



Unione Europea



Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio



**UNIONE EUROPEA  
MINISTERO DELL'AMBIENTE E TUTELA DEL TERRITORIO  
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA**

**P.O. Ambiente – PON ATAS – QCS 2000/2006**

***TUTELA DELLA BIODIVERSITÀ E  
RECUPERO POST-INCENDIO NELLE  
AREE FORESTALI DELLE REGIONI  
DELL'OBIETTIVO 1***

**RAPPORTO GENERALE**

Viterbo, aprile 2006

*TUTELA DELLA BIODIVERSITÀ E RECUPERO POST-INCENDIO NELLE AREE  
FORESTALI DELLE REGIONI DELL'OBIETTIVO 1 - RAPPORTO FINALE.*

*Viterbo, aprile 2006*

*P.O. Ambiente – PON ATAS – QCS 2000/2006*

*Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio – Direzione Protezione della Natura  
Università degli Studi della Tuscia – Dipartimento di Scienze dell'Ambiente Forestale e  
delle sue Risorse*

Gruppo di lavoro: Piermaria Corona (Responsabile), Marco Marchetti, Walter Mattioli,  
Marco Ottaviano, Antonella Tedesco

Supervisione scientifica: Giovanni Bovio, Gherardo Chirici, Orazio Ciancio

**Ringraziamenti**

Si ringrazia il Corpo Forestale dello Stato, in particolare l'ing. G. Saragosa, la dr.ssa M. Marinelli e l'agente A. Romanin, per aver messo a disposizione e condotto le prime elaborazioni dei dati delle schede AIB/FN, necessari per la realizzazione di questo lavoro.

Si ringrazia altresì il personale del Parco Nazionale del Cilento e del Vallo di Diano per la collaborazione fornita.

# INDICE

PREMESSA.....	5
INTRODUZIONE.....	7
1. STRUTTURA DEL RAPPORTO E SINTESI METODOLOGICA.....	9
2. INCENDI BOSCHIVI IN ITALIA.....	12
3. ANALISI DEI PROFILI DI GRAVITÀ, PERICOLOSITÀ E RISCHIO NELLE REGIONI	
OB.1.....	15
3.1. Analisi dei profili di gravità su base statistica.....	15
3.1.1. Metodologia.....	16
3.2. Analisi dei profili di pericolosità su base statistica.....	19
3.2.1. Pericolosità estiva e pericolosità invernale.....	20
3.2.2. Metodologia.....	22
3.2.3. Elaborazione delle variabili e ordinamento in gruppi.....	23
3.2.4. Gruppi territoriali omogenei per pericolosità relativa.....	33
3.3. Analisi del rischio d'incendio.....	35
3.3.1. Metodologia.....	35
3.3.1.1. <i>Fattori di rischio</i> .....	36
3.3.1.2. <i>Modello di stima</i> .....	41
3.3.2. Elaborazione cartografica.....	41
3.3.3. Analisi della distribuzione delle classi di rischio nelle aree protette.....	49
4. TELERILEVAMENTO SATELLITARE NEL MONITORAGGIO DELLA	
RICOSTITUZIONE DELLA VEGETAZIONE NATURALE IN AREE PERCORSE	
DAL FUOCO.....	53
4.1. Spazializzazione di dati rilevati a terra mediante analisi correlative sulla base di	
immagini telerilevate.....	56
5. CASO DI STUDIO: SELEZIONE E CARATTERIZZAZIONE PIROLOGICA.....	59
6. CASO DI STUDIO: MATERIALI E METODI.....	61
6.1. Dati di base.....	61
6.1.1. Immagini satellitari.....	61
6.1.2. Ortofoto.....	62
6.1.3. Modello Digitale del Terreno.....	63
6.1.4. Pre-processamento delle immagini.....	64
6.2. Indici di vegetazione delle superfici percorse dal fuoco.....	66
6.2. Livello di severità espresso in termini di indici di vegetazione telerilevati.....	73
6.4. Analisi degli indici di vegetazione.....	76
6.5. Rilievi a terra.....	77
6.5.1. Aree campione.....	78
6.5.2. Analisi fitosociologiche.....	78
6.5.3. Rilievi dendrometrici e correlazione con dati satellitari.....	85
7. CASO DI STUDIO: RISULTATI.....	95
7.1. Rilievi fitosociologici.....	95
7.2. Spazializzazione dei dati rilevati a terra mediante immagini Landsat.....	97
7.2.1. Spazializzazione degli indici di rigenerazione.....	98
7.2.1.1. <i>Spazializzazione per pixel su immagini non corrette topograficamente</i> .....	98
7.2.1.2. <i>Spazializzazione per pixel su immagini corrette topograficamente</i> .....	99
7.2.1.3. <i>Spazializzazione per gruppi di 3x3 pixel su immagini non corrette</i>	
<i>topograficamente</i> .....	100
7.2.1.4. <i>Spazializzazione per gruppi di 3x3 pixel su immagini corrette</i>	
<i>topograficamente</i> .....	100

7.2.1.5. Spazializzazione per segmenti su immagini non corrette topograficamente ....	101
7.2.1.6. Spazializzazione per segmenti su immagini corrette topograficamente .....	102
7.2.1.7. Osservazioni generali sui risultati ottenuti .....	104
7.2.2. Modello spazializzato della velocità di ricostituzione naturale .....	105
7.2.2.1. Spazializzazione per segmenti su immagini non corrette topograficamente ....	105
7.2.2.2. Spazializzazione per segmenti su immagini corrette topograficamente .....	107
7.2.2.3. Commento .....	108
8. CONSIDERAZIONI SULLE DINAMICHE POST-INCENDIO .....	110
8.1. Strategie di rigenerazione dei soprassuoli forestali .....	110
8.1.1. Strategie di recupero in ambiente mediterraneo .....	111
8.1.2. Variazione di biodiversità negli ambienti mediterranei .....	114
8.1.3. Dinamica della vegetazione in relazione all'impatto degli incendi .....	115
8.2. Effetti sul suolo .....	117
8.3. Evidenze sulle dinamiche post-incendio nel caso di studio .....	119
9. ELEMENTI TECNICI DI RIFERIMENTO PER IL RECUPERO POST-INCENDIO .....	121
9.1. Obiettivi del recupero post-incendio .....	123
9.2. Opzioni di gestione dei soprassuoli percorsi dal fuoco .....	124
9.2.1. Destinazione dei soprassuoli percorsi dal fuoco al recupero naturale .....	125
9.2.2. Interventi di agevolazione del recupero naturale .....	125
9.2.3. Interventi di ricostituzione della densità del soprassuolo arboreo .....	126
10. OPERAZIONI DI UTILIZZAZIONE FORESTALE E RECUPERO PEDOLOGICO POST-INCENDIO .....	127
10.1. Operazioni di utilizzazione forestale post-incendio .....	127
10.1.1. Utilizzazioni con asportazione di materiale legnoso .....	128
10.1.2. Utilizzazioni senza asportazione di materiale legnoso .....	129
10.1.3. Interventi posticipati .....	129
10.2. Tecniche di recupero pedologico .....	130
11. MISURE SELVICOLTURALI DI RICOSTITUZIONE BOSCHIVA .....	134
11.1. Interventi di sostegno alla rinnovazione .....	134
11.1.1. Rinvigorismento della rinnovazione agamica .....	134
11.1.2. Ripuliture su piccole superfici .....	134
11.1.3. Rilascio di rami al suolo .....	135
11.1.4. Interventi di potatura .....	135
11.2. Ripristino della densità del soprassuolo .....	135
11.2.1. Sostegno al rinfoltimento per via naturale .....	136
11.2.2. Rinfoltimento artificiale .....	136
11.2.3. Interventi di sfollamento .....	139
11.2.4. Interventi di diradamento .....	139
12. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE .....	141
BIBLIOGRAFIA .....	144



## PREMESSA

Il presente rapporto riguarda uno dei temi forestali più attuali: il fuoco e la sua influenza sulle nostre foreste. Il fuoco è un fattore con il quale, soprattutto nella regione mediterranea, si devono fare i conti. In questa regione il fuoco è stato ed è un fattore determinante nel plasmare la vegetazione. In passato l'uomo lo ha usato per modificare l'ambiente naturale al fine di soddisfare le proprie necessità vitali. La scomparsa di gran parte della foresta si deve a questa causa antica, e, purtroppo, ancora presente, almeno in talune aree.

Nel nostro Paese il miglioramento delle condizioni di vita ha portato a modificare l'uso della foresta che oggi è maggiormente tutelata sia sul piano tecnico sia su quello giuridico. Ciononostante, in questi ultimi tempi il problema degli incendi boschivi ha raggiunto una tale gravità da assumere proporzioni patologiche. E tutto ciò malgrado l'aumento costante degli investimenti volti a prevenire e a combattere il fenomeno.

Quello che ancora non è stato adeguatamente analizzato, avvalendosi anche dei moderni mezzi tecnologici a disposizione, è l'evidenziazione della risposta dell'ambiente forestale al fuoco. Già è di difficile valutazione l'entità e la gravità degli incendi sia in termini di superficie, che attualmente viene stimata su basi di conoscenza personale e quindi con ampio margine soggettivo, sia per gli effetti sull'ambiente. Di più: mancano dati analitici per una valutazione oggettiva a largo raggio e, a un tempo, complessiva della ricostituzione boschiva nelle aree percorse dal fuoco.

Il seguente rapporto tende a dare risposte a questi quesiti. Si tratta di uno studio che utilizza una logica di corrispondenza e di rappresentazione dell'ambiente, basandosi su relazioni di input e di output. Appunto perciò si serve di metodologie all'avanguardia ed è strutturato in modo da evidenziare il rischio di incendio nelle regioni prese in considerazione, esaminandone la pericolosità e la gravità.

Un approccio interessante è l'impiego del telerilevamento satellitare per monitorare la ricostituzione della vegetazione nelle aree percorse dal fuoco. La tecnologia offre possibilità che in passato non erano neppure immaginabili. Negli ultimi decenni sono stati compiuti progressi tali da consentire stime approssimate a un livello statistico accettabile. Nella fattispecie, tutto ciò è validato attraverso un caso di studio nel quale su aree campione sono stati effettuati rilievi fitosociologici e dendrometrici correlandoli con i dati satellitari. Ciò ha permesso di mettere a punto un modello spazializzato della velocità di ricostituzione della vegetazione forestale.

Il fuoco è anche un fattore ecologico di grande importanza perché agisce sulla biodiversità. In questo senso le considerazioni sull'incidenza del fuoco sulle dinamiche post-incendio sono di grande utilità pratica applicativa. Il fuoco, come si è detto, può essere distruttivo, ma può anche consentire un arricchimento in biodiversità. C'è poi il problema degli effetti del fuoco sulla componente pedologica. Anche in questo caso il rapporto analizza dicotomicamente le utilizzazioni forestali post-incendio con e senza asportazione di materiale legnoso.

Infine nel rapporto si esaminano le misure di ricostituzione boschiva. Le linee guida di questa parte del rapporto appaiono appropriate sia per quanto riguarda la vegetazione originatasi per via agamica sia in merito alla vegetazione di origine gamica. Senza entrare nel dettaglio, pare significativo segnalare che il rapporto nel primo caso insiste sulla necessità degli interventi di rinvigorismento della rinnovazione agamica: un argomento questo sul quale in passato le posizioni erano divergenti sull'opportunità o meno di interventi in questo senso. Il rapporto riesce a dare risposte convincenti e a diradare convinzioni non basate sperimentalmente. Nel secondo caso esamina l'opportunità di dare sostegno al rinfoltimento per via naturale, cioè utilizzando le risorse naturali che pur con eventi del genere è possibile mettere a frutto.

Non è inopportuno segnalare che il bosco è un sistema biologico complesso. La complessità comporta l'introduzione dell'idea di sistema: *sistemi stabili* e *sistemi resilienti*. I *sistemi stabili* sono ben adattati alla propria «nicchia», ma vengono distrutti nei momenti di crisi dovuti a forti perturbazioni; i *sistemi resilienti* hanno la capacità di reagire alle perturbazioni, assorbire i cambiamenti e fissare nuovi stadi stabili.

Il rapporto configura il bosco come un *sistema resiliente* e quindi cerca di sfruttarne tutte le capacità per assimilare i cambiamenti e corrispondere a più avanzati livelli di stabilità. In sintesi, il vincolo – in questo caso il fuoco – può offrire possibilità che al momento dell'evento appaiono inimmaginabili, ma che in definitiva possono costituire un momento di cambiamento positivo nei riguardi della biodiversità.

Orazio Ciancio

## INTRODUZIONE

Gli incendi boschivi rappresentano un grave fattore di disturbo degli ecosistemi forestali (BOVIO *et al.*, 2005). Ben poche sono le coperture vegetali la cui composizione e struttura non sia stata influenzata in qualche misura dal fuoco, fattore fortemente antropogenico in Italia, come nel resto dei Paesi mediterranei (BLASI *et al.*, 2004). In particolare, gli ecosistemi mediterranei subiscono notevoli modificazioni dovute a fattori riconducibili a forme di uso antropico (pascolo, abbruciamento, utilizzazioni legnose eccessive) che hanno contribuito significativamente ai mutamenti del paesaggio naturale fin dai tempi più antichi.

L'impatto degli incendi boschivi sulla biodiversità vegetale e le conseguenze ecologiche che ne derivano costituiscono un campo di ricerca non ancora pienamente esplorato (MARZANO *et al.*, 2004). Tale impatto dipende dal comportamento del fuoco e dal suo contesto temporale e spaziale (GRANSTRÖM, 2001, BOVIO *et al.*, 2005); non si limita alla temporanea scomparsa o danneggiamento della vegetazione, ma altera anche la risposta idrologica del suolo, determinando nelle aree percorse dal fuoco un aumento del deflusso e dell'erosione idrica (BOVIO, 1998).

Le principali conseguenze del disturbo indotto dal fuoco possono essere così riassunte:

- distruzione o modificazione della struttura e architettura del soprassuolo forestale;
- modificazione delle caratteristiche del suolo;
- modificazioni delle condizioni del microclima;
- ritorno a stadi giovanili della successione vegetazionale.

I danni che il fuoco provoca sulla vegetazione forestale dipendono da numerosi fattori: dal sistema selvicolturale con cui un bosco viene gestito; dalla stagionalità, che si riferisce al periodo dell'anno in cui si verifica un incendio (e indirettamente alle variabili climatiche a esso correlate); dalla frequenza, cioè il numero di incendi che ricorrono in una determinata area in un determinato periodo di tempo; dall'intensità, definita come l'energia liberata da un incendio (MALANSON, 1984; SOUSA, 1984); dall'estensione dell'area incendiata; ecc.

In Italia, la difesa dagli incendi boschivi è stata spesso condotta prevedendo il rapido intervento da parte di strutture rese efficaci per effettuare l'estinzione dell'evento incendio, una volta che è in atto (BOVIO, 1993): con questa impostazione si configura un apparato «di attesa» (LEONE, 1988; LEONE e LOVREGLIO, 2001), incrementato in periodi di massima frequenza degli eventi, senza collegamenti concreti con la prevenzione selvicolturale. Questo criterio di lotta, definito *fire control*, dovrebbe essere gradualmente abbandonato, a favore di una difesa del

territorio dal fuoco mediante la gestione dell'elemento fuoco (*fire management*) (BOVIO, 2001), strettamente collegata sia alla selvicoltura che all'assestamento forestale (CIANCIO *et al.*, 1996).

Nelle Regioni meridionali, gli incendi rappresentano un problema più marcato rispetto alla generale situazione italiana: frequenti sono gli incendi dolosi, soprattutto correlati a fenomeni di disagio socio-economico, illegalità, industria del fuoco, ecc. (LEONE e LOVREGGIO, 2004), il cui danno arrecato (soprattutto in termini di estensione e valore naturalistico delle superfici percorse) è in genere maggiore rispetto a quello causato da incendi di origine colposa. Inoltre in queste Regioni alcuni fattori naturali, quali le condizioni climatiche e le caratteristiche vegetazionali, favoriscono il propagarsi del fuoco. Nelle aree protette all'interno di queste Regioni il rischio di incendi boschivi gioca un ruolo essenziale, in quanto questi territori posseggono valori naturalistici ed emergenze paesaggistiche con caratteristiche sia di particolare pregio che di vulnerabilità.

Premesso ciò, il presente lavoro, che si pone come area di indagine il territorio delle Regioni ricadenti nell'Obiettivo 1 (Campania, Calabria, Basilicata, Puglia, Sicilia e Sardegna), si prefigge i seguenti obiettivi:

- valutare la *pericolosità*, la *gravità* e la *predisposizione* del territorio in esame nei confronti degli incendi boschivi;
- effettuare una *analisi multitemporale e multiscala del recupero post-incendio* della vegetazione forestale relativamente ad alcuni eventi avvenuti in aree ritenute significative, integrando dati telerilevati da satellite (utilizzati soprattutto per la capacità di fornire una restituzione multitemporale affidabile dell'attività fotosintetica, e di conseguenza delle connesse potenzialità di ricostituzione degli ecosistemi percorsi dal fuoco) con rilievi a terra; a questo scopo è stato adottato un approccio di analisi di tipo sincronico (monitoraggio di aree diverse ma con caratteristiche pirologiche, ecologiche e fitosociologiche simili, dando luogo a quella che viene definita come *cronosequenza*);
- redarre *elementi tecnici di riferimento* per il recupero post-incendio delle aree forestali nei sistemi tipologici mediterranei anche ai fini della tutela della biodiversità.

# 1. STRUTTURA DEL RAPPORTO E SINTESI METODOLOGICA

Come accennato, uno dei principali obiettivi del presente lavoro è la proposizione di linee generali per il recupero post-incendio delle aree forestali nei sistemi tipologici mediterranei italiani, a partire dalla definizione della strategia di recupero fino all'esecuzione dei vari tipi di intervento, anche allo scopo di favorire la tutela della biodiversità. In particolare l'area oggetto di studio è rappresentata dalle Regioni Obiettivo 1 (Campania, Puglia, Basilicata, Calabria, Sicilia, Sardegna).

Ai fini in oggetto, il lavoro è stato articolato nelle fasi di cui alla Figura 1.

La prima fase ha permesso di caratterizzare il fenomeno degli incendi boschivi nelle Regioni Ob. 1 e di valutarne l'incidenza sul territorio, mediante analisi delle serie storiche degli incendi e dei fattori predisponenti quali clima, caratteri topografici e copertura del suolo. È stato così possibile caratterizzare i territori esaminati in termini di *gravità* (che definisce l'incidenza del fenomeno riferito alle superfici percorse dal fuoco), *pericolosità* (che esprime la possibilità del manifestarsi di incendi unitamente alla difficoltà di estinzione degli stessi) e *rischio di incendio* (inteso come la somma delle variabili che rappresentano la propensione delle diverse formazioni vegetali a essere percorse più o meno facilmente dal fuoco). Le unità territoriali di base prese in considerazione sono state le Province. Le elaborazioni condotte sono state basate sui dati delle schede AIB/FN del periodo 1997-2003. Non sono stati considerati i dati relativi agli anni precedenti in quanto solo dal 1997 si è proceduto all'informatizzazione sistematica dei dati AIB, né quelli relativi all'anno 2004 in quanto non disponibili per l'intero anno al momento delle elaborazioni. Per quanto riguarda l'analisi del rischio specifica attenzione è stata riservata alle aree protette (*sensu* L. 394/91).

A partire dai risultati emersi, è stato individuato ed analizzato, quale caso di studio, il Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano, in quanto territorio di elevato interesse naturalistico e particolarmente affetto dal fenomeno degli incendi boschivi. All'interno del Parco e con riferimento a una *cronosequenza* (analisi sincronica) di incendi boschivi appositamente selezionata è stata analizzata la dinamica di ricostituzione della vegetazione a seguito del passaggio del fuoco, con particolare attenzione alla evidenziazione delle tipologie vegetazionali percorse, valutandone la dinamica in termini di composizione, struttura e ricchezza floristica.

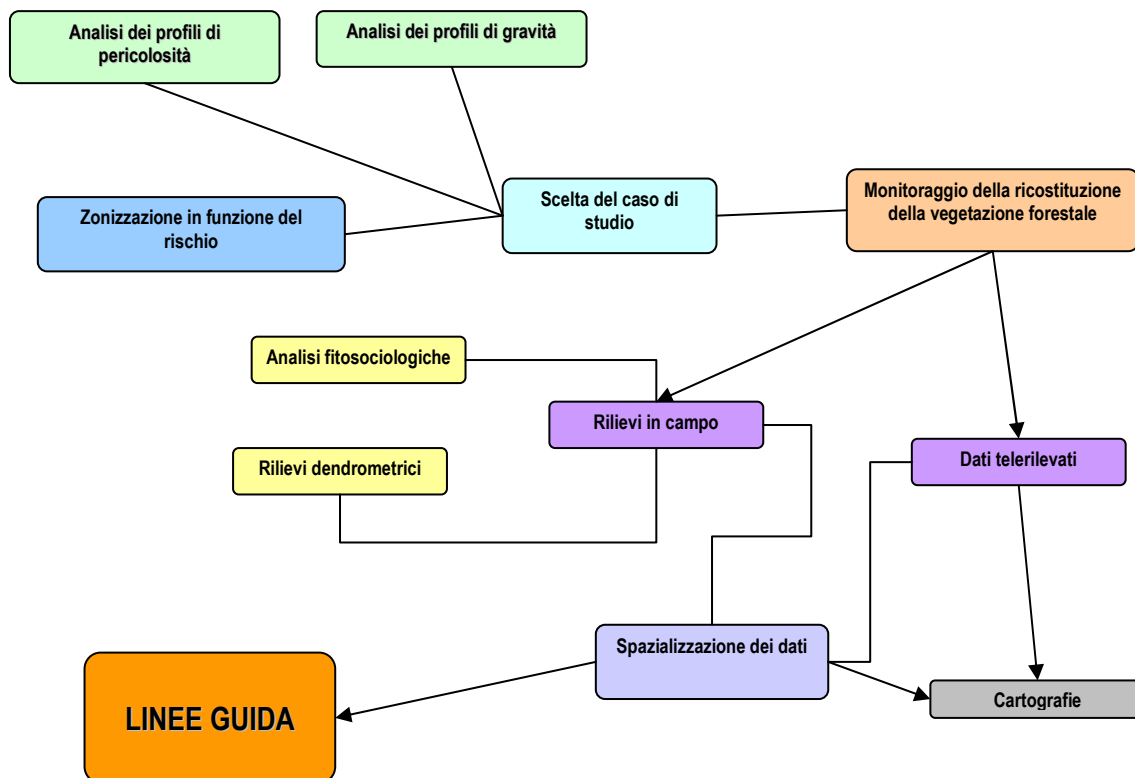


Figura 1 – Fasi di lavoro del programma “Tutela della biodiversità e recupero post-incendio nelle aree forestali delle Regioni dell’Obiettivo 1”.

Il monitoraggio e lo studio della ricostituzione della vegetazione ha previsto l’utilizzo di sistemi informativi territoriali e dati telerilevati da satellite, al fine di ottenere in maniera rapida e flessibile cartografie e dati multitemporali multiscala (CHUVIECO, 1996; VIEDMA 1999, CHIRICI e CORONA, 2005). Al fine di valorizzare il dato telerilevato e di valutare in dettaglio la dinamica di ricostituzione naturale della vegetazione bruciata, caratterizzandola anche dal punto di vista fitosociologico, sono stati realizzati rilievi a terra, predisponendo una rete di *aree campione permanenti georeferenziate*. In ciascuna area campione sono state condotte misure sia sulla rinnovazione gamica che su quella agamica, che sono state poi confrontate con la dinamica degli indici di vegetazione ottenuta dai dati telerilevati al fine di spazializzare le informazioni sull’intera area di studio.

L’interpretazione, in termini ecologici e dinamici, delle diverse situazioni vegetazionali ha permesso di prospettare percorsi gestionali coerenti con le condizioni dei popolamenti forestali esaminati e con le loro intrinseche capacità di risposta al disturbo. Tutto ciò ha permesso di definire alcune prospettive selvicolturali che sono state la base per la redazione delle *linee guida*

per gli interventi di recupero. Queste ultime si configurano quale supporto per programmare azioni calibrate e in sintonia con i naturali processi di recupero post-incendio e per ridurre le condizioni di instabilità e aumentata vulnerabilità che in genere caratterizzano gli ecosistemi forestali mediterranei percorsi dal fuoco.

## 2. INCENDI BOSCHIVI IN ITALIA

L'Italia ha una superficie di circa 30.130.000 ha, di cui il 36% circa è coperta da bosco e altre terre boscate (Tabella 1).

Tabella 1 - Suddivisione della superficie nazionale e di quelle regionali nelle principali categorie di interesse forestale e naturale (fonte: CORPO FORESTALE DELLO STATO, 2004).

	Bosco e altre terre boscate (ha)	Impianti di Arboricoltura da legno (ha)	Superficie forestale totale (ha)	Praterie, pascoli e incolti (ha)	Aree con vegetazione rada o assente (ha)	Altri usi del suolo (ha)	Totale (ha)
Piemonte	911.659	44.203	955.862	226.215	192.112	1.167.975	2.542.164
Valle d'Aosta	104.707	100	104.807	66.404	124.608	29.302	325.121
Lombardia	641.841	33.002	674.844	161.410	130.408	1.421.192	2.387.854
Trentino	400.326	0	400.326	49.803	61.004	110.907	622.040
Alto	343.622	0	343.622	95.906	141.409	157.510	738.448
Veneto	428.028	7.600	435.628	78.905	41.803	1.283.783	1.840.119
Friuli Venezia Giulia	340.822	9.201	350.023	41.003	23.902	368.924	783.851
Liguria	390.925	100	391.025	36.702	1.800	108.607	538.135
Emilia Romagna	616.340	16.801	633.141	65.304	12.001	1.503.997	2.214.443
Toscana	1.175.776	8.401	1.184.176	53.503	6.800	1.053.968	2.298.448
Umbria	381.225	4.300	385.525	27.202	1.100	430.428	844.254
Marche	310.420	400	310.820	55.504	7.000	598.339	971.663
Lazio	621.140	2.100	623.240	110.307	6.400	980.263	1.720.211
Abruzzo	450.429	1.900	452.329	150.410	16.401	461.930	1.081.070
Molise	144.509	800	145.309	36.402	2.600	258.717	443.029
Campania	486.131	1.300	487.431	66.304	7.100	800.452	1.361.288
Puglia	190.012	0	190.012	104.107	2.300	1.636.706	1.933.125
Basilicata	362.123	3.200	365.324	50.603	11.601	571.437	998.964
Calabria	630.041	900	630.941	111.907	4.600	759.049	1.506.497
Sicilia	365.224	1.100	366.324	443.929	33.602	1.727.311	2.571.166
Sardegna	1.232.780	10.101	1.242.880	184.512	34.002	949.561	2.410.956
Italia	10.528.080	145.509	10.673.589	2.216.343	862.556	16.380.357	30.132.845

Numerosi incendi percorrono ogni anno migliaia di ettari di bosco (Tabella 2).

Tabella 2 - Andamento degli incendi in Italia dal 1997 al 2004 (fonte: CORPO FORESTALE DELLO STATO, 2004).

ANNO	Numero incendi	Superficie percorsa dal fuoco			
		boscata (ha)	non boscata (ha)	totale (ha)	media (ha/incendio)
1997	11.612	62.775	48.455	111.230	9,6
1998	9.540	73.017	82.536	155.553	16,3
1999	6.932	39.362	31.755	71.117	10,3
2000	8.595	58.234	56.414	114.648	13,3
2001	7.134	37.470	37.745	75.215	10,5
2002	4.601	20.219	20.575	40.794	8,9
2003	11.250	36.825	44.441	81.266	7,2
2004	6.428	20.866	39.310	60.176	9,4



Particolare preoccupazione desta il fenomeno nelle aree protette, la cui superficie (esclusi i SIC e ZPS) risulta pari al 11% del territorio nazionale (Figure 2 e 3). Le aree SIC coprono il 13,8% del territorio nazionale (4.172.447 ha) e le aree ZPS il 6% (1.845.619 ha).

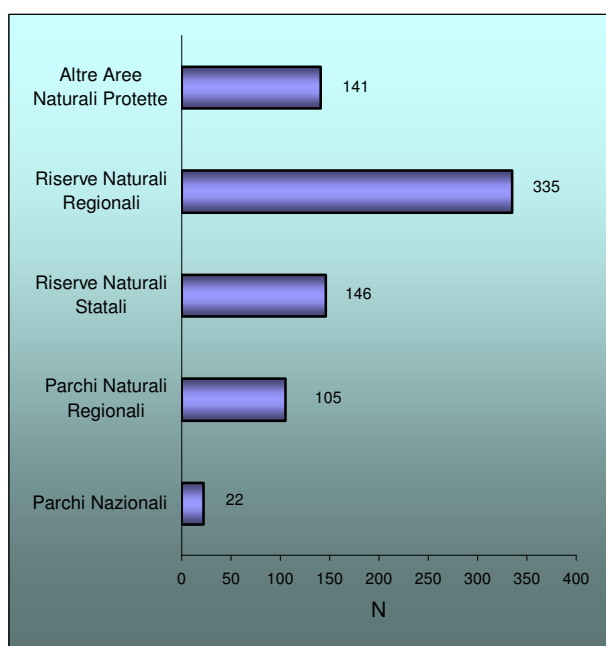


Figura 2 - Numero delle aree protette terrestri in Italia, secondo il 5° aggiornamento EUAP (MINISTERO DELL'AMBIENTE, 2003).

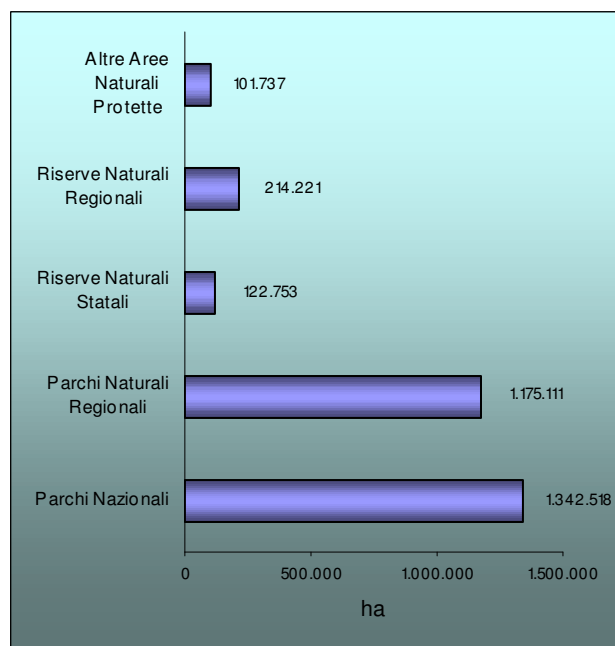


Figura 3 - Superfici delle aree protette terrestri in Italia, secondo il 5° aggiornamento EUAP (MINISTERO DELL'AMBIENTE, 2003).

Il fattore determinante nell'innescio e nella propagazione degli incendi boschivi in Italia è l'azione antropica: statistiche relative agli incendi boschivi, verificatisi nel periodo 2000-2004, confermano l'elevata incidenza delle cause volontarie, principalmente dolose, nello sviluppo del fenomeno (Tabella 3).

Tabella 3 – Ripartizione percentuale delle cause degli incendi boschivi in Italia nel periodo 2000-2004 (fonte: CORPO FORESTALE DELLO STATO, 2004).

Anno	Naturali	Accidentali	Colpose	Dolose	Dubbie
2000	0,9	0,5	11,8	57,7	29,1
2001	1,1	0,5	34,4	60,0	4,0
2002	0,7	0,0	17,7	59,2	22,3
2003	2,7	0,7	14,2	61,5	20,9
2004	1,0	0,6	13,3	61,7	23,4

Soprattutto nelle Regioni meridionali, gli incendi rappresentano la punta dell'iceberg di una condizione generale di disagio sociale dovuta alla mancanza di opportunità e di prospettive di lavoro e, conseguentemente, al determinarsi di condizioni di illegalità diffusa. Di qui, la diffusione di incendi dolosi legati ad atti di vandalismo, vendette o conflitti o alla cosiddetta industria del fuoco (LEONE e LOVREGGIO, 2004).

Un elemento da sottolineare nel rapporto tra cause ed effetti degli incendi è la correlazione tra superfici percorse da incendio e incendi dolosi: la scelta di tempo, luogo, tecnica di accensione è finalizzata a massimizzare il danno arrecato e ciò si traduce in superfici percorse maggiori rispetto a quelle percorse da incendi colposi. I fattori naturali, tipici delle aree mediterranee, quali le condizioni di aridità estiva e l'elevata infiammabilità della vegetazione forestale mediterranea, favoriscono la propagazione del fuoco. L'abbandono culturale dei boschi, o comunque la mancata esecuzione di interventi selvicolturali preventivi, sotto questo punto di vista facilitano sia l'innesco che la propagazione degli incendi.

Da un'analisi delle statistiche nazionali degli incendi nel periodo 1990-2000 (BLASI *et al.*, 2004) emerge che la maggior parte degli eventi (75%) ha avuto una superficie inferiore a 5 ha e interessato circa il 10% della superficie totale percorsa in Italia nel periodo considerato; il rimanente 90% è stato percorso da incendi con superfici maggiori di 5 ha.

Considerando che nel nostro paese il fuoco è un fenomeno potenzialmente sempre presente e, in alcuni casi, addirittura necessario per il mantenimento e la conservazione di alcuni ecosistemi, la pianificazione e gestione del territorio deve basarsi su una conoscenza adeguata del ruolo che il fuoco svolge nell'influenzare il funzionamento dei nostri ecosistemi e nel conformare il mosaico paesaggistico (CIANCIO *et al.*, 1996; MORENO *et al.*, 1996).

### 3. ANALISI DEI PROFILI DI GRAVITÀ, PERICOLOSITÀ E RISCHIO NELLE REGIONI OB.1

#### 3.1. Analisi dei profili di gravità su base statistica

L'analisi della gravità (*fire severity*) è un passo essenziale per valutare le modificazioni che il fuoco determina nel tempo (BOVIO, 1993). Questo parametro può essere quantificato valutando le superfici percorse dal fuoco e rapportandole alle superfici territoriali di riferimento per la definizione della gravità (le Province) (BLASI *et al.*, 2004). Questo rapporto esprime l'incidenza degli incendi boschivi sul territorio stesso.

L'unità territoriale di base presa in considerazione è la Provincia.

Per definire la gravità sono state considerate le superfici relative in territori boscati così come riportati dalla carta CORINE Land Cover 2000 (APAT, 2004). In particolare, al fine di definire le superfici boscate e le superfici percorribili totali, sono state considerate le classi 3.1 (zone boscate) e 3.2 (zone caratterizzate da vegetazione arbustiva e/o erbacea), riclassificandole come segue:

##### *Superfici Boscate:*

Codifica CORINE Land Cover	Descrizione
3.1.1	Boschi di latifoglie
3.1.2	Boschi di conifere
3.1.3	Boschi misti

##### *Superfici Percorribili Totali:*

Codifica CORINE Land Cover	Descrizione
3.1.1	Boschi di latifoglie
3.1.2	Boschi di conifere
3.1.3	Boschi misti
3.2.1	Aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota
3.2.2	Brughiere e cespuglieti
3.2.3	Aree a vegetazione sclerofilla
3.2.4	Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione

### 3.1.1. Metodologia

Sono stati calcolati i seguenti indicatori:

- rapporto tra superficie totale (boscata e non boscata) mediamente percorsa annualmente e la superficie totale territoriale provinciale (t);
- rapporto tra superficie boscata mediamente percorsa annualmente e superficie boscata provinciale (b);
- rapporto tra superficie totale (boscata e non boscata) mediamente percorsa annualmente e la superficie provinciale "percorribile" (boscata e non boscata) (p).

I valori dei rapporti sopra descritti sono stati indicizzati utilizzando le soglie riportate in Tabella 4 (BOVIO e CAMIA, 2004).

Tabella 4 – Indici associati ai rapporti utilizzati per la caratterizzazione della gravità reale degli incendi boschivi.

Rapporti percentuali tra superfici		INDICE
Limite inf.	Limite sup.	
0	0	0
> 0	<= 0,1	1
>= 0,1	< 0,3	2
>= 0,3	< 0,6	3
>= 0,6	< 1	4
>= 1	< 2	5
>= 2	< 3	6
>= 3	< 5	7
>= 5	< 10	8
>= 10	< 100	9

Sono stati così ottenuti gli indici riferiti ai rapporti tra superfici boscate (*lb*), gli indici relativi ai rapporti tra superfici totali percorse e superfici percorribili (*lp*) e gli indici del rapporto tra superfici totali percorse e superfici totali provinciali (*lt*). Questi ultimi servono a descrivere in maniera più esaustiva il fenomeno ma non sono utili al fine di valutare l'effettiva gravità reale, perché, considerando l'intera superficie della Provincia, includono anche le superfici non percorribili, come le aree urbane o gli specchi d'acqua.

Gli indici *lb* e *lp* sono stati utilizzati per calcolare un indice di sintesi della gravità reale (BOVIO e CAMIA, 2004):

$$P = \frac{1,5lb + lp}{2}$$

dove: P = punteggio di gravità reale assegnato alla Provincia; lb = indice riferito ai rapporti fra superfici boscate; lp = indice riferito ai rapporti fra superficie totale percorsa e superficie percorribile.

Nella Tabella 5 sono riportati i valori calcolati per ciascuna Provincia delle Regioni Ob. 1.

Tabella 5 - Rapporti percentuali e indici di gravità.

