

CAPACITÀ DI RESILIENZA DELLE AREE PERCORSE DAL FUOCO TRAMITE ANALISI DI DATI SATELLITARI

Giuseppe Mancino*, Antonio Falciano, Maria Lucia Trivigno

Centro di Geomorfologia Integrata per l'Area del Mediterraneo (CGIAM)

*g.mancino@cgiam.org (corresponding author)

Abstract – Gli incendi boschivi rappresentano attualmente la più grave minaccia per le foreste e le aree boschive dell'Europa meridionale, provocando danni all'ambiente e minacciando la vita umana stessa. Conoscere il fenomeno degli incendi in tutti i suoi aspetti, rappresenta pertanto una fase fondamentale per poter più adeguatamente contrastare gli eventi disastrosi o per poter mettere in atto strumenti ed azioni efficienti qualora l'evento si verifichi. Un aspetto importante è la valutazione della capacità delle diverse tipologie di uso del suolo investite dal fuoco, e in particolare dei soprassuoli forestali, di ripristinare le condizioni ante-evento, vale a dire, in ultima analisi, della capacità di resilienza dei sistemi ecologici interessati dal passaggio del fuoco. L'individuazione delle diverse risposte in relazione al fuoco può fornire importanti indicazioni dal punto di vista operativo e della programmazione degli interventi di ripristino e restauro delle aree incendiate. All'interno del Progetto SPRINt (Strategie integrate per la prevenzione e il monitoraggio del rischio incendi e la sensibilizzazione delle comunità), tra i vari aspetti riguardanti il problema degli incendi boschivi, è stata anche valutata la capacità di resilienza delle aree percorse dal fuoco in un'area di particolare valenza ambientale, il Parco Nazionale Appennino Lucano Val d'Agri-Lagonegrese. Per l'analisi di *recovery* si è utilizzato l'intero dataset disponibile dei dati Landsat (5 TM, 7 ETM+ e 8 OLI), valutando i tempi di ripristino dell'indice *Normalized Burn Ratio* (NBR), attraverso il *median NBR*, e sfruttando le potenzialità di *Google Earth Engine*. L'analisi ha consentito, in definitiva, di individuare, distintamente per macro-categorie di uso del suolo, il tempo necessario alle varie formazioni vegetali per ristabilire i valori dell'indice di vegetazione.

Parole chiave: aree percorse dal fuoco; NBR; NBR median trend; resilienza; Landsat; Google Earth Engine

1. Introduzione

Gli incendi boschivi rappresentano un importante disturbo che colpisce gli ecosistemi terrestri (Trabaud, 1987; Bowman, et al., 2009; Krawchuk et al., 2009) con effetti importanti sull'innescare di fenomeni di degrado, erosione e desertificazione (Keesstra et al., 2014; Pereira et al., 2005; Vallejo et al. 2012a; Vallejo et al., 2012b) sulla composizione e struttura della vegetazione (Weber e Flannigan, 1997; Moreno et al. 2013), sulla perdita di biomassa (Giglio et al., 2013), sul cambiamento del regime

idrogeologico (Moreno et al., 1994; Inbar et al., 1998), sui flussi energetici e i cicli biogeochimici (Goldammer e Furyaev, 1996). Gli incendi svolgono un ruolo fondamentale nel ciclo del carbonio (Flannigan et al., 2006), consumando materia organica e immettendo nell'atmosfera biossido di carbonio, metano e altre sostanze climalteranti. Gli incendi riducono, dunque, il sequestro del carbonio immagazzinato nelle foreste per decenni o secoli (Campbell et al., 2012; Bartowitz et al., 2022; Stenzel et al., 2021) contrastando gli obiettivi di mitigazione della crisi climatica.

Nelle regioni mediterranee gli incendi svolgono un ruolo importante nella evoluzione degli ecosistemi (Díaz-Delgado et al., 2002). In conseguenza dei cambiamenti climatici, sia a livello globale (Overpeck et al., 1990; Westerling et al., 2006; Flannigan et al., 2000) che nelle aree del Mediterraneo, ove si prevede un particolare innalzamento dei valori di temperatura e evapotraspirazione, si presume un aumento della frequenza e della gravità degli incendi (Dale et al., 2001;

Pausas et al., 2004; Easterling e Apps, 2005; Krawchuk e Moritz, 2012; Duguay et al., 2013; Jolly et al., 2015). Il fuoco, infatti, rappresenta attualmente la più grave minaccia per le foreste e le aree boschive dell'Europa meridionale: circa l'85% delle aree bruciate in Europa è localizzata nell'Europa meridionale a causa delle condizioni meteorologiche maggiormente predisponenti al rischio di incendio.

L'analisi dei dati a livello europeo inoltre mostra come negli ultimi anni anche paesi non tradizionalmente considerati soggetti al rischio di incendi sono stati fortemente colpiti. Anche il regime degli incendi pare stia mutando con l'allungamento della stagione degli incendi e la precocità di inizio della stessa. Le cause sono complesse e articolate e possono ricondursi ai cambiamenti climatici ma anche a sostanziali mutamenti nella struttura sociale, come l'abbandono delle terre rurali, l'espansione urbana, le variazioni nei comportamenti umani relativi alla gestione delle terre e alle attività turistico-ricreative. Nonostante gli sforzi profusi negli ultimi decenni, gli incendi boschivi continuano a rappresentare una minaccia per gli ecosistemi, le infrastrutture e, in ultima analisi, le comunità che vivono in ambienti rurali a causa dei sempre più frequenti fuochi di interfaccia (Leone, 2022).

Una analisi accurata del fenomeno degli incendi boschivi, in definitiva, consente di ottimizzare metodi, mezzi, strumenti e risorse umane per rendere i paesaggi, in una visione integrata, maggiormente resistenti e resilienti agli incendi e le comunità locali, attraverso educazione e sensibilizzazione, più preparate per far fronte ai rischi che ne derivano.

