 2017 (2).

	*BNDVI*2014	*BNDVI*2017	dif*BNDVI*	Terrasses	Feixines	Parats	Camí
*BNDVI*2014	1						
*BNDVI*2017	0,509	1					
Dif*BNDVI*	-0,509	0,482	1				
Terrasses	-0,130	-0,347	-0,215	1			
Feixines	-0,113	-0,303	-0,188	0,994	1		
Parats	-0,113	-0,303	-0,188	0,994	1,000	1	
Camí	0,003	-0,318	-0,321	0,777	0,755	0,755	1

Taula 6. Coeficients de correlació entre variables topogràfiques i connectivitat hidrològica i indicadors de mètriques del paisatge de *BNDVI*2014 I *BNDVI*2017 a les microconques del Coll de So na Vidala.

3.4. Efecte de les actuacions humanes a la recuperació forestal

Es constata també que es presenta baixa correlació entre les actuacions humanes de les microconques i la recuperació forestal. Els coeficients de correlació en general són poc significatius *R* <= 0,3 (Taula 6). En qualsevol cas, el signe dels coeficients indica que les actuacions realitzades globalment incrementen la recuperació de la coberta. També s'observa un augment notable dels coeficients per a l'any 2017, la qual cosa podria indicar una preferència a la recuperació a les àrees que concentren més actuacions humanes. En especial el paper de les terrasses podria ser important.

3.5. Definició d'àrees homogènies de restauració

L'anàlisi d'agrupament estadístic realitzat mostra un òptim de divisió de les microconques en quatre unitats segons estableix la distribució del *Pseudo-F-Statistic* (Figura 8a). Cada

unitat representa una configuració topogràfica i hidrològica específica, així com una resposta concreta de la coberta vegetal. La seva distribució geogràfica presenta una divisió en bandes homogènies que podrien presentar la mateixa resposta front a actuacions de restauració forestal (Figura 8b). La Figura 8c presenta les característiques de cadascun dels grups des del punt de vista ambiental. (a) El primer grup (vermell) representa zones elevades, orientades al Sud amb molta exposició solar, amb elevat índex de connectivitat i allunyades de les actuacions humanes. És una zona on la coberta vegetal és escassa i els processos de reforestació no han tingut cap efecte significatiu. (b) El segon grup (verd) són zones més baixes, amb orientació Sud, índex de connectivitat hidrològica alt, on es troben actuacions humanes i la vegetació està experimentat un creixement minso. (c) El tercer grup (taronja) representa zones baixes orientades al Nord, amb presència d'actuacions humanes, índexs baixos de connectivitat i baixa radiació. La coberta vegetal és notable. (d) El quart grup (blau) són àrees orientades al Nord, escassa exposició solar, elevació mitjana, escasses actuacions humanes i que experimenten un creixement de vegetació abundant.

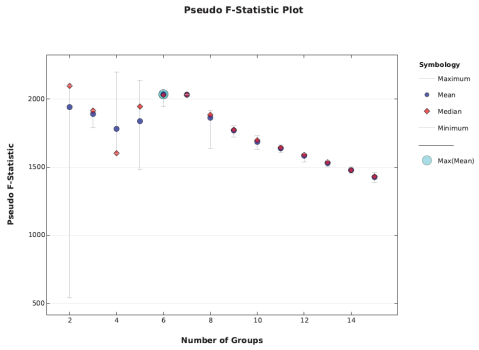
4. DISCUSSIÓ I CONCLUSIONS

Els espais forestals juguen un importat rol en el manteniment de la biodiversitat i en l'economia de les illes mediterrànies. El seu elevat risc d'incendi aconsella disposar de sistemes d'ajuda a la decisió que permetin donar recolzament a les tasques de gestió forestal (Costa Freitas et al., 2019). Aquest capítol final incideix en aquest enfocament i proposa un conjunt d'eines metodològiques per millorar el coneixement del procés de recuperació forestal post-incendi per ajudar a millorar la gestió dels ecosistemes forestals.