PROVINCE	Sup. bosc. perc./sup. bos. prov.	Indice di gravità sup. boscate	Sup. tot. perc./sup. percorribile	Indice di gravità sup. percorribili	Sup. tot. perc./sup. tot. prov.	Indice di gravità sup. provinciali	Classi di gravità
Potenza	0,44	3	0,62	4	0,29	2	4
Benevento	0,59	3	0,84	4	0,22	2	4
Salerno	0,73	4	0,86	4	0,46	3	5
Vibo Valentia	0,83	4	1,26	5	0,46	3	6
Avellino	0,88	4	1,04	5	0,35	3	6
Caserta	0,94	4	1,28	5	0,39	3	6
Matera	1,03	5	1,93	5	0,42	3	6
Cosenza	1,05	5	1,40	5	0,74	4	6
Napoli	1,36	5	1,68	5	0,27	2	6
Foggia	1,23	5	1,42	5	0,27	2	6
Cagliari	1,66	5	1,37	5	0,69	4	6
Nuoro	1,87	5	1,45	5	0,93	4	6
Catanzaro	1,72	5	2,95	6	1,33	5	7
Sassari	2,30	6	1,23	5	0,57	4	7
Catania	2,38	6	1,34	5	0,37	3	7
Enna	2,24	6	1,60	5	0,49	3	7
Messina	2,43	6	1,58	5	0,96	4	7
Crotone	1,82	5	4,06	7	1,17	5	7
Bari	1,68	5	3,52	7	0,20	2	7
Oristano	2,39	6	2,28	6	0,80	4	8
Agrigento	3,04	7	1,74	5	0,37	3	8
Reggio Calabria	2,83	6	4,56	7	2,06	6	8
Brindisi	4,32	7	4,29	7	0,06	3	9
Taranto	5,77	7	4,94	7	0,63	4	9
Caltanissetta	4,85	7	3,57	7	0,66	4	9
Palermo	5,42	8	2,63	6	0,84	4	9
Ragusa	5,86	8	2,58	6	0,39	3	9
Siracusa	10,07	8	2,38	6	0,77	4	9
Trapani	12,89	9	5,85	8	0,67	4	9
Lecce	4,95	7	6,32	8	0,11	2	9

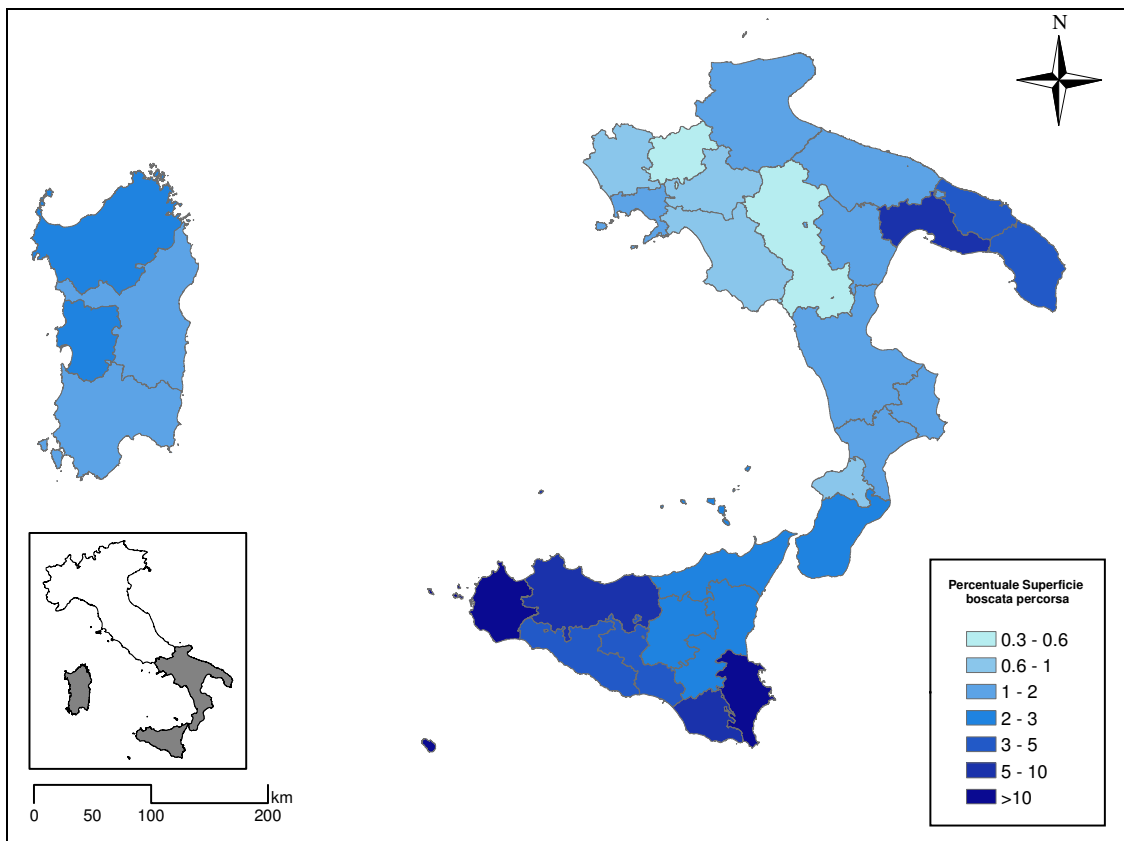


Figura 4 – Rapporto percentuale tra superficie boscata percorsa e superficie boscata provinciale.

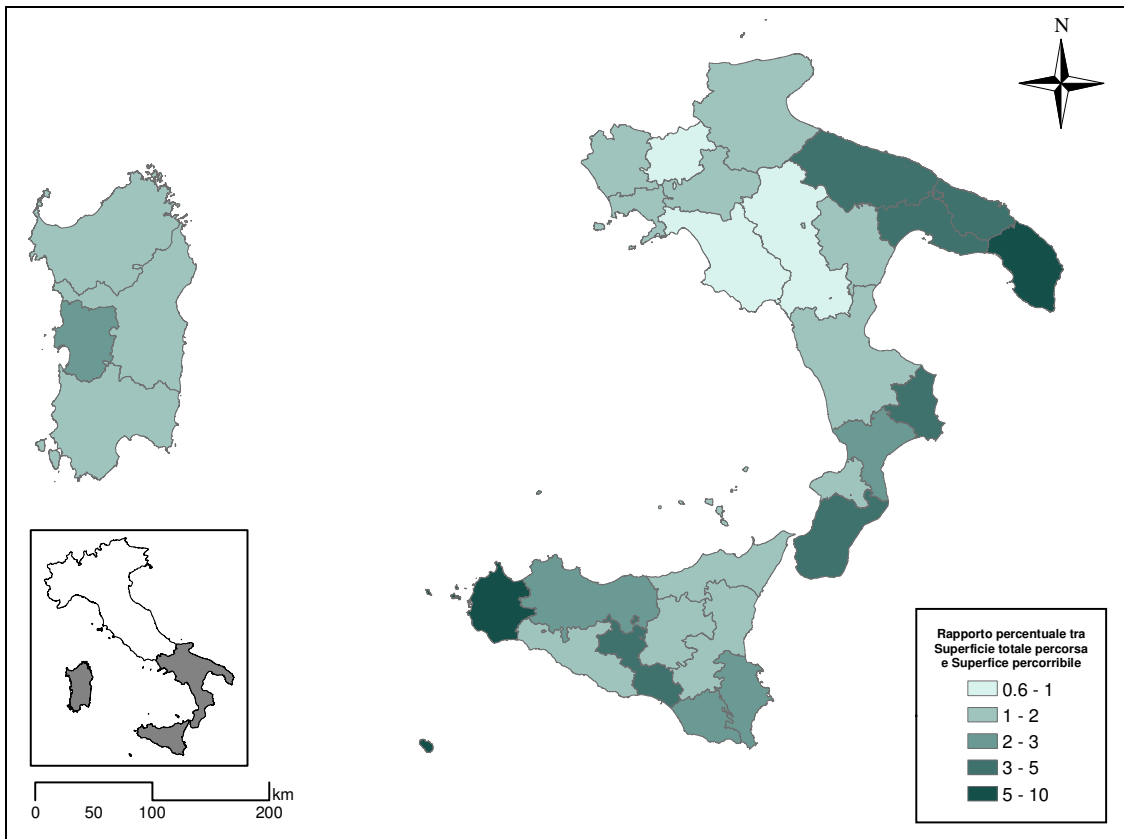


Figura 5 – Rapporto percentuale tra superficie totale percorsa e superficie percorribile provinciale.

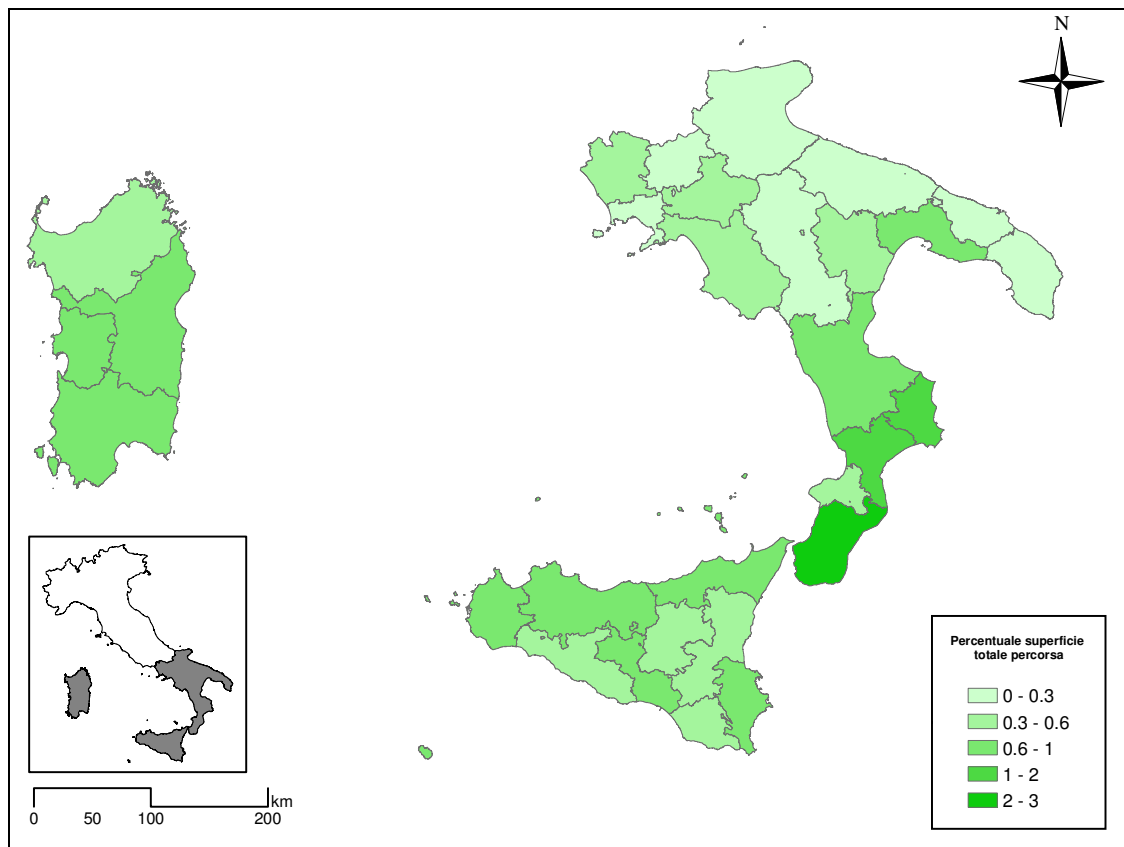


Figura 6 – Rapporto percentuale tra superficie totale percorsa e superficie totale provinciale.

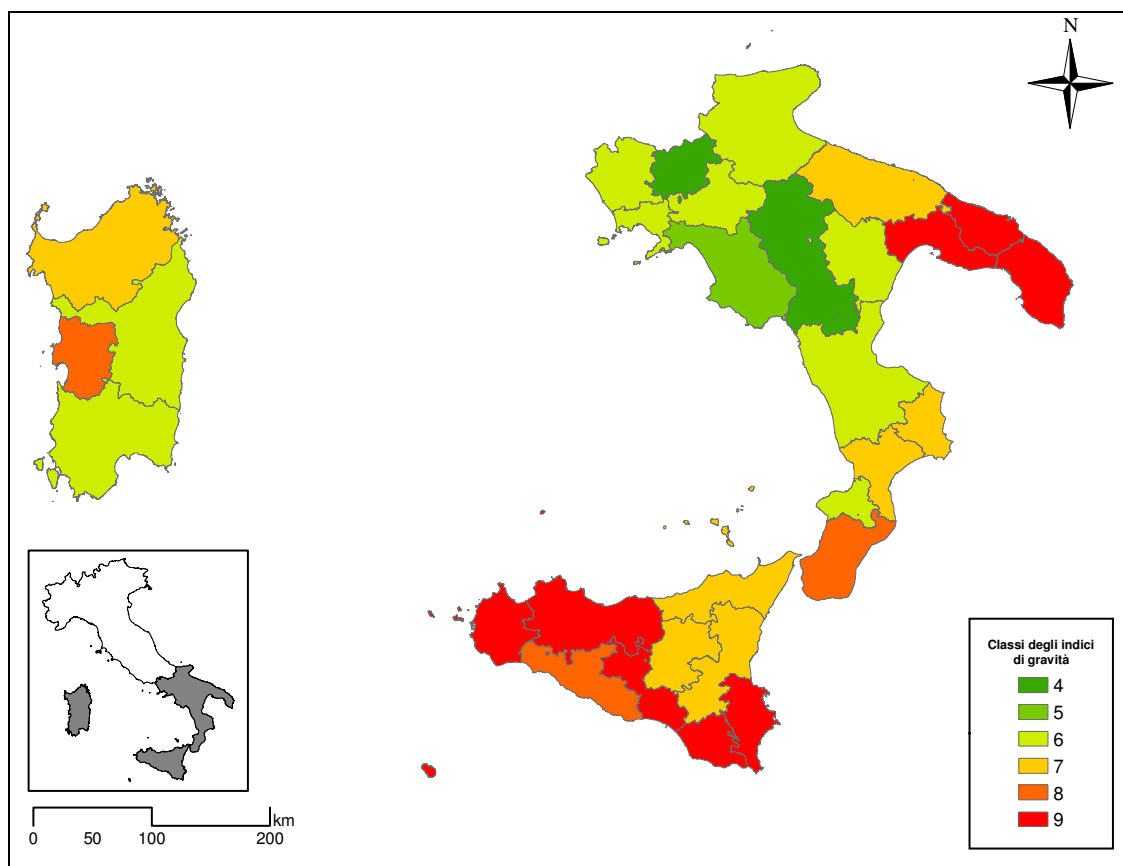


Figura 7 - Carta della gravità reale degli incendi boschivi, secondo l'indicizzazione in nove classi (classe 9 = massima).

### 3.2. Analisi dei profili di pericolosità su base statistica

La pericolosità di incendio boschivo (*fire danger*) esprime la possibilità del manifestarsi di questo tipo di eventi unitamente alla difficoltà di estinzione degli stessi in una determinata porzione di territorio: è, quindi, un parametro che esprime l'insieme dei fattori di insorgenza, di propagazione e di difficoltà nel contenere gli incendi boschivi (BOVIO, 1993).

L'analisi della pericolosità condotta su base statistica permette di ottenere un quadro esaustivo sull'incidenza degli incendi in un determinato territorio. In particolare, considerato in termini relativi, come nel caso in esame, questo tipo di analisi evidenzia e ordina, per livello di suscettività, ambiti territoriali omogeneamente sensibili al fenomeno degli incendi boschivi.

Dall'elaborazione di una serie statistica, che caratterizza le unità territoriali di base (territorio provinciale), viene costruito un profilo di pericolosità relativa, costituito dall'insieme delle statistiche di sintesi. La pericolosità di incendio viene espressa mediante alcune variabili caratterizzanti, che si riferiscono alla frequenza degli eventi e alle loro caratteristiche. Le variabili individuate non vengono assemblate in un indice

ma vengono tenute disaggregate nell'elaborazione, ciascuna a rappresentare uno specifico aspetto della pericolosità stessa: ciò che descrive il profilo di pericolosità degli incendi in ciascuna Provincia è quindi l'insieme delle variabili considerate (BOVIO e CAMIA, 1997).

### 3.2.1. Pericolosità estiva e pericolosità invernale

L'elaborazione delle statistiche di sintesi dei fattori caratterizzanti la pericolosità prevede la differenziazione del calcolo degli indici di pericolosità in funzione della stagionalità del fenomeno (BLASI *et al.*, 2004). Gli incendi infatti assumono una variabilità elevata anche nel tempo: prevalgono nel periodo estivo nel clima mediterraneo, caratterizzata da siccità e riposo vegetativo, mentre la stagione autunno-invernale è ha massima frequenza di incendio in aree alpine e prealpine (o con caratteristiche simili).

Nella macchia mediterranea, dove l'avanzamento del fuoco è solitamente veloce e le fasi di accensione e di accelerazione si sviluppano in rapida successione, si raggiungono i valori più elevati di superficie bruciata nell'unità di tempo. Poiché la biomassa incendiabile rappresenta una frazione della biomassa totale più alta rispetto ad altre coperture, l'energia che ne deriva è assai elevata e ad essa conseguono colonne di convezione molto energiche. Per la resilienza della copertura, si afferma velocemente la ricolonizzazione con specie spontanee. Nelle pinete sia mediterranee sia degli orizzonti collinari e montani, il tipo di incendio è caratterizzato spesso da comportamento radente, con passaggi in chioma relativamente frequenti. Si presentano spesso, eventi totali o pulsanti, più raramente l'incendio di chioma indipendente (BOVIO e CAMIA, 2004).

L'andamento temporale degli incendi boschivi nell'arco alpino e prealpino è causato dalla secchezza che si riscontra nei periodi invernali, quando la vegetazione è in stato di riposo e le precipitazioni sono meno abbondanti. Affiancano questa condizione, nelle aree a prevalenza di eventi invernali, venti particolarmente secchi e capaci di diffondere il fuoco, come il *föhn*, vento che si verifica solitamente proprio tra i mesi di novembre e maggio (CONEDERA *et al.*, 2002; CONEDERA e TINNER, 2002). Il manifestarsi di questo evento dipende da una situazione meteorologica a livello europeo, caratterizzata da una cellula di alta pressione e dall'influenza del rilievo (quello alpino) al di qua del quale si trova un'area di depressione. A causa di ciò, a ridosso dell'arco alpino si può originare un abbassamento dell'umidità relativa repentino e il vento assume una velocità molto elevata. Tutto questo permette di spiegare come, in concomitanza e immediatamente in seguito al manifestarsi del *föhn*, vi sia spesso elevata diffusione di incendi (BOVIO e CAMIA, 2004).



Nella Figura 8 è possibile apprezzare quali siano le stagioni di massima frequenza degli incendi in Italia.

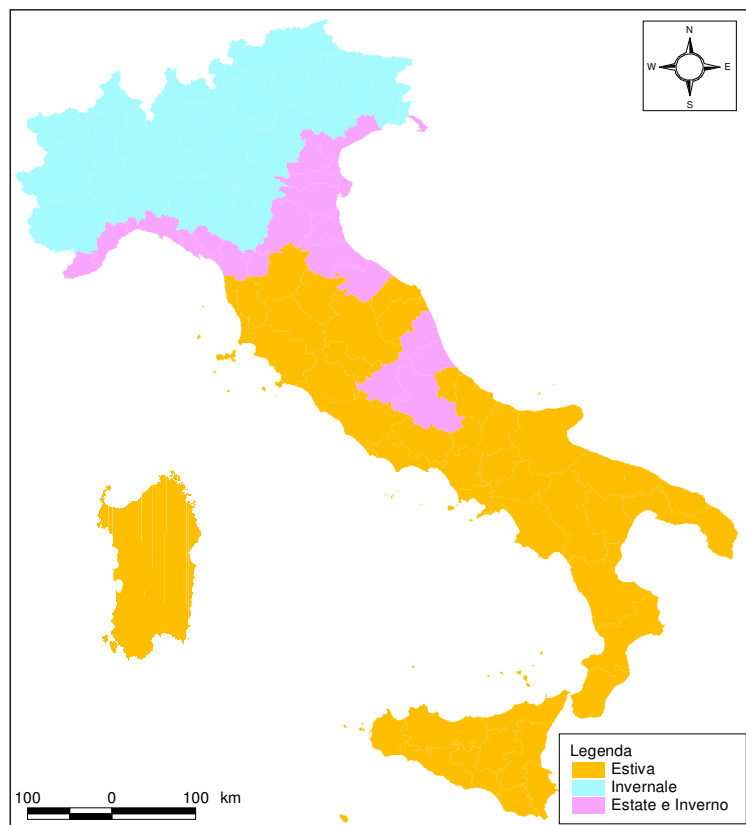


Figura 8 – Distribuzione della stagionalità degli incendi a livello provinciale (BLASI *et al.*, 2004).

In buona parte del Centro e tutto il Sud Italia (Regioni Ob. 1) la stagione estiva è quella in cui il fenomeno si manifesta in maniera più evidente. Un'analisi preventiva effettuata sulla serie storica considerata, che comprende il periodo 1997-2003, ha messo in evidenza una incidenza non significativa degli eventi invernali in quasi tutte le Province (Tabella 6).

Tabella 6 – Evidenziazione dei valori invernali dei parametri di caratterizzazione degli incendi boschivi nelle Regioni dell'Obiettivo 1.

PROVINCE	Numero Incendi			Numero Incendi maggiori di 10 ettari			Numero Incendi maggiori di 100 ettari			Superfici totali percorse		
	Totale	Inverno	% dati Invernali	Totale	Inverno	% dati Invernali	Totale	Inverno	% dati Invernali	Totale	Inverno	% dati Invernali
Matera	642	51	7,94	73	2	2,74	4	0	0,00	4.389,91	139,09	3,17
Potenza	1.314	284	21,61	104	7	6,73	4	0	0,00	7.145,27	785,23	10,99
Catanzaro	1.357	371	27,34	140	9	6,43	16	3	18,75	11.778,78	1.434,75	12,18
Cosenza	2.913	420	14,42	280	20	7,14	29	4	13,79	21.583,83	3.272,79	15,16
Crotone	1.123	91	8,10	67	6	8,96	3	0	0,00	4.775,95	408,40	8,55
Reggio Calabria	2.208	128	5,80	140	3	2,14	21	1	4,76	19.812,88	1.343,45	6,78
Vibo Valenzia	561	138	24,60	32	9	28,13	2	0	0,00	2.329,70	750,50	32,21
Avellino	1.021	238	23,31	59	13	22,03	2	0	0,00	4.641,11	989,25	21,31
Benevento	695	123	17,70	10	2	20,00	0	0	0,00	1.639,51	241,10	14,71
Caserta	872	147	16,86	65	7	10,77	3	0	0,00	4.160,60	508,66	12,23
Napoli	656	93	14,18	17	1	5,88	0	0	0,00	1.290,57	168,03	13,02
Salerno	2.637	585	22,18	139	10	7,19	9	1	11,11	9.772,14	1.505,90	15,41
Bari	474	25	5,27	35	1	2,86	3	0	0,00	2.291,29	100,00	4,36
Brindisi	114	1	0,88	9	0	0,00	0	0	0,00	599,00	2,00	0,33
Foggia	1.079	79	7,32	95	5	5,26	7	0	0,00	5.668,39	238,00	4,20
Lecce	440	10	2,27	15	0	0,00	0	0	0,00	1.054,93	3,55	0,34
Taranto	488	21	4,30	123	5	4,07	15	0	0,00	8.002,96	134,52	1,68
Cagliari	4.552	151	3,32	166	3	1,81	21	0	0,00	12.309,25	229,70	1,87
Nuoro	4.095	146	3,57	234	1	0,43	30	0	0,00	19.929,65	185,53	0,93
Oristano	1.675	30	1,79	45	1	2,22	13	0	0,00	5.186,02	34,55	0,67
Sassari	2.689	103	3,83	106	1	0,94	26	0	0,00	15.912,24	95,69	0,60
Agrigento	198	12	6,06	44	1	2,27	8	0	0,00	2.907,13	53,50	1,84
Caltanissetta	368	35	9,51	86	2	2,33	6	1	16,67	4.312,12	141,00	3,27
Catania	645	106	16,43	85	4	4,71	3	1	33,33	3.975,85	172,95	4,35
Enna	254	10	3,94	61	0	0,00	3	0	0,00	3.057,62	30,50	1,00
Messina	1.165	28	2,40	192	5	2,60	20	1	5,00	11.871,21	273,10	2,30
Palermo	1.005	116	11,54	154	12	7,79	20	0	0,00	13.494,37	553,20	4,10
Ragusa	119	16	13,45	2	1	50,00	5	0	0,00	2.476,26	84,04	3,39
Siracusa	136	11	8,09	31	4	12,90	10	0	0,00	5.149,90	115,30	2,24
Trapani	459	37	8,06	69	2	2,90	7	1	14,29	4.116,10	252,94	6,15
	35.954	3606	10,03	2.678	137	19,55	290	13	4,48	215.634,54	14.247,22	6,61

Per questo motivo la pericolosità invernale degli incendi boschivi, relativamente al periodo storico considerato, non è stata considerata ai fini della caratterizzazione complessiva del fenomeno degli incendi nelle Regioni analizzate.

Per quel che riguarda invece la stagionalizzazione dei fattori predisponenti al rischio di incendi (vedi § 3.3), si è ritenuto necessario valutare sia il periodo estivo che quello invernale, essendo il rischio un aspetto strutturale che, soprattutto ai fini pianificatori, merita di essere considerato anche indipendentemente dall'effettivo verificarsi degli eventi nel periodo storico esaminato.

### 3.2.2. Metodologia

Per definire la pericolosità relativa degli incendi boschivi estivi nelle Province appartenenti alle Regioni Ob. 1 si è proceduto all'elaborazione della serie storica disponibile. Per ciascuna Provincia le variabili considerate sono state (Tabella 7):

- numero medio annuo di incendi;
- numero medio annuo di incendi di superficie maggiore di 10 ha;

- numero medio annuo di incendi di superficie maggiore di 100 ha;
- superficie media percorsa dal fuoco;
- superficie mediana percorsa dal fuoco;
- superficie massima percorsa dal fuoco;
- media del rapporto tra superficie percorsa e durata dei singoli eventi.

Le variabili sopra citate sono state determinate considerandone l'andamento durante la stagione principale degli incendi, da giugno a ottobre.

Tabella 7 - Statistiche di sintesi degli incendi boschivi estivi per Provincia

Province	numero di incendi	numero di incendi maggiori di 10 ha	numero di incendi maggiori di 100 ha	superficie media incendio (ha)	superficie mediana incendio (ha)	superficie massima incendio (ha)	media del rapporto tra superficie (ha)/durata (h)
Matera	591	71	4	7,19	3,60	215	1,06
Potenza	1.030	97	4	6,17	5,90	530	0,70
Catanzaro	986	131	13	10,49	7,44	810	0,83
Cosenza	2493	260	25	7,34	1,98	600	0,84
Crotone	1.032	61	3	4,23	2,00	720	0,74
Reggio Calabria	2.080	137	20	8,88	10,36	2.800	0,89
Vibo Valentia	423	23	2	3,73	1,80	220	0,81
Avellino	783	46	2	4,66	5,30	900	0,82
Benevento	572	8	0	2,44	2,59	94	0,76
Caserta	725	58	3	5,04	1,39	350	0,75
Napoli	563	16	0	1,99	14,02	60	0,32
Salerno	2.052	129	8	4,03	1,71	502	0,64
Bari	449	34	3	4,88	2,97	110	1,45
Brindisi	113	9	0	5,28	8,77	70	1,72
Foggia	1.000	90	7	5,43	3,04	182	0,96
Lecce	430	15	0	2,45	2,51	72	1,12
Taranto	467	118	15	16,85	1,43	597	2,77
Cagliari	4.401	163	21	2,74	5,29	1170	1,18
Nuoro	3.949	233	30	5,00	0,94	1489	1,95
Oristano	1.645	44	13	3,13	97,80	875	0,79
Sassari	2.586	105	26	6,12	0,71	4.120	3,13
Agrigento	186	43	8	15,34	6,14	245	2,65
Caltanissetta	333	84	5	12,53	50,93	210	2,78
Catania	539	81	2	7,06	2,02	150	1,39
Enna	244	61	3	12,41	5,10	150	3,26
Messina	1.137	187	19	10,20	0,53	550	1,39
Palermo	889	142	20	14,56	2,87	920	1,44
Ragusa	103	50	5	23,23	7,60	312	4,08
Siracusa	125	27	10	40,28	10,49	1.540	2,30
Trapani	422	67	6	9,15	2,54	410	1,75

### 3.2.3. Elaborazione delle variabili e ordinamento in gruppi

Per la definizione dei profili di pericolosità relativa è stata realizzata un'aggregazione delle Province in funzione delle variabili descrittive del fenomeno (CAMIA e BOVIO 2004): in particolare, si è proceduto a una analisi per gruppi (*Cluster Analysis*) che ha permesso di aggregare le Province in insiemi a comportamento omogeneo rispetto al fenomeno considerato. Nelle tecniche di classificazione gerarchica, a cui appartiene la *Cluster Analysis*, le unità di partenza (in questo caso, le singole Province) vengono aggregate in gruppi di ordine superiore (o inferiore) di similarità (o distanza), ripetendo il processo per tutti i livelli in modo da formare un "albero di aggregazione".

I coefficienti di similarità (detti anche coefficienti di associazione) sono misure della relazione esistente fra due unità, rispetto ad un insieme di "p" caratteri comuni a entrambe. Una peculiarità di questi coefficienti è di poter essere calcolati qualunque sia la natura dei caratteri considerati. Se i caratteri sono qualitativi si può, infatti, utilizzare una procedura che traduca in un codice binario (0/1) la "presenza" (1) e "assenza" (0) del carattere stesso. Per caratteri quantitativi, quali sono le statistiche di sintesi degli incendi, è preferibile adottare misure di distanza di tipo "metrico". Tra queste, quella considerata nella presente elaborazione è stata la distanza euclidea al quadrato. Nella situazione iniziale si considerano n gruppi di una sola unità (cioè le 30 Province considerate) e si arriva, attraverso successive aggregazioni delle unità (e successivamente dei gruppi) più simili fra di loro, alla situazione nella quale si ha un unico gruppo formato dalle n unità (aggregazione gerarchica ascendente). I gruppi devono essere tali che le unità al loro interno siano relativamente più simili fra di loro (con riferimento ai caratteri considerati) rispetto a quelle inserite negli altri gruppi.

Il metodo di aggregazione utilizzato nella presente elaborazione è stato il criterio dell'inerzia di *Ward*. Si definisce inerzia di un insieme di unità statistiche la somma dei quadrati delle distanze dal centro di gravità (ossia il punto che ha coordinate medie) dell'insieme stesso. Se l'insieme è suddiviso in gruppi, si può calcolare l'inerzia all'interno dei singoli gruppi - rispetto ai loro centri di gravità - e l'inerzia dei centri di gravità dei gruppi rispetto a quello di tutto l'insieme. L'inerzia totale è uguale all'inerzia tra i gruppi (inter-classi) più l'inerzia all'interno dei gruppi (intra-classi).

Nel caso si possano utilizzare distanze metriche, e ci si trovi pertanto nell'ambito di uno spazio euclideo, la migliore partizione è quella per la quale l'inerzia inter-classi è forte e l'inerzia intra-classi è debole. Quando si passa da una partizione in "k+1" gruppi ad una in "k" gruppi e se ne aggregano due in uno, l'inerzia inter-classi diminuisce. Il criterio scelto per l'aggregazione nelle successive partizioni è quello di fondere i due gruppi per i quali la perdita di inerzia inter-classi è la più debole: tale perdita di inerzia è quindi assunta come misura della distanza fra i gruppi. Il metodo di *Ward* fornisce generalmente un insieme di gruppi di densità più o meno uguale, soddisfacendo a due requisiti: il bilanciamento della numerosità dei gruppi e la garanzia che la distanza tra un gruppo e un'unità esterna non è minore della distanza tra due individui appartenenti allo stesso gruppo (MUSSINO, 1998).

Prima di effettuare la gerarchizzazione si è proceduto alla standardizzazione dei dati, in modo che ciascuna delle variabili esaminate avesse lo stesso peso. Questa standardizzazione ha il vantaggio di eliminare la dipendenza della distanza dall'unità di misura di ciascuna variabile considerata.

\*\*\*\*\* HIERARCHICAL CLUSTER ANALYSIS \*\*\*\*\*

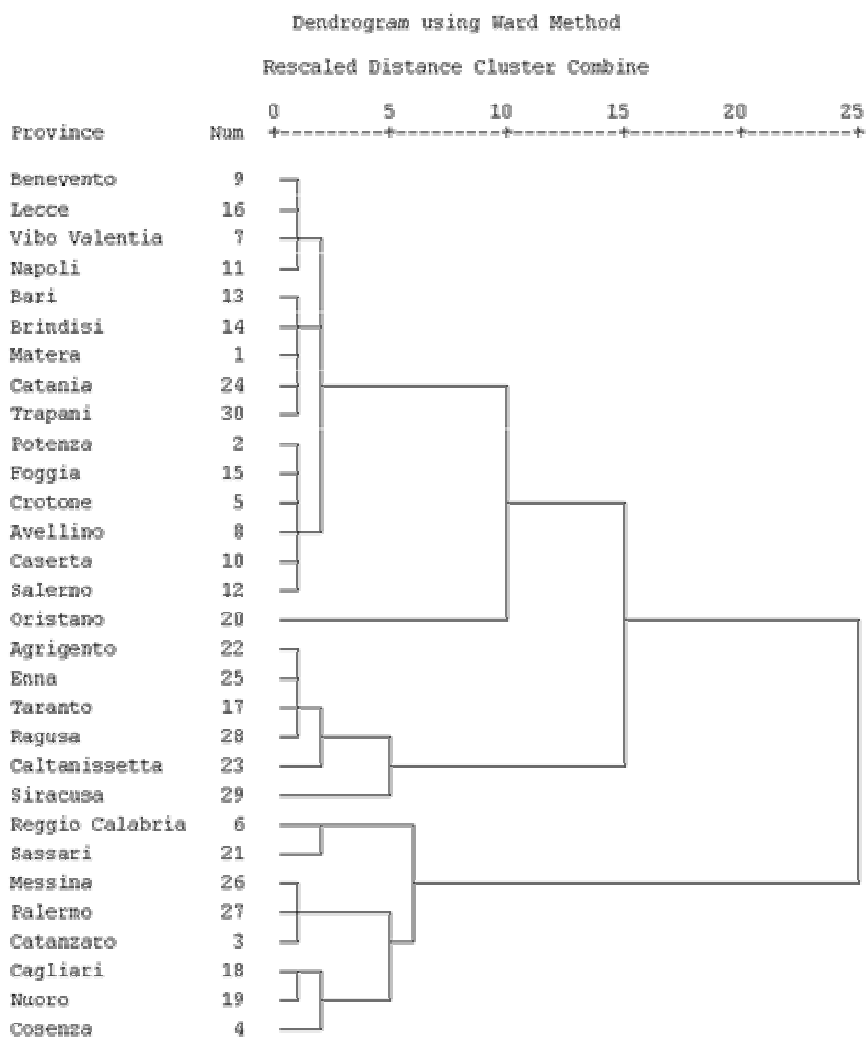


Figura 9 - Dendrogramma del profilo di pericolosità estiva degli incendi boschivi nelle Province delle Regioni dell'Obiettivo 1.

La gerarchia rappresentata nel dendrogramma è indicizzata, perché a ciascuna partizione corrisponde un numero che rappresenta il livello al quale si sono aggregati i gruppi (indice della distanza). Più tale indice è elevato, più gli elementi aggregati sono tra loro eterogenei.

La rappresentazione dell'albero gerarchico (Figura 9) facilita l'individuazione della partizione a cui corrisponde il numero di gruppi ottimale, tenendo conto dell'indice della distanza e degli obiettivi di sintesi dell'analisi qui condotta. L'ispezione del dendrogramma conduce infatti al taglio dell'albero di aggregazione in corrispondenza di un livello prescelto: i "rami" indicano gli insiemi da considerare come gruppi separati.

Si è ritenuto necessario adottare un criterio obiettivo nella suddivisione dei gruppi: a tal fine si è provveduto a mettere in grafico i valori dei coefficienti di aggregazione risultanti.

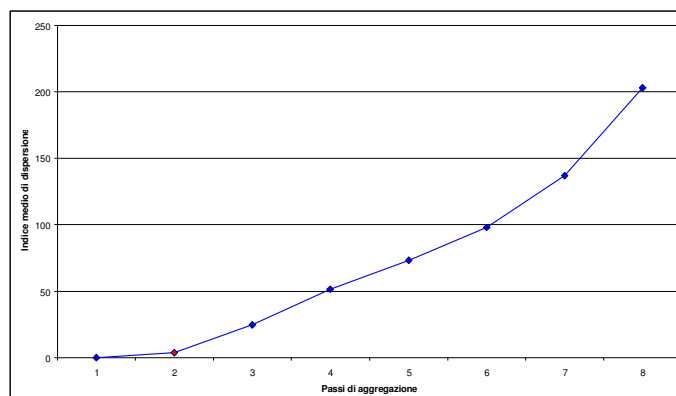


Figura 10 – Valori medi di dispersione in funzione dei passi di aggregazione dell'algoritmo di Cluster Analysis.

Come si evince dalla Figura 10, la dispersione dei gruppi si mantiene molto bassa fino al secondo passo di aggregazione, mentre subisce un “salto” di valore dal terzo passo in poi. Risulta quindi conveniente suddividere i gruppi secondo l’aggregazione ottenuta al passo precedente il salto di valore, quindi il passo 2.

Il dendrogramma (Figura 9) mostra che al passo 2 i gruppi formati sono sette (7) e sono costituiti da:

1. Napoli, Avellino, Caserta, Salerno, Benevento, Lecce, Bari, Brindisi, Foggia, Vibo Valentia, Crotone, Potenza, Matera, Catania e Trapani;
2. Oristano;
3. Taranto, Agrigento, Enna, Ragusa, Caltanissetta;
4. Siracusa;
5. Reggio Calabria e Sassari;
6. Catanzaro, Messina e Palermo;
7. Cosenza, Cagliari e Nuoro.

La suddivisione così ottenuta non esprime un livello di pericolosità direttamente proporzionale alla classe di appartenenza, in quanto i gruppi sono formati sulla scorta della similarità calcolata in funzione delle variabili considerate, non tutte strettamente proporzionali in funzione dei gruppi. Quindi per evitare confusioni si ometterà di utilizzare il termine “Classe”, utilizzando il termine più appropriato di “Gruppo”.