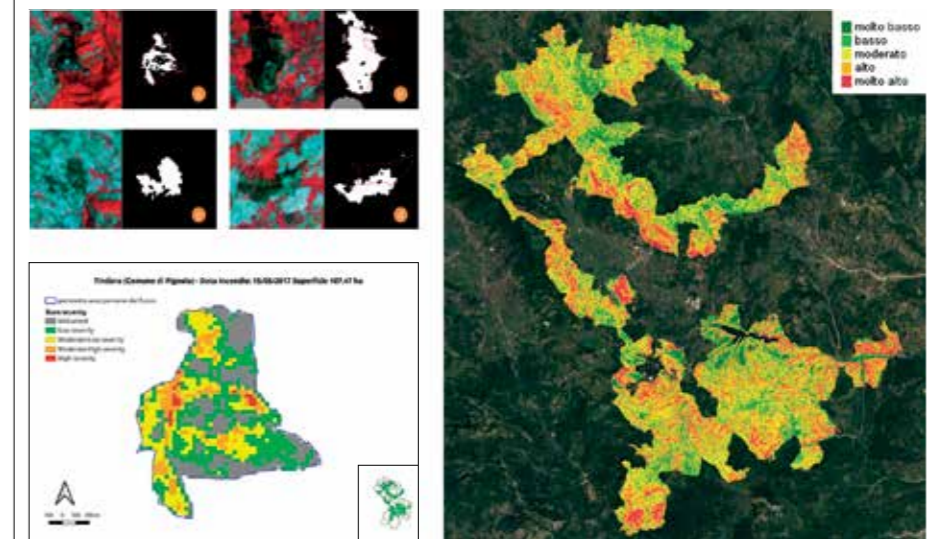


Fig.1 – Alcuni degli output prodotti in SPRIInT (individuazione delle aree percorse dal fuoco, burn severity, Carta del Rischio di Incendio)

In questo contesto si è inserito il Progetto SPRIInT (Strategie integrate per la prevenzione e il monitoraggio del rischio incendi e la sensibilizzazione delle comunità), finanziato da Fondazione Con il Sud nell'ambito del Bando Ambiente 2018. Il progetto ha mirato da una parte alla conoscenza molto approfondita del fenomeno in un'area di particolare valenza ambientale, sviluppando metodi di monitoraggio del fenomeno e dall'altro alla messa a punto di strumenti per la gestione ottimale del territorio allo scopo di contrastare un fenomeno così deleterio per l'ambiente e la vita umana. Il Progetto SPRIInT, la cui area di indagine è stata il Parco Nazionale appennino Lucano Val d'Agri-Lagonegrese, è consistito in una complessa e articolata serie di indagini che hanno riguardato la messa a punto di procedure

(utilizzando immagini da satellite di diversa fonte, Landsat e Copernicus) per l'individuazione dei perimetri delle aree percorse dal fuoco, la severità del danno e, come si vedrà in seguito, la capacità di resilienza delle aree danneggiate dal fuoco. SPRIInT, inoltre, ha prodotto una serie di layer informativi importanti in tema di pianificazione AIB (Fig. 1), quali

quelli relativi alla definizione del Rischio di Incendio (e delle carte derivate o propedeutiche, quali la Carta del Potenziale pirologico, la Carta dei Modelli di Combustibile, la Carta della Gravità, ecc.) e un insieme di elaborati cartografici relativi al comportamento del fuoco (Carta della Vulnerabilità, Carta dell'Intensità lineare, Carta della velocità di avanzamento del fuoco, Carta degli Impatti attesi, Carta delle modalità di intervento, ecc.). È stato, infine, realizzato un WebGIS (<https://sprint.cgiam.org>) che permette la catalogazione, la visualizzazione e l'interrogazione degli strati informativi georeferenziati prodotti nel progetto.

2. L'area di studio

L'area di indagine è stata il Parco Nazionale dell'Appennino Lucano Val d'Agri Lagonegrese che ha una

“
*Gli incendi boschivi
 rappresentano un importante
 disturbo che colpisce gli
 ecosistemi terrestri...*”
 ”



Fig. 2 – Regime degli incendi nell'area di studio

estensione di ca. 69.000 ha e interessa 29 comuni che rientrano, per la maggior parte, solo parzialmente all'interno dei confini dell'area protetta.

Per una più congrua ed efficiente analisi si è dunque optato per l'estensione dell'area di indagine, ricomprendendo le intere superfici comunali dei comuni che rientrano, anche solo parzialmente, all'interno dei confini del Parco. L'estensione dell'area di indagine (ca. 190.000 ha) presenta inoltre il vantaggio di fornire una informazione territoriale rilevante per tutti i 29 comuni interessati che hanno così a disposizione uno strumento pianificatorio importante per le decisioni di allocazione delle risorse in tema di protezione ambientale. L'analisi delle aree percorse dal fuoco, riferita all'area del Parco, è stata condotta utilizzando i dati della piattaforma RSDI della Regione Basilicata relativi al periodo 2005-2020 (Fig. 2), dai quali si vince che gli anni più gravosi, in termini di numerosità degli eventi e di estensione delle superfici percorse dal fuoco sono stati il 2007, il 2008 e il 2017.

L'analisi consente di affermare che:

- il fenomeno degli incendi, pur presente nell'area del Parco, è sufficientemente contenuto, con valori, in termini di numerosità, più bassi rispetto alla media regionale e con un trend decrescente, a partire dall'ultimo decennio;
- la superficie media dei vari eventi calamitosi è contenuta a testimonianza del fatto che il sistema di lotta attiva, all'interno dell'area di interesse, risulta essere efficiente;
- le aree maggiormente colpite dal fenomeno sono esterne al Parco ma in immediata contiguità delle stesse, interessando comunque i comuni che rientrano parzialmente in area Parco;

- la distribuzione mensile degli incendi evidenzia un trend stagionale tipico delle regioni dell'Italia meridionale e delle aree del bacino del Mediterraneo, con picchi molto elevati nella stagione estiva. Il mese che presenta il numero maggiore di eventi è agosto, mentre è da rilevare che il mese di settembre risulta, nell'area di interesse, maggiormente rischioso rispetto al mese di luglio. Ciò è da mettere in relazione, probabilmente, sia con le condizioni di stress della vegetazione che a pratiche agro-silvo-pastorali non idonee che si svolgono nel periodo.

3. La capacità di resilienza delle aree percorse dal fuoco

Un aspetto fondamentale nell'analisi della problematica degli incendi boschivi è la capacità delle diverse tipologie di uso del suolo investite e, in particolare dei soprassuoli forestali, di ripristinare le condizioni ante-evento, ovvero della capacità di resilienza dei sistemi ecologici interessati dal passaggio del fuoco. L'individuazione delle diverse risposte in relazione al fuoco può fornire importanti indicazioni dal punto di vista operativo e della programmazione degli interventi di ripristino e restauro delle aree incendiate (Hislop et al., 2018). È possibile, in ultima analisi, prevedere se su una determinata area percorsa dal fuoco, dopo gli interventi di bonifica, sia necessario e con quale tempistica intervenire per le operazioni di restauro. La pianificazione del restauro post-incendio richiede in sostanza l'individuazione della capacità di resilienza dell'ecosistema al passaggio del fuoco attraverso l'identificazione dei processi di degrado e ripristino in funzione di fattori specifici (tipologia di uso del suolo e fisionomie forestali interessate, severità del danno,

frequenza degli incendi, ecc.) (Turner et al., 1999; Viedma et al., 2006; Diaz-Delgado et al., 2002; Ganatsas et al., 2012) e ambientali (Baeza et al., 2007; Casady e Marsh, 2010; Vallejo e Alloza, 2015). Questo consente di ripristinare più velocemente o efficientemente l'integrità dell'ecosistema (funzione, struttura, biodiversità, ecc.) in maniera tale da garantire la continuità della erogazione dei servizi ecosistemici a lungo termine. È sufficientemente ben conosciuta, anche in ambiente mediterraneo, la più o meno pronta capacità dei soprassuoli forestali (Trabaud, 1987; Lopez-Soria e Castell, 1992; Vallejo et al., 2012a; Keeley e Brennan, 2012; Valdecantos et al., 2009; Hodgkinson, 1998; Lloret, 1998; Arianoutsou e Neéman, 2000) di ripristinare le condizioni dopo le perturbazioni dovute al passaggio del fuoco. In questo campo il Telerilevamento e i Sistemi Informativi Territoriali risultano essere strumenti preziosi in grado di fornire indicazioni sui tempi e sui modelli di ripristino del degrado in conseguenza del passaggio del fuoco (Diaz-Delgado et al., 2002; Nioti et al., 2015) consentendo il monitoraggio su larga scala del disturbo e dei processi di restauro (Zhao et al., 2016).