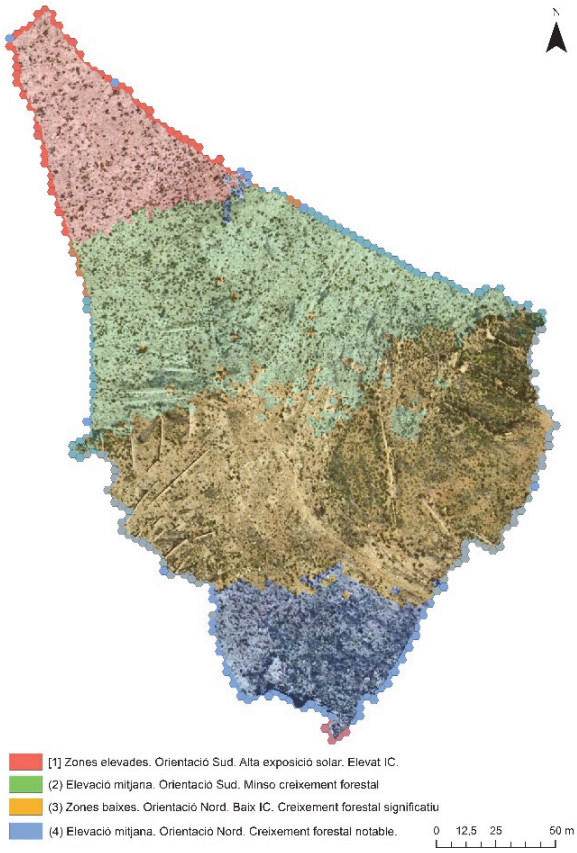
Així, es demostra que l'orientació topogràfica Nord, el baix nivell de radiació solar i les baixes connectivitats hidrològiques són configuracions ambientals favorables per a la regeneració forestal post-incendi. De fet, el resultat de l'anàlisi de regressió estadística realitzat constata que és possible la predicció de la cobertura forestal potencial d'una conca cremada a partir de variables topogràfiques i de la connectivitat hidrològica preexistent.

Els resultats de les correlacions espacials entre les variables ambientals també mostren que les actuacions humanes desenvolupades a les microconques (feixines, parats i terrasses) juguen un paper rellevant en el procés de recuperació.

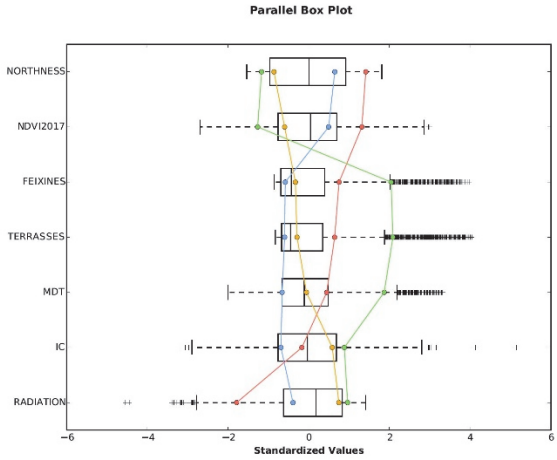
Malgrat no s'han trobat coeficients de correlació molt significatius entre la seva presència i la recuperació forestal,



[a]



[b]



[c]

Figura 8. Unitats homogènies de restauració forestal a les microconques del Coll de So na Vidala. (a) Distribució de l'estadístic *Pseudo F* per a l'avaluació del nombre òptim d'unitats homogènies. (b) Distribució territorial de les unitats. (c) Caracterització ambiental de les unitats.

sí es posa en relleu que la seva presència acompanya a les àrees que presenten majors taxes de regeneració vegetal. En aquest sentit, el signes dels coeficients de correlació demostren que la proximitat a les actuacions humanes incrementa les probabilitats de recuperació de la conca.

L'estudi de la restauració de l'estructura del paisatge forestal a través de l'anàlisi de l'evolució dels indicadors de mètriques de paisatge ens permet detectar processos de compactació i desfragmentació de la coberta forestal que constitueixen proves de la seva recuperació. Els resultats obtinguts mostren que aquests processos estabilitzadors s'acceleren especialment a les àrees que reben menor nivell de radiació solar, que es troben preferentment orientades al nord i tenen menor nivell de connectivitat hidrològica.