La descrizione della pericolosità all’interno di ciascun Gruppo si evince dai valori delle variabili associate ad ognuno di esso, come è possibile osservare dai grafici delle Figure 11–17 e dalla loro rappresentazione geografica nelle Figure 18–24, che riportano la distribuzione di ciascuna variabile in ambito provinciale.

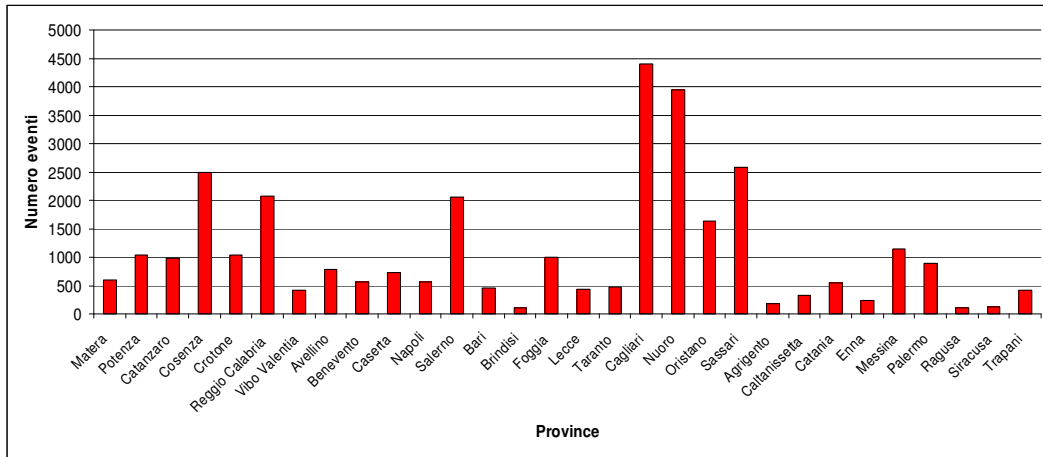


Figura 11 - Distribuzione per Province del numero medio annuo di incendi boschivi.

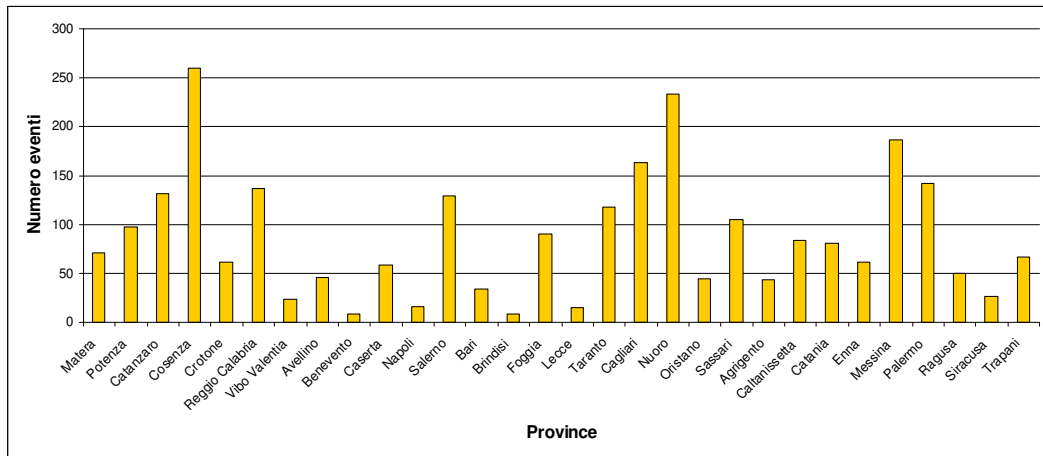


Figura 12 - Distribuzione per Province del numero medio annuo di incendi boschivi maggiori di 10 ha.

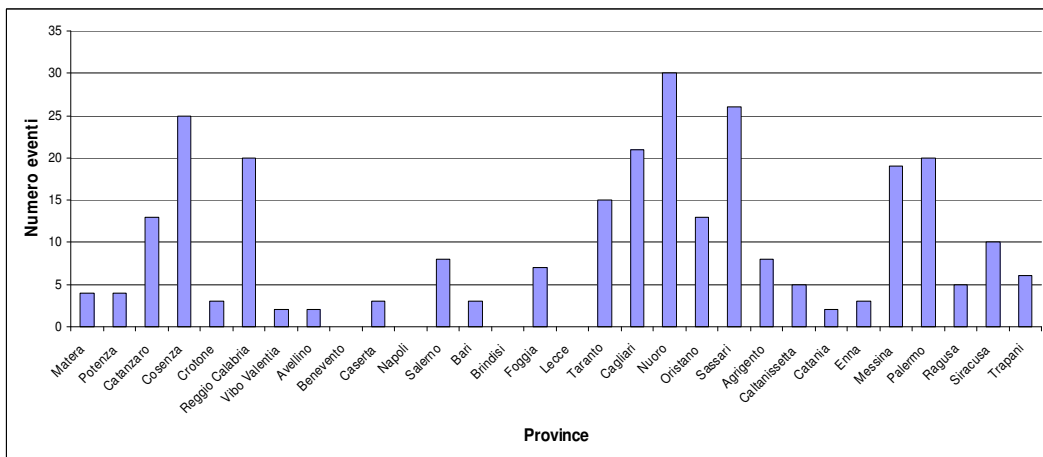


Figura 13 - Distribuzione per Province del numero medio annuo di incendi boschivi maggiori di 100 ha.

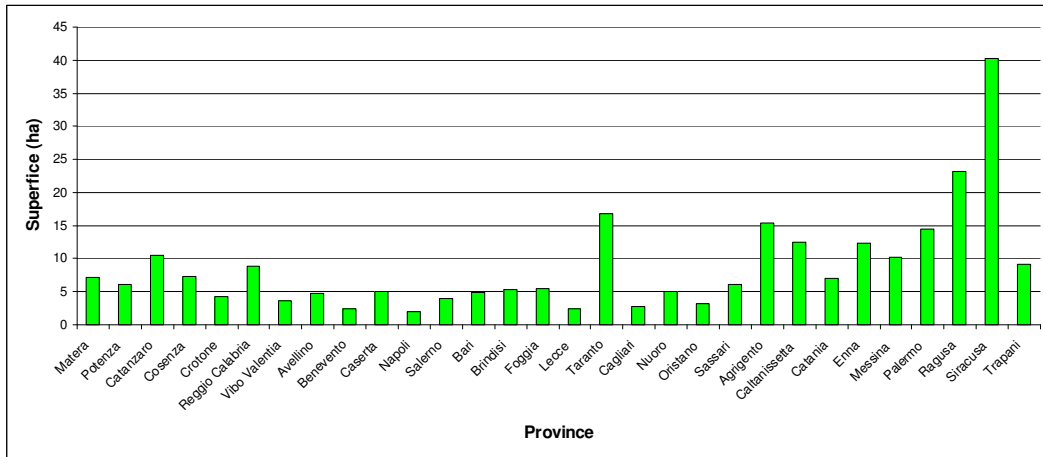


Figura 14 - Distribuzione per Province della superficie media percorsa dal fuoco.

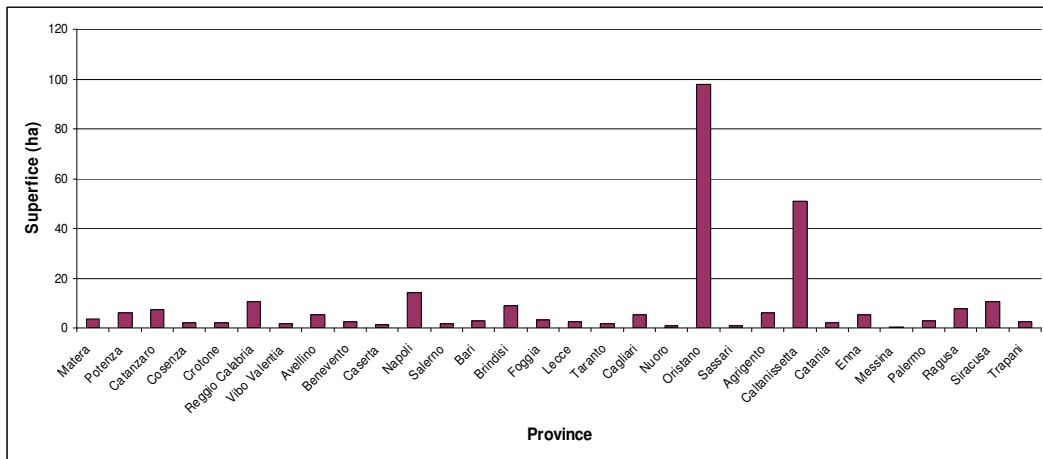


Figura 15 - Distribuzione per Province della superficie mediana percorsa dal fuoco.

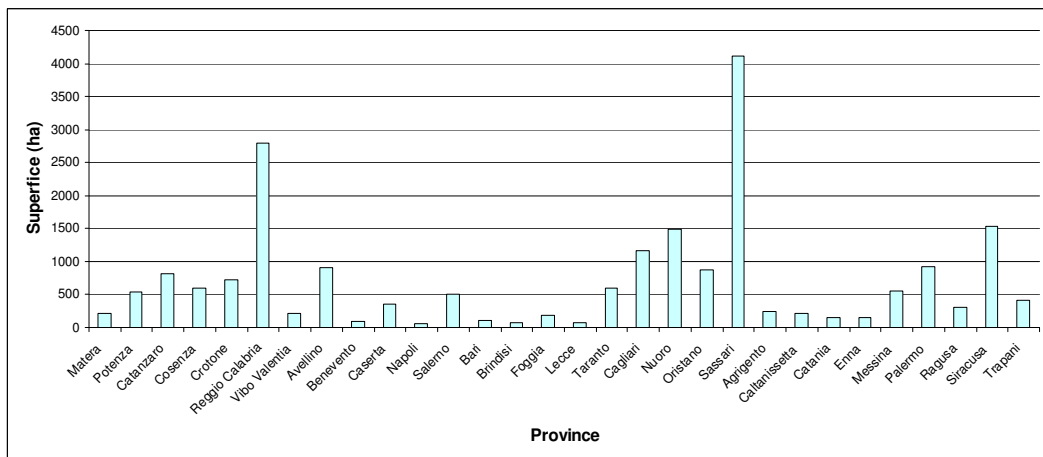


Figura 16 - Distribuzione per Province della superficie massima percorsa dal fuoco.



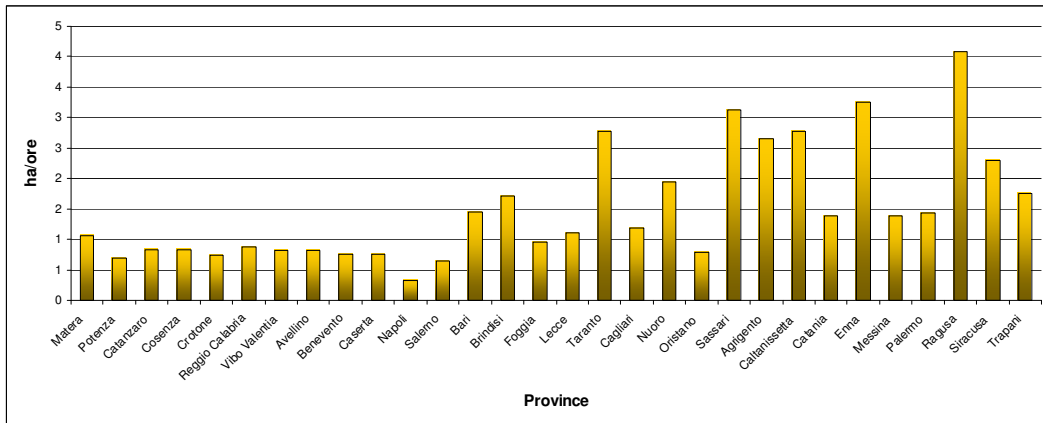


Figura 17 - Distribuzione per Province della media del rapporto tra la superficie percorsa e la durata dei singoli eventi

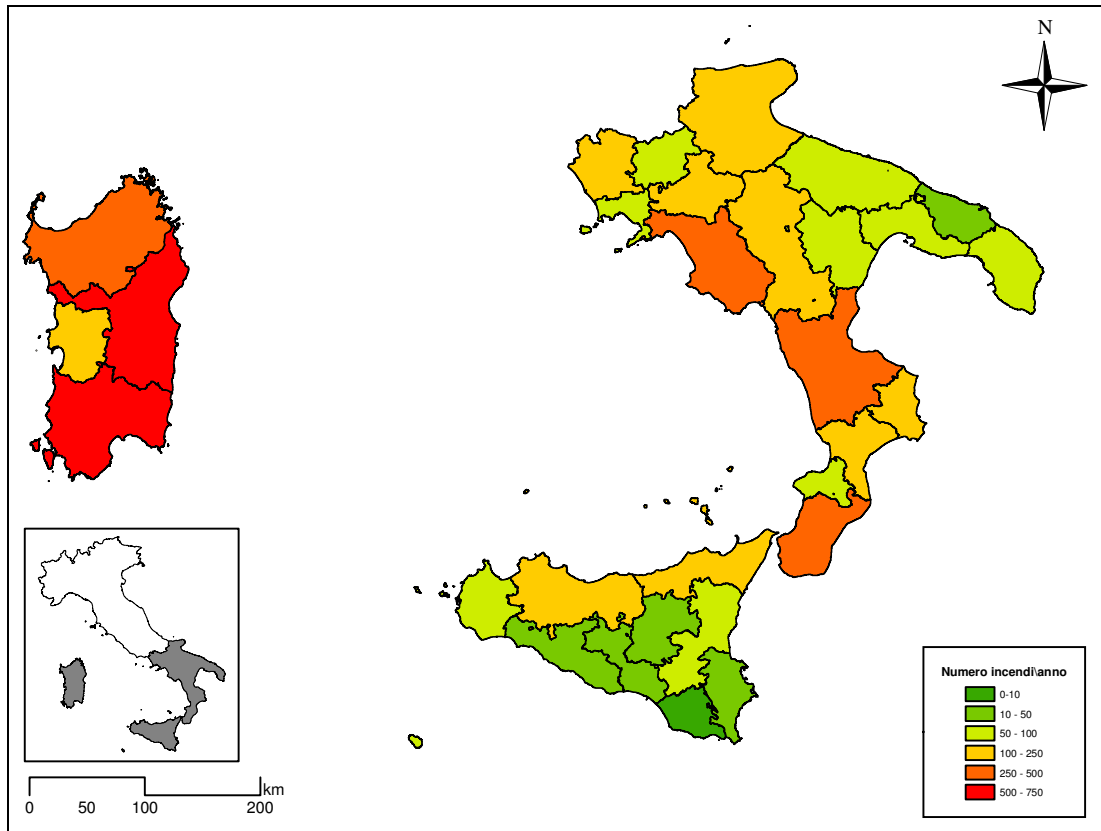


Figura 18 – Numero medio annuo di incendi boschivi per Provincia.

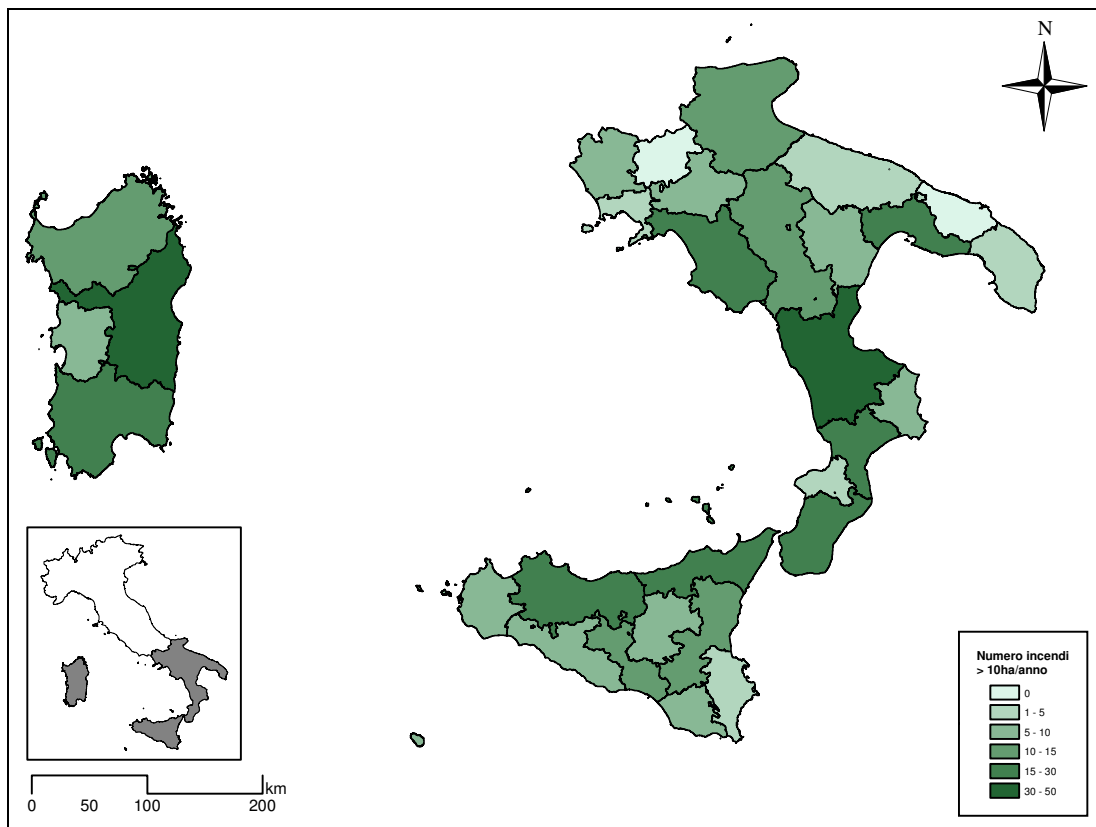


Figura 19 - Numero medio annuo di incendi maggiori di 10 ha per Provincia.

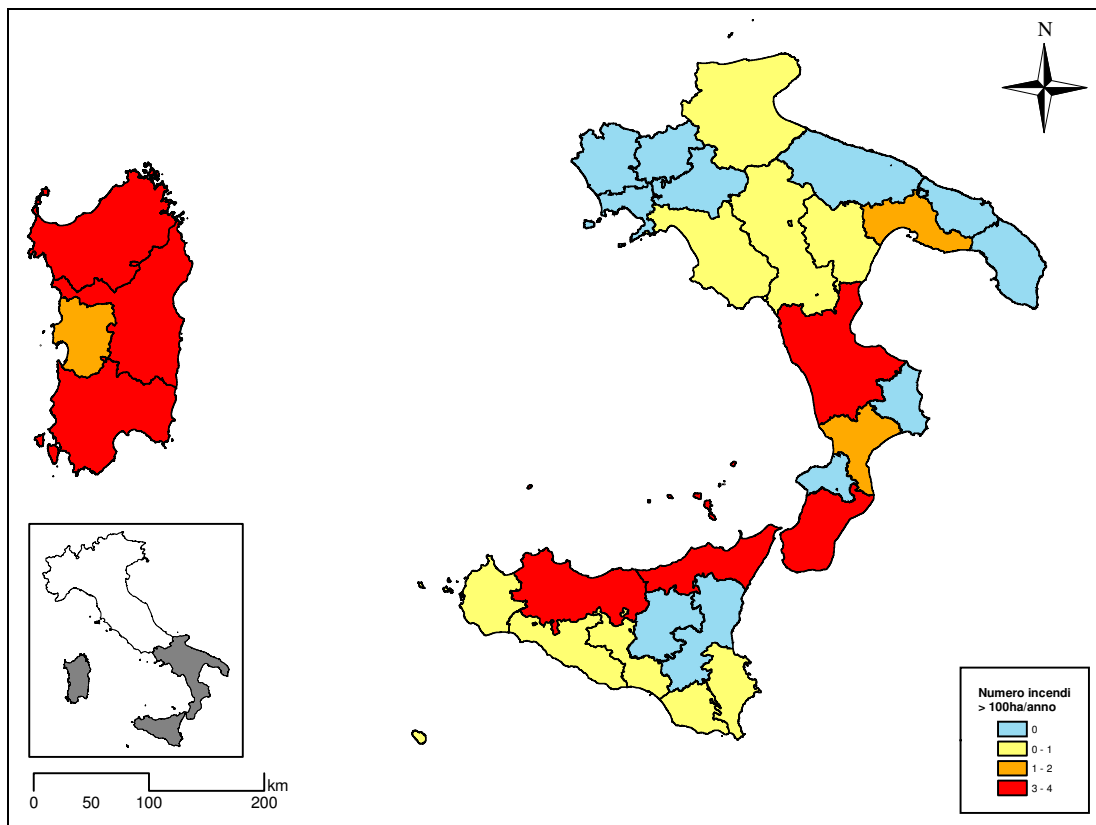


Figura 20 - Numero medio annuo di incendi maggiori di 100 ha per Provincia.

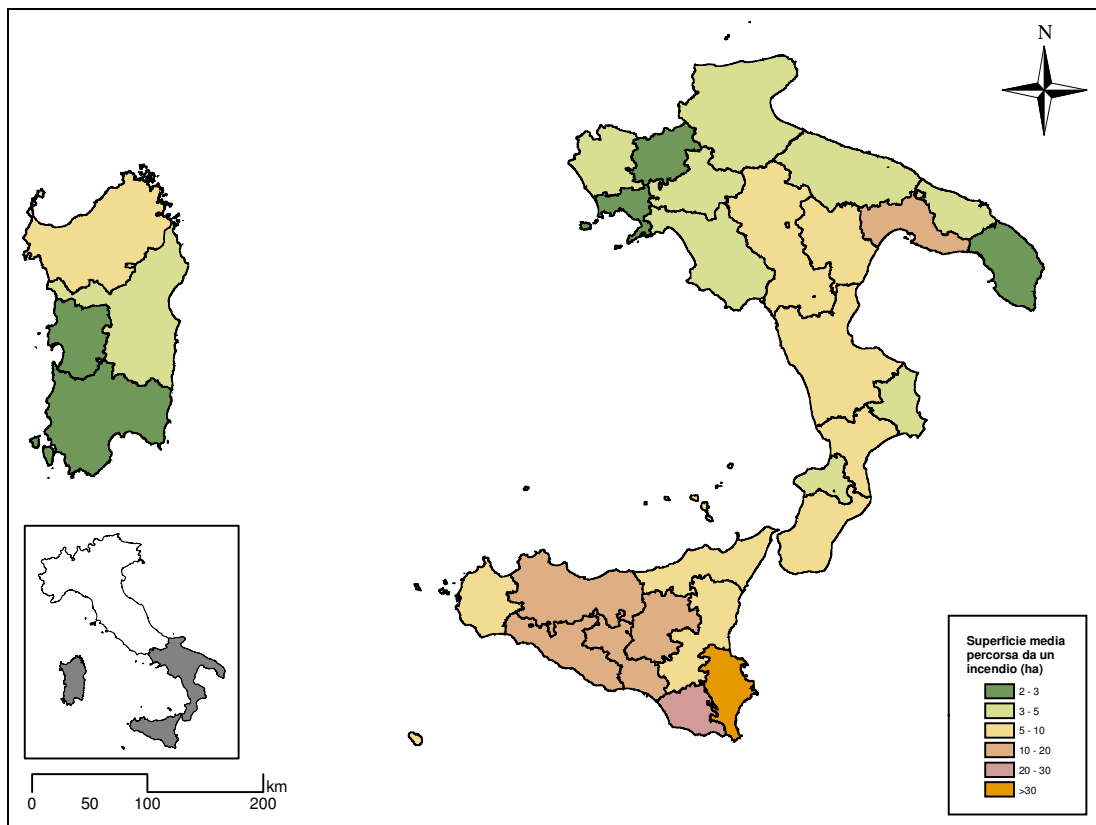


Figura 21 - Superficie media percorsa dal fuoco per Provincia.

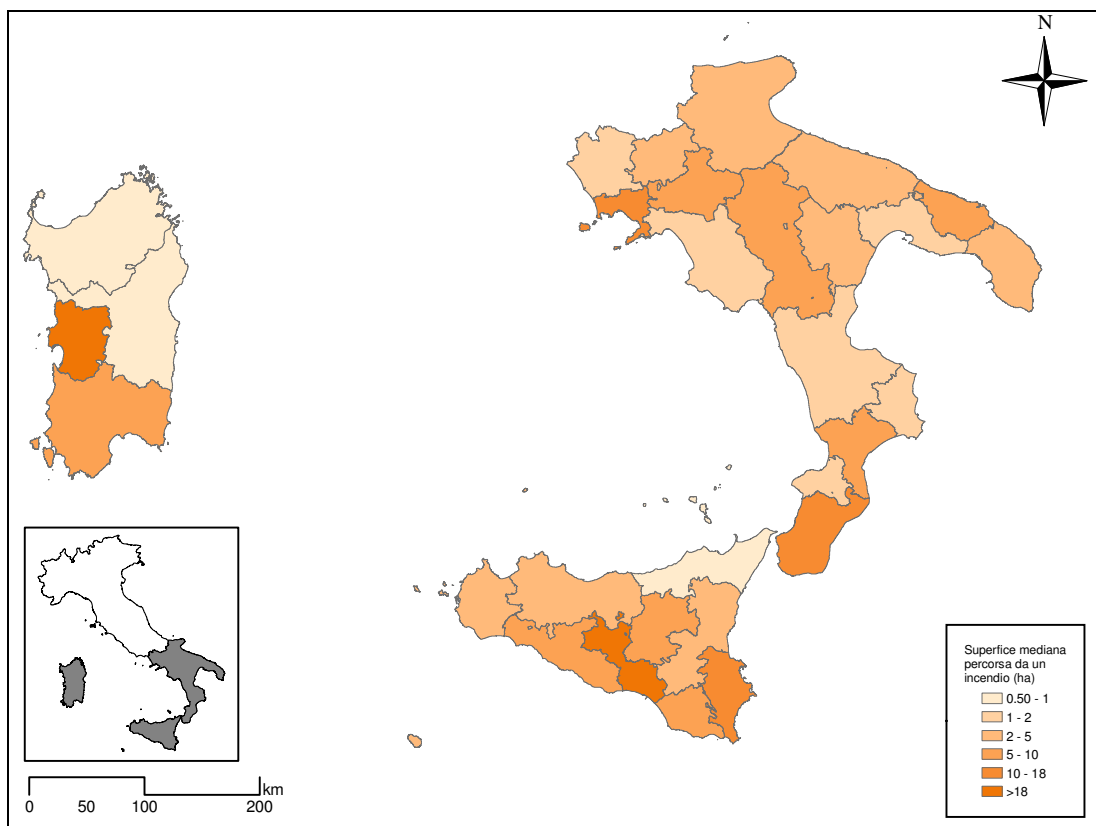


Figura 22 - Superficie mediana percorsa dal fuoco per Provincia.

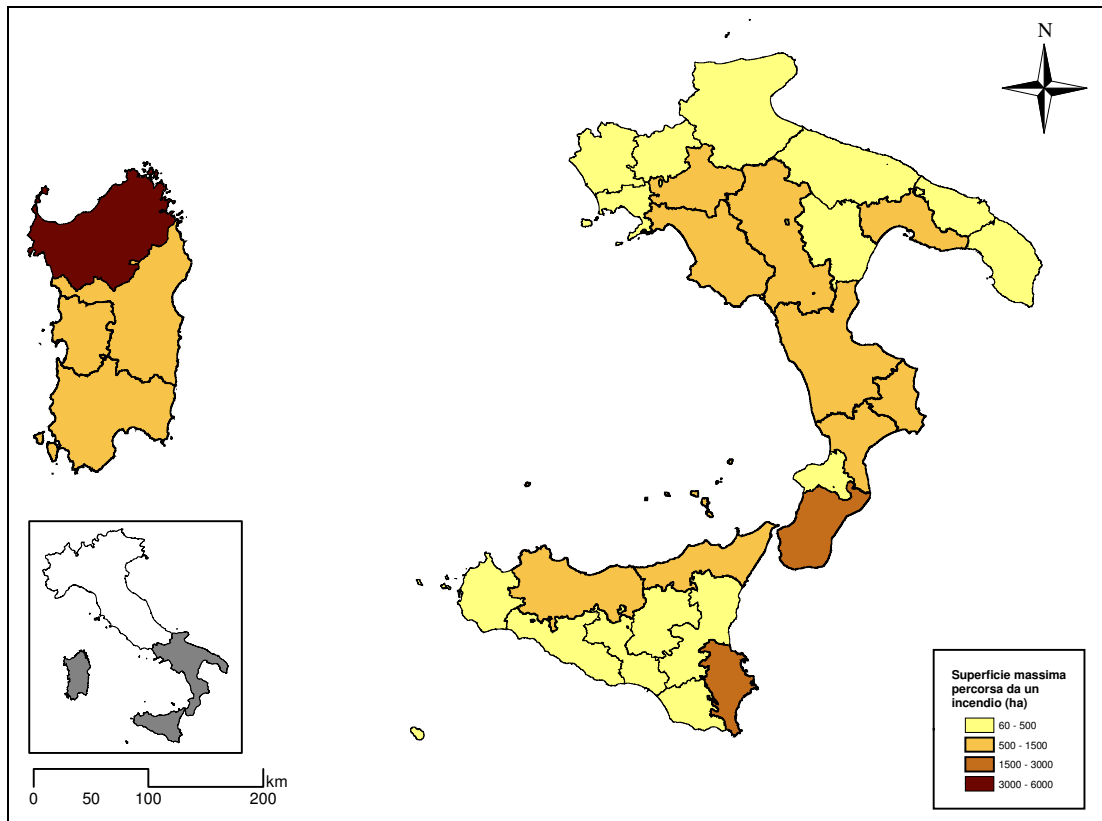


Figura 23 - Superficie massima percorsa dal fuoco per Provincia.

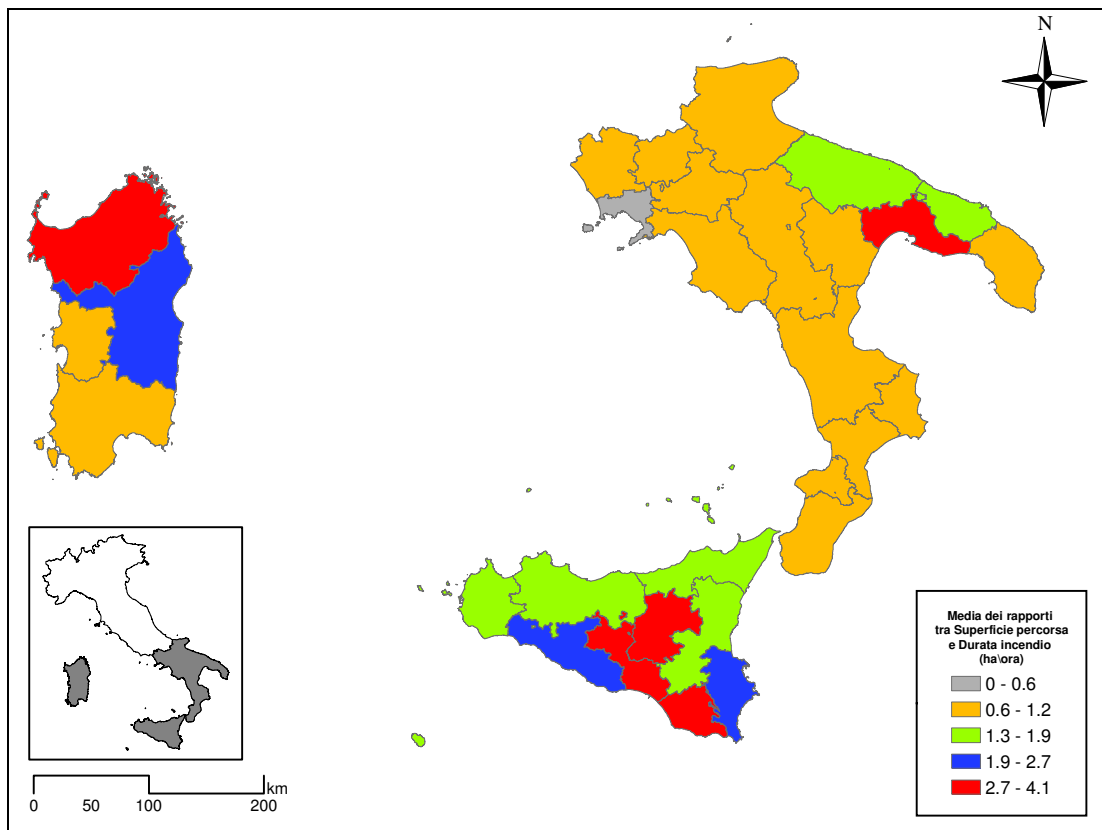


Figura 24 - Media del rapporto tra la superficie percorsa e la durata dei singoli eventi per Provincia.

### 3.2.4. Gruppi territoriali omogenei per pericolosità relativa

Caratterizzando i gruppi ottenuti dalla *Cluster Analysis* in funzione della superficie totale percorsa, del numero di incendi maggiori di 100 ha e del numero di incendi, si ottiene la sintesi illustrata in Tabella 8. Va ribadito che l'appartenenza di ciascuna Provincia a un determinato gruppo di pericolosità è da intendersi in senso relativo, riferita al fenomeno così come osservato nelle Regioni oggetto di studio.

Tabella 8 - Caratterizzazione dei gruppi territoriali omogenei per pericolosità relativa estiva.

Gruppo	Caratteristiche
1	<ul style="list-style-type: none"> <li>• il più basso valore di superficie totale;</li> <li>• il più basso numero di incendi maggiori di 100 ha;</li> <li>• numero di incendi basso;</li> </ul> <p>Le Province appartenenti a questo gruppo (15) sono caratterizzate da valori di numero di incendi maggiori di 10 ha, superficie media per incendio, superficie mediana per incendio, superficie massima d'incendio e media del rapporto tra superficie percorsa e durata tra i più bassi fra tutti i gruppi.</p>
2	<ul style="list-style-type: none"> <li>• basso valore di superficie totale;</li> <li>• ridotto numero di incendi maggiori di 100 ha;</li> <li>• numero di incendi basso ed inferiore al gruppo 1;</li> </ul> <p>Le Province appartenenti a questo gruppo (5) presentano valori di numero di incendi maggiori di 10 ha, superficie media per incendio, superficie mediana per incendio e superficie massima d'incendio poco superiori al precedente gruppo mentre la media del rapporto tra superficie percorsa e durata assume il valore più alto tra tutti i gruppi.</p>
3	<ul style="list-style-type: none"> <li>• valore di superficie totale maggiore del gruppo 2;</li> <li>• numero di incendi maggiori di 100 ha superiore al gruppo 2;</li> <li>• numero di incendi inferiore fra tutti i gruppi;</li> </ul> <p>Una sola Provincia appartiene a questo gruppo e presenta numero di incendi maggiori di 10 ha molto basso, mentre il valore di superficie media per incendio è il più elevato tra tutti i gruppi.</p>
4	<ul style="list-style-type: none"> <li>• valore di superficie totale poco superiore al gruppo 3;</li> <li>• numero di incendi maggiori di 100 ha superiore al gruppo 3;</li> <li>• numero di incendi intermedio fra tutti i gruppi;</li> </ul> <p>Una sola Provincia appartiene a questo gruppo ed è caratterizzata da un numero di incendi maggiori di 10 ha e valore di superficie massima d'incendio bassi, valore di superficie media per incendio e media del rapporto tra superficie percorsa e durata più bassi e superficie mediana per incendio più elevata tra tutti i gruppi.</p>
5	<ul style="list-style-type: none"> <li>• superficie totale doppia del gruppo 4;</li> <li>• numero di incendi maggiori di 100 ha superiore al gruppo 4;</li> <li>• numero di incendi inferiore al gruppo precedente;</li> </ul> <p>Le Province appartenenti a questo gruppo (3) sono caratterizzate da un numero di incendi maggiori di 10 ha, valore di superficie media per incendio, di superficie massima d'incendio e media del rapporto tra superficie percorsa e durata intermedi tra tutti i gruppi, mentre superficie mediana per incendio assume valori tra i più bassi presenti.</p>
6	<ul style="list-style-type: none"> <li>• valore di superficie totale molto elevata e superiore al gruppo 5;</li> <li>• numero di incendi maggiori di 100 ha superiore al gruppo molto alto;</li> <li>• numero di incendi molto elevato;</li> </ul> <p>Le Province appartenenti a questo gruppo (2) presentano un numero di incendi maggiori di 10 ha e media del rapporto tra superficie percorsa e durata elevati, bassi valori di superficie media e di superficie mediana per incendio, il più alto valore di superficie massima d'incendio.</p>
7	<ul style="list-style-type: none"> <li>• il più alto valore di superficie totale;</li> <li>• il più alto numero di incendi maggiori di 100 ha;</li> <li>• il più alto numero di incendi;</li> </ul> <p>Le Province appartenenti a questo gruppo (3) presentano valori di superficie media, massima e media del rapporto tra superficie percorsa e durata intermedi tra tutti i gruppi mentre il valore di superficie mediana per incendio è il più basso.</p>

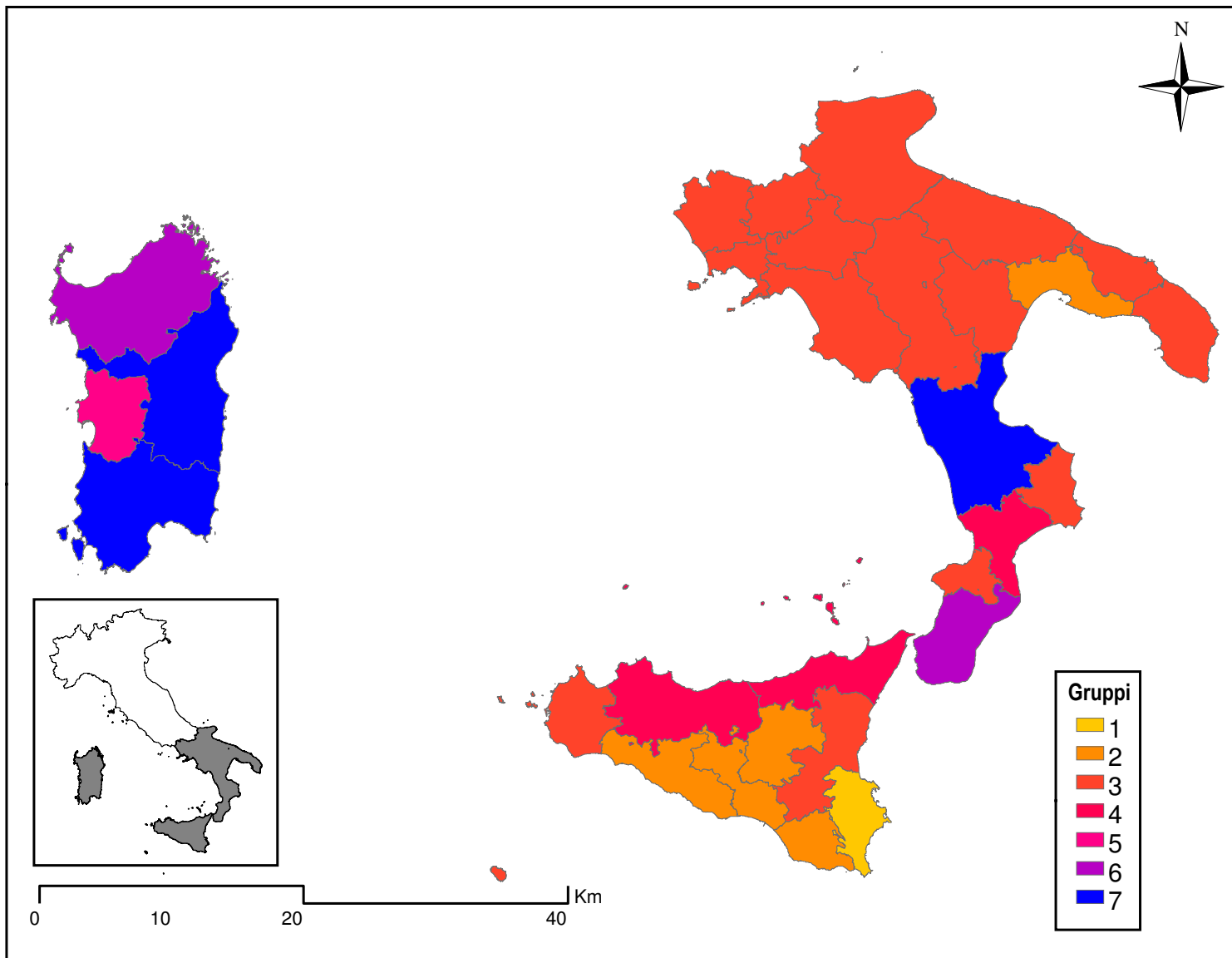


Figura 25 – Carta dei territori omogenei in termini di pericolosità relativa estiva degli incendi boschivi nelle Regioni dell'Obiettivo 1.