4. Procedura per l'individuazione della capacità di resilienza

La disponibilità gratuita dei dati Landsat che coprono un arco temporale di ormai un cinquantennio e le relative opportunità di elaborazione e analisi (Lentile et al., 2006; Wulder et al., 2012) consente di ottenere informazioni della superficie terrestre, in vari ambiti dello studio, e una produzione trasparente, sistematica e ripetibile (Griffiths et al., 2013; White et al., 2014). I dati della missione Landsat, dunque, consentono di studiare i cambiamenti

interventati lungo un ampio arco temporale, di caratterizzare i disturbi (Coops et al., 2018), di individuarne area, gravità, tempi di recupero (Cohen et al., 2002; Huang et al., 2010; Kennedy et al., 2007; Chu e Guo, 2014; White et al. 2017). Gli incendi che sono stati valutati sono quelli relativi all'anno 2007 che, come visto in precedenza, rappresenta, dell'intero dataset disponibile (2005-2020), l'anno maggiormente infausto, sia in termini di numerosità che di superficie percorsa.



Fig. 3 – Aree percorse dal fuoco nell'anno 2007.

Per avere un campione ampio di analisi, gli incendi scelti sono stati selezionati tutti quelli ricadenti nell'aria di studio "estesa" di SPRINT. Gli incendi (fig. 3) sono 32, per una superficie totale di ca. 670 ha. All'interno di queste aree percorse dal fuoco sono stati opportunamente selezionati 62 punti dei quali è stato caratterizzato l'uso del suolo. Per l'individuazione della tipologia di *land cover* si sono utilizzati dati ancillari, in particolare la Carta di uso del suolo e la Carta Forestale della Regione Basilicata, disponibili nel geoportale RSDI della Regione Basilicata. Per ognuno dei punti si

è poi proceduto a una verifica della correttezza, per fotointerpretazione, della attribuzione di uso del suolo, sovrapponendo il layer dei punti alla serie di ortofotocarte presenti su varie piattaforme (Geoportale Nazionale e RSDI Basilicata) relative agli anni 2000, 2003, 2007 e 2008. Le tipologie di uso del suolo sono state raggruppate in quattro categorie fondamentali che presentano comportamenti diversi in ragione della capacità/velocità di restauro naturale:

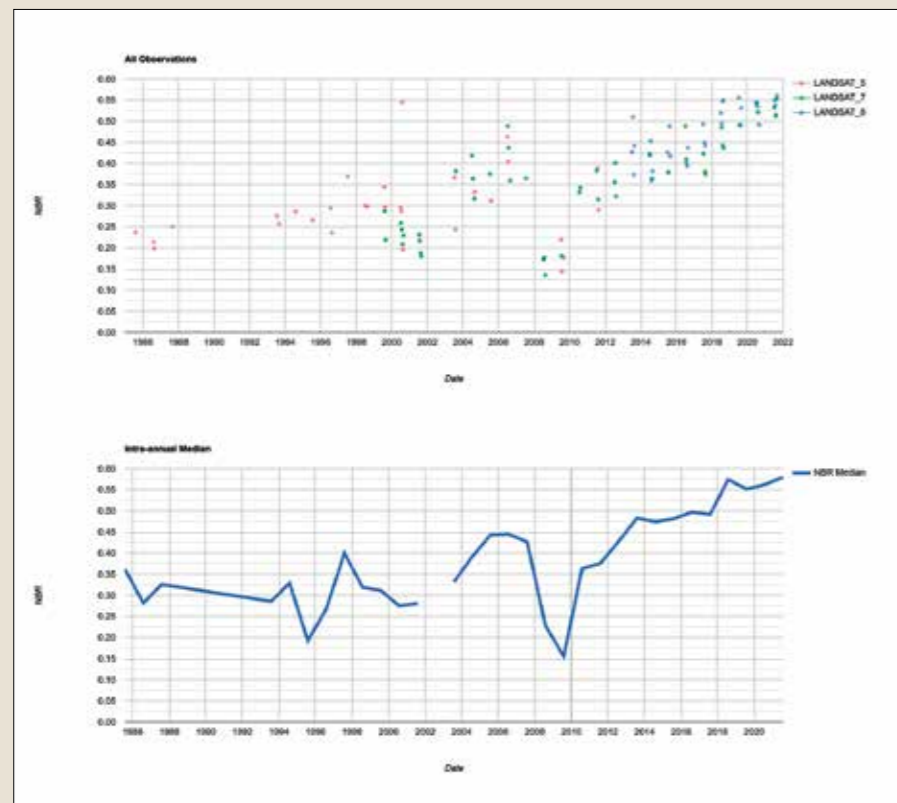


Fig. 4 – Analisi dei trend con l'individuazione dei satelliti (sopra) e del trend mediano di NBR.

- Boschi di latifoglie
- Boschi di conifere
- Aree a copertura arbustiva
- Aree a copertura erbacea

Per ognuno di questi punti è stato valutato il trend di evoluzione della vegetazione sia in fase pre che post-incendio utilizzando l'intero dataset delle missioni Landsat (Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ e Landsat 8 OLI) nell'arco temporale 1985-2021. Per la valutazione della capacità di

ripristino si è fatto ricorso, tra i vari indici di vegetazione normalmente utilizzati nella letteratura scientifica, all'indice NBR (Normalized Burn Ratio), la cui formulazione è la seguente (Key e Benson, 1999):

$$NBR = \frac{(NIR - SWIR 2)}{(NIR + SWIR 2)}$$

È stato utilizzato questo indice perché è risultato essere, tra tredici indici testati, quello maggiormente in grado di individuare i disturbi indotti sui

fornendo dati sui tempi di recupero non sempre consoni. Indici come NBR che utilizzano anche la banda *Short-Wave Infrared* (SWIR) sono più fortemente legati al contenuto idrico e alla struttura della vegetazione (Horler e Ahern, 1986; Mancino et al., 2020) e forniscono, dunque, indicazioni sulla crescente complessità strutturale della foresta associata comunemente al ripristino della vegetazione forestale (Frazier et al., 2015; Ireland e Petropoulos, 2015; Hislop et al., 2018). Per analisi su intervalli temporali più lunghi di un anno NBR si è dimostrato più efficiente per rilevare la gravità residua e tracciare in maniera più realistica il recupero della vegetazione (Fornacca et al., 2018). La serie storica di NBR dalle immagini Landsat è stata ampiamente utilizzata per caratterizzare le dinamiche forestali di USA (Kennedy et al., 2012) e Canada (White et al., 2017). Vi è, infine, da rimarcare che sebbene l'analisi spettrale dei dati telerilevati da satellite non è in grado di cogliere l'intera complessità del fenomeno del *recovery* forestale, consente valutazioni su aree vaste che con rilievi in campo tradizionali risulterebbero molto onerosi e, in alcuni casi, impossibili a causa dell'inaccessibilità dei luoghi (Hislop et al., 2018).