Des de la perspectiva de la restauració forestal és aconsellable que les actuacions es prioritzin a les àrees que concentrin major potencial per a la recuperació natural. Això suposarà menys esforços i costos d'implantació i major eficiència i eficàcia en el procés de restauració forestal. La identificació d'àrees homogènies de restauració ajuda a plantejar una estratègia de zonificació per a la recuperació de la coberta forestal post-incendi i a trobar aquestes àrees de recuperació natural preferent. Al cas del Coll de So na Vidala, es considera que les zones [3] i [4] (Figura 8b) són les més òptimes per a l'inici de les actuacions de recuperació. Encertadament, es constata que les accions desenvolupades (feixines) s'han localitzat en aquestes zones. Aquest plantejament de selecció de punts calents de recuperació forestal es considera una estratègia efectiva de restauració. De fet, la recuperació de petites clapes dins la conca pot donar lloc a un procés de restauració natural progressiu de l'àrea cremada de gran efectivitat (Benayas et al., 2008).

L'orientació del territori, el grau d'insolació, l'elevació i la connectivitat hidrològica juguen un paper significatiu en la recuperació de la vegetació, si bé aquestes variables no són suficients per explicar globalment el model de restauració de la cobertura vegetal de la conca cremada. Per tant, una de les principals debilitats d'aquest treball fa referència a la conveniència d'incorporar a l'estudi altres variables ambientals de la conca (i.e. components climàtiques, edafologia, etc.). La inclusió d'aquestes noves variables a l'estudi de regressió podria millorar la seva robustesa i eliminar l'autocorrelació espacial que resulta als residus dels valors estimats.

Els beneficis dels espais forestals als entorns illa-ciutat com el cas de Mallorca són molts: protecció de la biodiversitat, minoració de l'efecte d'illa urbana, reducció de la pol·lució, captació de carboni, reducció de l'erosió i laminació de l'escorrentia, manteniment del paisatge, reducció de renous, beneficis a la salut, promoció d'usos recreatius, entre molts d'altres

(Foster i Dunham, 2015). El manteniment i recuperació sostenible dels boscos a les Illes Balears ha de ser garantida amb mitjans i tecnologies que fomentin el seu coneixement i donin suport a la seva gestió (Yamada, 2018). Una deficient gestió forestal adequada manté als boscos en un estat ecològic molt baix que els fa més vulnerables (Cervera et al., 2016).

El creixent abandonament dels cultius a les Illes Balears ha provocat un increment de les zones boscoses (MAPAMA, 2012), per la qual cosa, la gestió adequada de les àrees agrícoles podria ajudar notablement al manteniment dels boscos. Això suposa que el model de gestió agrícola i forestal hauria d'estar integrat i disposar d'instruments metodològics eficaços pel manteniment dels ecosistemes.

5. REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

Baker SC, Kasel S, Galen LG Van, Jordan GJ, Nitschke CR, Pryde EC. 2019. Identifying regrowth forests with advanced mature forest values. *Forest Ecology and Management* **433**: 73-84.

Barbosa SG, Spletozer AG, Roque MPB, Ferreira Neto JA, Dias HCT, Ramos MP, Bonilla MAC, Ribeiro WS, Alcántara-De La Cruz R, Zanuncio JC. 2018. Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. *Scientific Reports* **8**: 1-7.

Borges PJ, Fragoso R, Garcia-Gonzalo J, Borges JG, Marques S, Lucas MR. 2010. Assessing impacts of Common Agricultural Policy changes on regional land use patterns with a decision support system. An application in Southern Portugal. *Forest Policy and Economics* **12**: 111-120.

Caccamo G, Bradstock R, Collins L, Penman T, Watson P. 2015. Using MODIS data to analyse post-fire vegetation recovery in Australian eucalypt forests. *Journal of Spatial Science* **60**: 341-352.

Cervera T, Pino J, Marull J, Padró R, Tello E. 2016. Understanding the long-term dynamics of forest transition: From deforestation to afforestation in a Mediterranean landscape (Catalonia, 1868-2005). *Land Use Policy* **80**: 318-331.

Costa Freitas MB, Xavier A, Fragoso R. 2019. An integrated decision support system for the Mediterranean forests. *Land Use Policy* **80**: 298-308.

Díaz-Delgado R, Lloret F, Pons X, Terradas J. 2002. Satellite evidence of decreasing resilience in mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology* **83**: 2293-2303.

Foster A, Dunham IM. 2015. Volunteered geographic information, urban forests, & environmental justice. Computers, *Environment and Urban Systems* **53**: 65-75.