### 3.3. Analisi del rischio d'incendio

Affinché un incendio forestale si verifichi è necessario che siano disponibili: il combustibile (biomassa), il comburente (l'ossigeno) e una fonte di energia che dia inizio alla combustione. In Italia l'accensione è una componente fortemente antropogenica (CAMIA, 1993), mentre la propagazione del fuoco dipende dalle caratteristiche dei fattori naturali predisponenti. Il rischio di incendio (*fire hazard*) rappresenta la propensione dello spazio rurale, forestato e non, a essere percorso più o meno facilmente dal fuoco. Per la sua quantificazione devono essere tenute in conto le caratteristiche peculiari della vegetazione, di quelle geomorfologiche e di quelle meteorologiche (CAMIA *et al.*, 2001). Il concetto di rischio deve essere mantenuto distinto dal concetto di pericolo che è, per propria definizione, variabile nel tempo.

Nell'accezione considerata, il rischio è un fattore statico, che può cambiare solo sul lungo termine, e i cui parametri possono quindi essere definiti a priori. È quindi possibile, grazie ai Sistemi Informativi Geografici (GIS) e alla disponibilità di dati georiferiti, elaborare mappe del rischio di incendio a partire dalle informazioni su tali parametri (MARCHETTI, 1994). La cartografia del Rischio di Incendio identifica le zone critiche e costituisce la base informativa utile sia per pianificare le azioni di prevenzione, sia per programmare le risorse indispensabili alle attività di estinzione. La possibilità di poter individuare le zone a diverso rischio è quindi il primo passo per realizzare un'efficace attività di protezione del patrimonio boschivo dal fuoco, e quindi un presupposto necessario per una corretta gestione del territorio.

Particolare importanza rivestono le aree protette in quanto zone che possiedono speciali valori naturalistici ed emergenze paesaggistiche da conservare; la pianificazione antincendio gioca dunque un ruolo speciale in queste aree, come evidenziato dalla stessa legge 353/2000.

#### 3.3.1. Metodologia

Per elaborare la carta del rischio d'incendio nelle Regioni Ob. 1 è stato adottato il metodo proposto da CHUVIECO e CONGALTON (1989) adattato al territorio italiano (MARCHETTI *et al.*, 2004). L'algoritmo di previsione si basa su un modello additivo ponderato. L'analisi è di tipo multicriteriale, in cui occorre risolvere il problema della determinazione di un unico indice di valutazione a partire da più fattori, sia limitanti, sia predisponenti.

A tal fine è stato elaborato uno strato informativo (*layer*) per ciascuna variabile ritenuta fattore di rischio, classificata sulla base del grado di rischio stesso: sono stati ottenuti così tanti strati informativi quanti sono i fattori di rischio presi in esame. Mediante una funzione di sovrapposizione (*overlay*), i singoli strati sono stati ponderati per la produzione della carta del rischio d'incendio, secondo i coefficienti stabiliti dal modello.

Come già evidenziato (§ 3.2.1), il fenomeno degli incendi boschivi può essere ricondotto a due grandi gruppi: gli incendi estivi e gli incendi invernali. Secondo la stagione, i fattori predisponenti assumono una

diversa importanza, variando quindi il loro peso e i coefficienti di rischio delle singole classi. A fini conoscitivi è stato ritenuto opportuno redigere ambedue le cartografie: una del *rischio invernale* e una del *rischio estivo*.

*Nelle Regioni considerate è comunque quasi esclusivamente il rischio estivo quello che ha una significativa importanza ai fini dell'interpretazione delle relazioni tra biodiversità e incendi.*

### **3.3.1.1. Fattori di rischio**

I maggiori fattori predisponenti rispetto agli incendi boschivi fanno riferimento a tre grandi categorie: clima (come determinante dominante delle condizioni meteorologiche), uso del suolo (in particolare, vegetazione), assetto topografico (pendenza, esposizione, altitudine), ritenute responsabili nel favorire l'insorgere degli incendi e nel determinare il comportamento del fuoco (CAMIA *et al.*, 2001).

#### Clima

Il clima svolge nei confronti del fenomeno degli incendi boschivi una duplice azione: influenza direttamente il tipo e la quantità di vegetazione e determina l'umidità dell'aria, e conseguentemente anche quella del combustibile. La probabilità di ignizione è direttamente correlata al parametro fondamentale del clima: l'umidità. La temperatura influenza l'umidità. Il comportamento del fuoco nel corso di un incendio boschivo è strettamente rapportato all'umidità del combustibile. Com'è noto, le zone più colpite dal fuoco sono quelle caratterizzate da lunghi periodi di siccità.

Per caratterizzare il clima della penisola italiana, soprattutto per quanto riguarda gli aspetti vegetazionali e quelli connessi al fenomeno degli incendi boschivi, è stato utilizzato l'inquadrimento proposto da BLASI (2001) che ha preso in esame i dati termopluviometrici di 400 stazioni distribuite su tutto il territorio nazionale. Sono stati individuati 28 tipi di clima che, oltre a mostrare una chiara autonomia bioclimatica, si presentano ben distribuiti in senso geografico. I dati grezzi sono stati spazializzati con un modello matematico che ha tenuto conto dell'altitudine, dell'orografia e della distanza media tra le stazioni incluse in una determinata area. Di ciascun tipo sono evidenziate le caratteristiche bioclimatiche in termini di aridità, escursione termica, numero di mesi con temperatura minima inferiore a 0 °C, numero di mesi con temperatura media inferiore a 0 °C, temperatura media delle minime del mese più freddo, indice di termicità, indice ombrotermico estivo normale e compensato.

La base di dati, costituita da una cartografia in formato vettoriale, è stata ricampionata convertita in un grid e resa omogenea con gli altri strati informativi. Per il calcolo del rischio i 28 tipi di bioclima sono stati classificati secondo gli indici riportati nelle tabelle 9 e 10.

Sono stati così ottenuti due strati informativi differenti, uno per il grado di rischio estivo e uno per il rischio invernale, associati a ciascuna classe fitoclimatica.



Tabella 9 – Grado di rischio estivo associato alle classi fitoclimatiche (BLASI *et al.*, 2004).

Classe	Descrizione	Grado di rischio associato
1	Criorotemperato ultraiperumido	0
3	Orotemperato iperumido	0
4	Supratemperato/orotemperato iperumido/ultraiperumido	0
13	Supratemperato iperumido/umido	10
6	Supratemperato ultraiperumido-iperumido	10
5	Supratemperato iperumido/ultraiperumido	10
2	Supratemperato/orotemperato umido/iperumido-subumido	10
12	Supratemperato umido/iperumido	10
25	Mesotemperato/supratemperato umido	10
10	Supratemperato/mesotemperato iperumido/umido	10
9	Supratemperato/mesotemperato umido/iperumido	20
28	Supratemperato umido	20
24	Supratemperato umido	20
7	Supratemperato iperumido	20
26	Supratemperato/mesotemperato subumido/umido	20
11	Supratemperato/mesotemperato umido	20
8	Mesotemperato/mesomedit umido/iperumido	20
23	Supratemp./mesotemp., Subumido-umido	20
21	Mesotemperato subumido/umido	50
16	Mesotemperato umido/subumido	50
19	Mesotemp./mesomedit subumido	80
27	Supratemperato/supramedit, Umido/subumido	80
22	Mesotemp.-mesomedit subumido	80
17	Mesomedit./termotemp,umido-subumido	100
20	Mesomediterraneo subumido	100
15	Mesomedit./termomedit, Secco-subumido	100
18	Termomedit./mesomedit, Subumido	100
14	Termomedit./mesomedit./inframedit, Secco/subumido	100

Tabella 10 – Grado di rischio invernale associato alle classi fitoclimatiche (BLASI *et al.*, 2004)

Classe	Descrizione	Grado di rischio associato
7	Supratemperato iperumido	0
6	Supratemperato ultraiperumido-iperumido	0
1	Criorotemperato ultraiperumido	0
17	Mesomedit./termotemp,umido-subumido	0
8	Mesotemperato/mesomedit umido/iperumido	0
10	Supratemperato/mesotemperato iperumido/umido	0
5	Supratemperato iperumido/ultraiperumido	0
27	Supratemperato/supramedit, Umido/subumido	0
9	Supratemperato/mesotemperato umido/iperumido	0
14	Termomedit./mesomedit./inframedit, Secco/subumido	0
18	Termomedit./mesomedit, Subumido	0
20	Mesomediterraneo subumido	0
11	Supratemperato/mesotemperato umido	20
15	Mesomedit./termomedit, Secco-subumido	20
16	Mesotemperato umido/subumido	20
21	Mesotemperato subumido/umido	20
28	Supratemperato umido	20
3	Orotemperato iperumido	40
12	Supratemperato umido/iperumido	40
22	Mesotemp.-mesomedit subumido	40
23	Supratemp./mesotemp., Subumido-umido	40
24	Supratemperato umido	70
19	Mesotemp./mesomedit subumido	70
4	Supratemperato/orotemperato iperumido/ultraiperumido	100
2	Supratemperato/orotemperato umido/iperumido-subumido	100
26	Supratemperato/mesotemperato subumido/umido	100
13	Supratemperato iperumido/umido	100
25	Mesotemperato/supratemperato umido	100

### Copertura e uso del suolo

La copertura e l'uso del suolo rappresentano il fattore più importante nel determinare il comportamento del fuoco e l'intensità del fronte di fiamma. In particolare, dalle caratteristiche della copertura vegetale dipendono sia la quantità sia le dimensioni del combustibile.

La vegetazione deve essere esaminata soprattutto sulla base della distribuzione del materiale più fine e della parte secca dei vegetali, poiché sono queste le caratteristiche del combustibile maggiormente implicate con la comparsa e la propagazione del fuoco.

Per poter disporre di una cartografia della copertura e uso del suolo che rappresentasse omogeneamente tutto il territorio oggetto di studio ci si è avvalsi del database geografico *CORINE Land Cover* 2000, al III livello (APAT, 2004). Questo documento costituisce l'unica cartografia omogenea della copertura e uso del suolo disponibile per tutto il territorio italiano.

I singoli strati vettoriali dell'uso e copertura del suolo in scala 1:100.000 sono stati mosaicati per essere riuniti in un unico *layer* che analogamente agli altri documenti cartografici è stato trasformato in raster. Alle singole categorie di uso del suolo è stato assegnato un diverso grado di rischio secondo la stagione (Tabella 11). Anche in questo caso sono stati ottenuti due strati informativi differenti, per il grado di rischio estivo e di rischio invernale, associati a ciascuna classe di uso del suolo.

### Assetto topografico

La topografia ha una grande influenza sul comportamento del fuoco. Masse di terra o grandi corpi idrici influiscono sul clima generale di una regione, ed a causa della morfologia del terreno si determinano, nell'ambito di uno stesso comprensorio, differenze microclimatiche considerevoli che spesso causano modifiche anche sulle caratteristiche del combustibile.

La topografia è l'unica costante di lungo termine tra i principali fattori che agiscono sul comportamento del fuoco. I dati topografici che più direttamente intervengono sul comportamento del fuoco sono: pendenza, esposizione ed altitudine.

La pendenza è un fattore molto importante, che influenza la velocità di propagazione del fuoco, soprattutto nelle fasi iniziali. In una pendice che presenta un'inclinazione compresa tra 10° e 15° la velocità di propagazione è doppia rispetto ad una superficie piana, ed è quadrupla se l'inclinazione è di 25° (BLASI *et al.*, 2004).

Tabella 11 – Grado di rischio estivo e invernale associato alle classi di uso del suolo (BLASI *et al.*, 2004).

Classi di uso del suolo	Grado di rischio	
	Estate	Inverno
<b>TERRITORI MODELLATI ARTIFICIALMENTE</b>		
<b>ZONE INDUSTRIALI</b>		
Zone residenziali a tessuto continuo	0	0
Zone residenziali a tessuto discontinuo e rado	0	0
<b>ZONE INDUSTRIALI, COMMERCIALI E INFRASTRUTTURE</b>		
Aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati	0	0
Reti stradali, ferroviarie e infrastrutture tecniche	0	0
Aree portuali	0	0
Aeroporti	0	0
<b>ZONE ESTRATTIVE, CANTIERI, DISCARICHE E TERRENI ARTEFATTI E ABBANDONATI</b>		
Aree estrattive	0	0
Discariche	50	50
Cantieri	0	0
<b>ZONE VERDI ARTIFICIALI NON AGRICOLE</b>		
Aree verdi urbane	0	0
Aree ricreative e sportive	0	0
<b>SUPERFICI AGRICOLE UTILIZZATE</b>		
<b>SEMINATIVI</b>		
Seminativi in aree non irrigue	50	0
Seminativi in aree irrigue	0	0
Risaie	0	0
<b>COLTURE PERMANENTI</b>		
Vigneti	0	0
Frutteti e frutti minori	0	0
Oliveti	15	0
Altre colture permanenti	0	0
<b>PRATI STABILI</b>		
Prati stabili	0	0
<b>ZONE AGRICOLE ETEROGENEE</b>		
Colture temporanee associate a colture permanenti	0	0
Sistemi colturali e particellari complessi	0	0
Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti	25	25
Aree agroforestali	25	25
<b>TERRITORI BOSCATI E AMBIENTI SEMI-NATURALI</b>		
<b>ZONE BOSCADE</b>		
Boschi di latifoglie	20	40
Boschi di conifere	60	60
Boschi misti di conifere e latifoglie	35	35
<b>ZONE CARATTERIZZATE DA VEGETAZIONE ARBUSTIVA E/O ERBACEA</b>		
Aree a pascolo naturale e praterie	80	100
Brughiere e cespuglieti	80	100
Aree a vegetazione sclerofilla	100	80
Aree a vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione	70	70
<b>ZONE APERTE CON VEGETAZIONE RADA O ASSENTE</b>		
Spiagge, dune e sabbie	0	0
Rocce nude, falesie, rupi affioramenti	0	0
Aree con vegetazione rada	70	70
Aree percorse da incendio	0	0
Ghiacciai e nevi perenni	0	0
<b>ZONE UMIDE</b>		
<b>ZONE UMIDE INTERNE</b>		
Paludi interne	0	0
Torbiera	0	0
<b>ZONE UMIDE MARITTIME</b>		
Paludi salmastre	0	0
Saline	0	0
Zone intertidiali	0	0
<b>CORPI IDRICI</b>		
<b>ACQUE CONTINENTALI</b>		
Corsi d'acqua, canali e idrovie	0	0
Bacini d'acqua	0	0
<b>ACQUE MARITTIME</b>		
Lagune	0	0
Estuari	0	0
Mari e oceani	0	0

Nella presente indagine, per il calcolo delle pendenze è stato utilizzato un Modello Digitale del Terreno (DTM) con passo a 75 m (successivamente ricampionato per adattarlo alle altre cartografie) e si è proceduto alla suddivisione dell'inclinazione del terreno in cinque classi, che sono state poi indicizzate per la fase di *overlay* (Tabella 12).

Tabella 12 – Grado di rischio associato alla pendenza media del terreno (BLASI *et al.*, 2004).

Inclinazione in gradi	Grado di rischio
0-8	5
9-10	10
11-15	20
16-22	60
>22	100

L'esposizione di un terreno influenza la quantità di radiazione solare che viene recepita localmente, e quindi l'umidità e la temperatura dell'aria e del suolo. I versanti esposti al sole hanno temperature più elevate, e umidità relativa più bassa. Le esposizioni sud sono quelle più sottoposte alle radiazioni solari e perciò a più alto grado di rischio. Anche il *layer* delle pendenze è stato ricavato dal DTM, definendo 5 classi di rischio del modello (Tabella 13) secondo i quattro punti cardinali e in situazione di piano.

Tabella 13 – Grado di rischio associato alle esposizioni della superficie (BLASI *et al.*, 2004).

Esposizione	Grado di rischio
Nord	0
Est	45
Sud	100
Ovest	45
Piano	65

L'altitudine è il fattore topografico generalmente considerato meno importante nel determinare il rischio d'incendio soprattutto quando vengono indagati territori relativamente poco estesi, a causa della sua stretta correlazione con il clima e il tipo di vegetazione. Nel caso in esame è stata presa in considerazione soltanto per l'elaborazione della carta del rischio invernale, al fine di integrare le informazioni del bioclima tenendo conto delle precipitazioni nevose e di quelle occulte: nebbie e lunghi periodi di innevamento precludono, in genere, la possibilità di incendi nelle Regioni esaminate. Anche in questo caso il *layer* dell'altitudine è stato ricavato dal DTM indicizzando le 5 classi di rischio definite dal modello (Tabella 14).

Tabella 14 – Grado di rischio associato alle fasce altimetriche (BLASI *et al.*, 2004).

Quota (m s.l.m.)	Grado di rischio
0-100	10
100-1.000	100
1.000-1.500	50
1.500-2.200	10
>2.200	0

### 3.3.1.2. Modello di stima

Secondo quanto proposto da BLASI *et al.* (2004), per il calcolo del rischio estivo sono stati utilizzati i seguenti strati informativi:

- bioclima (indicizzato per la stagione estiva);
- pendenza;
- esposizione;
- copertura e uso del suolo.

Secondo quanto proposto da BLASI *et al.* (2004), per il calcolo del rischio invernale gli strati informativi utilizzati sono stati:

- bioclima (indicizzato per la stagione invernale);
- pendenza;
- altitudine;
- esposizione;
- copertura e uso del suolo.

Secondo quanto proposto da BLASI *et al.* (2004), a ogni informazione è stato associato un peso variabile ai fini del calcolo degli indici di rischio, a seconda della stagione e della tipologia di dato (Tabella 15).

Tabella 15 – Pesi utilizzati per il calcolo del rischio estivo e del rischio invernale (BLASI *et al.*, 2004).

Fattore	Peso Estivo	Peso Invernale
Uso del suolo	30,00	30,67
Fitoclima	40,00	29,33
Esposizione	15,00	11,33
Pendenza	15,00	8,67
Altitudine	-	20,00
Totale	100	100

### 3.3.2. Elaborazione cartografica

L'utilizzo del sistema su piattaforma GIS ha semplificato le procedure di sovrapposizione di tematismi cartografici diversi, per cui dalle carte tematiche di base è stato possibile ottenere automaticamente carte di sintesi di tipo numerico. Mediante questa tecnica, le classi di intensità sono state fatte corrispondere a intervalli di valori numerici, a loro volta risultanti dall'integrazione degli attributi conferiti per i vari tematismi alle singole celle della matrice. Le basi di dati utilizzati per le elaborazioni, costituite da cartografie in formato vettoriale, sono state rasterizzate con *pixel* di 250 metri di lato. Anche il Modello Digitale del Terreno, con passo originario a 75 metri, è stato ricampionato per renderlo omogeneo con gli altri strati informativi.

I *layer* ottenuti per ciascun fattore di rischio sono stati incrociati tra loro utilizzando il grado di rischio attribuito ad ogni classe, ottenendo così un indice finale per ogni *pixel* che è stato successivamente riclassificato da 0 a 100.

Per la fase di sovrapposizione (*overlay*), è stato utilizzato il modulo di ArcView, *ModelBuilder*, che permette di realizzare sovrapposizioni pesate di dati in formato raster.

Le immagini ottenute dalle funzioni di *overlay* estiva e invernale (Figure 26-37) presentano ogni *pixel* caratterizzato da un valore che corrisponde al grado di rischio di incendio (maggiore il valore, più alto il rischio). I valori di rischio variano da un minimo di 0 ad un massimo di 100 sia per il rischio invernale che per il rischio estivo. Per ciascuna stagione, il grado di rischio è stato quindi ripartito in 5 classi di pari ampiezza (1-25; 26-50; 51-75; 76-100), ottenendo gli elaborati finali di seguito presentati (carta del rischio invernale, carta del rischio estivo).

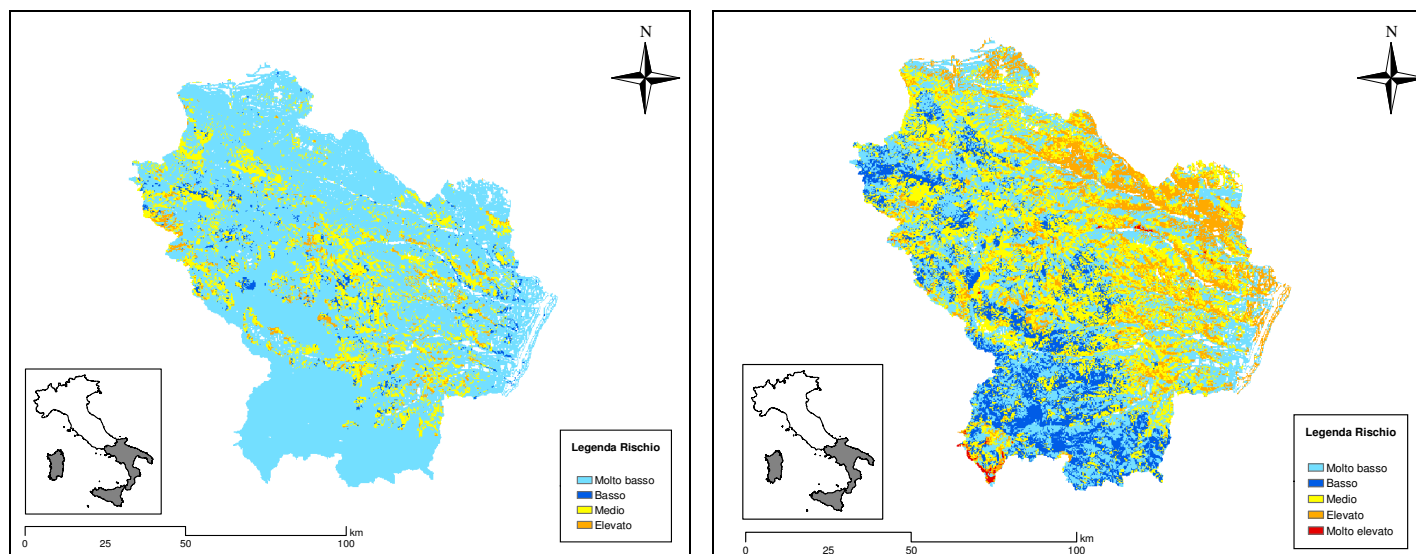


Figura 26 - Carta del rischio invernale (sinistra) e carta del rischio estivo (destra) di incendi boschivi.

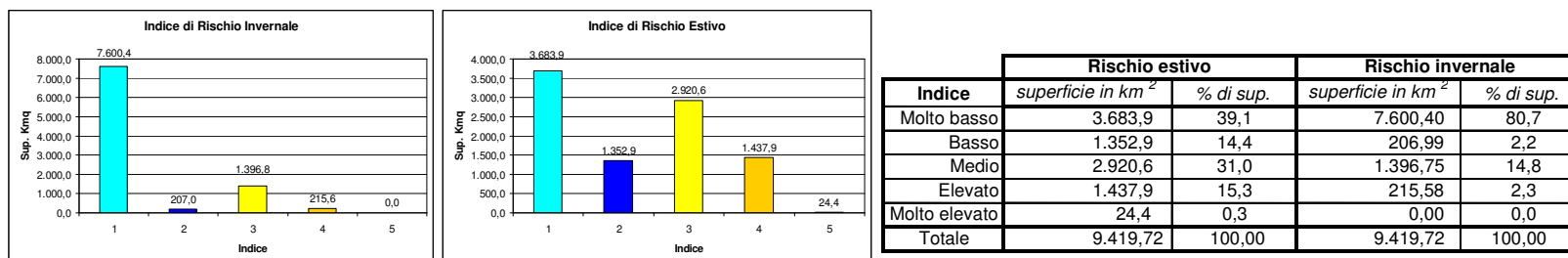


Figura 27 - Distribuzione delle classi del rischio invernale (sinistra), estivo (centro) e distribuzione delle superfici delle classi del rischio (destra).

## REGIONE CAMPANIA

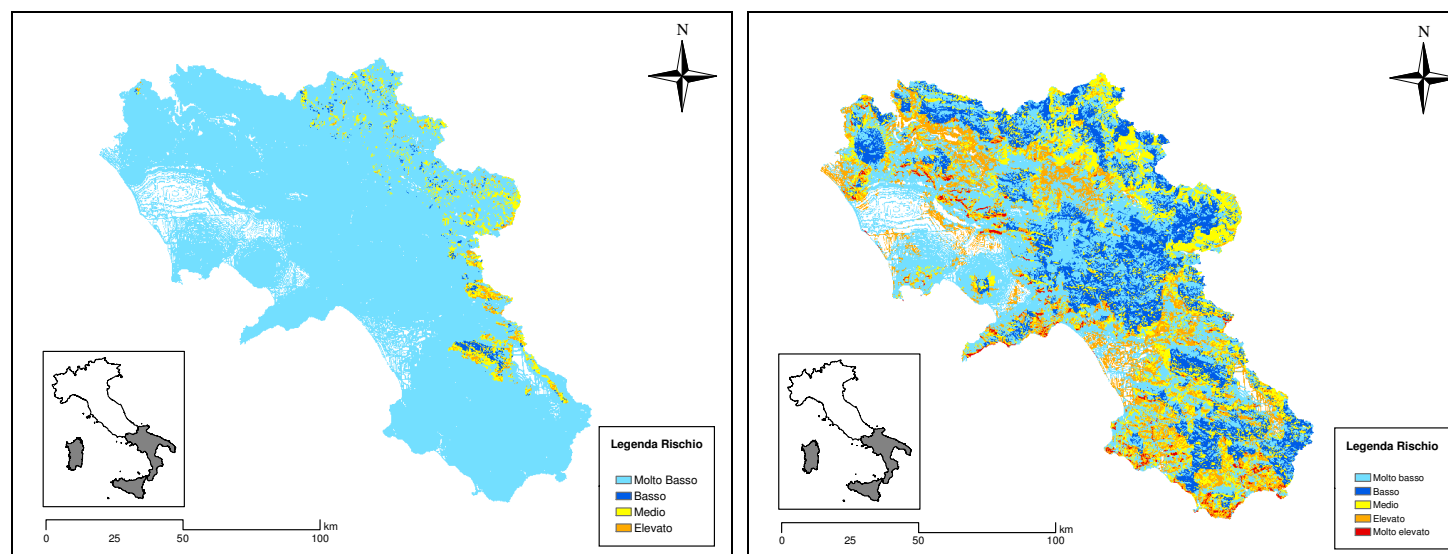


Figura 28 - Carta del rischio invernale (sinistra) e carta del rischio estivo (destra) di incendi boschivi.

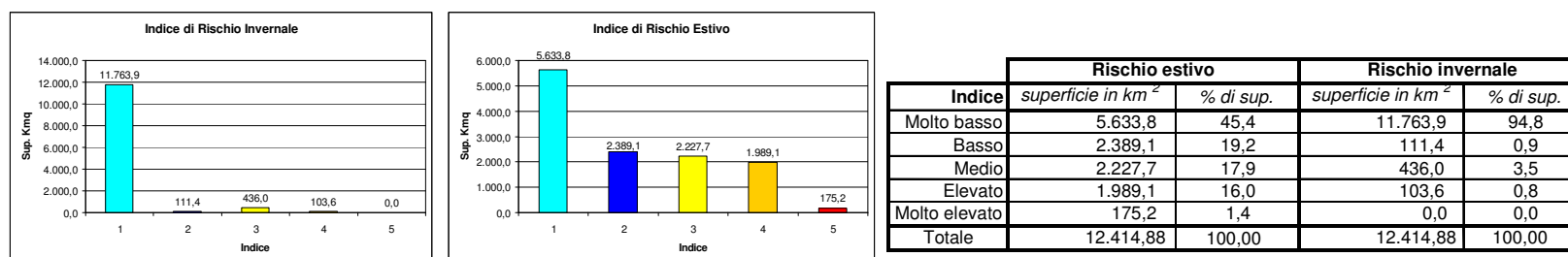


Figura 29 - Distribuzione delle classi del rischio invernale (sinistra), estivo (centro) e distribuzione delle superfici delle classi del rischio (destra).



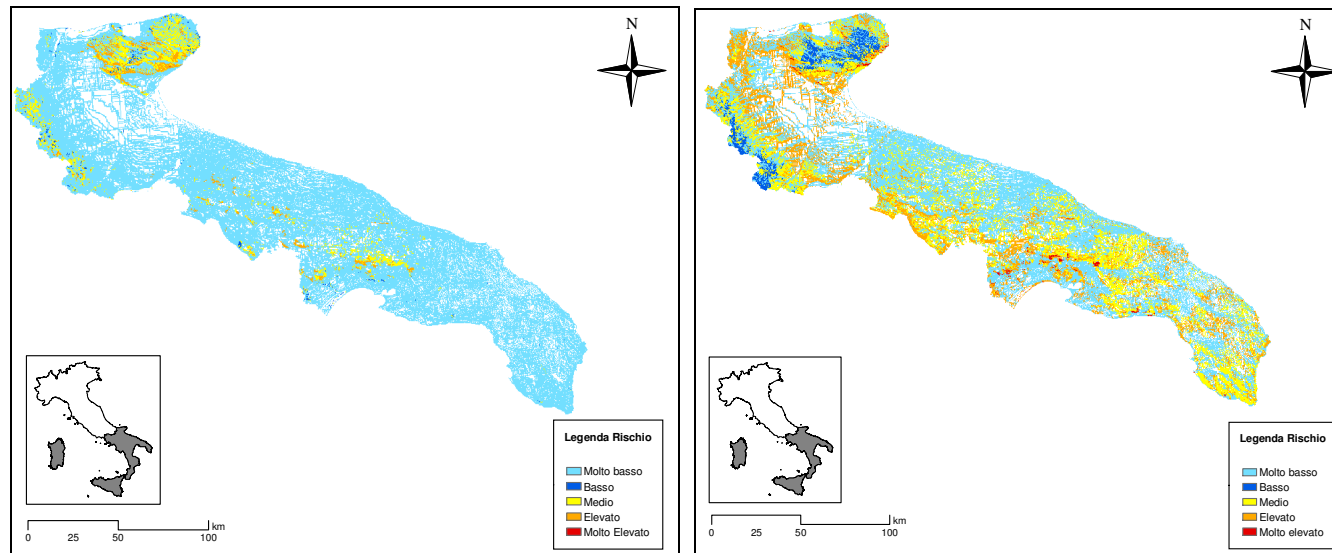


Figura 30 - Carta del rischio invernale (sinistra) e carta del rischio estivo (destra) di incendi boschivi.

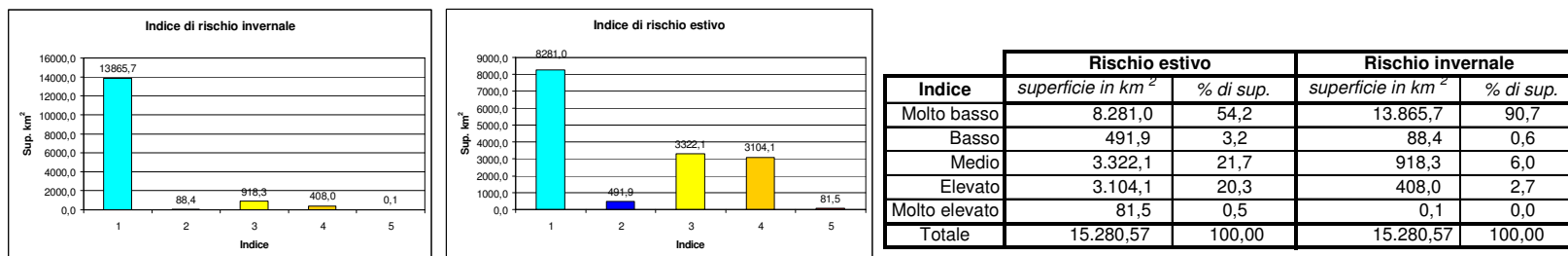


Figura 31 - Distribuzione delle classi del rischio invernale (sinistra), estivo (centro) e distribuzione delle superfici delle classi del rischio (destra).

## REGIONE CALABRIA

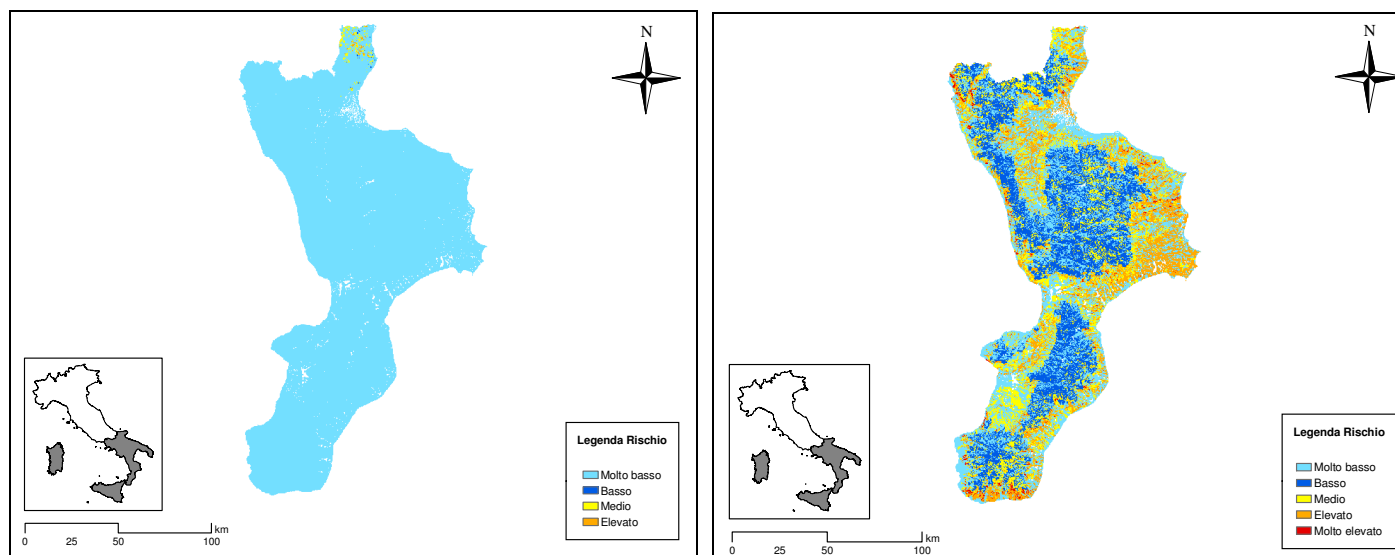


Figura 32 - Carta del rischio invernale (sinistra) e carta del rischio estivo (destra) di incendi boschivi.

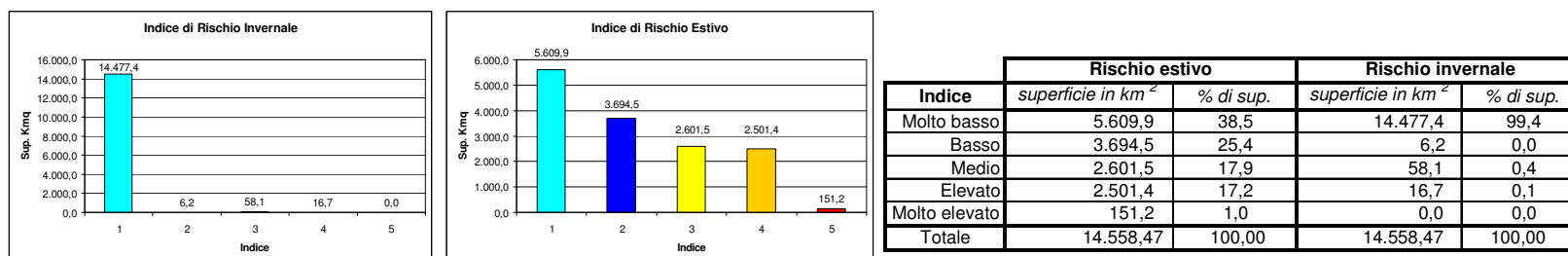


Figura 33 - Distribuzione delle classi del rischio invernale (sinistra), estivo (centro) e distribuzione delle superfici delle classi del rischio (destra).