Più nello specifico, per l'analisi del trend di NBR si è sfruttata la potenzialità del sistema *Google Earth Engine* che mette a disposizione intere serie storiche di dati telerilevati da satellite. Nel caso in esame si sono utilizzate le immagini della serie storica della generazione Landsat che fornendo dati dagli inizi del 1970 rappresenta il programma di maggiore importanza per la individuazione dei cambiamenti spazio-temporali della superficie terrestre. In virtù della possibilità di armonizzazione dei dati a partire dal Landsat 5 TM con le missioni successive (Landsat 7 ETM+

e Landsat 8 OLI) e della difficoltà invece di intercalibrare i dati delle missioni precedenti che montavano il sensore Multispectral Scanner (MS) (Savage et al., 2018; Vogeler et al., 2018), sono stati utilizzati dati 5 TM, 7 ETM+ e 8 OLI.

Le immagini sono state armonizzate tra di loro con le funzioni individuate da Roy et al. (2016). Pur essendo poco rilevanti le differenze tra i vari satelliti, la calibrazione tra le immagini di vari sensori si rende assolutamente necessaria in alcune applicazioni, in particolare per quelle che analizzano i trend storici per l'analisi di change detection. Una volta intercalibrate, le immagini sono state mascherate per la rimozione di nuvole e relative ombre, utilizzando l'algoritmo CFmask (Zhu et al., 2015). Infine è stata, per ogni immagine presente nella *time-series*, calcolato l'indice NBR. Per l'analisi dei trend storici dell'indice si è utilizzata la procedura "*NBR median trend*", proposta da Braaten J., uno degli sviluppatori di *Google Earth Engine*.

Il trend pluriennale di NBR è stato analizzato considerando per ogni anno il valore mediano dell'indice nei mesi giugno-agosto. L'output finale (fig. 4) restituisce i grafici dei dati satellitari utilizzati e il trend mediano di NBR.

5. I risultati

Per ognuna delle 32 aree percorse dal fuoco (fig. 5), e i relativi punti, in esse individuati è stato analizzato il trend di NBR lungo l'arco temporale di disponibilità delle immagini Landsat selezionate. L'andamento di *NBR median*, è stato analizzato distintamente per le quattro tipologie di uso/copertura del suolo e da cui si evince il rapido abbassamento dell'indice di vegetazione in corrispondenza dell'anno 2007, anno in cui si è verificato l'evento incendiario (fig. 6, pag. successiva). Per l'individuazione dei tempi di *recovery* sono state utilizzate alcune

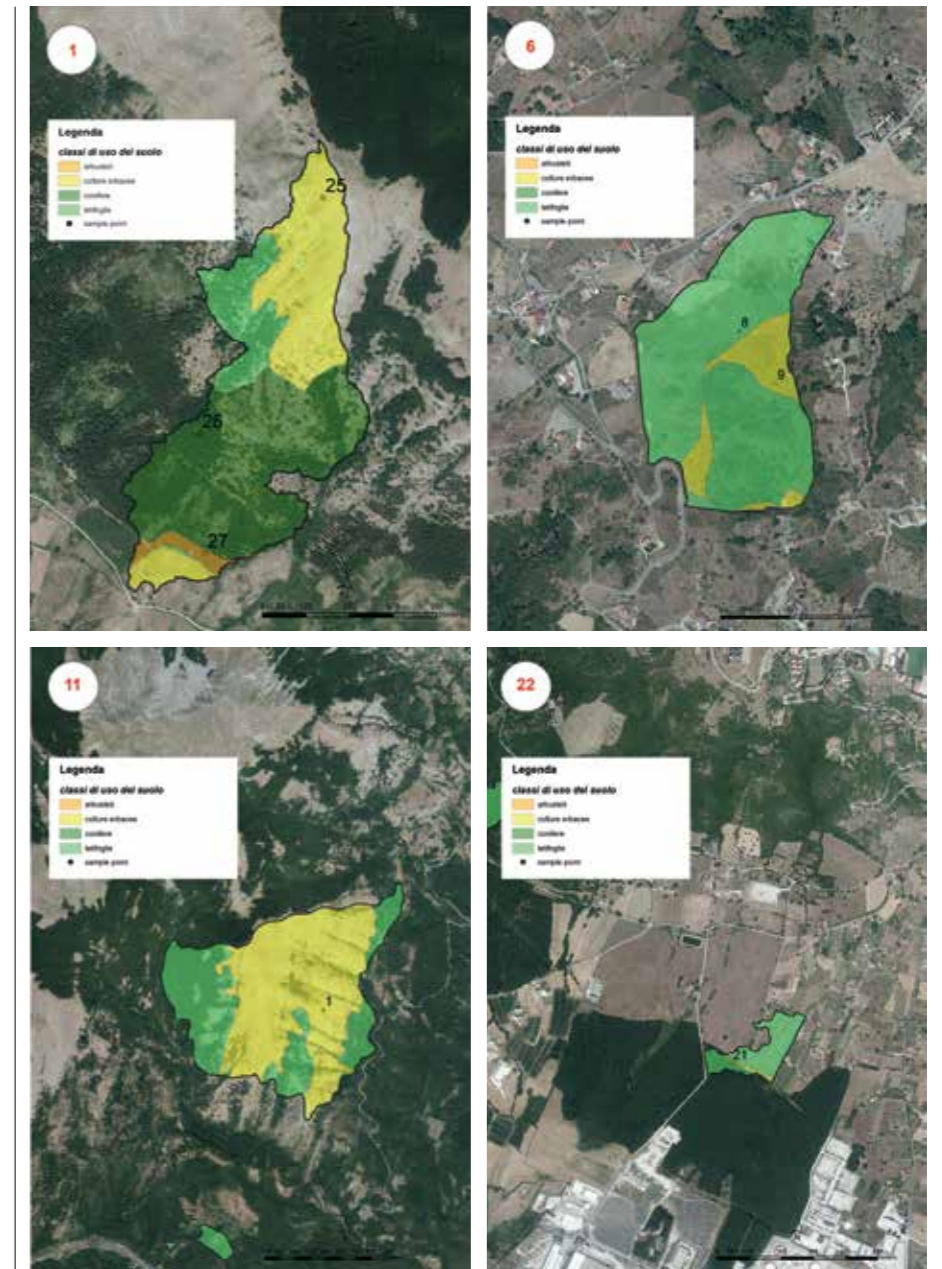


Fig. 5 – Individuazione di alcune aree interessate dal fuoco e relativi punti per l'analisi del trend di NBR.