Frolking S, Palace MW, Clark DB, Chambers JQ, Shugart HH, Hurtt GC. 2009. Forest disturbance and recovery: A general review in the context of spaceborne remote sensing of impacts on aboveground biomass and canopy structure. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* **114**

Haire SL, McGarigal K. 2010. Effects of landscape patterns of fire severity on regenerating ponderosa pine forests (Pinus ponderosa) in New Mexico and Arizona, USA. *Landscape Ecology* **25**:

1055-1069.

Hammill KA, Bradstock R. 2006. Remote sensing of fire severity in the Blue Mountains. *International Journal of Wildland Fire* **15**: 213-226.

Jaziri W. 2017. Using GIS and multicriteria decision aid to optimize the direction of trees cutting in the forest ecosystem: A case study. *Computers and Electronics in Agriculture* **143**: 177-184.

MAPAMA –Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2012. Cuarto *Inventario Forestal Nacional*. *Illes Balears*. Madrid.

Mintegui Aguirre JA. 1994. Caracterización de las cuencas hidrográficas, objeto de restauración hidrológico-forestal mediante modelos hidrológicos. *Ingeniería del Agua* **1**: 69-82.

McGarigal, K., SA Cushman and EEE. 2012. FRAG-STATS: spatial pattern analysis program for categorical maps.

Panda SS, Masson E, Sen S, Kim HW, Amatya DM. 2016. Geospatial Technology Applications in Forest Hydrology. A: *Forest Hydrology: Processes, Management and Assessment*, D.M. Amatya, T.M. Williams LB i C de J (ed). CAB International & USDA, 162-179.

Pierson Peter R. FBR, Spaeth KE, Moffet CA. 2003. Impacts of Fire on Hydrology and Erosion in Steep Mountain Big Sagebrush Communities. A: *Proceedings of the First Interagency Conference on Research in the Watersheds*, Benson, AZ, 625-630.

Price OF, Gordon CE. 2016. The potential for LiDAR technology to map fire fuel hazard over large areas of Australian forest. *Journal of Environmental Management* **181**: 663-673.

Rey Benayas JM, Bullock JM, Newton AC. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**: 329-336.

Richit LA, Bonatto C, da Silva RV, Grzybowski JMV. 2019. Prognostics of forest recovery with r.recovery GRASS-GIS module: an open-source forest growth simulation model based on the diffusive-logistic equation. *Environmental Modelling & Software* **111**: 108-120.

Sacchelli S, Cipollaro M, Fabbrizzi S. 2018. A GIS-based model for multiscale forest insurance analysis: The Italian case study. F*orest Policy and Economics* **92**: 106-118.

Suding K et al. 2015. Committing to ecological restoration. *Science* **348**: 638-640.

Turco M, Llasat MC, von Hardenberg J, Provenzale A. 2014. Climate change impacts on wildfires in a Mediterranean environment. *Climatic Change* 125: 369.

Valjarević A, Djekić T, Stevanović V, Ivanović R, Jandziković B. 2018. GIS numerical and remote sensing analyses of forest changes in the Toplica region for the period of 1953-2013. *Applied Geography* **92**: 131-139.

Vopěnka P, Kašpar J, Marušák R. 2015. GIS tool for optimization of forest harvest-scheduling. *Computers and Electronics in Agriculture* **113**: 254-259.

Wang X, Cumming SG. 2011. Measuring landscape configuration with normalized metrics. *Landscape Ecology* **26**: 723-736.

Wang X, Hamann A, Cumming SG. 2012. Measuring boreal forest fragmentation after fire: Which configuration metrics are best? *Ecological Indicators* **13**: 189-195.

van der Werf GR, Morton DC, DeFries RS, Olivier JGJ, Kasibhatla PS, Jackson RB, Collatz GJ, Randerson JT. 2009. CO_2 emissions from forest loss. *Nature Geoscience* **2**: 737-738.

Yamada Y. 2018. Can a regional-level forest management policy achieve sustainable forest management? *Forest Policy and Economics* **90** : 82-89.

Zhang Y, Dai L, Pan J. 2001. The trend of tree line on the northern slope of Changbai Mountain. *Journal of Forestry Research* **12**: 97-100.