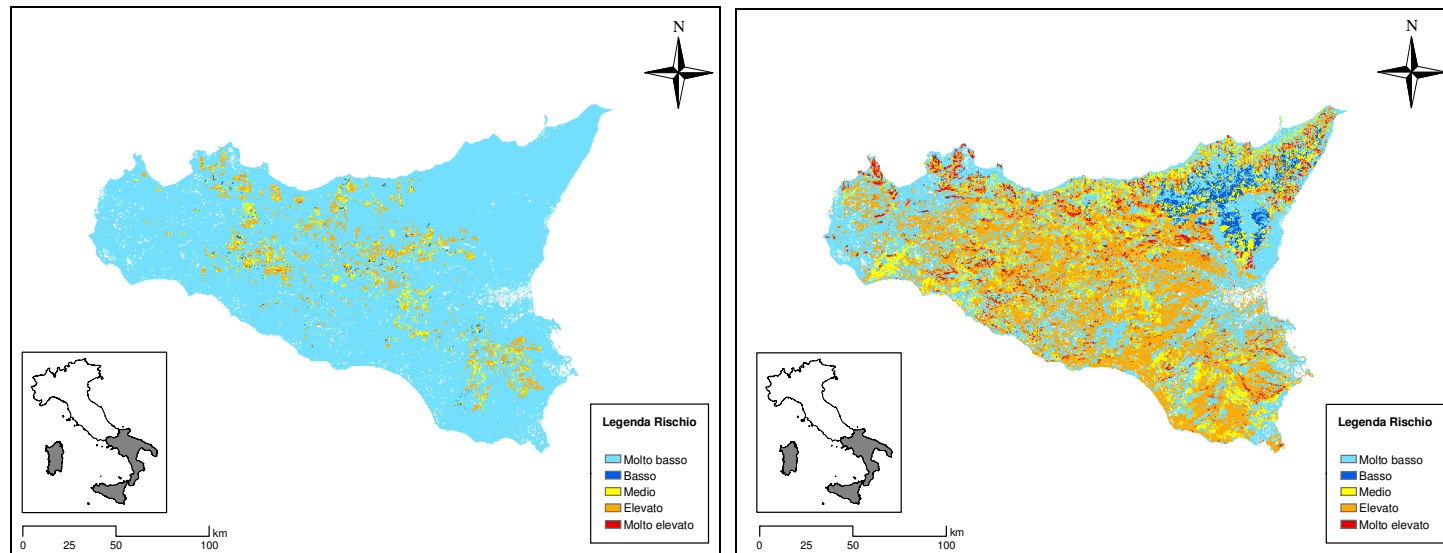


Figura 34 - Carta del rischio invernale (sinistra) e carta del rischio estivo (destra) di incendi boschivi.

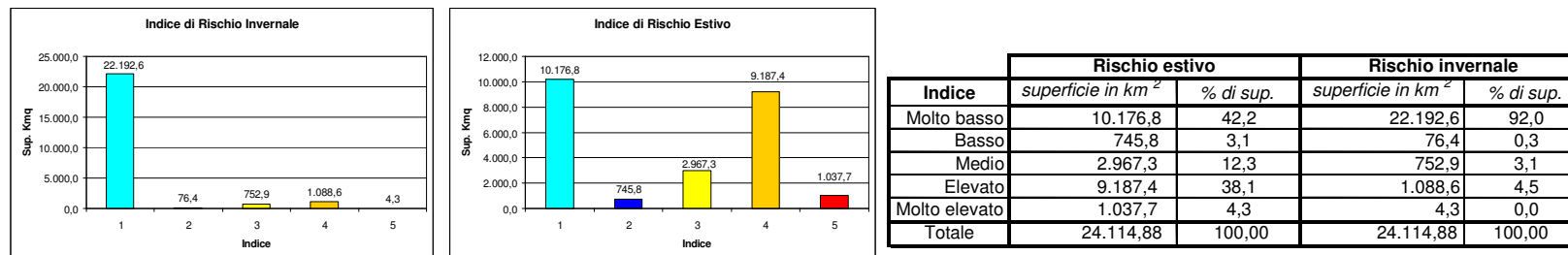


Figura 35 - Distribuzione delle classi del rischio invernale (sinistra), estivo (centro) e distribuzione delle superfici delle classi del rischio (destra).

## REGIONE SARDEGNA

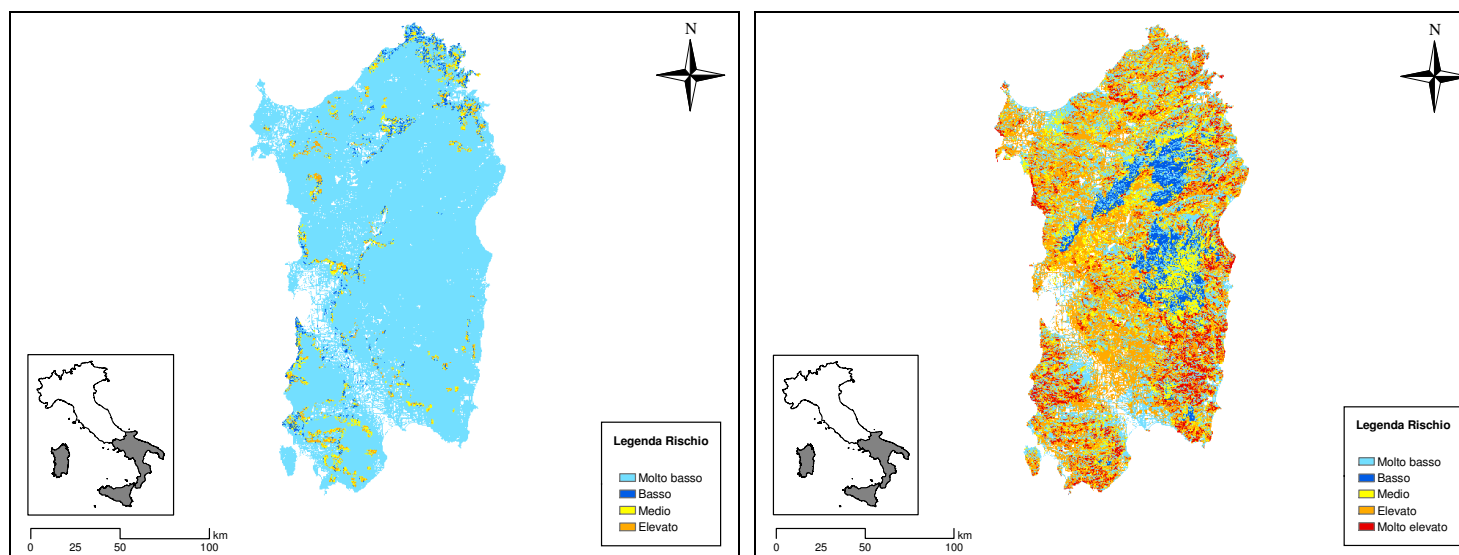


Figura 36 - Carta del rischio invernale (sinistra) e carta del rischio estivo (destra) di incendi boschivi.

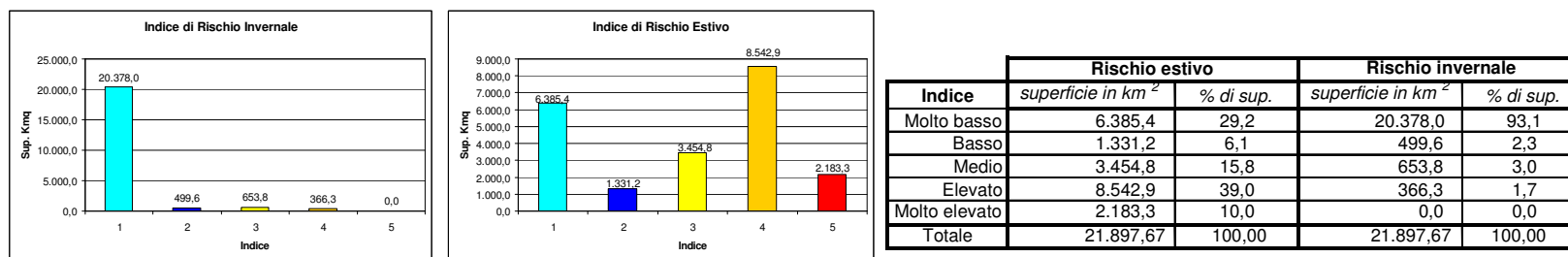


Figura 37 - Distribuzione delle classi del rischio invernale (sinistra), estivo (centro) e distribuzione delle superfici delle classi del rischio (destra).

### 3.3.3. Analisi della distribuzione delle classi di rischio nelle aree protette

Per ogni Regione è stata valutata la distribuzione del rischio dei fattori predisponenti nelle aree protette. In particolare, le informazioni sono state estrapolate per i Parchi Nazionali, i Parchi Naturali Regionali, le Riserve Naturali Statali, le Riserve Naturali Regionali, i Siti di Importanza Comunitaria, le Zone di Protezione Speciale.

Le aree protette considerate sono quelle riportate nell'Elenco Ufficiale del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Nelle tabelle, dalla 16 alla 21, che seguono sono riportati i valori, in percentuale di superficie, della distribuzione delle classi di rischio sia invernale che estivo, a livello regionale.

Tabella 16 - Distribuzione percentuale del rischio di incendio estivo ed invernale nelle aree protette della Basilicata.

BASILICATA						
Rischio estivo						
Classi di Rischio	Parchi Nazionali	Parchi Naturali Regionali	Riserve Naturali Statali	Riserve Naturali Regionali	Siti di Importanza Comunitaria	Zone di Protezione Speciale
Molto basso	43,60	38,47	17,21	36,52	35,91	34,33
Basso	36,48	12,10	38,52	6,37	27,15	21,84
Medio	17,49	38,11	34,43	14,44	25,67	33,38
Alto	2,43	10,97	9,84	42,68	9,79	10,20
Molto Alto	0	0,34	0	0	1,47	0,26
Rischio invernale						
Molto basso	89,48	57,98	52,46	80,04	75,61	65,35
Basso	1,11	5,27	0,82	6,16	3,19	3,54
Medio	8,26	34,23	46,72	13,80	19,80	28,92
Alto	1,15	2,52	0	0	1,40	2,19
Molto Alto	0	0	0	0	0	0

Tabella 17 - Distribuzione percentuale del rischio di incendio estivo ed invernale nelle aree protette della Campania.

CAMPANIA						
Rischio estivo						
Classi di Rischio	Parchi Nazionali	Parchi Naturali Regionali	Riserve Naturali Statali	Riserve Naturali Regionali	Siti di Importanza Comunitaria	Zone di Protezione Speciale
Molto basso	33,93	39,29	32,92	45,93	36,39	33,75
Basso	24,72	42,30	21,94	16,84	32,68	40,12
Medio	21,77	13,36	31,97	12,73	18,83	17,12
Alto	16,94	4,05	11,91	23,89	10,09	7,78
Molto Alto	2,64	0,99	1,25	0,62	2,01	1,22
Rischio invernale						
Molto basso	92,60	100	90,28	97,67	92,48	89,05
Basso	2,39	0	0	1,51	1,60	3,36
Medio	3,83	0	9,72	0,68	4,64	5,79
Alto	1,19	0	0	0,14	1,29	1,80
Molto Alto	0	0	0	0	0	0

Tabella 18 - Distribuzione percentuale del rischio di incendio estivo ed invernale nelle aree protette della Puglia.

PUGLIA						
Rischio estivo						
Classi di Rischio	Parchi Nazionali	Parchi Naturali Regionali	Riserve Naturali Statali	Riserve Naturali Regionali	Siti di Importanza Comunitaria	Zone di Protezione Speciale
Molto basso	35,83	50,00	59,56	0	45,81	49,02
Basso	23,16	0,00	6,58	0	7,62	1,72
Medio	23,00	35,00	14,13	0	23,91	24,39
Alto	15,99	15,00	17,78	0	21,23	23,55
Molto Alto	2,02	0	1,95	0	1,42	1,32
Rischio invernale						
Molto basso	48,66	100	77,10	0	74,97	82,78
Basso	2,04	0	3,05	0	1,01	0,20
Medio	33,25	0	17,66	0	17,21	8,59
Alto	16,04	0	2,19	0	6,81	8,43
Molto Alto	0,01	0	0	0	0	0

Tabella 19 - Distribuzione percentuale del rischio di incendio estivo ed invernale nelle aree protette della Calabria.

CALABRIA						
Rischio estivo						
Classi di Rischio	Parchi Nazionali	Parchi Naturali Regionali	Riserve Naturali Statali	Riserve Naturali Regionali	Siti di Importanza Comunitaria	Zone di Protezione Speciale
Molto basso	26,97	0	30,59	63,24	33,56	25,97
Basso	45,13	0	40,54	0,00	34,07	45,23
Medio	22,29	0	18,72	11,76	17,22	22,24
Alto	4,69	0	7,93	25,00	13,99	5,18
Molto Alto	0,93	0	2,22	0,00	1,16	1,38
Rischio invernale						
Molto basso	99,99	0	100	100	99,86	100
Basso	0,01	0	0	0	0,04	0
Medio	0,00	0	0	0	0,07	0
Alto	0	0	0	0	0,02	0
Molto Alto	0	0	0	0	0	0

Tabella 20 - Distribuzione percentuale del rischio di incendio estivo ed invernale nelle aree protette della Sicilia.

SICILIA						
Rischio estivo						
Classi di Rischio	Parchi Nazionali	Parchi Naturali Regionali	Riserve Naturali Statali	Riserve Naturali Regionali	Siti di Importanza Comunitaria	Zone di Protezione Speciale
Molto basso	0	38,29	0	35,89	37,91	35,36
Basso	0	24,36	0	2,83	9,37	11,58
Medio	0	19,35	0	16,22	14,12	13,28
Alto	0	14,46	0	31,26	28,79	25,96
Molto Alto	0	3,53	0	13,79	9,81	13,82
Rischio invernale						
Molto basso	0	94,78	0	78,85	84,16	85,33
Basso	0	0,32	0	0,67	0,52	0,82
Medio	0	2,53	0	10,93	7,55	6,24
Alto	0	2,34	0	9,36	7,70	7,55
Molto Alto	0	0,02	0	0,18	0,07	0,05

Tabella 21 - Distribuzione percentuale del rischio di incendio estivo ed invernale nelle aree protette della Sardegna.

SARDEGNA						
Rischio estivo						
Classi di Rischio	Parchi Nazionali	Parchi Naturali Regionali	Riserve Naturali Statali	Riserve Naturali Regionali	Siti di Importanza Comunitaria	Zone di Protezione Speciale
Molto basso	28,90	23,93	0	0	30,15	47,15
Basso	23,45	0,00	0	0	10,39	0
Medio	24,09	6,33	0	0	17,40	7,70
Alto	14,09	58,87	0	0	30,81	31,01
Molto Alto	9,46	10,87	0	0	11,26	14,14
Rischio invernale						
Molto basso	96,70	100	0	0	93,24	89,35
Basso	2,38	0	0	0	2,76	0,84
Medio	0,87	0	0	0	3,01	5,70
Alto	0,06	0	0	0	0,99	4,11
Molto Alto	0	0	0	0	0	0

I dati riportati evidenziano, in generale, un maggiore rischio di incendi boschivi, sia in estate che in inverno, nelle aree protette rispetto al rischio osservato a livello di intera Regione. In particolare, nella Regione Campania, caratterizzata quasi uniformemente da un indice di rischio invernale molto basso, le aree protette sono classificabili come appartenenti alle classi di rischio basso, medio e alto. Il fenomeno è ancor più accentuato per la stagione estiva quando al generalizzato aumento del rischio sull'intero territorio regionale corrisponde la presenza nelle aree protette di classi di rischio alto e molto alto. La stessa distribuzione stagionale si osserva in Puglia, Basilicata e Sicilia.

Alla situazione sopra descritta si contrappongono i risultati ottenuti per la Sardegna e la Calabria dove il rischio invernale è per lo più molto basso sia sull'intera superficie regionale che nelle aree protette. Per la stagione estiva si osserva un innalzamento del rischio di incendio sia sull'intera superficie regionale sia nelle aree protette. In particolare, si evidenzia un rischio molto alto per i Parchi Naturali Regionali in Sardegna.

La distribuzione comparata delle classi di rischio invernale ed estivo per le varie tipologie di aree protette (Figure 38 e 39) evidenziano come Parchi, Riserve Naturali Regionali, SIC e ZPS sono caratterizzati da classi di rischio invernale molto basso, basso e medio, con un picco nelle Riserve Naturali Regionali del 27% a rischio elevato e 12% a rischio molto elevato. In riferimento al periodo estivo, le superfici a rischio elevato e molto elevato aumentano considerevolmente in tutte le tipologie di aree protette, e in particolare nelle Riserve Naturali Regionali.

I Parchi Nazionali e le Riserve Naturali Statali sono classificabili a rischio per lo più molto basso nel periodo invernale e da molto basso a medio nel periodo estivo e le superfici di classe di rischio elevata e molto elevata si innalzano poco, raggiungendo rispettivamente l'11% e il 2%.

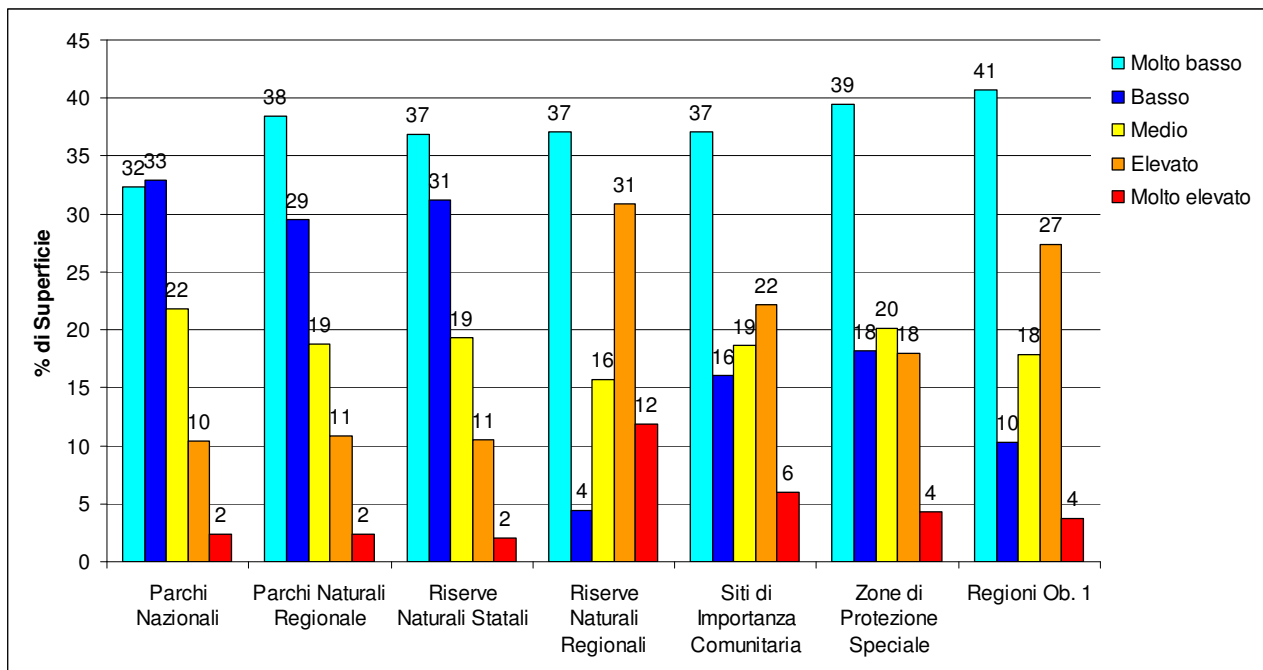


Figura 38 – Distribuzione per classi di rischio invernale delle aree protette e SIC-ZPS delle Regioni Ob. 1.

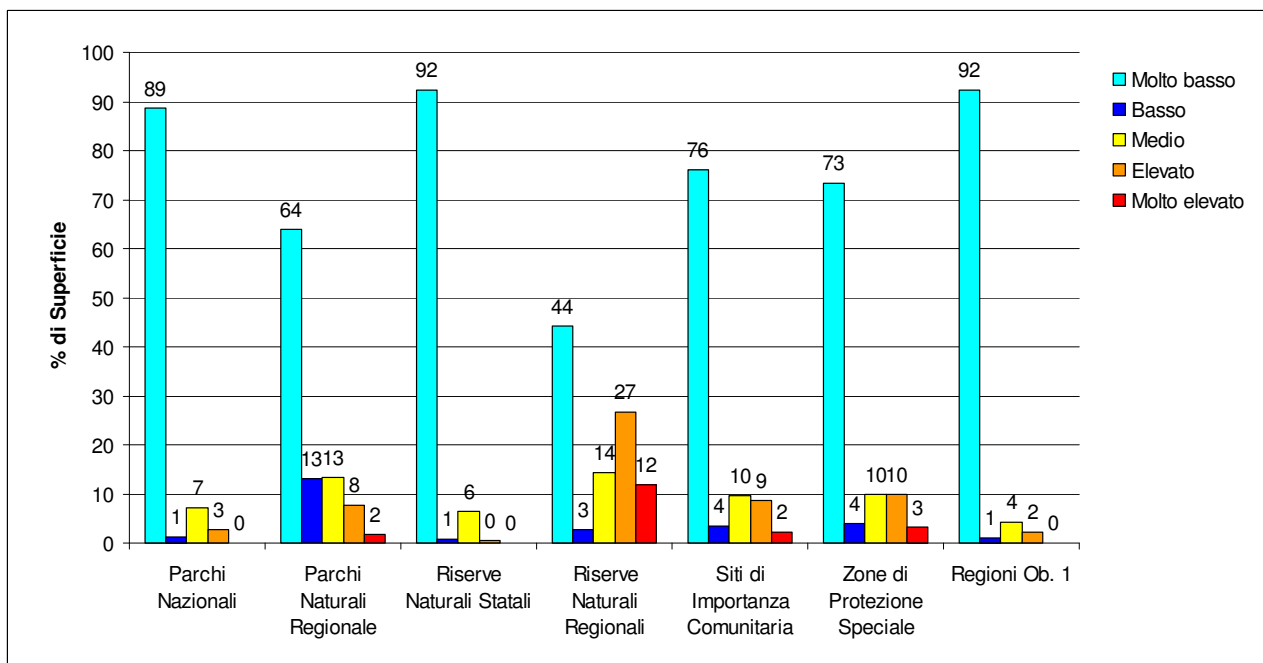


Figura 39 – Distribuzione per classi di rischio estivo delle aree protette e SIC-ZPS delle Regioni Ob. 1.



## 4. TELERILEVAMENTO SATELLITARE NEL MONITORAGGIO DELLA RICOSTITUZIONE DELLA VEGETAZIONE NATURALE IN AREE PERCORSE DAL FUOCO

Il monitoraggio delle superfici boschive percorse dal fuoco ha lo scopo primario di (CHIRICI e CORONA, 2005):

- individuare e perimetrare tali aree, in particolare ai fini dell'accatastamento come previsto dalla Legge quadro 353/2000 con georeferenziazione in ambiente GIS;
- valutare i livelli di danno subito dai soprassuoli forestali;
- descrivere la capacità e la velocità di recupero della vegetazione autoctona a seguito del passaggio del fuoco;
- verificare la dinamica di recupero tenendo presente la vegetazione naturale potenziale e l'eventuale presenza di specie esotiche invasive.

Al fine di verificare il livello di danno e la velocità di ricostituzione, il monitoraggio avviene in modalità multitemporale tramite telerilevamento e/o aree campione permanenti a terra.

Il telerilevamento si basa sulla possibilità di differenziare gli elementi che compongono il paesaggio (suolo, vegetazione, acqua, urbano, ecc.) in base alla diversa intensità di riflessione mostrata da ciascuna superficie, in funzione della lunghezza d'onda della radiazione incidente. La sua importanza nell'ambito del monitoraggio di incendi forestali, soprattutto se di vaste dimensioni, è in continua crescita grazie all'avanzamento di tecnologie a costi sempre più ridotti, in termini relativi (CHIRICI e CORONA, 2005).

In particolare, negli ultimi anni, è rapidamente cresciuto soprattutto l'impiego del telerilevamento da satellite, per la possibilità di ottenere una restituzione multitemporale sufficientemente affidabile dell'attività fotosintetica, e quindi delle capacità di produzione di biomassa e delle connesse potenzialità di ricostituzione degli ecosistemi forestali percorsi dal fuoco (ZHANG *et al.*, 2004). Numerosi algoritmi sono stati sviluppati per l'individuazione degli incendi attivi e, più recentemente, delle aree percorse dal fuoco.

Mentre i dati telerilevati a bassa risoluzione (risoluzione spaziale nell'ordine dei chilometri) sono prevalentemente destinati alla comunità scientifica coinvolta nello studio delle emissioni atmosferiche (KORONTZI *et al.*, 2004), i dati a media e alta risoluzione spaziale (dalle decine di metri al metro) possono essere utilizzati come ausilio nella gestione del territorio. Un aspetto rilevante è la caratterizzazione degli effetti del fuoco sulla vegetazione naturale all'interno delle singole aree bruciate (BOSCHETTI *et al.*, 2005). Tradizionalmente, questa caratterizzazione è ottenuta con osservazioni dirette di campo o mediante fotointerpretazione di immagini ad alta risoluzione (KEY e BENSON, 2006; ROY e LANDMANN, 2006). Uno degli

indicatori utilizzati per quantificare gli effetti del fuoco sulla vegetazione è la cosiddetta severità dell'incendio (*fire severity*): ne esistono svariate definizioni, ma in generale essa è collegata alla misura con cui un ecosistema è modificato dal fuoco o al tipo di risposta dell'ecosistema in seguito all'incendio (COCKE *et al.*, 2005; KEY e BENSON, 2006; ROY e LANDMANN, 2006).

Vi sono differenze in letteratura su quanto tempo debba passare tra l'incendio e l'acquisizione delle misure di severità: da giorni ad anni di distanza (è necessario un certo lasso temporale se si vuole osservare il tipo di evoluzione dell'ecosistema successivamente all'evento). I parametri utilizzati per la stima della severità sul terreno includono la condizione e il colore del suolo, la quantità di combustibile consumato, l'eventuale presenza di germogli dopo l'incendio, lo stato della corteccia degli alberi, la profondità dello strato di suolo in cui si è verificato un elevato innalzamento di temperatura e i cambiamenti nell'umidità della biomassa. Nel caso di alcuni di questi parametri, non è evidente alcun legame con cambiamenti osservabili nelle misure di riflettanza dei dati telerilevati (BOSCHETTI *et al.*, 2005). Tuttavia, svariati studi hanno recentemente proposto l'utilizzo di indici spettrali per ottenere mappe di severità degli incendi, utilizzando sia tecniche multitemporali, sia tecniche basate su una sola immagine (VAN WAGTENDONK *et al.*, 2004; EPTING *et al.*, 2006; KEY e BENSON, 2006).

Per ciò che riguarda le proprietà spettrali che caratterizzano i terreni percorsi dal fuoco, MARCHETTI e RICOTTA (2004) osservano che il passaggio del fuoco produce due effetti principali sul paesaggio vegetale: la produzione e l'accumulo di materiale combusto e l'alterazione della struttura e della tessitura della vegetazione.

Le ceneri rappresentano il segnale inconfondibile dell'azione del fuoco, ma permangono al suolo per un breve periodo e tendono a essere rimosse da vento e pioggia nel giro di poche settimane o mesi dopo l'incendio.

Un'area incendiata è soggetta a cambiamenti notevoli sia in termini di alterazione della struttura e tessitura della vegetazione (*fire scar*) che di contenuto idrico. Ciò è dovuto essenzialmente alla maggiore evaporazione indotta dalla mancanza di copertura vegetale e alla produzione e l'accumulo di materiale combusto (*char*), il quale, per il suo colore scuro assorbe maggiore energia dall'irraggiamento solare con la conseguenza che la superficie bruciata presenta una temperatura media superiore a quella vicina non bruciata e quindi è caratterizzata da un minor tenore di umidità.

L'alterazione della struttura della vegetazione rappresenta un indicatore più stabile del passaggio del fuoco, ma comunque anche questa è un carattere che è possibile osservare per al massimo pochi mesi, prima che un nuovo strato vegetale (anche erbaceo) torni a comparire sull'area incendiata (MARCHETTI e RICOTTA, 2004).

Inoltre, essa non può essere associata al fuoco in maniera inequivocabile: la parziale o totale distruzione della copertura forestale può essere la conseguenza di azioni diverse, come a esempio la

presenza di tagliate, il pascolo o l'azione di agenti patogeni. Questa distinzione è fondamentale per utilizzare correttamente le tecniche del telerilevamento nel determinare l'ubicazione e l'estensione delle aree bruciate.

Per riconoscere le proprietà spettrali delle aree incendiate, è inoltre importante distinguere tra cenere (*white ash*) e carbone (*black ash*) come descritto da CHANDLER *et al.* (1983): la cenere è costituita da residui minerali di colore chiaro, prodotta dalla completa combustione di materiale vegetale, risultato di un incendio molto intenso; al contrario, il carbone indica una combustione incompleta della biomassa provocata da incendi meno severi: spesso, questi due prodotti della combustione vengono definiti in maniera generica cenere, complicando la lettura delle informazioni spettrali rilevate proprie delle superfici bruciate (MARCHETTI e RICOTTA, 2004).

Esperienze recenti hanno provato ad investigare non solo le qualità spettrali del materiale combusto (*ash*) ma anche la possibilità di rilevare tramite immagini satellitari la presenza o meno di materiale ancora potenzialmente infiammabile (SMITH *et al.*, 2005).

Sebbene per identificare gli intervalli spettrali più adatti al telerilevamento multispettrale delle aree bruciate occorra indagare non solo le proprietà delle superfici incendiate, ma anche quelle della vegetazione circostante non interessata dal passaggio del fuoco, la letteratura scientifica è generalmente concorde nell'indicare quali siano le regioni dello spettro elettromagnetico più adatte per lo studio delle aree incendiate.

La regione dell'infrarosso vicino (NIR, 0.7-1.3  $\mu\text{m}$ ) è considerata la più utile per individuare le superfici incendiate, dato che in questo intervallo spettrale la vegetazione sana mostra una forte riflettività distinguendosi nettamente dalle superfici incendiate interessate dalla presenza di materiale combusto che, al contrario, assorbono fortemente in questa porzione dello spettro elettromagnetico e appaiono scure nelle immagini telerilevate. In pratica, le aree percorse dal fuoco mostrano nella regione dell'infrarosso vicino valori medi inferiori a qualsiasi altro tipo di copertura del suolo, esclusa l'acqua, in contrasto con quanto è stato osservato nella regione del visibile dove le superfici incendiate appaiono simili ai terreni agricoli e ad alcuni tipi di formazioni vegetali (MARCHETTI e RICOTTA, 2004).

La riduzione della riflettanza nella regione del NIR tende a essere proporzionale all'intensità con cui il fuoco agisce sul territorio: questa relazione è considerata sufficientemente affidabile per classificare le diverse aree colpite dal fuoco secondo classi di severità con l'ausilio di immagini telerilevate a media risoluzione, quali quelle Landsat. Nella regione del NIR l'accumulo di materiale combusto appare sempre più scuro di tutti gli altri tipi di copertura del suolo, con l'esclusione di fiumi, laghi e corpi idrici (MARCHETTI e RICOTTA, 2004). Nella regione del visibile invece, i pigmenti della foglia assorbono la maggior parte della radiazione che ricevono, mostrando pertanto una bassa riflettività. Per questa ragione un forte contrasto spettrale tra la bassa riflettività della banda rossa e l'alta dell'infrarosso vicino dello spettro facilitano la differenziazione della copertura vegetale da un altro tipo di copertura. Secondo SILVA e PEREIRA (1999), per la discriminazione e la

localizzazione delle aree incendiate, sarebbe da utilizzare la combinazione bispettrale NIR – SWIR, anziché il classico visibile – NIR.

Gli indici di vegetazione (*Vegetation Indices*) sfruttano queste peculiarità spettrali della vegetazione combinando diverse bande tra di loro. Vengono utilizzati prevalentemente per: migliorare la discriminazione tra coperture con comportamento spettrale differente; ridurre l'effetto dei rilievi (pendenze ed esposizione), dell'illuminazione e dell'atmosfera quando si vuole caratterizzare una determinata copertura. Inoltre, nel monitoraggio della vegetazione è possibile utilizzarli per determinare parametri quali: indice di area fogliare (LAI); contenuto di acqua nella foglia, determinata attraverso la correlazione tra lo stress idrico e il LAI; flusso netto di CO<sub>2</sub>; produttività netta della vegetazione; contenuto di clorofilla nella foglia; dinamica fenologica; evapotraspirazione potenziale.

#### **4.1. Spazializzazione di dati rilevati a terra mediante analisi correlative sulla base di immagini telerilevate**

Dati rilevati a terra a livello puntuale possono essere spazializzati con l'ausilio di immagini telerilevate, in modo da poter produrre una mappatura dei fenomeni di interesse, utilizzando tecniche correlative. Queste tecniche si basano sulla regressione statistica tra i valori dell'attributo oggetto di interesse rilevato in punti di sondaggio a terra e variabili ausiliarie determinate su immagini telerilevate in corrispondenza dei suddetti punti di sondaggio.

Si tratta di istituire una regressione tra l'attributo oggetto di interesse (Y) rilevata nei punti di sondaggio a terra e i corrispondenti valori delle/a variabili/e ausiliaria/e, rappresentate/a dalla riflettanza (quantificata in termini di *digital number*, DN) nelle singole bande spettrali di immagini digitali telerilevate, o da singoli indici derivati dalla combinazione tra bande. Nel caso di una singola variabile ausiliaria (a esempio, un indice normalizzato di vegetazione, NDVI), si otterrà una regressione semplice: a esempio,  $Y = a + b \ln NDVI$ .

Nel caso di più variabili ausiliarie (ad esempio, valori di riflettanza in più bande), si otterrà una regressione multipla: a esempio,  $Y = a + bR_x + cR_z$ , dove  $R_x$  e  $R_z$  sono le riflettanze nelle bande x e z, rispettivamente.

Sulla base della regressione istituita, è poi possibile stimare un valore predetto di massa legnosa per ciascun *pixel* dell'unità territoriale considerata, e quindi alla rappresentazione cartografica in continuo dell'attributo considerato.

Per ottenere risultati sufficientemente precisi, l'applicazione di questa procedura presuppone una correlazione sufficientemente stretta (coefficiente di correlazione di Pearson > 0.7 per campioni di numerosità

superiore a 20-30) tra i valori dell'attributo considerato e la/e variabile/i ausiliaria/e determinata/e sulle immagini, nonché un adeguato numero di punti di sondaggio a terra.

Un esempio di impiego di una tecnica correlativa parametrica si riporta uno studio sull'andamento della rinnovazione naturale post-incendio nella pineta di Castel Fusano presso Roma. In questo caso, si è proceduto alla correlazione dei dati di un indice di rinnovazione gamica delle latifoglie rilevati nell'estate 2003, quale monitoraggio puntuale della successione secondaria e dell'evoluzione naturale dell'intera pineta incendiata, con immagini telerilevate dal satellite ad altissima risoluzione QuickBird (CHIRICI e CORONA, 2005).

Il territorio è stato discretizzato in segmenti di ampiezza pari all'ampiezza dei *transect* rilevati a terra (20 m<sup>2</sup>) in cui è stato rilevato l'indice. Per ciascun segmento è stato determinato il valore medio, la deviazione standard, il valore minimo, il valore massimo della riflettanza (espressa in termini di DN) per ciascuna banda QuickBird. Inoltre, sono stati calcolati due noti indici di vegetazione (NDVI e SAVI) derivati dal rapporto normalizzato delle riflettanze nelle bande del rosso e dell'infrarosso vicino.

Il modello di stima di IRGI, ottenuto mediante regressione lineare multipla con procedura a passi (*stepwise regression*), risulta caratterizzato in funzione di SAVI e della banda 4 (=NIR), ed è servito per predire, e quindi mappare, i valori di IRGI per tutti i segmenti in corrispondenza dei quali non erano stati effettuati rilievi a terra (Figura 40).

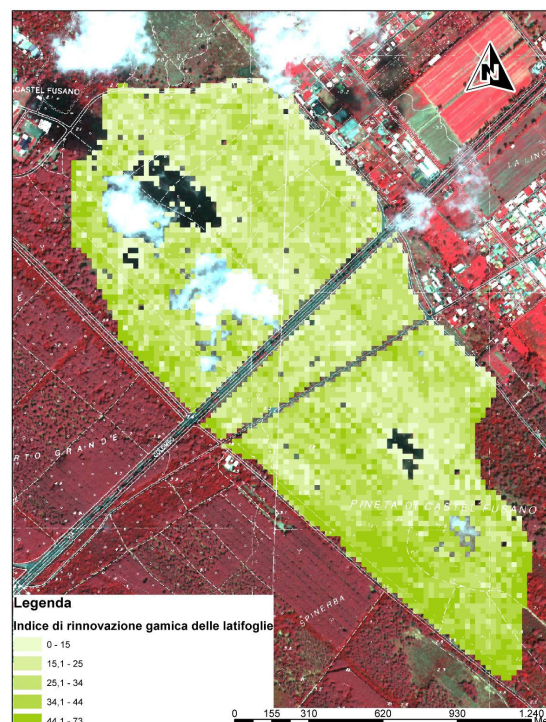


Figura 40 - Valori spazializzati dell'indice di rinnovazione gamica delle latifoglie nelle aree percorse dal incendio nel 2000 nella pineta di Castel Fusano (Roma), sulla base dell'immagine Quick Bird (composizione RGB 432) acquisita nell'estate del 2003.