delle metriche normalmente utilizzate in studi sul ripristino della vegetazione in conseguenza di eventi disastrosi. Dall'analisi dei dati si possono trarre alcune conclusioni:

- Le coperture erbacee non risentono particolarmente per il passaggio del fuoco e sono in grado di ripristinare prontamente la quantità di biomassa presente prima del passaggio del fuoco. Questo avviene, generalmente, entro un anno. Per le coperture

erbacee di tipo naturale (pascoli), infatti, l'uso del fuoco è pratica antica e molto utilizzata per il "rinnovo del pascolo", vale a dire la rapida mineralizzazione della sostanza organica e l'effetto fertilizzante che consente una veloce ripresa del cotico erboso. Per le coperture erbacee riconducibili alle colture agrarie, si tratta in genere di seminativi non irrigui (generalmente frumento) che dopo l'utilizzazione vengono

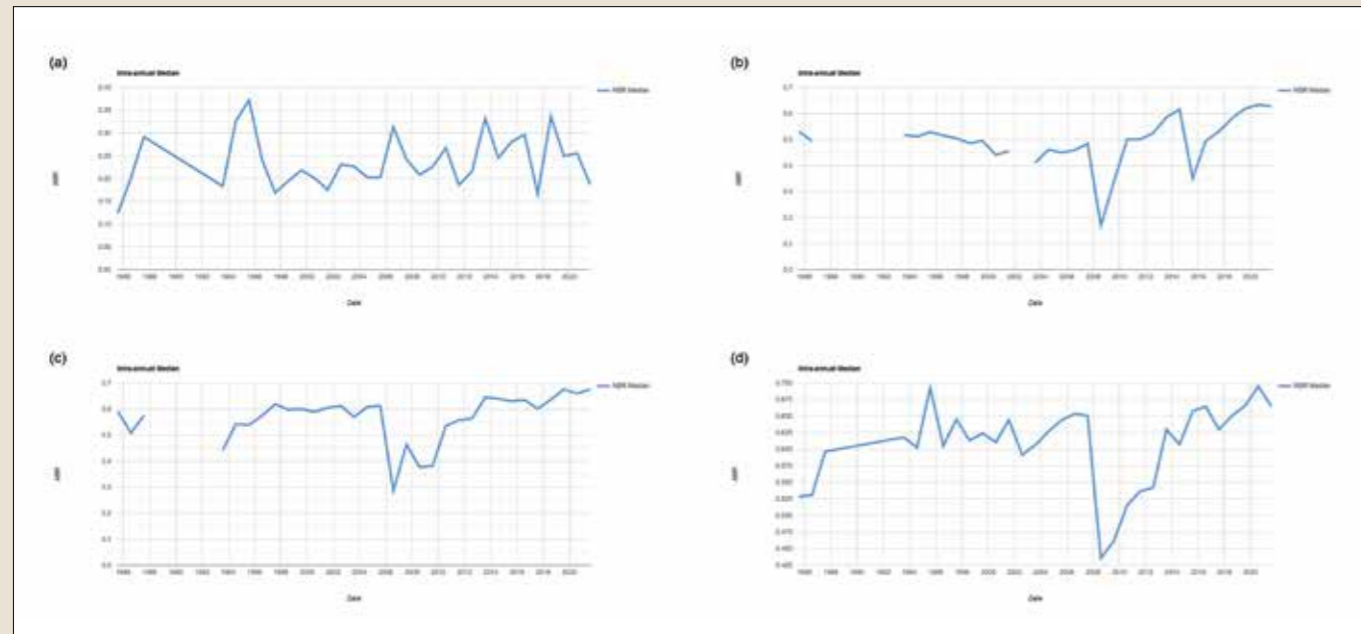


Fig. 6 – Andamenti di NBR *median trend* per alcuni punti relativi a: (a) coperture erbacee; (b) copertura arbustiva; (c) boschi di latifoglie e (d) boschi di conifere

percorse volontariamente dal fuoco (“bruciatura delle stoppie”). La ripresa nell’anno successivo è, ovviamente, dovuto al nuovo ciclo colturale, dalla semina alla maturazione, del seminativo.

- b. Per le coperture arbustive i tempi di *recovery* variano da 1 a 3 anni, con una frequenza maggiore intorno ai due anni. La capacità di restauro dipende dal Modello di combustibile riconducibile alla categoria “Arbusteti” e dalla severità del danno. Laddove sono presenti arbusteti densi e riconducibili alla macchia mediterranea o agli arbusteti termofili con elevate quantità di biomassa, il danno (in termini di riduzione della biomassa) è più ingente e i tempi di restauro naturale risultano essere più lunghi.
- c. I boschi di latifoglie, come atteso, mostrano tempi di restauro generalmente più lunghi rispetto alle categorie precedenti. Nel caso in esame i punti si riferiscono per la stragrande maggioranza a querceti con cerro dominante o prevalente e a ai querceti

- termofili con roverella prevalente. I tempi di restauro naturale si aggirano intorno ai 5-6 anni con allungamenti fino a 7-8 anni in caso di incendi di più elevata severità. In taluni casi, laddove gli incendi non hanno causato grossi danni i tempi di recupero scendono intorno ai 4 anni.
- d. I boschi di conifere mostrano, tra tutte le tipologie, tempi di restauro più lunghi. È da sottolineare che tra tutti gli incendi verificatisi nell’area di studio soltanto uno di essi ha interessato soprassuoli di conifere. Si tratta di rimboschimenti con pino nero prevalente nel comune di Marsicovetere. La severità dell’incendio è stata elevata e i tempi di *recovery* intorno a 10 anni.

6. Conclusioni

L’analisi sulla resilienza delle aree percorse dal fuoco consente di individuare tempi differenziati in funzione delle diverse categorie di uso del suolo e questo può fornire indicazioni utili per definire, negli strumenti di pianificazione

territoriale, i tempi di allocazione delle risorse economiche. Vi è, infine, da precisare, che la capacità di restauro che viene analizzata tramite i trend degli indici di vegetazione telerilevati, consiste in uno *spectral recovery*, vale a dire che è analizzata la capacità di ripristinare la quantità di biomassa ante-evento semplicemente in termini di fitomassa totale. Questo, però, non vuol dire che viene necessariamente ripristinata la configurazione strutturale originaria, in termini sia di specie che di struttura dei soprassuoli, ma che la quantità di “materiale vegetale” è totalmente, o per buona parte, ripristinata.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è parte dei risultati del Progetto SPRINt (Strategie integrate per la prevenzione e il monitoraggio del rischio incendi e la sensibilizzazione delle comunità), finanziato da Fondazione Con il Sud nell’ambito del Bando Ambiente 2018.