Un miglioramento dell'efficienza della stima può essere ottenuto previa suddivisione dell'unità territoriale da inventariare mediante tecniche automatiche di segmentazione. Esse prevedono la discretizzazione del territorio non in *pixel*, ma in cosiddetti segmenti, costituiti da porzioni di territorio relativamente omogenee al loro interno per riflettanza e tessitura dell'immagine, evidenziato da eventuali variazioni tessiturali dell'immagine. A fini estimativi, i dati raccolti a terra su ciascun segmento vengono correlati con la risposta spettrale del segmento stesso, secondo la procedura di regressione sopra illustrata, e possono poi essere opportunamente commassati per fornire le informazioni di sintesi a livello dell'intera unità territoriale considerata. Nella pratica, le tecniche di segmentazione risultano molto utili soprattutto quando, come quasi sempre avviene in ambito forestale, si hanno immagini telerilevate ad alta risoluzione geometrica caratterizzate da un'elevata variabilità spettrale degli oggetti al suolo.

## 5. CASO DI STUDIO: SELEZIONE E CARATTERIZZAZIONE PIROLOGICA

Nel presente lavoro è stato selezionato come area di studio per la valutazione del recupero della vegetazione a seguito del passaggio del fuoco il Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano (Figura 41), in quanto:

- rientrante nel gruppo di pericolosità estiva territorialmente più esteso nelle Regioni Ob. 1 (Gruppo 1, vd. § 3.2);
- fortemente soggetto al rischio di incendi boschivi estivi (rischio alto e medio-alto, vd. § 3.3.2); nel capitolo relativo alla distribuzione del rischio (§ 3.3.3) è stato evidenziato un significativo maggiore rischio di incendi boschivi, sia in estate che in inverno, nelle aree protette rispetto al rischio osservato a livello di intera Regione; in particolare, nella Regione Campania, caratterizzata quasi uniformemente da un indice di rischio invernale molto basso, le aree protette sono classificabili come appartenenti anche alle classi di rischio medio e alto; il fenomeno è ancor più accentuato per la stagione estiva, quando il rischio nelle aree protette è sempre alto e molto alto;
- diffusa presenza di incendi di alta intensità ( $> 6.000 \text{ kWm}^{-1}$ );
- caratterizzato da elevata variabilità ambientale, all'interno di un contesto socio-economico relativamente omogeneo.

Il territorio del Cilento rappresenta un'area di grande interesse naturalistico, sia per l'elevata diversità fisica, climatica e biologica, sia per il valore biogeografico e del paesaggio (ABBATE *et al.*, 1996; LA VALVA e MOGGI, 1996; BLASI *et al.*, 2001).

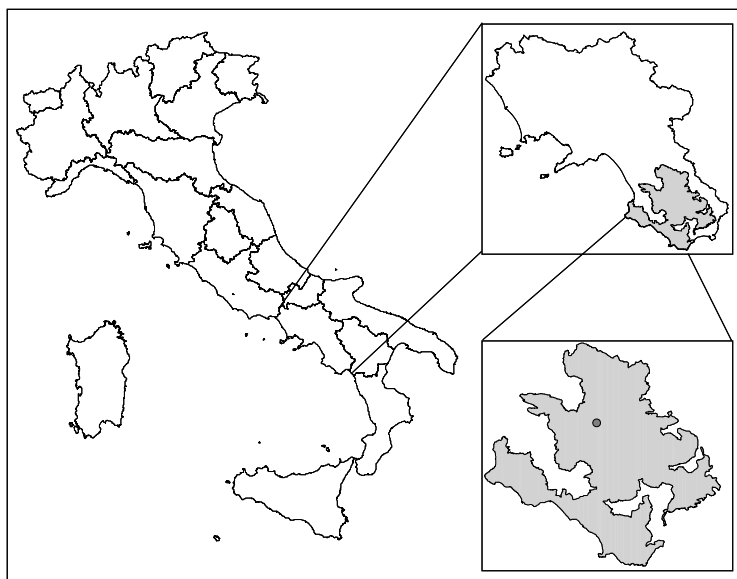


Figura 41 – Inquadramento dell'area di studio.

Il Parco Nazionale del Cilento e del Vallo di Diano è uno dei pochi Parchi dotati del *Piano per la programmazione delle attività di previsione, prevenzione e lotta attiva contro gli incendi boschivi* approvato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. In tale documento si evidenzia come "il numero di incendi relativi al periodo Novembre 1999 all'Ottobre 2000 collocano tale territorio tra le aree più a rischio su tutto il territorio nazionale".

Il piano, per quanto riguarda la distribuzione mensile del numero di incendi e della relativa superficie percorsa dal fuoco, evidenzia episodi concentrati nel trimestre estivo (luglio-settembre) con un picco massimo ad agosto. Tale andamento è l'effetto combinato di fattori climatici (la cui variabilità in termini di ampiezza del periodo di aridità estiva ed invernale gioca un ruolo determinante) ed antropici, come l'aumento della popolazione nel periodo estivo, in particolare nei Comuni della costa. Una discreta presenza di incendi si registra anche nei mesi di marzo e di ottobre. Dalla verifica degli incendi del periodo primaverile ed invernale si è rilevato che essi riguardano per lo più aree boscate, governate a ceduo ed in corso di utilizzazione: che tale situazione sia imputabile a fuochi sfuggiti dal controllo di chi sta completando il lavoro di utilizzazione del bosco è un dato che andrebbe meglio verificato.

Anche se non esistono studi specifici sulle cause degli incendi, il "*Piano Regionale per la programmazione delle attività di previsione, prevenzione e lotta attiva contro gli incendi boschivi*" analizza a livello provinciale e di Parchi Nazionali presenti in Campania l'andamento delle cause. Nel piano infatti si afferma che le cause che determinano gli incendi in questa Regione risultano divergere significativamente da quelli che si rilevano nel resto d'Italia. Risultano infatti più elevate le cause "volontarie" con una percentuale pari a 71,7% a fronte di un dato nazionale pari al 60%. In particolare, in un'analisi condotta in Cilento si rileva che ben il 78,8% degli incendi è di origine dolosa e l'8,44% non definiti.

Dal punto di vista fitoclimatico il Parco Nazionale del Cilento e del Vallo di Diano è riconducibile al tipo mesotemperato umido-subumido e supratemperato umido-subumido (BLASI, 2001). La vegetazione è costituita da circa 1800 specie diverse autoctone spontanee, tra le quali circa il 10% rivestono una notevole importanza in quanto di interesse biogeografico (endemiche) oppure a rischio di estinzione (rare o molto rare).

I territori boscati posseggono una spiccata eterogeneità potenziale evidenziata da recenti analisi fitosociologiche (ROSATI *et al.*, 2005): sono costituiti in prevalenza da querceti (boschi di cerro, cerro e farnetto, cerro e roverella, ma soprattutto cerrete termofile) in formazioni compatte insieme ad altri boschi misti a carattere mesofilo con aceri, tigli, olmi e frassini. Sono inoltre presenti castagneti cedui, formazioni ad *Alnus cordata* e boschi di sclerofille sempreverdi. Si rinvengono faggete di tre tipologie distinte: faggete microterme localizzate mediamente intorno ai 1.400 m, faggete termofile e faggete di quota. Sono presenti inoltre ampi territori rimboschiti a *Pinus nigra* e *Pinus pinea*.



## 6. CASO DI STUDIO: MATERIALI E METODI

### 6.1. Dati di base

Gli incendi oggetto di analisi nell'ambito di questo lavoro sono stati selezionati grazie a un ampio database comprendente tutti gli incendi verificatisi dal 1975 al 2002 riportante le seguenti informazioni: data dell'evento; comune; superfici interessate suddivise per tipologie ed estensione; struttura e età della vegetazione forestale incendiata; ettari di superficie agricola e di pascoli percorsi; esposizione prevalente; coordinata del centroide dell'incendio e riferimento cartografico IGM.

Gli incendi oggetto di monitoraggio sono stati scelti sulla base dei seguenti criteri:

- incendi di chioma, estesi nel complesso almeno 100 ha;
- fronte di fiamma di alta intensità ( $> 6.000 \text{ kWm}^{-1}$ );
- condizioni fitosociologiche relativamente omogenee, riferibili in particolare al *Teucrio siculi-Quercion cerridis*, la più diffusa alleanza nel Parco Nazionale del Cilento e Valle di Diano.

Sulla base di questi criteri sono stati selezionati tre incendi avvenuti rispettivamente il 10 agosto 1993 sul Monte Farneta di Felitto (comune di Laurino – SA); il 3 Luglio 1997 in località Monte Vergine (comune di Sala Consilina – SA); il 4 Luglio 2000 presso Monte Schiavo – Monte Alto (sempre nel comune di Sala Consilina – SA).

Essendo avvenuti in condizioni territoriali, pirologiche e ambientali analoghe (vd. § 7.1), questi incendi, che hanno interessato una superficie totale percorsa di circa 120 ha il primo, 540 ha il secondo e 390 ha il terzo, possono essere assunti come una *cronosequenza*, nel senso che le aree da essi interessate, caratterizzate da un differente numero di anni trascorso dalla percorrenza del fuoco, possono essere considerate rappresentative della dinamica di ricostituzione naturale post-incendio per quelle date condizioni ambientali e vegetazionali.

#### 6.1.1. Immagini satellitari

MARCHETTI *et al.* (1995), VIEDMA *et al.* (1997), CHIRICI *et al.* (2001) MARCHETTI e RICOTTA (2004), CHIRICI *et al.* (2005), CHIRICI e CORONA (2005) riportano varie metodologie per la detezione dei cambiamenti sulla vegetazione delle aree percorse dal fuoco tramite immagini Landsat.

Le metodologie più diffuse sono basate sugli indici di vegetazione (*Vegetation Indices*), calcolati combinando i valori di riflettività di determinate bande spettrali, con particolare riferimento a quelle del rosso e dell'infrarosso vicino: gli indici di vegetazione sono infatti direttamente correlati ad importanti parametri biofisici della vegetazione, quali l'indice di area fogliare (*Leaf Area Index*), la biomassa fotosinteticamente attiva e la produttività primaria (ASRAR *et al.*, 1992; SELLERS, 1987).

Grazie alla loro valenza ecofisiologica, gli indici vengono impiegati per la perimetrazione degli incendi e per il monitoraggio della dinamica della ricostituzione della copertura vegetale in seguito al passaggio del fuoco. Per valutare il recupero della vegetazione delle superfici percorse dal fuoco si elaborano carte degli indici di vegetazione utilizzando serie multitemporali di immagini telerilevate.

Nel caso in esame le fasi di studio hanno previsto il processamento di una serie multitemporale di quattro immagini Landsat 5 e 7 dell'area. Le immagini utilizzate per le elaborazioni, selezionate in maniera tale da essere caratterizzate da bassa copertura nuvolosa, sono:

- Landsat 5 TM Path 189 - Row 32, acquisita il 23 agosto 1993;
- Landsat 5 TM Path 189 - Row 32, acquisita il 5 ottobre 1997;
- Landsat 7 ETM+ Path 189 - Row 32, acquisita il 2 agosto 2000;
- Landsat 5 TM Path 189 - Row 32, acquisita il 20 luglio 2004.



Figura 42 - Parte del frame multispettrale (30 m) Landsat dell'area di studio: a) composizione in colori reali, b) composizione in falsi colori.

### 6.1.2. Ortofoto

Le ortofoto a colori (volo IT2000: Figura 43), con 1 m di risoluzione spaziale nominale, sono state acquisite nella primavera del 1998. Sono state utilizzate per la localizzazione di punti di controllo nella correzione geometrica delle immagini e per la fase di progettazione di rilievi di campo per la verifica a terra.



Figura 43 - Ortofoto a colori IT2000.

### 6.1.3. Modello Digitale del Terreno

Il Modello Digitale del Terreno (Figura 44) derivato dall'Archivio Nazionale delle quote medie dell'Università di Lecce, ha un passo di 75 metri, ed è stato utilizzato principalmente per la correzione delle distorsioni dovute all'effetto dell'atmosfera.

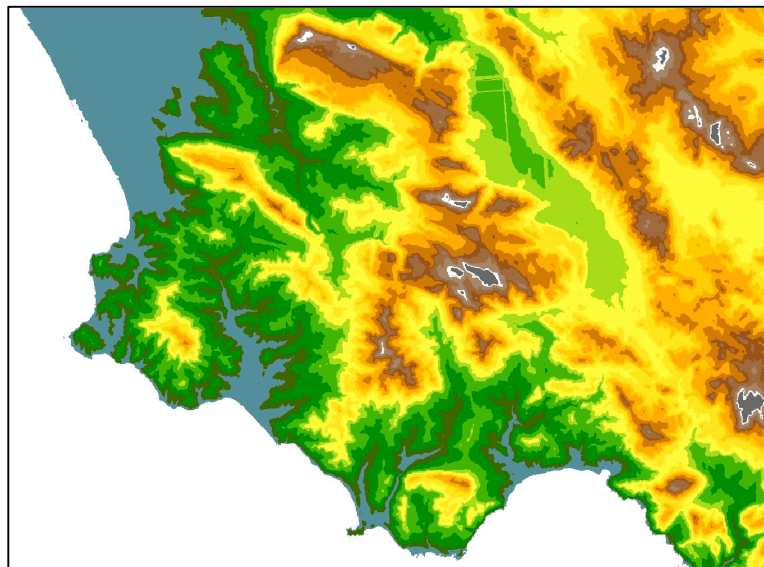


Figura 44 - Informazioni ausiliarie: Modello digitale del terreno, dove vengono rappresentate le quote in metri.

#### 6.1.4. Pre-processamento delle immagini

Le immagini acquisite da sensori remoti (aereo o spaziale) presentano alterazioni radiometriche e geometriche, per cui, prima di essere elaborate, devono essere sottoposte ad una fase di *preprocessing*, in cui si effettua un trattamento digitale volto a correggere gli errori di tipo geometrico e radiometrico.

Gli studi di monitoraggio della ricostituzione della vegetazione percorsa dal fuoco tramite serie multitemporali di immagini richiedono una calibrazione delle immagini stesse. Molti Autori hanno affrontato il problema della correzione del dato remoto al fine di limitare gli effetti generati dall'atmosfera e dalla topografia (CHUVIECO *et al.*, 2002).

In questa fase si realizzano una serie di correzioni mediante le quali si cerca di ottenere da un lato la perfetta registrazione geometrica che permetta successivamente di utilizzare le cartografie derivate in altre applicazioni, e dall'altro lato l'eliminazione o la minimizzazione degli errori generati dalla dispersione atmosferica e dall'effetto dell'ombra generato dalla topografia.

Nei processi di acquisizione o ricezione delle immagini si instaurano anomalie che interessano sia la posizione dei *pixel* sia il valore di radianza che i *pixel* stessi portano come informazione. La correzione delle immagini si riferisce dunque a tutti quei processi che tendono ad avvicinare l'immagine stessa il più possibile ad un'acquisizione idonea.

Dopo la fase di correzione geometrica delle immagini, al fine di avere a disposizione dei dati allineati e sovrapponibili, si è proceduto alla correzione atmosferica e topografica. Sul *data set* a disposizione è stata effettuata la correzione atmosferica basata sul metodo *dark-object* rivisitato (CHAVEZ, 1996), che stima la trasmittività atmosferica in funzione del coseno e dello zenit solare.

La riflettività dei sei canali non termici delle immagini è stata calcolata con la seguente formula:

$$\rho_k = \frac{K * \pi * a_{1,k} (DN_k - DN_{min,k})}{E_{o,k} \cos\theta_i \tau_{k,i}}$$

dove  $\rho_k$  è la riflettanza della banda  $k$ ,  $DN$  sono i valori dei *pixel* dell'immagine,  $E_{o,k}$  e  $a_{1,k}$  sono i valori di calibrazione del sensore e  $K$  è il fattore che tiene conto della variazione della distanza terra-sole che si calcola a partire dal giorno Giuliano con la seguente formula:

$$K=(1+0.0167(\sin(2\pi(D-93.5)/365)))^2$$



I valori di  $K$  e  $\cos\theta$  si calcolano a partire dalla data di acquisizione dell'immagine. I valori di calibrazione  $E_{0,k}$  e  $a_{1,k}$  per il calcolo della riflettanza variano in funzione della tipologia dei sensori e delle date di acquisizione delle immagini. In questo studio è stato necessario utilizzare tre set di parametri differenti per la correzione delle immagini. Il sensore ETM+ infatti ha valori di calibrazione differenti rispetto al sensore TM, per il quale è possibile utilizzare il set di valori originari solo per le immagini antecedenti il 5 Maggio 2003, data in cui sono stati rivisitati e pubblicati i nuovi parametri di correzione (CHANDER e MARKHAM, 2003).

Per la correzione topografica, effettuata successivamente a quella di calibrazione dei sensori, è stato utilizzato il Modello Digitale del Terreno a 75 metri (§ 6.1.3). La correzione ha incluso due fasi: nella prima è stato calcolato l'angolo di illuminazione e nella seconda è stato corretto il valore di riflettività delle immagini utilizzando il valore di tale angolo.

L'illuminazione si calcola a partire dall'angolo zenitale solare, l'azimut solare, l'orientazione e la pendenza del terreno mediante la formula:

$$I_l = \cos\theta_c \cos\theta_n + \sin\theta_c \sin\theta_n \cos(\theta_c - \theta_n)$$

dove  $I_l$  corrisponde al coseno dell'angolo di illuminazione,  $\theta_c$  indica l'angolo zenitale solare,  $\theta_n$  la pendenza del terreno,  $\theta_c$  l'angolo azimutale solare e  $\theta_n$  e l'angolo di esposizione. Nella Figura 45 è possibile apprezzare un esempio di risultato.

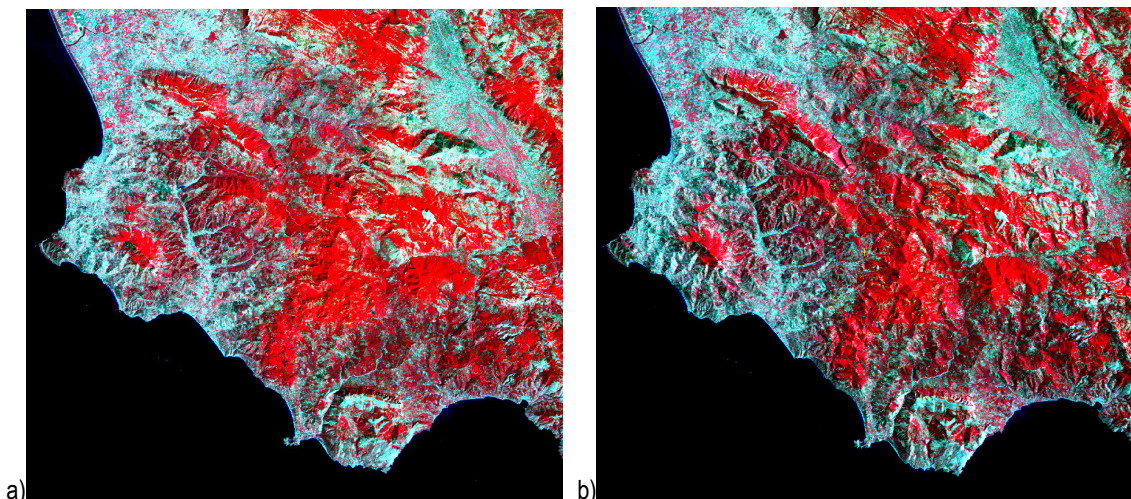


Figura 45 - a) Immagine multispettrale non corretta topograficamente b) Immagine multispettrale corretta topograficamente

## 6.2. Indici di vegetazione delle superfici percorse dal fuoco

Sulle immagini satellitari pre-elaborate, si è proceduto al calcolo dei quattro indici di vegetazione (NDVI, NBR, NII, MVI):

$$NDVI = \frac{(\rho_4 - \rho_3)}{(\rho_4 + \rho_3)} \quad (\rho_4 = \text{DN della banda 4; } \rho_3 = \text{DN della banda 3})$$

$$NBR = \frac{(\rho_7 - \rho_4)}{(\rho_7 + \rho_4)} \quad (\rho_7 = \text{DN della banda 7})$$

$$NII = \frac{(\rho_4 - \rho_5)}{(\rho_4 + \rho_5)} \quad (\rho_5 = \text{DN della banda 5})$$

$$MVI = \frac{(\rho_5)}{(\rho_4)}$$

Tre di questi indici (NBR, NII, MVI) hanno la particolarità di essere meno influenzati dallo *scattering* (dispersione) atmosferico in quanto utilizzano dati delle sole bande dell'infrarosso ( $\rho_4$ ,  $\rho_5$ ,  $\rho_7$ ), l'NDVI è l'unico che utilizza una banda del visibile ( $\rho_3$ ).

Sulla base di questi indici sono state successivamente prodotte le carte degli indici di vegetazione delle superfici percorse dal fuoco per ogni immagine satellitare, per un totale di 28 mappe multitemporali (Figure 46 - 57).

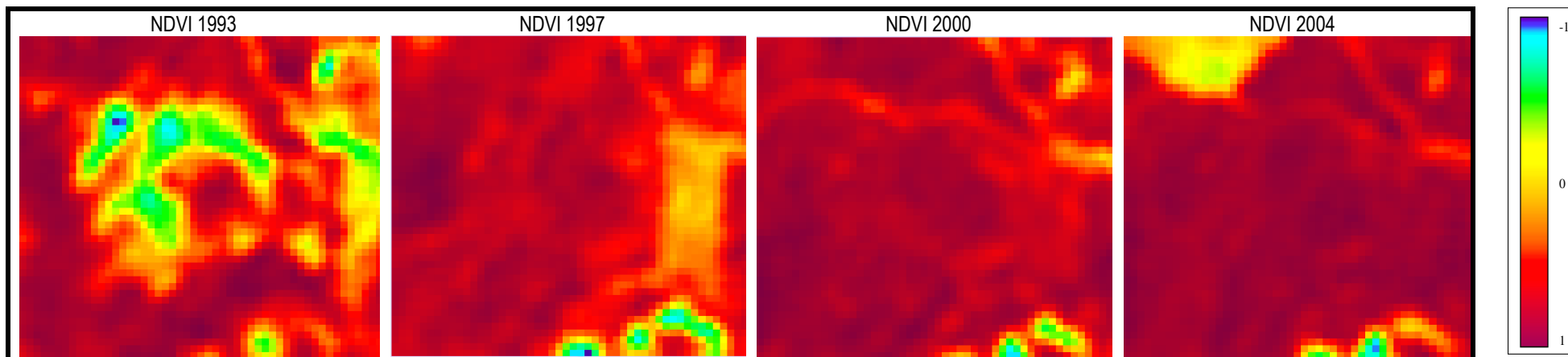


Figura 46 - Carte dell'indice NDVI relative all'incendio del 1993.

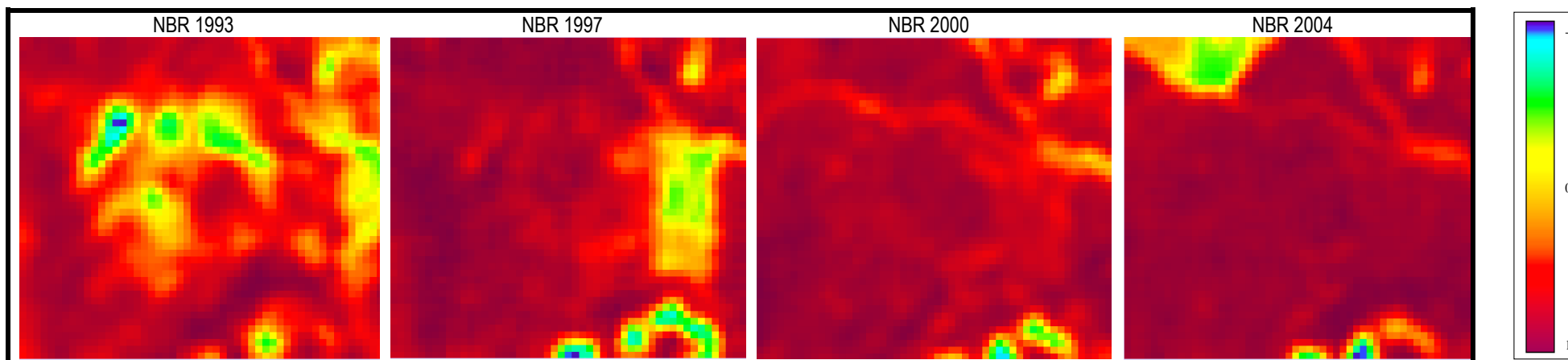


Figura 47 - Carte dell'indice NBR relative all'incendio del 1993.

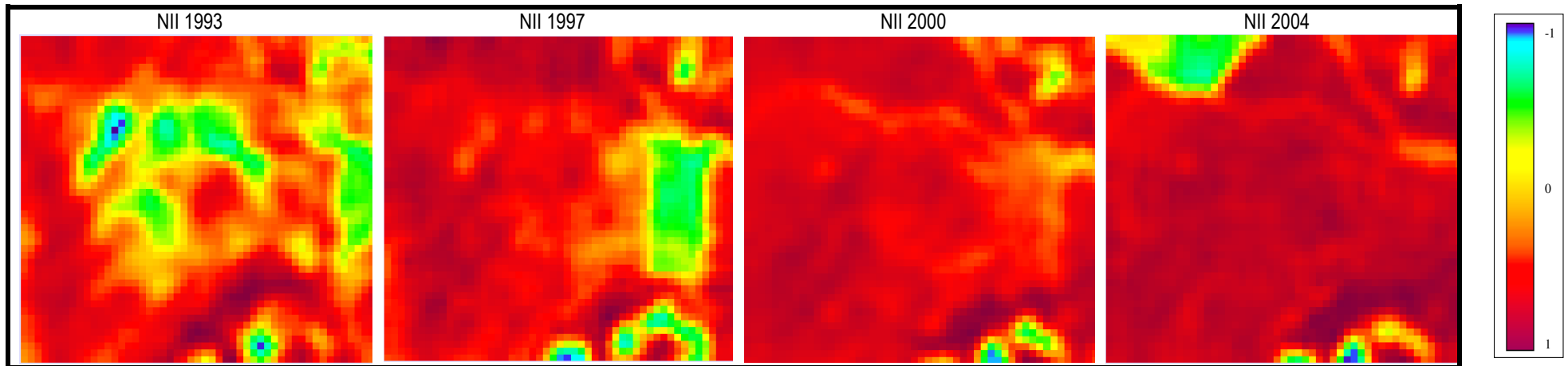


Figura 48 – Carte dell'indice NII relative all'incendio del 1993.

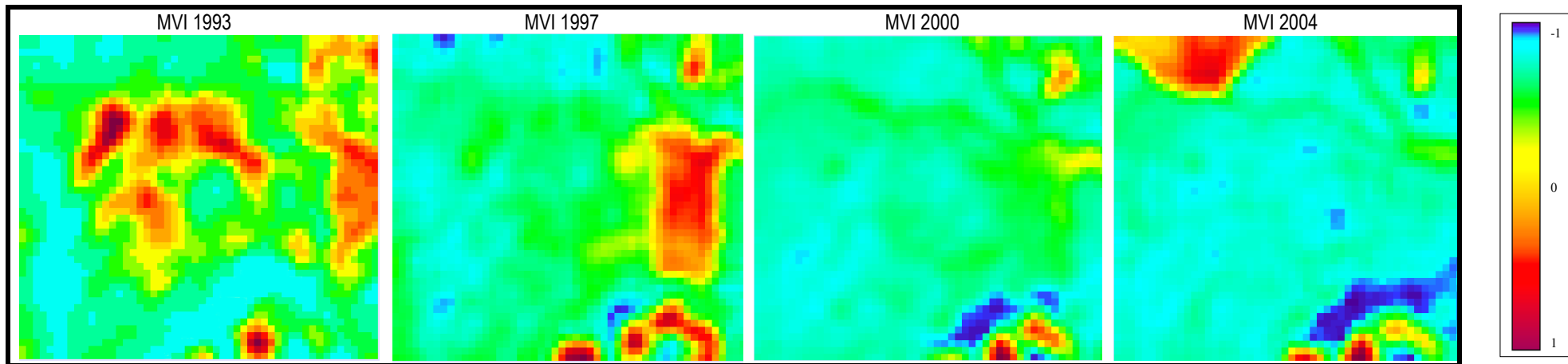


Figura 49 – Carte dell'indice MVI relative all'incendio del 1993.



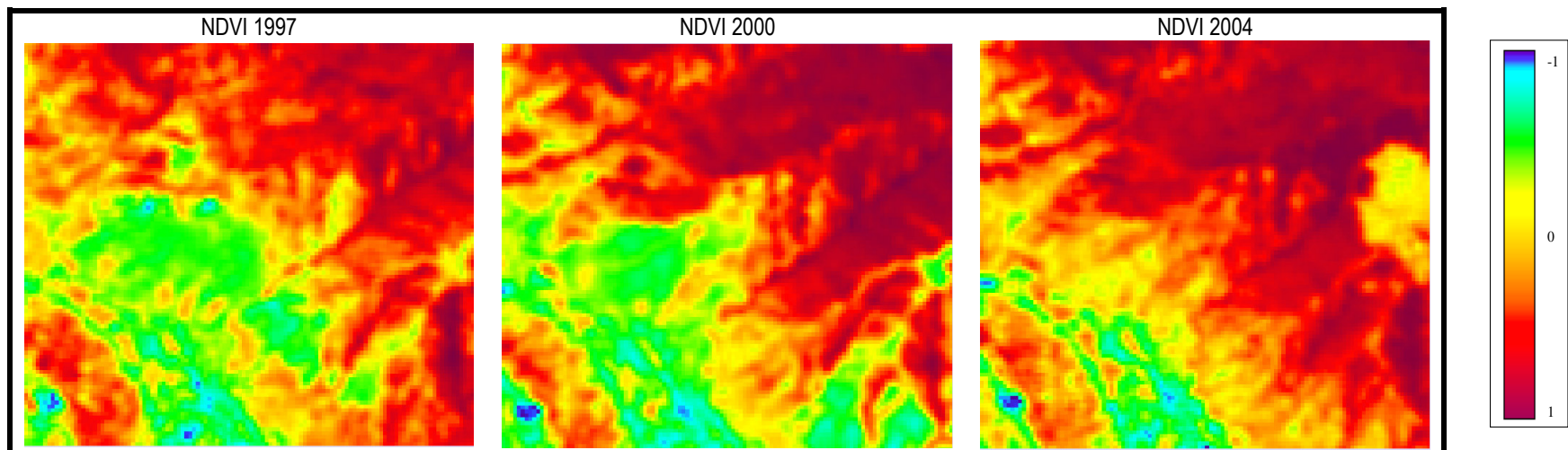


Figura 50 – Carte dell'indice NDVI relative all'incendio del 1997.

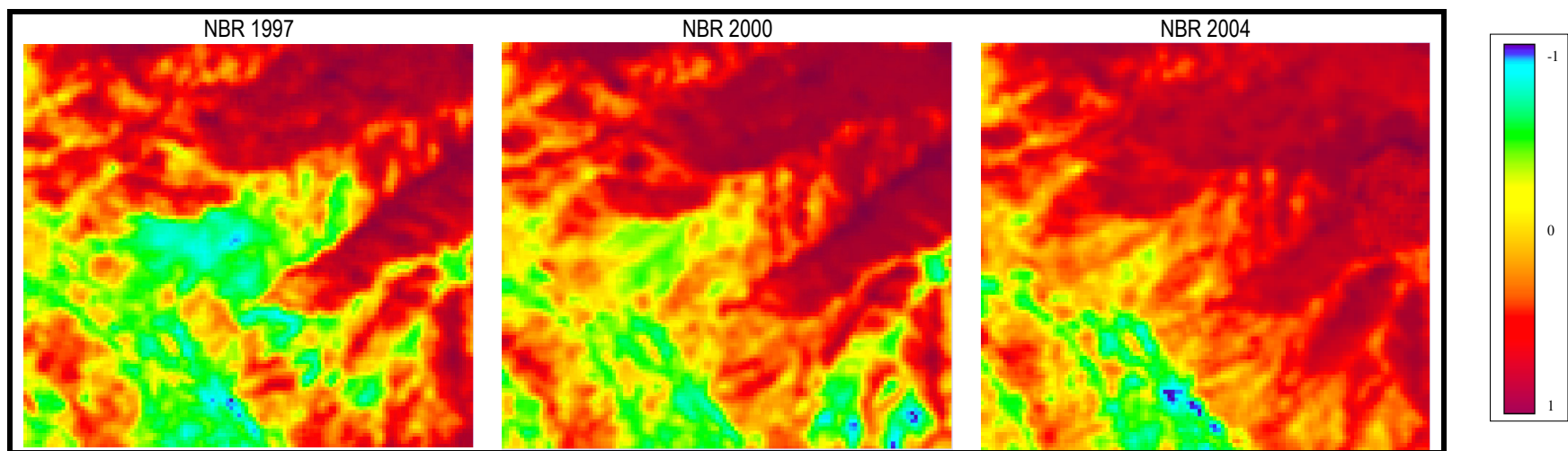


Figura 51 – Carte dell'indice NBR relative all'incendio del 1997.

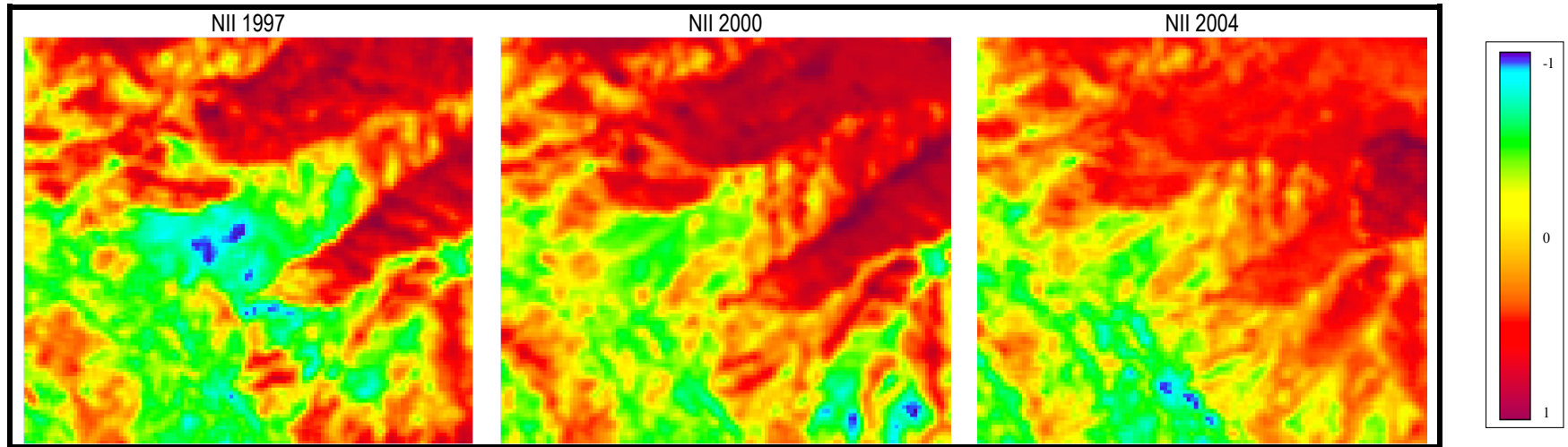


Figura 52 – Carte dell'indice NII relative all'incendio del 1997.

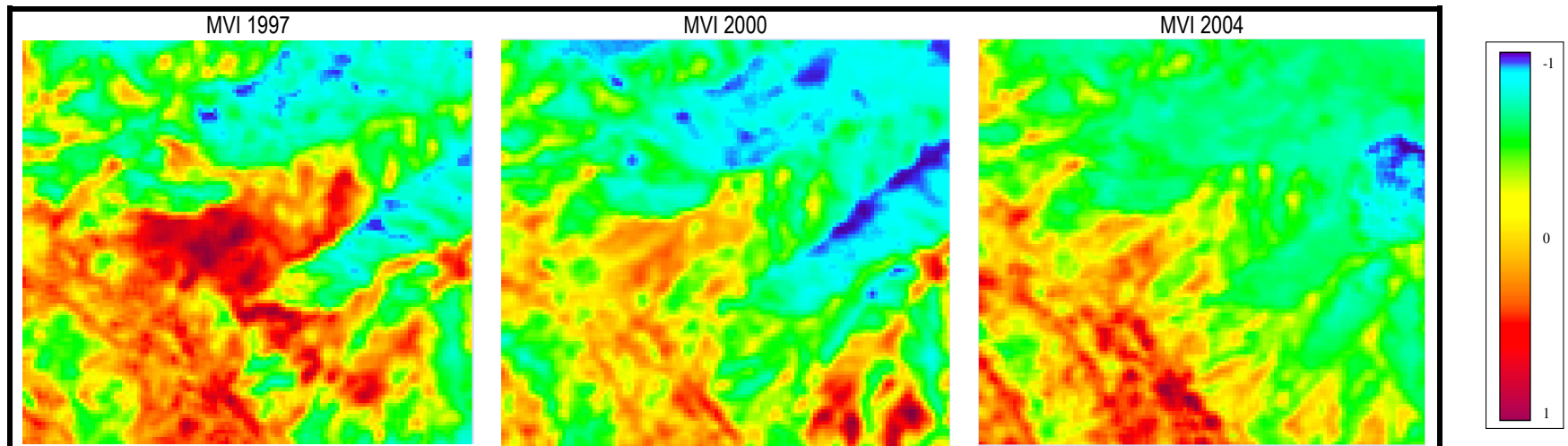


Figura 53 – Carte dell'indice MVI relative all'incendio del 1997.