Riferimenti bibliografici

- Arianoutsou, M., Neéman, G. 2000. Post-fire regeneration of natural *Pinus halepensis* forests in the east Mediterranean Basin. In: Ne’eman G, Trabaud L, editors. Ecology, Biogeography and Management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin. Leiden, Netherlands: Backhuys; pp. 269-290.
- Baeza, M. J., Valdecantos, A., Alloza, J. A., Vallejo, V. R. 2007. Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests. *J. Veg. Sci.*, 18, 243-252.
- Bartowitz, K. J., Walsh, E. S., Stenzel, J. E., Kolden, C. A., Hudiburg T. W. 2022. Forest Carbon Emission Sources Are Not Equal: Putting Fire, Harvest, and Fossil Fuel Emissions in Context. *Front. For. Glob. Change* 5:867112.
- Bowman, D.M.J.S., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson JM, et al. 2009. Fire in the earth system. *Science* 324: 481-484.
- Buma, B. 2012. Evaluating the utility and seasonality of NDVI values for assessing post-disturbance recovery in a subalpine forest. *Environ. Monit. Assess.*, 184:3849-3860.
- Campbell, J. L., Harmon, M. E., Mitchell, S. R. 2012. Can fuel-reduction treatments really increase forest carbon storage in the western US by reducing future fire emissions? In a nutshell. *Front. Ecol. Environ.* 10: 83-90.
- Casady, G. M., Marsh, S. E. 2010. Broad-Scale Environmental Conditions Responsible for Post-Fire Vegetation Dynamics. *Remote Sens.*, 2:2643-2664.
- Chu, T., Guo, X. 2014. Remote Sensing Techniques in Monitoring Post-Fire Effects and Patterns of Forest Recovery in Boreal Forest Regions: A Review. *Remote Sens.*, 6: 470-520.
- Chu, T., Guo, X., Takeda, K. 2016. Remote sensing approach to detect post-fire vegetation regrowth in Siberian boreal larch forest. *Ecol. Indic.*, 62: 32-46.
- Cohen, W. B., Spies, T. A., Alig, R. J., Oetter, D. R., Maiersperger, T. K., Fiorella, M. 2002. Characterizing 23 years (1972-95) of stand replacement disturbance in western Oregon forests with Landsat imagery. *Ecosystems*, 5: 122-137.
- Cohen, W. B., Yang, Z., Healey, S. P., Kennedy, R. E., Gorelick, N. 2018. A LandTrendr multispectral ensemble for forest disturbance detection. *Remote Sensing of Environment*, 205: 131-140.
- Coops, N.C., Hermosilla, T., Wulder, M. A., White, J. C., Bolton, D. K. 2018. A thirty year, fine-scale, characterization of area burned in Canadian forests shows evidence of regionally increasing trends in the last decade. *PLoS ONE* 13(5).
- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M. P., et al. 2001. Climate change and forest disturbances. *BioScience* 51: 723-734.
- Diaz-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.
- Duguy, B., Paula, S., Pausas, J. G., Alloza, J. A., Gimeno, T. and Vallejo, V. R. 2013. Effects of climate and extreme events on wildfire regime and their ecological impacts, in A. Navarra and L. Tubiana (eds), *Regional Assessment of Climate Change in the Mediterranean, Volume 2: Agriculture, Forests and Ecosystem Services and People*, Springer, Dordrecht, the Netherlands.
- Easterling, W., Apps, M. 2005. Assessing the consequences of climate change for food and forest resources: A view from the IPCC. *Climate Change*, 70, 165-189.
- Flannigan, M., Amiro, B., Logan, K., Stocks, B., Wotton, B. 2006. Forest fires and climate change in the 21 st century. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.*, 11: 847-859.
- Flannigan, M. D., Stocks, B. J., Wotton, B. M. 2000. Climate change and forest fires. *Sci. Total Environ.*, 262: 221-229.
- Fornacca, D., Ren, G., Xiao, W. 2018. Evaluating the Best Spectral Indices for the Detection of Burn Scars at Several Post-Fire Dates in a Mountainous Region of Northwest Yunnan, China. *Remote Sens.*, 10, 1196.
- Frazier R.J., Coops N. C., Wulder M. A. 2015. Boreal shield forest disturbance and recovery trends using Landsat time series. *Remote Sens. Environ.*, 170: 317-327.
- Ganatsas, P., Daskalaku, E., Paitaridou, D. 2012. First results on early post-fire succession

in an *Abies cephalonica* forest (Parnitha National Park, Greece). *iForest*, 5: 6–12.

Giglio, L., Randerson, J. T., van der Werf, G.R. 2013. Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4). *J Geophys Res Biogeosciences*. 118: 317-328.

Gitas, I. Z., Mitri, G., Veraverbeke, S., Polychronaki, A. 2012. Advances in remote sensing of post-fire vegetation recovery monitoring, a review. Chapter 7, in L. Fatoyinbo (Ed.), *Remote Sensing of Biomass - Principles and Applications*, InTech (2012), 10.5772/20571. Available from: <http://www.intechopen.com/books/remote-sensing-of-biomass-principles-and-applications/advances-in-remote-sensing-of-post-fire-monitoring-a-review>

Goldammer, J. G., Furyaev, V. (eds). *Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia*, Springer, 1996, 531 p.

Griffiths, P., van der Linden, S., Kuemmerle, T., Hostert, P. A. 2013. Pixel-Based Landsat Compositing Algorithm for Large Area Land Cover Mapping. *Sel Top Appl Earth Obs Remote Sensing, IEEE J.*;6: 2088–2101.

Hislop, S.; Jones, S.; Soto-Berelov, M.; Skidmore, A.; Haywood, A.; Nguyen, T.H. 2018. Using Landsat Spectral Indices in Time-Series to Assess Wildfire Disturbance and Recovery. *Remote Sens.*, 10, 460.

Hodgkinson, K. C. 1998. Sprouting success of shrubs after fire: Height dependent relationships for different strategies. *Oecologia*, 115(1-2):64-72

Horler, D., Ahern, F. 1986. Forestry information content of Thematic Mapper data. *Int. J. Remote Sens.*,7: 405-428

Huang, C., Goward, S.N., Masek, J.G., Thomas, N., Zhu, Z., Vogelmann, J.E. 2010. An automated approach for reconstructing recent forest disturbance history using dense Landsat time series stacks. *Remote Sens Environ*. Elsevier Inc., 114: 183–198.

Inbar, M., Wittenberg, L., Tamir, M. 1998. Soil erosion and forestry management after wildfire in a Mediterranean woodland. *International Journal of Wildland Fire*, 7:285-294.

Ireland, G., Petropoulos, G. P. 2015. Exploring the relationships between post-fire vegetation regeneration dynamics, topography

and burn severity: a case study from the Montane Cordillera Ecozones of Western Canada. *Appl. Geogr.*,56: 232-248.

Jolly, W. M., Cochrane, M. A., Freeborn, P. H., Holden, Z. A., Brown, T. J., Williamson, G.J., et al. 2015. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nat Commun*. Nature Publishing Group, 6: 7537.

Keeley, J. E., Brennan, T. J. 2012. Fire-driven alien invasion in a fire-adapted ecosystem. *Oecologia* 169: 1043-1052.

Keesstra, S. D., Maroulis, J., Argaman, E., Voogt, A., Wittenberg, L. 2014. Effects of controlled fire on hydrology and erosion under simulated rainfall. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40(2):269-293.

Kennedy, R.E., Cohen, W.B., Schroeder, T. A. 2007. Trajectory-based change detection for automated characterization of forest disturbance dynamics. *Remote Sens Environ.*, 110: 370-386.

Kennedy, R. E., Yang, Z., Cohen, W. B., Pfaff, E., Braaten, J., Nelson, P. 2012. Spatial and temporal patterns of Forest disturbance and regrowth within the area of the northwest forest plan. *Remote Sens. Environ.*,122: 117-133.

Key, C. H., Benson, N. C. 1999. Measuring and remote sensing of burn severity: The CBI and NBR. In *Proceedings of the Joint Fire Science Conference and Workshop*, Boise, ID, USA, 15–17 June 1999.

Krawchuk, M., Moritz, M.A. 2012. Fire and climate change in California - changes in the distribution and frequency of fire in climates of the future and recent past (1911-2099). *California Energy Commission*. Available: <http://www.energy.ca.gov/2012publications/CEC-500-2012-026/CEC-500-2012-026.pdf>.

Krawchuk M. A., Moritz, M. A., Parisien, M. A., van Dorn, J., Hayhoe, K. 2009. Global pyrogeography: The current and future distribution of wildfire. *PLoS One.*, 4(4):e5102.

Lentile, L. B., Holden, Z. A., Smith, A. M. S., Falkowski, M. J., Hudak, A. T., et al. 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of Wildland Fire* 15: 319-345.

Leone, V. 2022. L'interfaccia urbano foreste (WUJ). Definizione, incendi e modalità di prevenzione - RISK elaboration, 2022, III (1). Lloret, F. 1998. Fire, canopy cover and see-

ding dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. *Journal of Vegetation Science*, 9:417-430.

Lopez-Soria, L., Castell, C. 1992. Comparative genet survival after fire in woody Mediterranean species. *Oecologia*, 91(4).

Mancino, G.; Ferrara, A.; Padula, A.; Nolè, A. Cross-Comparison between Landsat 8 (OLI) and Landsat 7 (ETM+) Derived Vegetation Indices in a Mediterranean Environment. *Remote Sens.* 12, 291.

Moreno, J. M., Oechel, W.C. (eds). 1994. *The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems*. New York, USA: Springer.

Moreno, J. M., Vallejo, V. R., Chuvieco, E. 2013. Current fire regimes, impacts and the likely changes – VI: Euro Mediterranean, in J. G. Goldammer (ed.) *Vegetation Fires and Global Change – Challenges for Concerted International Action*. A White Paper Directed to the United Nations and International Organizations (Global Fire Monitoring Center (GFMC), Kessel Publishing House, Remagen-Oberwinter, Germany.

Nioti, F., Xystrakis, E., Koutsias, N., Dimopoulos, P. 2015. A Remote Sensing and GIS Approach to Study the Long-Term Vegetation Recovery of a Fire-Affected Pine Forest in Southern Greece. *Remote Sens.* 2015,7: 7712-7731.

Overpeck, J. T., Rind, D., Goldberg, R. 1990. Climate-induced changes in forest disturbance and vegetation. *Nature*, 343: 51-53.

Pausas, J. G., Bradstock, R. A., Keith, D.A., Keeley, J. E. 2004. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology*, 85:1085-1100.

Pereira, M. G., Trigo, R. M., Da Camara, C. C., Pereira, J. M. C., Leite, S. M. 2005. Synoptic patterns associated with large summer forest fires in Portugal. *Agricultural and Forest Meteorology*, 129:11-25.

Roy, D. P., Kovalskyy V., Zhang H. K., Vermote, E. F., Yan, L., Kumar, S. S., Egorov, A. 2016. Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. *Remote Sensing of Environment*, 185: 57-70.

Savage, S., Lawrence, R., Squires, J., Holbrook, J., Olson, L., Braaten, J., Cohen, W. 2018. Shifts in forest structure in northwest Montana from 1972 to 2015 using the Landsat archive

from Multispectral Scanner to Operational Land Imager. *Forests*, 9(4), 157.

Stenzel, J. E., Berardi, D. B., Walsh, E. S., Hudiburg, T. W. 2021. Restoration thinning in a drought-prone Idaho forest creates a persistent carbon deficit. *J. Geophys. Res. Biogeosci.*, 126(3).

Trabaud, L. 1987. Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the Mediterranean basin. *Ecologia Mediterranea*, 13:25-37.

Turner, M. G., Romme, W. H., Gardner, R. H. 1999. Prefire heterogeneity, fire severity, and early postfire plant reestablishment in subalpine forests of Yellowstone National Park, Wyoming. *Int. J. Wildland Fire*, 9: 21-36.

Valdecantos, A., Baeza, J., Vallejo, V. R. 2009. Vegetation management for promoting ecosystem resilience in fire-prone Mediterranean shrublands, *Restoration Ecology*, 17: 414–421.

Vallejo, V. R., Alloza, J. A. 2015. Postfire ecosystem restoration, in D. Paton (ed.) *Wildfire Hazards, Risks, and Disasters*, Elsevier, Amsterdam, Netherlands.

Vallejo, V. R., Allen, E. B., Aronson, J., Pausas, J. G., Cortina, J., Gutiérrez, J. R. 2012a. Restoration of Mediterranean-type woodlands and shrublands, in J. van Andel and J. Aronson (eds), *Restoration Ecology: The New Frontier*, 2nd edition, Blackwell Publishing, Malden, MA.

Vallejo, V. R., Arianoutsou, M., Moreira, F. 2012b. Fire ecology and post-fire restoration approaches in Southern European forest types, in F. Moreira, M. Arianoutsou, P. Corona and J. De Las Heras (eds), *Post-fire Management and Restoration of Southern European Forests*, Springer, Dordrecht, Netherlands.

Veraverbeke, S., Gitas, I., Katagis, T., Polychronaki, A., Somers, B., Goossens, R. 2012a. Assessing post-fire vegetation recovery using red-near infrared vegetation indices: accounting for background and vegetation variability ISPRS J. Photogramm. *Remote Sens.*, 68: 28-39.