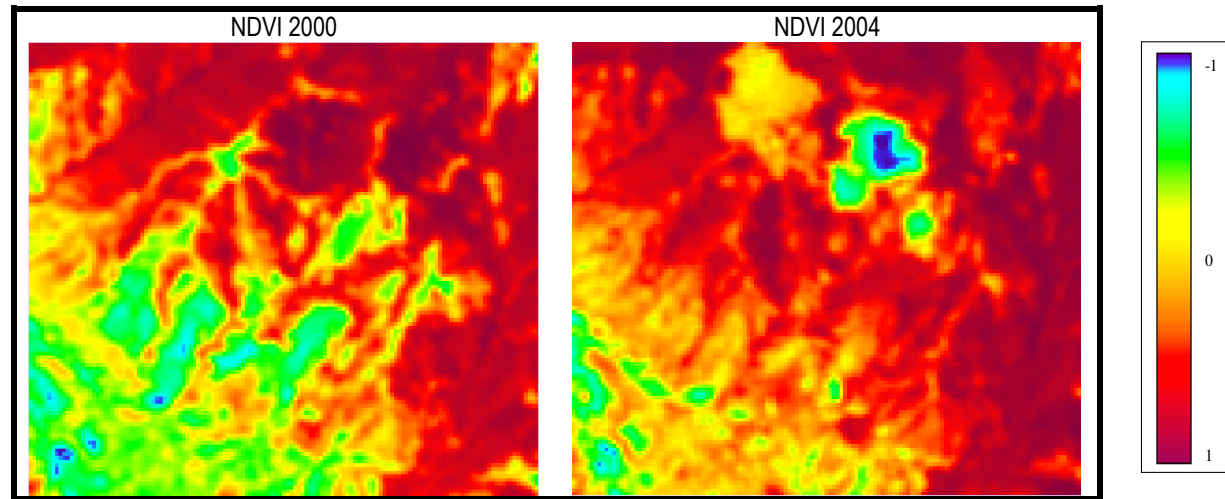


Figura 54 – Carte dell'indice NDVI relative all'incendio del 2000.

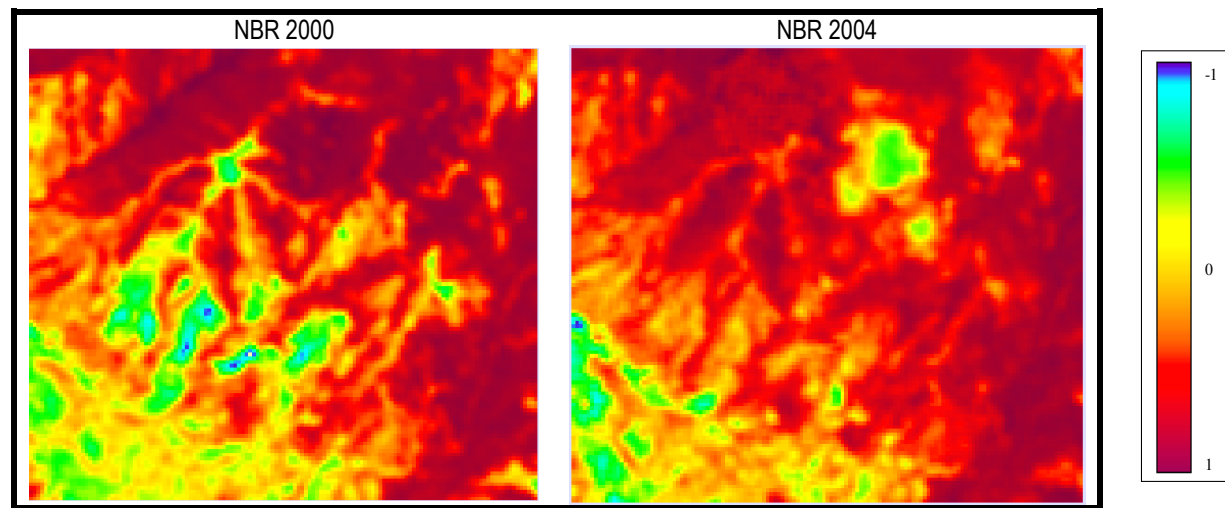


Figura 55 – Carte dell'indice NBR relative all'incendio del 2000.



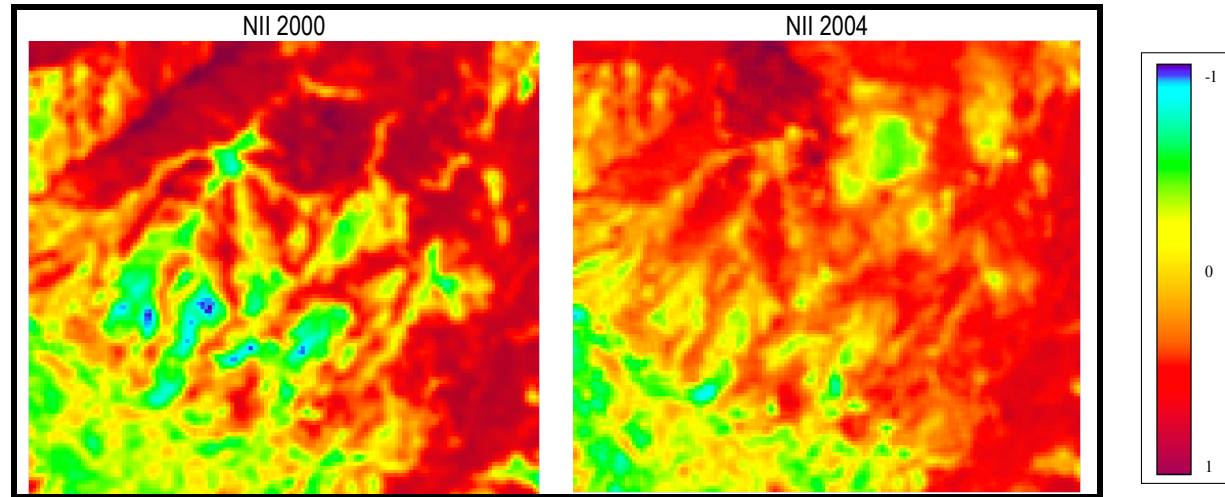


Figura 56 – Carte dell'indice MVI relative all'incendio del 2000.

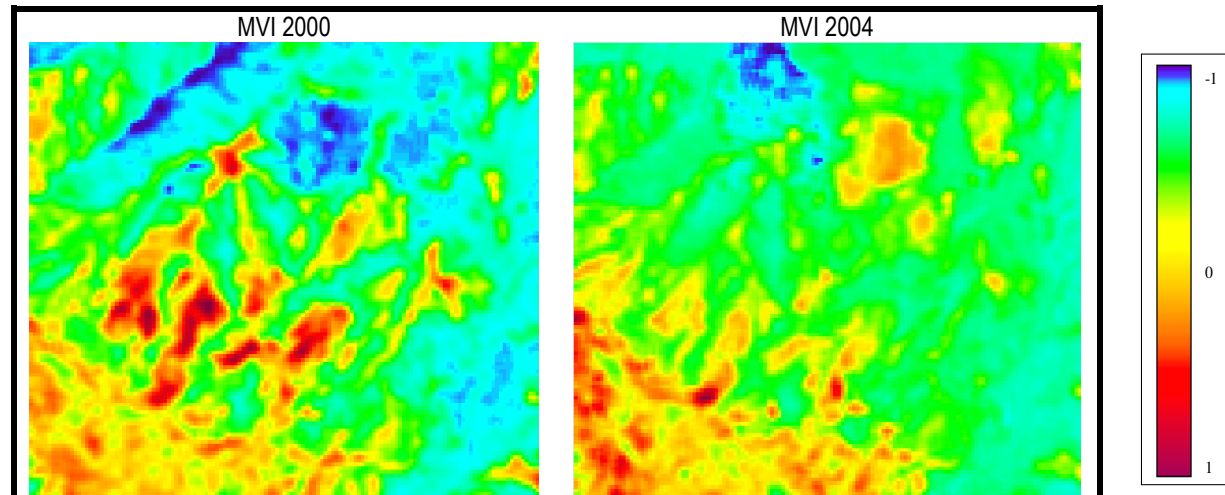


Figura 57 – Carte dell'indice MVI relative all'incendio del 2000.

## 6.2. Livello di severità espresso in termini di indici di vegetazione telerilevati

Uno degli indici maggiormente utilizzati per la mappatura delle aree incendiate è il *Normalized Burn Ratio* (BOSCHETTI *et al.*, 2005; KEY e BENSON, 2006). Come indicato al § 6.2, quest'indice utilizza le bande 4 e 7 ( $\rho_4$  e  $\rho_7$ ) del LANDSAT, che subiscono un significativo cambiamento dei valori di riflettanza in seguito al passaggio del fuoco: la banda  $\rho_4$  discrimina maggiormente la vegetazione in quanto viene riflessa dalla clorofilla contenuta nelle foglie, mentre la banda  $\rho_7$  fornisce un dato significativo sul contenuto idrico della superficie indagata.

L'NBR è un indice che offre buoni risultati per la mappatura e l'analisi della severità degli incendi ma affinché ciò sia possibile è fondamentale utilizzare immagini acquisite temporalmente molto vicine all'evento che si vuole investigare, condizione soddisfatta nel nostro caso.

Nel caso in esame si è proceduto alla classificazione dell'immagine in livelli di severità (danno) dell'incendio mediante la suddivisione in quattro classi di pari ampiezza dei valori rilevati dell'indice NBR, utilizzando tecniche di segmentazione con il *software* eCognition (Figura 58).

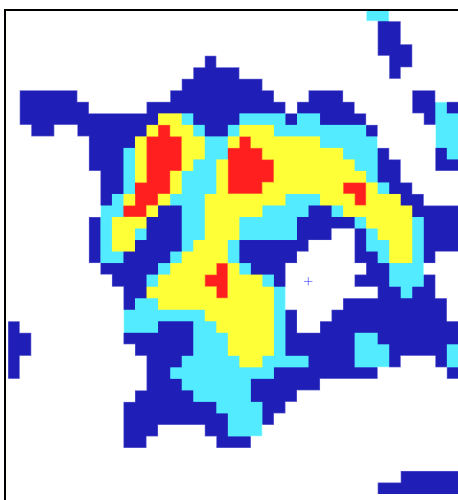


Figura 58 – Esempio di classificazione del livello di severità tramite NBR: rosso=Classe1, giallo= Classe2, azzurro= Classe3, blu= Classe4.

La segmentazione implementata in ambiente eCognition è di tipo *bottom-up*: i *pixel* dell'immagine originaria vengono aggregati in una serie di passaggi successivi fino a quando i poligoni creati non hanno caratteristiche corrispondenti a quelle volute dall'operatore. La procedura tende alla minimizzazione dell'*eterogeneità spettrale* di ciascun poligono (nel caso in esame calcolata sulla base dei valori di NBR dei *pixel* inclusi) e dell'*eterogeneità geometrica*, dipendente dalla forma dei poligoni creati (BAATZ e SCHÄPE, 1999; BAATZ *et al.*, 2001). Il processo di segmentazione implementato in eCognition è detto "multirisoluzione", nel

senso che, a partire da una stessa immagine, è possibile generare diversi livelli gerarchici di poligoni con diversi fattori di scala. Diminuendo il fattore di scala i poligoni generati divengono sempre più piccoli perché minore deve risultare la variabilità spettrale intra-poligoni. La particolarità della multirisoluzione consiste nel collegamento esistente tra i poligoni dei diversi livelli gerarchici della segmentazione (CHIRICI e CORONA, 2006).

In pratica, il livello di segmentazione si definisce mediante parametro di scala (*scale parameter*) e criterio di omogeneità. Il primo è una misura della grandezza media degli oggetti in funzione della sua omogeneità, il secondo stabilisce l'omogeneità in funzione del peso che si dà al colore e alla forma, definita a sua volta a partire dalla omogeneità spettrale (*smoothness*) e dalla compattezza (*compactness*). Il processo di segmentazione delle immagini inizia con oggetti di un *pixel* e, in numerosi passi consecutivi, gli oggetti più piccoli vengono fusi in altri più grandi. Il processo continua fino a quando l'omogeneità dei segmenti, ponderata mediante l'omogeneità stessa, eccede il valore definito dal parametro di scala.

Il criterio di omogeneità utilizzato per la segmentazione in oggetto è stato realizzato con valori di soglia pari a 0,8 per il colore e a 0,2 per la forma. Per quello che riguarda la forma, il peso sia dell'omogeneità spettrale che della compattezza è stato stabilito pari a 0,5. In questo modo è stato possibile stratificare ciascun incendio campione in classi spaziali (Figura 59), all'interno di ciascuna delle quali sono stati realizzati i rilievi dendrometrici.

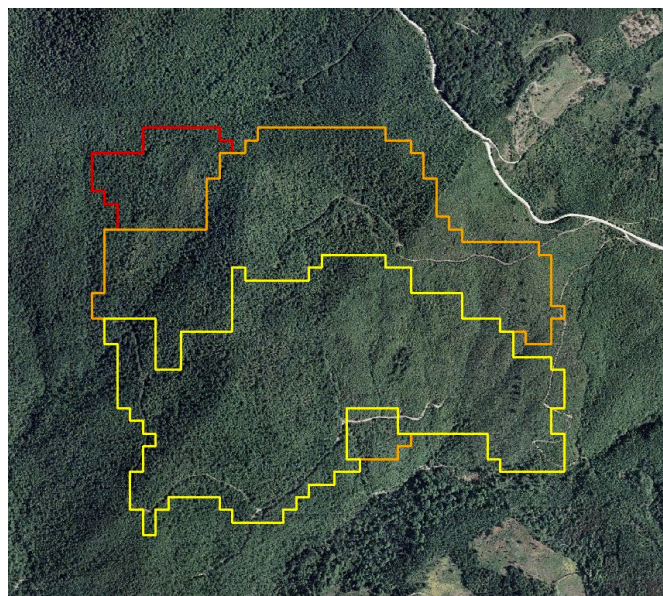


Figura 59 - Esempio di classificazione del livello di severità tramite NBR (per l'incendio del 1993) ottenuta mediante segmentazione dell'immagine del 2004; Rosso=alti valori di NBR, Arancio=valori medi di NBR, Giallo=valori bassi di NBR.

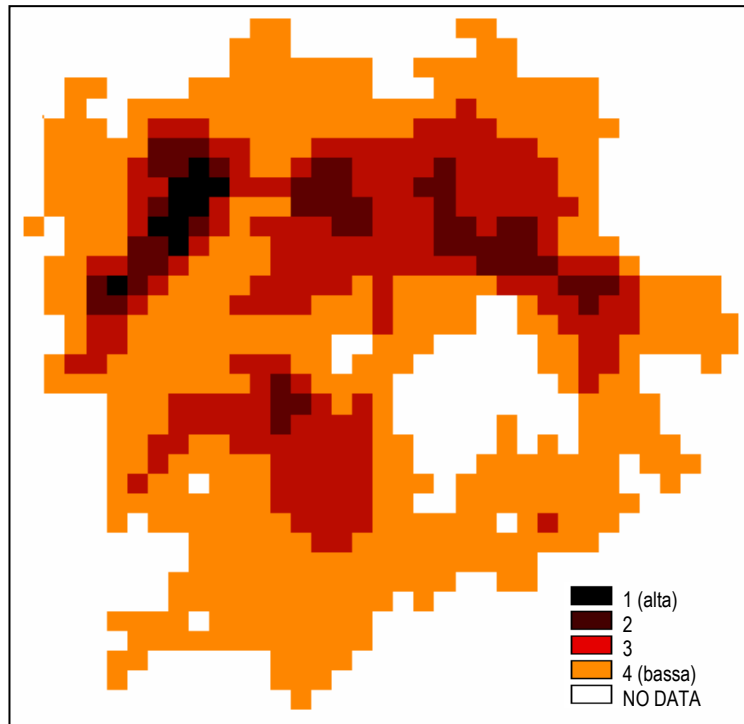


Figura 60 – Classi di severità ottenute da NBR sull'immagine del 2004 per l'incendio avvenuto nel 1993.

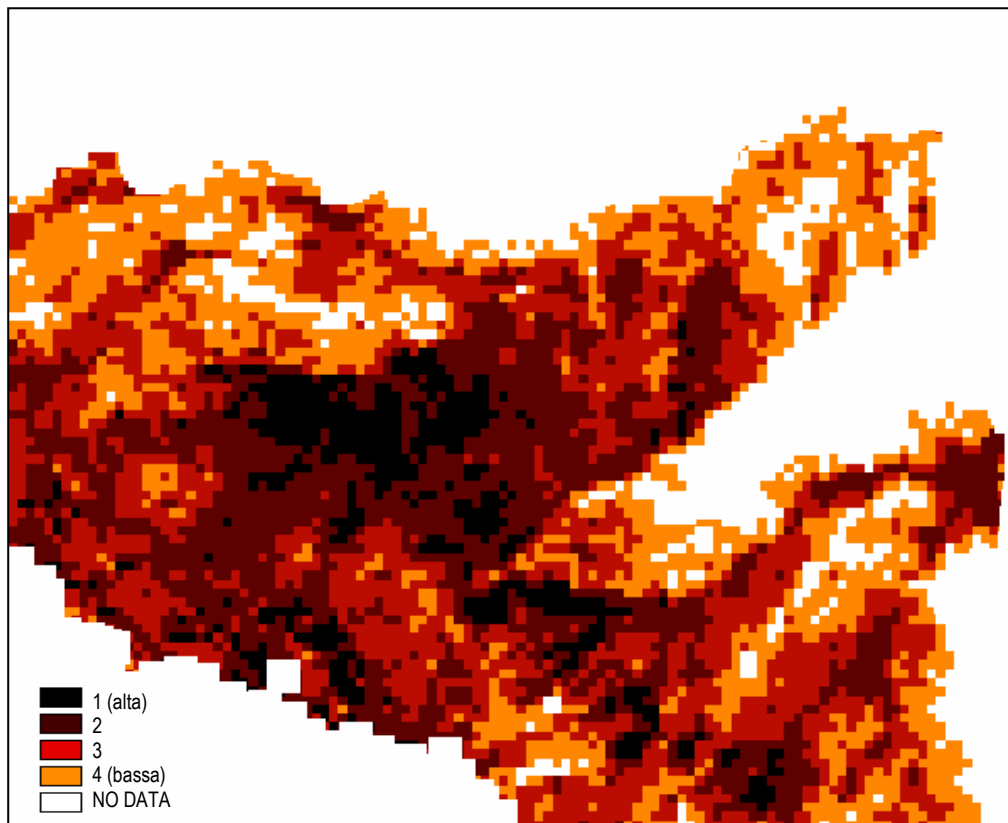


Figura 61 – Classi di severità ottenute da NBR sull'immagine del 2004 per l'incendio avvenuto nel 1997.

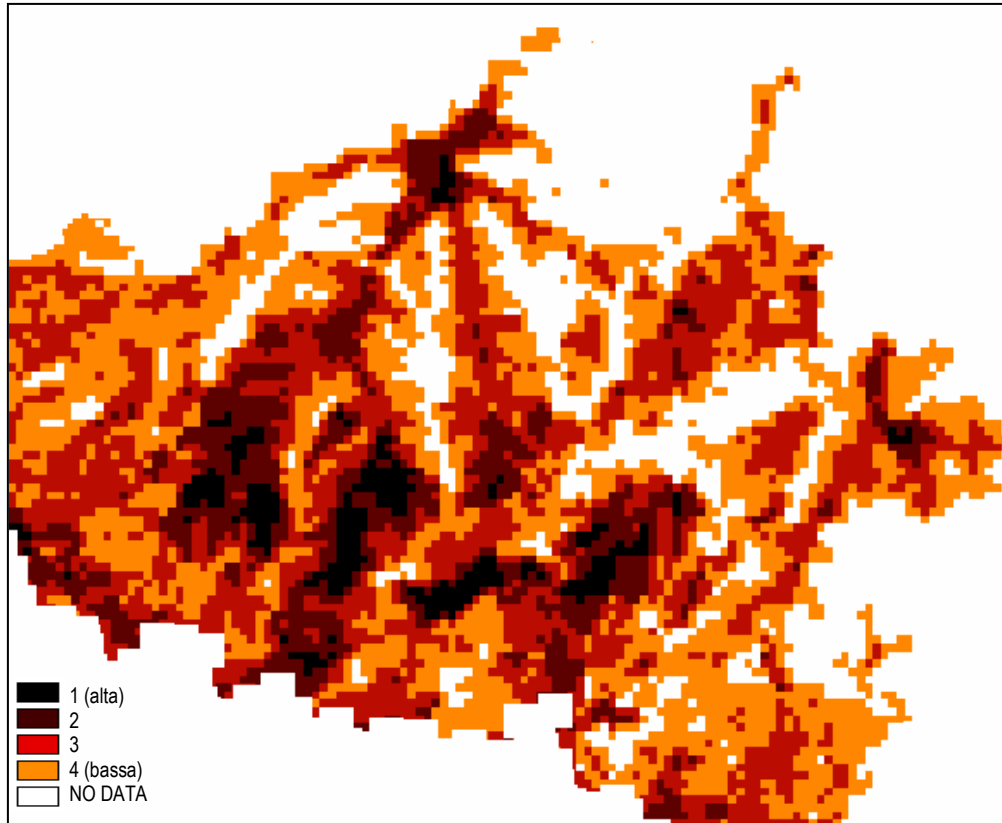


Figura 62 – Classi di severità ottenute da NBR sull'immagine del 2004 per l'incendio avvenuto nel 2000.

#### 6.4. Analisi degli indici di vegetazione

Per selezionare i punti di controllo a terra, si è proceduto alla classificazione in quattro classi, oltre che dell'indice NBR, anche delle immagini relative agli altri indici di vegetazione calcolati (NDVI, NII, MVI). Per ogni classe è stato selezionato un punto in maniera tale che ricadesse nella stessa classe in ogni diversa immagine.

Per ciascun punto sono state analizzate le variazioni multitemporali degli indici di vegetazione. Con riferimento a ognuno dei quattro indici di vegetazione, sono stati inoltre elaborati due indici multitemporali di rigenerazione (RI: *Regeneration Index*, NRI: *Normalized Regeneration Index*) (RIAÑO *et al.*, 2003):

$$RI = \frac{VI_{\text{fire}}}{VI_{\text{post-fire}}}$$

$$NRI = 1 + \frac{VI_{\text{fire}} - VI_{\text{post-fire}}}{VI_{\text{fire}} + VI_{\text{post-fire}}} = \frac{2 VI_{\text{fire}}}{VI_{\text{fire}} + VI_{\text{post-fire}}}$$



dove  $VI_{\text{fire}}$  rappresenta il valore di un dato indice di vegetazione nelle aree bruciate al tempo  $t_0$ , mentre  $VI_{\text{post-fire}}$  rappresenta il valore dell'indice di vegetazione della stessa area nell'immagine al tempo  $t_1$ .

Nella Figura 63 è possibile apprezzare una immagine di NRI relativa alla combinazione dell'NDVI delle immagini del 1993 ( $VI_{\text{fire}}$ ) e del 1997 ( $VI_{\text{post-fire}}$ ). Si può apprezzare come l'indice di rinnovazione aumenti nell'area relativa all'incendio del 1993 (cerchio rosso): si passa infatti da un basso valore di NDVI dell'immagine del 1993, immediatamente successiva all'incendio, a un valore maggiore nell'immagine NDVI del 1997.

Come verifica della sensibilità di NRI, è stato individuato un incendio avvenuto poco prima della data di acquisizione dell'immagine Landsat TM del 1997. Nel cerchio giallo si nota l'area incendiata in località Monte Vergine il 3 Luglio del 1997 nel comune di Sala Consilina, un mese prima della ripresa dell'immagine, e si può apprezzare come la combinazione delle immagini degli indici del 1993 e del 1997 restituisce un risultato, opposto al precedente incendio del 1993, che scaturisce dal fatto che si passa da un alto valore di NDVI nell'immagine del 1993, dovuto alla presenza di fustaie, ad un valore più basso dovuto alla parziale distruzione della copertura vegetale per l'incendio.



Figura 63 - Immagine del *Normalized Regeneration Index* relativo a immagini NDVI del 1993 e 1997

## 6.5. Rilievi a terra

Oltre che sulla base della conoscenza funzionale e strutturale del mosaico territoriale e dell'estensione e comportamento dei fenomeni di incendio considerati, la ricostituzione delle aree danneggiate dal fuoco va configurata attraverso l'analisi concreta delle caratteristiche sindinamiche (*serie di vegetazione*) e

dendrostrutturali dei soprassuoli percorsi dal fuoco. La conoscenza di questi aspetti consente di valutare la congruità tipologica degli stadi di degradazione e contribuisce all'articolazione di dettaglio degli interventi: è così successivamente possibile definire, caso per caso, le singole azioni di ricostituzione applicabili alle diverse tipologie riconosciute e modulate nel rispetto della dinamica naturale della copertura forestale, secondo criteri derivanti dall'esperienza tecnica selvicolturale. L'evidenziazione puntuale dei fenomeni evolutivi della cenosi forestale consente di poter adeguatamente supportare e calibrare nel tempo le eventuali azioni tecniche di recupero (CORONA e CHIRICI, 2004).

Dopo il passaggio del fuoco, il recupero della copertura del suolo e il ristabilirsi di una struttura simile a quella esistente prima dell'incendio avvengono in tempi abbastanza brevi, e comunque dipendenti dalla complessità strutturale delle comunità vegetali di partenza. Lo sviluppo della struttura di una comunità vegetale può essere descritto analizzando vari caratteri, quali la copertura, la stratificazione, la biomassa nonché la diversità, le forme biologiche e i corotipi.

#### **6.5.1. Aree campione**

Per poter compiutamente seguire la successione secondaria e, in particolare, la ripresa della vegetazione arborea, è in genere preferibile la predisposizione di una vera e propria rete di aree campione permanenti georeferenziate. È in genere consigliata la realizzazione di molte aree di dimensione unitaria relativamente ridotta (orientativamente, 10-20 m<sup>2</sup>) piuttosto che poche grandi aree, almeno con riferimento al monitoraggio nei primi anni dopo il passaggio del fuoco. Nell'ambito della superficie boschiva da monitorare, le aree campione vanno dislocate con criterio di rappresentatività o, meglio, con criterio sistematico. La forma migliore delle singole aree sembrerebbe, in molti casi, quella moderatamente rettangolare con lato maggiore perpendicolare alla direzione prevalente dell'incendio (CORONA *et al.*, 1998; CORONA e MARCHETTI, 2002).

Nel caso in esame è stato realizzato un insieme di 16, 21 e 27 aree campione circolari di 20 m<sup>2</sup>, ciascuno rappresentativo rispettivamente, degli incendi avvenuti nell'anno 1993, 1997 e 2000. Le aree campione sono state selezionate con criteri di rappresentatività per caratteristiche vegetazionali e stagionali nelle tre aree incendiate.

#### **6.5.2. Analisi fitosociologiche**

Sono vari i metodi che consentono di acquisire dati necessari per l'inquadramento di una tipologia vegetazionale in un contesto territoriale. Il loro utilizzo permette di ottenere informazioni tra loro complementari utili al fine di conoscere i processi che influenzano l'evoluzione di vegetazioni caratteristiche di determinati paesaggi vegetali (BLASI *et al.*, 1998).

In questo studio le metodologie adottate sono l'analisi fitosociologica e l'analisi del gradiente. Il primo metodo è stato condotto attraverso l'attuazione di rilievi fitosociologici, che hanno permesso di definire a livello

di *sintaxa* le varie tipologie riscontrate in campo, ovvero di conoscere le varietà e la quantità della vegetazione (BLASI *et al.*, 1998). Per l'utilizzo del secondo metodo si è ricorsi all'ausilio di campionamenti a quadrati contigui, il transetto (*belt transect*), che ha consentito di analizzare ed interpretare le variazioni spaziali quali-quantitative delle comunità vegetali a contatto.

La sovrapposizione dei due metodi e delle informazioni scaturite da questi ha permesso di raggiungere uno tra gli obiettivi di questo lavoro: conoscere in modo esauriente i processi dinamici spaziali e temporali, che governano le tipologie vegetazionali nel contesto territoriale osservato.

Inoltre, il metodo fitosociologico, oltre ad essere fondamentale per la descrizione e la classificazione della vegetazione, è anche un metodo di rilevante importanza per lo studio delle interazioni tra le comunità vegetali e i fattori ambientali, che principalmente ne condizionano la composizione e lo sviluppo spaziale (UBALDI, 1997). Pertanto l'analisi della vegetazione ottenuta con il metodo fitosociologico consente di definire le associazioni vegetali di un dato territorio nella loro composizione floristica ed esigenze ecologiche (PIGNATTI, 1995). L'analisi della vegetazione secondo la metodologia della ricerca fitosociologica è articolata in 4 fasi:

1) l'operazione di base della ricerca fitosociologica è l'esecuzione di *rilievi fitosociologici*, cioè la raccolta di dati utili per l'individuazione delle associazioni (UBALDI, 1997); si tratta dunque di uno strumento metodologico che integra l'informazione tassonomica con dati quantitativi. Lo svolgimento di rilievi fitosociologici prevede i seguenti punti:

a) individuazione delle singole fitocenosi del sito mettendo in evidenza popolamenti elementari, ovvero tratti di vegetazione in cui la distribuzione delle specie si mostra in modo uniforme; parallelamente l'uniformità floristica denota altresì una distribuzione uniforme dei fattori ecologici che influenzano la distribuzione delle piante della fitocenosi (UBALDI, 1997); per facilitare l'individuazione dei popolamenti elementari conviene rifarsi all'uniformità delle condizioni geomorfologiche, edafiche ed idrografiche del sito;

b) registrazione dei dati stazionali: numero progressivo di esecuzione del rilievo, data, località, riferimento topografico, altitudine, esposizione, inclinazione, caratteristiche dell'ambiente fisico;

c) osservazione sulla fisionomia del popolamento elementare e della struttura della vegetazione, annotando l'altezza e la percentuale di copertura dei vari strati (arboreo, arbustivo ed erbaceo) e la percentuale di copertura totale della vegetazione;

d) stesura dell'elenco floristico, che consiste nella compilazione di una lista contenente tutte le specie presenti nel popolamento elementare prescelto; la superficie di rilievo viene aumentata progressivamente fino a raggiungere il minimo areale, ovvero l'area minima in cui l'associazione è rappresentata in modo completo; a seconda della complessità della vegetazione, l'estensione del minimo areale varia (di solito da circa 5 a 100 m<sup>2</sup>) (PIGNATTI, 1995);

e) stima della dominanza ed abbondanza di ciascuna entità vegetale utilizzando la scala di

valutazione di BRAUN-BLANQUET (1928), secondo la quale la valutazione della copertura per ogni specie è espressa con i seguenti valori:

5 : specie che ricopre dal 75% al 100% della superficie di rilievo;

4 : specie che ricopre dal 50% al 75% della superficie di rilievo;

3 : specie che ricopre dal 25% al 50% della superficie di rilievo;

2: specie che ricopre dal 5% al 25% della superficie di rilievo;

1 : specie rappresentata da molti individui che ricoprono dal 1% al 5% della superficie di rilievo;

+ : specie rappresentata da pochi o da un unico individuo;

f) annotazione della superficie totale rilevata;

g) osservazioni sui contatti delle comunità rilevate, sulla presenza di fattori naturali limitanti, sul disturbo antropico sull'incidenza del pascolo.

2) Il *ricoscimento delle specie* riscontrate nei siti d'indagine è una fase molto importante, in quanto la corretta denominazione delle entità vegetali permette una migliore interpretazione dei risultati. Per riconoscere i campioni vegetali, sono d'ausilio le chiavi analitiche presenti nella Flora d'Italia (PIGNATTI, 1982), Flora d'Europa (TUTIN *et al.*, 1964-1980), oppure in pubblicazioni riguardanti la flora locale. I rilievi fitosociologici, effettuati in campo, vengono in seguito riuniti in una tabella bruta, una matrice di colonne, rappresentanti i rilievi, e di righe, rappresentanti gli indici di copertura delle specie. L'*elaborazione dei dati* prevede la classificazione della matrice con tecniche specifiche, che in base al confronto floristico, permettono di riordinare le specie e i rilievi, distribuendoli in classi omogenee. L'espressione grafica dell'elaborazione statistica della classificazione è il dendrogramma, ove si osservano gruppi di rilievi appartenenti a diversi gradi gerarchici, secondo la loro similarità floristica.

3) Nelle tabelle strutturate sono messi in evidenza i vari gruppi di specie discriminanti, che pongono in risalto le discontinuità floristiche ed ambientali nell'ambito della vegetazione studiata e ne consentono la *ripartizione in associazione* (UBALDI, 1997).

Nel caso in esame l'analisi fitosociologica secondo il metodo di BRAUN-BLANQUET (1928) è stata condotta mediante l'esecuzione di rilievi fitosociologici in corrispondenza di ciascuna delle aree campione di cui al § 6.5.1, che hanno consentito di individuare l'inquadramento sintassonomico delle comunità vegetali presenti.

I dati raccolti sono stati organizzati in tabelle brute, ovvero in matrici, in cui le colonne rappresentano i rilievi e le righe rappresentano i valori quantitativi delle specie (ACOSTA, 1997). In seguito le tabelle brute sono state elaborate mediante tecniche di analisi multivariata, che hanno analizzato le matrici relazionando gli oggetti in base all'affinità delle numerose variabili: gli oggetti sono identificati con i rilievi e le variabili con le specie vegetali (ACOSTA, 1997).

Le tecniche di analisi multivariata permettono di esprimere i risultati dell'elaborazione graficamente (ORLOCI e KENKEL, 1985) e di riordinare i dati in tabelle strutturate, sulle quali in seguito è possibile eseguire

l'analisi floristica, la comparazione con la bibliografia e l'interpretazione dei risultati. Si tratta di metodi numerici che consentono la valutazione delle misure di singole variabili e di singoli oggetti contemporaneamente. Inoltre, l'analisi multivariata permette anche di relazionare singolarmente e simultaneamente sistemi di variabili e sistemi di oggetti (ACOSTA, 1997). Il vantaggio dell'utilizzo di queste tecniche risiede nel rendere obiettivo il metodo analitico in modo tale che si possono comparare risultati ottenuti da Autori diversi (PIGNATTI, 1995). Le principali tecniche di analisi multivariata sono la classificazione (*cluster analysis*) e l'ordinamento (*Ordination*), che pur se basandosi su criteri diversi, permettono di osservare la variabilità delle misure di oggetti e di variabili (ORLOCI e KENKEL, 1985). Infatti la classificazione organizza la distinzione dei sistemi ricercando le differenze tra i gruppi di variabili, mentre l'ordinamento evidenzia le tendenze di variazione ricercando la continuità di trasformazione tra i diversi gruppi di variabili (TER BRAAK, 1987; ACOSTA, 1997).

Nel caso in esame, i rilievi fitosociologici effettuati sono stati organizzati in tre matrici (una per ogni incendio) riportate nelle tabelle 22, 23 e 24. Ogni singola matrice è stata elaborata con tecniche numeriche di classificazione (*cluster analysis*), utilizzando il programma PACKAGE SYN-TAX V (PODANI, 1995). Gli indici di Braun-Blanquet sono stati standardizzati, utilizzando la conversione proposta da VAN DER MAAREL (1980); tale operazione si rende necessaria al fine di ridurre il peso delle specie dominanti rispetto a quello espresso nei valori che caratterizzano specie con basse coperture.

Tabella 22 – Matrice relativa all'incendio del 1993.

<b>Numero rilievo</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>
<i>Altitudine (m slm)</i>	900	900	700	1300	1300	1310	1200	1160	1100	1200	1280
<i>Esposizione (°)</i>	NW	N	NW	SE	S	SE	SW	SE	SE	NW	S
<i>Inclinazione (°)</i>	50	35	35	40	35	30	35	45	40	50	45
<i>Rocciosità (%)</i>	0	30	35	20	30	35	35	20	0	60	60
<i>Petrosità (%)</i>	0	25	35	20	20	20	25	30	20	45	40
<i>Sup. ril. (mq)</i>	200	150	100	120	150	100	150	200	80	150	100
<i>altezza strato arboreo dominante (m)</i>	11	12	6	9	10	10	8	8	6	12	6
<i>cop.% strato arboreo dominante</i>	90	75	35	80	80	70	70	70	60	90	60
<i>altezza strato arboreo dominato (m)</i>	5	7	4	5	4	4	4	4	3.5	8	3
<i>cop.% strato arboreo dominato</i>	40	60	90	30	30	15	20	30	30	70	30
<i>altezza strato arbustivo (m)</i>	2	2	2	1	1	1	1	1.5	1.5	3	1
<i>cop.% strato arbustivo</i>	30	50	70	20	30	40	30	45	60	40	30
<i>cop.% strato lianoso</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>cop.% strato erbaceo</i>	40	75	20	80	60	70	80	80	60	70	75
<i>Quercus cerris L.</i>	3	2	0	9	9	5	7	5	3	3	3
<i>Brachypodium rupestre (Host) R. et S.</i>	0	0	0	7	3	3	7	5	5	0	7
<i>Chamaecytisus hirsutus (L.) Link</i>	0	0	0	2	0	2	2	3	2	0	2
<i>Acer obtusatum W. et K.</i>	3	3	0	3	2	2	0	3	2	2	3
<i>Teucrium siculum Rafin</i>	0	1	0	2	2	0	1	1	1	0	0
<i>Rubus canescens DC.</i>	0	0	0	2	3	5	2	3	5	0	2
<i>Viola alba Besser</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Fraxinus ornus L.</i>	2	3	2	0	0	0	0	0	0	5	0
<i>Crataegus monogyna Jacq.</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quercus pubescens Willd.</i>	0	0	0	2	2	2	3	5	5	0	5
<i>Dactylis glomerata L.</i>	1	0	0	2	1	0	2	0	1	0	0
<i>Genista tinctoria L.</i>	0	0	0	0	1	0	0	3	3	0	2
<i>Fragaria vesca L.</i>	0	1	2	2	0	0	0	0	0	1	0
<i>Geranium sanguineum L.</i>	0	0	0	2	2	1	1	1	0	0	0
<i>Sorbus torminalis (L.) Crantz</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ptilostemon strictus (Ten.) Greuter</i>	0	1	0	2	0	1	0	2	0	0	0
<i>Euphorbia amygdaloides L.</i>	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
<i>Quercus frainetto Ten.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erica arborea L.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Festuca circummediterranea Patzke</i>	0	0	0	2	0	2	2	1	0	0	1
<i>Cyclamen hederifolium Aiton</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Rosa sempervirens L.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus niger (L.) Bernh.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hedera helix L.</i>	5	3	5	0	0	0	0	0	0	5	0
<i>Rubia peregrina L.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ostrya carpinifolia Scop.</i>	3	7	2	0	0	0	0	0	0	5	3
<i>Agrimonia eupatoria L.</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Carex flacca Schreber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Carpinus orientalis Miller</i>	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus venetus (Miller) Wohlf</i>	2	3	2	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Pyrus pyraeaster Burgsd.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phleum ambiguum L.</i>	0	0	0	2	1	0	2	1	0	0	2
<i>Clinopodium vulgare L.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Buglossoides purpureo-caerulea (L.) Johnston</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Prunus spinosa L.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ruscus aculeatus L.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sorbus domestica L.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stachys officinalis L.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pteridium aquilinum (L.) Kuhn</i>	0	0	2	1	7	2	2	2	0	0	0
<i>Eryngium amethystinum L.</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0
<i>Sanguisorba minor (L.) Crantz</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	2
<i>Asparagus acutifolius L.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hippocrepis emerus (L.) Lassen</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Ligustrum vulgare L.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sesleria autumnalis (Scop.) Schultz</i>	3	7	3	0	0	0	0	0	0	7	0
<i>Cytisophyllum sessilifolium (L.) Lang</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clematis vitalba L.</i>	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lonicera caprifolium L.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla micrantha Raimond</i>	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rubus hirtus W. et K.</i>	2	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Cistus incanus L.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spartium junceum L.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0
<i>Sorbus aria (L.) Crantz</i>	0	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0
<i>Teucrium chamaedrys L.</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Rosa arvensis Hudson</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachypodium sylvaticum (Hudson) Beauv.</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Digitalis micrantha Roth</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Malus sylvestris Miller</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabella 23 – Matrice relativa all'incendio del 1997.