Veraverbeke, S., Somers, B., Gitas, I., Katagis, T., Polychronaki, A., Goossens, R. 2012b. Spectral mixture analysis to assess post-fire vegetation regeneration using Landsat Thematic Mapper imagery: accounting for soil brightness variation, *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, 14:1-11.

Viedma, O., Moreno, J. M., Rieiro, I. 2006. Interactions between land use/land cover change, forest fires and landscape structure in Sierra de Gredos (Central Spain). *Environ. Conserv.*, 33: 212-222.

Vila, J. P. S., Barbosa, P. 2010. Post-fire vegetation regrowth detection in the Deiva Marina region (Liguria-Italy) using Landsat TM and ETM + data. *Ecol. Model.*, 221: 75-84.

Vogeler, J. C., Braaten, J. D., Slesak, R. A., & Falkowski, M. J. 2018. Extracting the full value of the Landsat archive: Inter-sensor harmonization for the mapping of Minnesota forest canopy cover (1973-2015). *Remote sensing of environment*, 209, 363-374.

Weber, M. G., Flannigan, M. D. 1997. Canadian boreal forest ecosystem structure and function in a changing climate: impact on fire regimes. *Environ Rev.*, 5: 145-166.

Westerling, A. L.; Hidalgo, H. G.; Cayan, D.R.; Swetnam, T. W. 2006. Warming and earlier spring increase western US forest wildfire activity. *Science*, 313: 940-943.

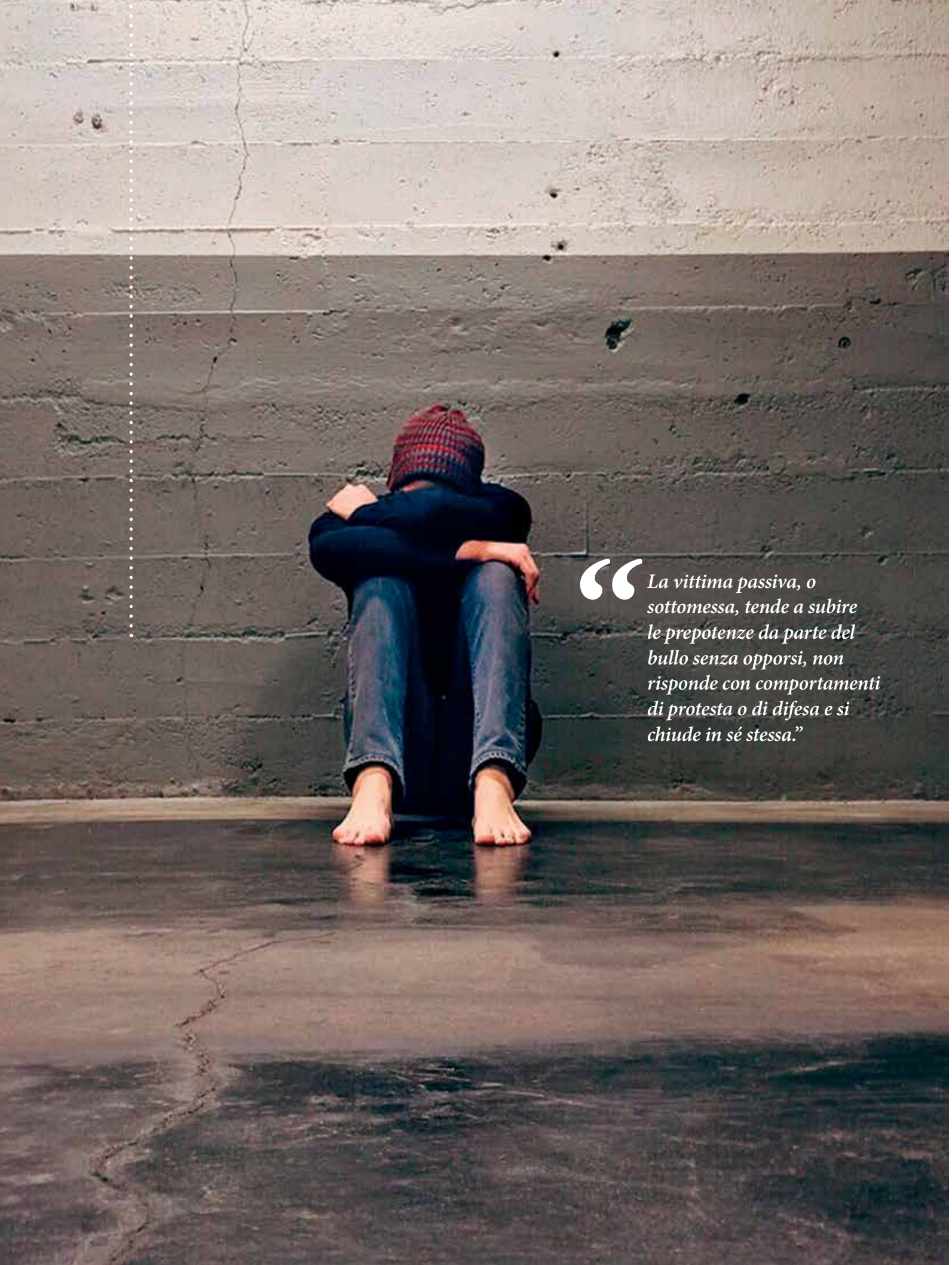
White, J. C., Wulder, M. A., Hermosilla, T., Coops, N. C., Hobart, G. W. 2017. A nation wide annual characterization of 25 years of forest disturbance and recovery for Canada using Landsat time series. *Remote Sens Environ*. Elsevier Inc., 194: 303-321.

White, J. C., Wulder, M. A., Hobart, G. W., Luther, J. E., Hermosilla, T., Griffiths, P, et al. 2014. Pixel-based image compositing for large-area dense time series applications and science. *Can J Remote Sens.*, 40: 192–212.

Wulder, M.A., Masek, J., Cohen, W., Loveland, T., Woodcock, C. 2012. Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. *Remote Sens Environ*. Elsevier B.V., 122: 2–10.

Zhao, F. R., Meng, R., Huang, C., Zhao, M., Zhao, F.A., Gong, P., Yu, L., Zhu, Z. 2016. Long-Term Post-Disturbance Forest Recovery in the Greater Yellowstone Ecosystem Analyzed Using Landsat Time Series Stack. *Remote Sens.*, 8, 898.

Zhu, Z., Wang, S., Woodcock, C. E. 2015. Improvement and expansion of the Fmask algorithm: Cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4-7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote Sensing of Environment*, 159, 269-277.



“*La vittima passiva, o sottomessa, tende a subire le prepotenze da parte del bullo senza opporsi, non risponde con comportamenti di protesta o di difesa e si chiude in sé stessa.*”