Numero rilievo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Altitudine (m slm)	637	664	688	675	658	630	600	570	500	490	500	506	510	505	690	670
Esposizione (°)	S	SW	SW	S	SE	S	SW	S	SE	SE	SSW	SE	W	NW	SW	S
Inclinazione (°)	25	25	25	25	35	20	20	30	20	20	25	30	25	30	30	30
Rocciosità (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Petrosità (%)	0	0	0	0	0	5	5	10	0	0	10	30	0	10	0	0
Sup. ril. (mq)	200	60	150	150	150	100	100	100	200	150	200	150	150	150	150	200
altezza strato arboreo dominante (m)	6	5	12	12	12	6	6	10	11	10	12	12	12	12	8	9
cop.% strato arboreo dominante	90	60	70	75	80	70	75	60	80	80	80	80	80	80	90	80
altezza strato arboreo dominato (m)	4	-	5	6	5	-	-	6	6	5	8	6	7	7	4	5
cop.% strato arboreo dominato	50	-	60	70	70	-	-	60	70	70	60	80	70	70	50	30
altezza strato arbustivo (m)	2.5	3	2	2	2.5	3	3	4	3	3.5	3	2.5	2	2.5	3	2.5
cop.% strato arbustivo	70	80	50	50	60	70	70	70	70	75	50	60	50	60	60	60
cop.% strato lianoso	-	-	50	40	25	30	30	30	20	30	25	20	20	40	30	20
cop.% strato erbaceo	50	30	15	40	20	60	30	20	30	30	25	10	10	40	30	20

<i>Quercus cerris</i> L.	5	5	7	7	7	5	5	5	7	9	9	9	7	7	5	3
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) R. et S.	3	5	2	3	3	5	3	3	0	3	2	0	0	0	3	3
<i>Chamaecytisus hirsutus</i> (L.) Link	5	3	1	2	3	2	2	3	0	3	2	0	2	2	2	5
<i>Acer obtusatum</i> W. et K.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Teucrium siculum</i> Rafin	2	2	0	2	2	0	2	2	0	2	1	1	2	0	2	2
<i>Rubus canescens</i> DC.	2	0	2	2	0	0	0	0	3	2	2	0	0	0	2	2
<i>Viola alba</i> Besser	1	1	0	1	2	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1	1
<i>Fraxinus ornus</i> L.	3	2	0	0	2	3	3	2	5	0	3	5	5	5	0	0
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	2	3	3	3	2	2	3	3	3	2	0	2	3	3	2	2
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Genista tinctoria</i> L.	2	0	0	2	3	2	2	0	1	2	2	0	0	2	1	2
<i>Fragaria vesca</i> L.	0	0	2	2	1	1	1	1	1	1	0	0	2	1	0	0
<i>Geranium sanguineum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz	2	0	0	0	0	2	3	3	3	2	0	0	1	3	2	0
<i>Ptilostemon strictus</i> (Ten.) Greuter	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1
<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	1	0	1	0	0	0
<i>Quercus frainetto</i> Ten.	7	5	5	5	5	7	5	5	5	3	3	2	3	5	7	7
<i>Erica arborea</i> L.	7	7	2	2	3	5	5	3	3	3	3	3	2	3	5	5
<i>Festuca circummediterranea</i> Patzke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclamen hederifolium</i> Aiton	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Rosa sempervirens</i> L.	0	3	3	3	3	3	3	2	3	3	2	2	2	2	2	2
<i>Lathyrus niger</i> (L.) Bernh.	1	0	0	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hedera helix</i> L.	0	0	3	0	0	0	2	3	3	0	0	2	5	3	0	0
<i>Rubia peregrina</i> L.	3	2	3	2	2	1	2	2	3	2	3	2	2	2	0	0
<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	1	0	1	2	2	0	2	0	2	1	0	0	0	1	0	1
<i>Carex flacca</i> Schreber	1	0	1	1	1	2	0	2	2	2	2	0	2	0	2	2
<i>Carpinus orientalis</i> Miller	0	0	3	3	3	2	0	0	3	3	2	5	5	5	3	2
<i>Lathyrus venetus</i> (Miller) Wohlf	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	2	2	1	0
<i>Pyrus pyraeaster</i> Burgsd.	3	1	2	0	2	3	2	2	3	3	2	0	2	0	2	2
<i>Phleum ambiguum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Buglossoides purpurocaerulea</i> (L.) Johnston	0	0	1	2	3	3	3	0	0	2	3	2	0	0	0	0
<i>Prunus spinosa</i> L.	0	1	2	2	2	2	0	2	2	3	2	2	0	3	1	0
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	3	0	1	1	2	2	0	3	5	0	2	3	3	3	0	0
<i>Sorbus domestica</i> L.	2	0	0	1	2	0	3	0	1	3	2	0	1	0	2	2
<i>Stachys officinalis</i> L.	1	0	0	0	0	2	2	0	0	1	1	0	0	1	2	
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eryngium amethystinum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sanguisorba minor</i> (L.) Crantz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	0	2	3	2	3	2	2	0	0	3	2	2	1	0	0	0
<i>Hippocrepis emerus</i> (L.) Lassen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	0	0	3	3	3	2	0	0	2	3	5	3	3	3	0	0
<i>Sesleria autumnalis</i> (Scop.) Schultz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cytisophyllum sessilifolium</i> (L.) Lang	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clematis vitalba</i> L.	0	0	2	2	2	0	1	2	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Lonicera caprifolium</i> L.	0	0	2	2	2	2	2	2	0	0	0	3	2	2	0	0
<i>Potentilla micrantha</i> Raimond	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Rubus hirtus</i> W. et K.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Cistus incanus</i> L.	3	1	0	1	2	2	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0
<i>Spartium junceum</i> L.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rosa arvensis</i> Hudson	1	0	0	2	0	2	0	0	0	2	0	2	2	2	0	0
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	1	2	2	0	0
<i>Digitalis micrantha</i> Roth	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Malus sylvestris</i> Miller	0	0	2	2	0	0	2	0	2	2	0	0	0	0	2	2

Tabella 24 – Matrice relativa all'incendio del 2000.

Numero rilievo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Altitudine (m slm)	970	1000	1000	950	1100	1100	1200	1100	1200	1200	1100	1200	1100	1100	1100	1000	850
Esposizione (°)	W	W-NW	SE	SW	W	NW	E	W-SW	S	SW	SE	WNW	ESE	SSE	SW	E	SE
Inclinazione (°)	27	35	35	30	25	25	30	30	35	35	25	48	40	35	35	35	40
Rocciosità (%)	0	0	5	25	0	0	0	30	30	30	25	40	40	40	50	20	60
Petrosità (%)	0	15	10	10	0	0	0	15	15	15	15	15	20	60	30	20	40
Sup. ril. (mq)	80	200	150	200	40	150	200	100	150	150	200	80	100	200	100	150	150
altezza strato arboreo dominante (m)	7	10	7	11	6	15	12	6	9	10	7	6	6	10	6	9	7
cop.% strato arboreo dominante	80	75	70	80	50	90	80	40	70	80	80	60	70	70	70	90	80
altezza strato arboreo dominato (m)	4	5	3	4	3	8	6	3	5	5	3	3	3.5	5	3	4	4
cop.% strato arboreo dominato	40	60	30	30	50	30	40	20	40	40	40	40	60	40	30	60	60
altezza strato arbustivo (m)	1	1.5	1	2	1	1	1	1	1.5	1	1	1	1	1.5	1	1	2
cop.% strato arbustivo	20	30	15	30	15	30	20	15	25	20	15	20	20	30	30	15	40
cop.% strato lianoso	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
cop.% strato erbaceo	50	75	70	60	80	10	25	70	70	75	50	80	60	60	60	75	50

<i>Quercus cerris</i> L.	0	5	2	9	3	3	5	3	5	9	7	5	7	7	5	7	2
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) R. et S.	2	2	3	0	0	0	2	3	5	3	0	7	5	5	5	3	3
<i>Chamaecytisus hirsutus</i> (L.) Link	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	2	2	3	2	2	1	0
<i>Acer obtusatum</i> W. et K.	5	5	3	5	3	3	5	3	5	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>Teucrium siculum</i> Rafin	0	0	0	1	3	0	1	0	0	2	2	2	0	2	0	2	0
<i>Rubus canescens</i> DC.	2	0	2	0	2	0	0	1	2	2	3	3	0	2	2	0	0
<i>Viola alba</i> Besser	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	2	0
<i>Fraxinus ornus</i> L.	3	5	3	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	5
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	2	0	2
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	2	3	7	3	3	0	3	3	3	3	3	0	5	3	3	3	3
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0	1	2	1	5	2	2	0	3	3	0	1	1	2	0	1	0
<i>Genista tinctoria</i> L.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	2	3	2	1	0
<i>Fragaria vesca</i> L.	0	0	1	2	0	0	2	2	0	1	1	0	0	2	0	0	0
<i>Geranium sanguineum</i> L.	2	1	2	1	0	0	2	2	2	2	2	2	1	2	2	1	2
<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz	0	0	0	2	0	0	1	1	0	0	1	2	1	3	2	3	0
<i>Ptilostemon strictus</i> (Ten.) Greuter	2	2	0	2	1	0	2	3	2	2	2	0	0	0	2	0	1
<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	1	2	0	2	0	2	2	1	0	0	2	0	0	2	0	0	0
<i>Quercus frainetto</i> Ten.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erica arborea</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Festuca circummediterranea</i> Patzke	1	1	2	1	0	0	1	3	0	0	0	1	1	2	0	2	0
<i>Cyclamen hederifolium</i> Aiton	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Rosa sempervirens</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus niger</i> (L.) Bernh.	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	2	0	1	2	2	1	1
<i>Hedera helix</i> L.	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Rubia peregrina</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.	5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	2	3	3	3	5
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex flacca</i> Schreber	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carpinus orientalis</i> Miller	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus venetus</i> (Miller) Wohlf	0	2	0	2	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrus pyraeaster</i> Burgsd.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phleum ambiguum</i> L.	0	0	0	0	3	0	0	0	1	2	2	1	1	0	1	0	0
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	0	1	0	0	0	0	0	1	2	2	0	2	0	0	0	0	1
<i>Buglossoides purpureoerulea</i> (L.) Johnston	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Prunus spinosa</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Sorbus domestica</i> L.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Stachys officinalis</i> L.	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	2	0
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	0	1	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	1	0	3	0
<i>Eryngium amethystinum</i> L.	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0
<i>Sanguisorba minor</i> (L.) Crantz	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1	2	1	0
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hippocrepis emerus</i> (L.) Lassen	3	2	2	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	3
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sesleria autumnalis</i> (Scop.) Schultz	5	7	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5
<i>Cytisophyllum sessilifolium</i> (L.) Lang	1	3	0	0	0	0	2	0	2	2	1	0	0	3	0	0	3
<i>Clematis vitalba</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lonicera caprifolium</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla micrantha</i> Raimond	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Rubus hirtus</i> W. et K.	0	0	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cistus incanus</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spartium junceum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	2	3	0
<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Rosa arvensis</i> Hudson	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Digitalis micrantha</i> Roth	0	1	0	0	0	1	2	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
<i>Malus sylvestris</i> Miller	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



Per l'elaborazione dei rilievi è stata utilizzata la classificazione gerarchica agglomerativa con algoritmo di legame U.P.G.M.A. e l'algoritmo quantitativo di somiglianza distanza dalla corda (*chord distance*) (ORLOCI e KENKEL, 1985). Per l'elaborazione delle specie vegetali è stata utilizzata la classificazione gerarchica agglomerativa con algoritmo di legame *Minimum Variance of New Clusters* e algoritmo quantitativo di somiglianza *chord distance*.

### 6.5.3. Rilievi dendrometrici e correlazione con dati satellitari

In ciascuna area campione permanente sono stati rilevati i seguenti dati:

- livello di danno residuo per ciascun individuo arboreo vivo (stimato a vista, in termini di larghezza e profondità di chioma danneggiata e di altezza di scottatura dei fusti);
- modello di combustibile secondo i modelli proposti da ANDERSON (1982), stimato con riferimento a una zona circolare pari ad almeno 1.000-2.000 m<sup>2</sup> all'intorno dell'area campione;
- elenco delle specie e dell'abbondanza di piante vascolari (in punti campione all'interno dell'area campione);
- altezza e percentuale di copertura dello strato erbaceo eventualmente presente;
- altezza e percentuale di copertura della lettiera eventualmente presente;
- rilievo dei riscoppi vegetativi di ciascuna ceppaia arborea, con la misura dell'altezza e della copertura della chioma mediante rilievo di suoi due diametri ortogonali;
- rilievo della rinnovazione arborea gamica (numero e altezza media dei semenzali, suddivisi per specie).

Sulla base dei dati acquisiti a terra sono stati calcolati i seguenti indici di rigenerazione:

- $IRagam = \sum \text{Volume apparente biospazio epigeo polloni}$  [m<sup>3</sup>/20 m<sup>2</sup>]
- $IRgam1 = \sum \text{Altezza rinnovazione totale (} h < 1.30m \text{)}$  [m/m<sup>2</sup>]
- $IRgam2 = \sum \text{Area basimetrica rinnovazione (} h > 1,30 m \text{)}$  [m<sup>2</sup>/20 m<sup>2</sup>]

L'indice IRagam (Indice di rinnovazione agamica) è stato calcolato come sommatoria dei volumi apparenti del biospazio epigeo dei polloni ricacciati da ciascuna ceppaia (diametro medio dell'insieme di chiome dei polloni moltiplicata per l'altezza media dei polloni stessi).

Per l'indice IRgam1 (Indice di rinnovazione gamica 1) è stata misurata l'altezza di tutti i semenzali con altezza inferiore a 1,30 m, mentre per ottenere l'indice IRgam2 (Indice di rinnovazione gamica 2) sono stati cavallettati tutti gli individui con altezza maggiore di 1,30 m rinnovati da seme per calcolarne l'area basimetrica.

I valori dei suddetti indici di rigenerazione rilevati a terra sono stati correlati con i valori spettrali e degli indici rilevati da satellite, secondo le procedure parametriche descritte al § 4.1, al fine di valutarne le potenzialità per una spazializzazione multitemporale a livello dell'intera superficie dei singoli incendi esaminati.

Vengono di seguito riportati i valori degli indici di rigenerazione calcolati per i tre incendi studiati (Tabelle 25, 26, 27).

Tabella 25 - Indici di rigenerazione relativi all'incendio avvenuto nel 1993 su Monte Farneta (comune di Felitto – SA).

Rilievo	IRagam	IRgam1	IRgam2
1	79,481	0,00049	6,430
2	87,920	0,00076	5,200
3	237,463	0,00114	0,800
4	215,875	0,00018	3,130
5	192,718	0,00151	0,800
6	57,501	0,00000	7,300
7	146,795	0,00000	2,800
8	169,560	0,01753	3,800
9	401,920	0,00031	4,300
10	410,948	0,00049	5,300
11	341,475	0,00687	4,500
12	507,110	0,03446	1,200
13	534,978	0,00157	3,000
14	346,970	0,00236	3,600
15	82,327	0,00008	1,950
16	75,56	0,00000	0,500

Tabella 26 - Indici di rigenerazione relativi all'incendio avvenuto nel 1997 su Monte Vergine (comune di Sala Consilina – SA).

Rilievo	IRagam	IRgam1	IRgam2
1	215,875	0,00000	0,350
2	753,208	0,00049	0,650
3	7,948	0,00000	7,000
4	214,305	0,00026	3,050
5	212,931	0,00000	2,200
6	0,000	0,00169	4,800
7	0,000	0,00146	2,300
8	62,800	0,00126	0,300
9	0,000	0,00102	2,120
10	284,563	0,00196	0,600
11	287,114	0,00000	2,100
12	196,250	0,00096	1,050
13	331,663	0,00049	0,200
14	179,765	0,00000	0,200
15	18,840	0,00031	0,000
16	538,903	0,00000	0,000
17	282,082	0,00196	0,000
18	169,560	0,00000	0,400
19	61,230	0,00031	1,870
20	12,266	0,00196	1,400
21	35,325	0,00228	0,000

Tabella 27 - Indici di rinnovazione relativi all'incendio avvenuto nel 2000 su Monte Schiavo – Monte Alto (comune di Sala Consilina – SA).

Rilievo	IRagam	IRgam1	IRgam2
1	54,950	0,000133	4,320
2	90,569	0,000000	3,250
3	170,369	0,000000	1,100
4	44,941	0,000000	1,600
5	126,679	0,000000	0,700
6	183,690	0,000000	0,000
7	536,155	0,000000	0,650
8	29,732	0,000000	0,000
9	61,917	0,000000	0,300
10	38,858	0,001099	0,900
11	113,040	0,000000	0,000
12	124,815	0,000000	0,000
13	118,143	0,000000	0,400
14	4,416	0,000000	1,400
15	113,433	0,000922	4,100
16	31,400	0,000000	1,800
17	109,900	0,000000	0,400
18	4,416	0,000000	1,600
19	93,023	0,000000	3,900
20	173,878	0,000000	4,000
21	165,635	0,000000	3,600
22	123,441	0,000000	6,200
23	64,370	0,000000	0,600
24	56,520	0,000000	0,200
25	60,641	0,000000	2,450
26	142,281	0,196250	0,000
27	117,750	0,007850	1,900

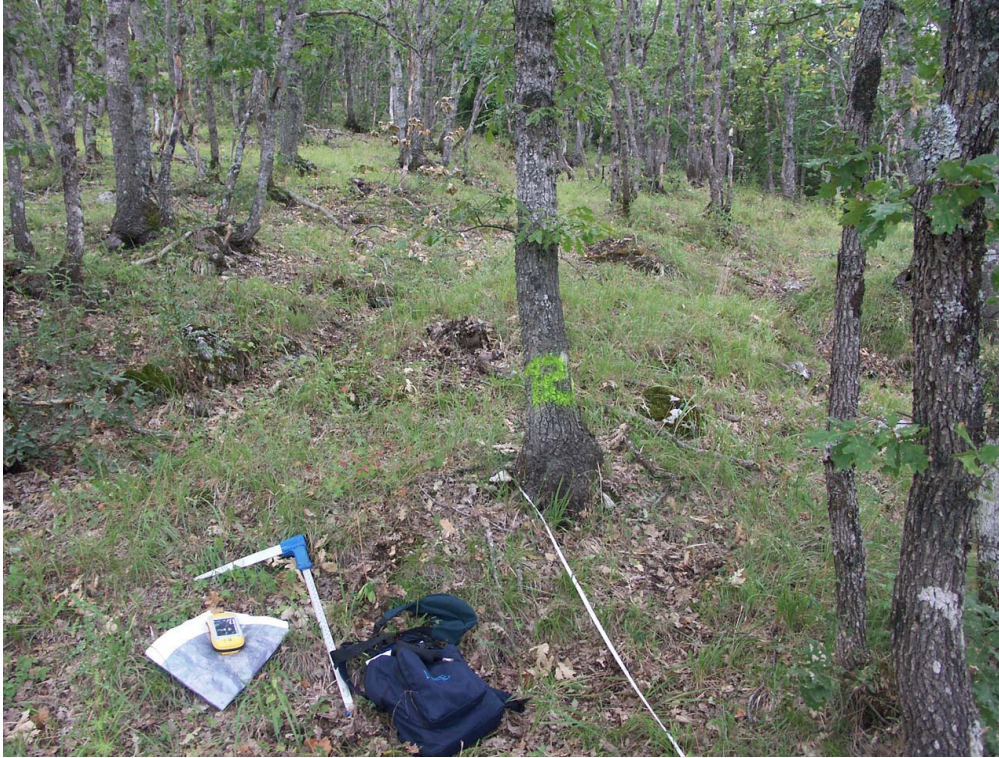


Figura 64 – Immagine di un'area campione.



Figura 65 – Immagine di un'area campione.





Figura 66 - Ceppaia interessata con evidenti danni da fuoco.



Figura 67 - Area precedentemente rimboscita interessata dalla rinnovazione naturale generata dal passaggio del fuoco.





Figura 68 - Area caratterizzata da macchia mediterranea insediatasi dopo il passaggio del fuoco.



Figura 69 - Porzione di un rimboschimento danneggiato dal fuoco.





Figura 70 - Area caratterizzata da macchia mediterranea insediatasi dopo il passaggio del fuoco.



Figura 71 - Individuo di *Pinus nigra* con evidenti danni da fuoco.





Figura 72 - Ex rimboscimento in rinaturalizzazione dopo il passaggio del fuoco.



Figura 73 - Ex rimboscimento in rinaturalizzazione dopo il passaggio del fuoco.





Figura 74 – Area incendiata con un livello di danno medio – alto.



Figura 75 – Area interessata da dissesto idro-geologico innescato dal passaggio del fuoco.





Figura 76 – Particolare di area danneggiata su cui è stata effettuata la bonifica post-incendio.



Figura 77 – Area interessata da evidenti danni da fuoco.

## 7. CASO DI STUDIO: RISULTATI

### 7.1. Rilievi fitosociologici

I risultati ottenuti dalle elaborazioni fitosociologiche sono rappresentati nel dendrogramma relativo alle diverse strutture di vegetazione che caratterizzano le aree oggetto di monitoraggio (Figura 78), consentendo di interpretare i dati e di riconoscere le varie alleanze, associazioni e subassociazioni.

La vegetazione delle varie aree rilevate ha caratteristiche fitosociologiche simili: l'incendio del 1993 ha interessato la vegetazione costituita dalla serie dei querceti misti a cerro e farnetto su sabbie ed arenarie appartenenti all'associazione *Echinopo siculi-Quercetum frainetto* Blasi & Paura 1993, in cui le specie guida sono: *Quercus cerris*, *Quercus frainetto*, *Ostrya carpinifolia*, *Cytisus villosus*, *Laburnum anagyroides*, *Teucrium siculum*, *Echinops siculus*, *Lathyrus niger*, *Geranium asphodeloides* (ROSATI *et al.*, 2005), mentre la vegetazione degli incendi del 1997 e del 2000 appartiene alla sub-alleanza *Ptilostemo stricti-Quercenion cerridis* Bonin & Gamisans 1977 dei *Fagetalia sylvaticae* Pawloswki in Pawloswki, Sokolowski & Wallischi 1928.

In tutti e tre i casi la vegetazione può essere ricondotta all'alleanza *Teucrio siculi-Quercenion cerridis* permettendo così di avvalorare l'assunto delle tre aree interessate dagli incendi degli anni 1993, 1997 e 2000 come una *cronosequenza* con parametri vegetazionali, fitosociologici e pirologici simili e ricorrenti per gli eventi che si sono verificati.

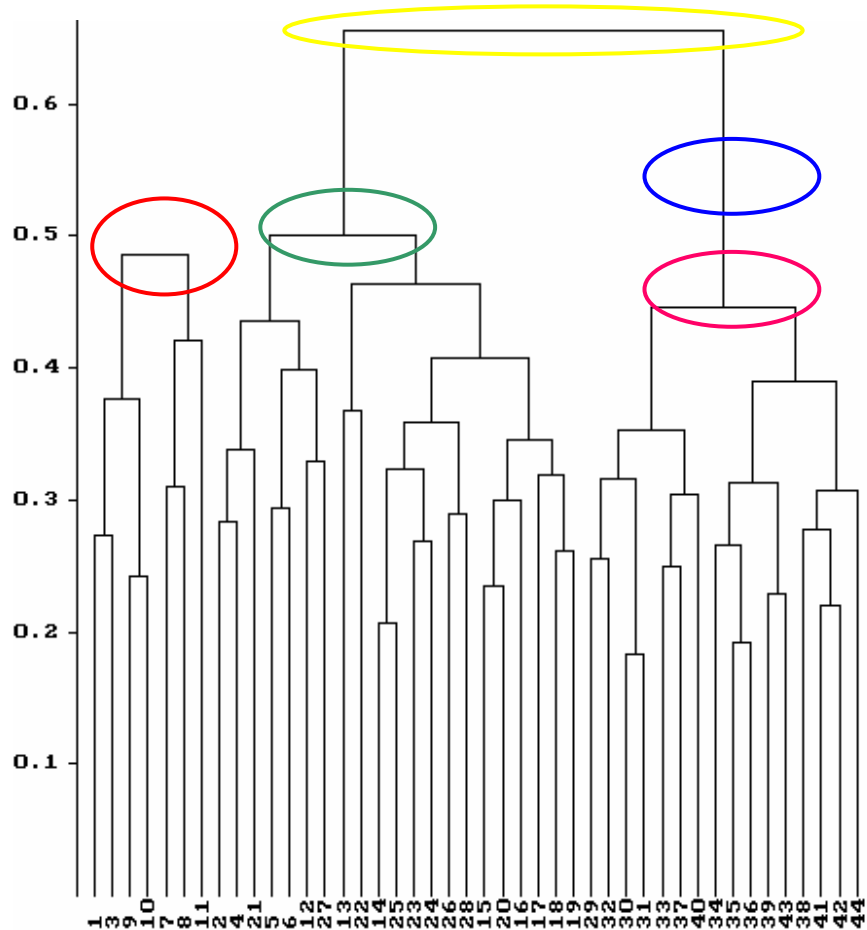


Figura 78 – Dendrogramma risultante dall'analisi fitosociologica: a) cerchio rosso (Sub-alleanze: *Fagion sylvaticae* e *Carpinion orientalis-Laburno ostryenion*, boschi misti mesofili); b) cerchio giallo (Alleanza: *Teucro siculi-Quercion cerridis*); c) cerchio verde (Sub-alleanza: *Ptilostemon stricti-Quercenion cerridis*); cerchio blu (Sub-alleanza: *Echinopo siculi-Quercenion cerridis*); cerchio porpora (Associazione: *Echinopo siculi-Quercetum frainetto*)

## 7.2. Spazializzazione dei dati rilevati a terra mediante immagini Landsat

Si è proceduto alla correlazione dei dati di rinnovazione naturale, sia gamica che agamica, rilevati nell'estate 2005, quale monitoraggio puntuale della successione secondaria e dell'evoluzione naturale delle aree incendiate, con le immagini telerilevate Landsat di cui al § 6.1.1 per la verifica del significato ecobiologico e della valenza operativa (in funzione previsionale sull'andamento del recupero naturale nelle diverse aree) delle firme spettrali rilevate.

I dati di rinnovazione gamica considerati sono stati quelli relativi a (vd. § 6.5.3):

- indice di rinnovazione agamica,  $IR_{agam}$ ;
- indice di rinnovazione gamica alberi adulti,  $IR_{gam1}$ ;
- indice di rinnovazione gamica,  $IR_{gam2}$ ;

I dati satellitari sono costituiti dalle immagini Landsat (7 bande multispettrali, con risoluzione spaziale di 30 m) di cui al § 6.1.1. Oltre ai valori (*digital numbers, DN*) di riflettanza nelle singole bande 1, 2, 3, 4, 5 e 7, per ciascun *pixel* sono stati ricavati i seguenti indici:

$$NDVI = \frac{(\rho_4 - \rho_3)}{(\rho_4 + \rho_3)} \quad (\rho_4 = \text{DN della banda 4}; \rho_3 = \text{DN della banda 3})$$

$$NBR = \frac{(\rho_7 - \rho_4)}{(\rho_7 + \rho_4)} \quad (\rho_7 = \text{DN della banda 7})$$

$$NII = \frac{(\rho_4 - \rho_5)}{(\rho_4 + \rho_5)} \quad (\rho_5 = \text{DN della banda 5})$$

$$MVI = \frac{(\rho_5)}{(\rho_4)}$$

$$RI_{NDVI} = \frac{NDVI_{fire}}{NDVI_{post-fire}}$$

$$NRI_{NDVI} = 1 + \frac{NDVI_{fire} - NDVI_{post-fire}}{NDVI_{fire} + NDVI_{post-fire}} = \frac{2 NDVI_{fire}}{NDVI_{fire} + NDVI_{post-fire}}$$

$$RI_{NBR} = \frac{NBR_{fire}}{NBR_{post-fire}}$$

$$NRI_{NBR} = 1 + \frac{NBR_{fire} - NBR_{post-fire}}{NBR_{fire} + NBR_{post-fire}} = \frac{2 NBR_{fire}}{NBR_{fire} + NBR_{post-fire}}$$

$$RI_{NII} = \frac{NII_{fire}}{NII_{post-fire}}$$

$$NRI_{NII} = 1 + \frac{NII_{fire} - NII_{post-fire}}{NII_{fire} + NII_{post-fire}} = \frac{2 NII_{fire}}{NII_{fire} + NII_{post-fire}}$$

$$RI_{MVI} = \frac{MVI_{fire}}{MVI_{post-fire}}$$

$$NRI_{MVI} = 1 + \frac{MVI_{fire} - MVI_{post-fire}}{MVI_{fire} + MVI_{post-fire}} = \frac{2 MVI_{fire}}{MVI_{fire} + MVI_{post-fire}}$$

dove per *fire* ci si riferisce alle immagini acquisite immediatamente dopo l'incendio mentre per *post-fire* si intendono quelle acquisite nei periodi successivi:

- per l'incendio del 1993 l'immagine *fire* sarà quella del 1993 mentre le *post-fire* saranno quelle del 1997, 2000 e 2004;
- per l'incendio del 1997 l'immagine *fire* sarà quella del 1997 mentre le *post-fire* saranno quelle del 2000 e del 2004;
- per l'incendio del 2000 l'immagine *fire* sarà quella del 2000 mentre la *post-fire* è quella del 2004.

### 7.2.1. Spazializzazione degli indici di rigenerazione

Le analisi per la spazializzazione di ciascuno degli indici di rigenerazione rilevati a terra (*IRagam*, *IRgam1*, *IRgam2*) sono state condotte mediante regressione lineare multipla con procedura a passi (*stepwise regression*, con probabilità di F per inserimento pari a 0,05 e probabilità di F per esclusione pari a 0,1), applicata adottando le seguenti opzioni comparative:

- immagini non corrette topograficamente vs. immagini corrette topograficamente;
- correlazione *pixel per pixel* vs. correlazione per *gruppi di pixel* vs. correlazione per *segmenti*.

#### 7.2.1.1. Spazializzazione per *pixel* su immagini non corrette topograficamente

##### Area percorsa dal fuoco nel 1993

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da una predittività molto alta ( $r^2 = 0,94$ ):

$$IRagam = -1.421 + 231 * NRI_{NII} + 6.028 * NII + 9.796 * DN_{banda7} + 10.349 * DN_{banda3} - 19.290 * DN_{banda2}$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

##### Area percorsa dal fuoco nel 1997

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da una predittività molto alta ( $r^2 = 0,93$ ):

$$IRagam = -1.758 + 2.053 * RI_{NDVI} - 641 * NRI_{NII}$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

#### *Area percorsa dal fuoco nel 2000*

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da alta predittività ( $r^2 = 0,82$ ):

$$IRagam = 433 - 654 * NRI\_NDVI - 212 * RI\_MVI$$

Il modello di stima di *IRgam1*, ottenuto mediante regressione lineare multipla con procedura a passi (*stepwise regression*), risulta caratterizzato da una predittività alta ( $r^2 = 0,78$ ):

$$IRagam = -0,01 + 0,04 * DN\_banda3 + 0,02 * NRI\_MVI$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

#### **7.2.1.2. Spazializzazione per pixel su immagini corrette topograficamente**

##### *Area percorsa dal fuoco nel 1993*

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da una predittività molto alta ( $r^2 = 0,91$ ):

$$IRagam = -14.723 + 22.507 * NII + 19.202 * MVI - 1.561 * NRI\_MVI - 7.922 * DN\_banda2$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

##### *Area percorsa dal fuoco nel 1997*

Nessuno dei tre indici di rinnovazione è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

##### *Area percorsa dal fuoco nel 2000*

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da una bassa predittività ( $r^2 = 0,32$ ):

$$IRagam = +696 - 981 * DN\_banda4$$

Il modello di stima di *IRgam1* risulta caratterizzato da una predittività molto alta ( $r^2 = 0,99$ ):

$$Irgam1 = +0,002 - 0,001 * NRI\_NBR + 0,0001 * RI\_NII - 0,001 * NII - 0,001 * DN\_banda1$$

Il modello di stima di *IRgam2* risulta caratterizzato da una bassa predittività ( $r^2 = 0,31$ ):

$$Irgam2 = -3,802 + 9,082 * NDVI$$

### **7.2.1.3. Spazializzazione per gruppi di 3x3 pixel su immagini non corrette topograficamente**

*Area percorsa dal fuoco nel 1993*

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da una predittività media ( $r^2 = 0,60$ ):

$$IRagam = 2.403 + 719 * NRI\_MVI - 13.258 * DN\_banda2$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

Il modello di stima di *IRgam2* risulta caratterizzato da una predittività bassa ( $r^2 = 0,31$ ):

$$IRgam2 = 8,422 - 4,815 * RI\_NDVI$$

*Area percorsa dal fuoco nel 1997*

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da alta predittività ( $r^2 = 0,83$ ):

$$IRagam = 372 + 1.671 * NRI\_NDVI$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

Il modello di stima di *IRgam2* risulta caratterizzato da alta predittività ( $r^2 = 0,79$ ):

$$IRgam2 = -1,647 + 2,405 * RI\_NDVI$$

*Area percorsa dal fuoco nel 2000*

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da alta predittività ( $r^2 = 0,86$ ):

$$IRagam = 882 - 1.160 * NRI\_NDVI - 429 * RI\_MVI - 295 * MVI$$

Il modello di stima di *IRgam1* risulta caratterizzato da predittività molto alta ( $r^2 = 0,98$ ):

$$IRgam1 = 0,00001 + 0,005 * DN\_banda7 - 0,001 * MVI - 0,01 * DN\_banda2 + 0,07 * DN\_banda1 - 0,01 * DN\_banda4$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

### **7.2.1.4. Spazializzazione per gruppi di 3x3 pixel su immagini corrette topograficamente**

*Area percorsa dal fuoco nel 1993*

L'indice di rinnovazione agamica *IRagam* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.



#### *Area percorsa dal fuoco nel 1997*

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da predittività molto alta ( $r^2 = 0,97$ ):

$$IRagam = -2.474 + 1.782*RI\_NDVI + 1.368*NRI\_MVI$$

Il modello di stima di *IRgam1* risulta caratterizzato da predittività media ( $r^2 = 0,62$ ):

$$IRgam1 = -0,005 + 0,025*DN\_banda4$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

#### *Area percorsa dal fuoco nel 2000*

L'indice di rinnovazione agamica *IRagam* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

### **7.2.1.5. Spazializzazione per segmenti su immagini non corrette topograficamente**

#### *Area percorsa dal fuoco nel 1993*

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da una predittività molto alta ( $r^2 = 0,93$ ):

$$IRagam = -1.648 + 3.236*Hom\_banda7 + 1.592*Hom\_banda3 + 6.729*Hom\_banda4 + 150,5*Entr\_banda5$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* risulta caratterizzato da una predittività molto alta ( $r^2 = 0,96$ ):

$$IRgam1 = 0,234 + 0,00002*Contr\_banda1 - 2,139*AngSecMom\_NDVI - 0,003*Entr\_banda7 + 0,01* Dissim\_banda1$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* risulta comunque caratterizzato da una predittività media ( $r^2 = 0,60$ ):

$$IRgam2 = 16,5 - 19,69*Corr\_banda4$$

#### *Area percorsa dal fuoco nel 1997*

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da una predittività media ( $r^2 = 0,69$ ):

$$IRagam = 260 - 24.140*AngSecMom\_NBR$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* risulta caratterizzato da una alta predittività ( $r^2 = 0,89$ ):

$$IRgam1 = -0,013 + 0,019*Corr\_MVI$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* risulta comunque caratterizzato da una alta predittività ( $r^2 = 0,81$ ):

$$IRgam2 = 4,62 - 5,85*Corr\_NDVI$$

#### *Area percorsa dal fuoco nel 2000*

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da una predittività molto alta ( $r^2 = 0,97$ ):

$$IRagam = -2.338 + 35,2 * SD\_banda7 - 4.227 * Hom\_banda5 + 31,5 * Mean\_RI\_NDVI - 22,7 * Mean\_NDVI$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* risulta caratterizzato da una predittività molto alta ( $r^2 = 0,99$ ):

$$IRgam1 = 0,00002 + 0,007 * AngSecMom\_NRI\_NII - 0,001 * Hom\_NRI\_NII$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* risulta caratterizzato da una predittività media ( $r^2 = 0,73$ ):

$$IRgam2 = 4,055 - 96,0 * Hom\_general + 139,0 * Hom\_NII$$

#### **7.2.1.6. Spazializzazione per segmenti su immagini corrette topograficamente**

##### *Area percorsa dal fuoco nel 1993*

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da una predittività alta ( $r^2 = 0,83$ ):

$$IRagam = -1.949 + 406 * Entr\_general + 20.202 * AngSecMom\_NRI\_NBR$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* risulta caratterizzato da una predittività media ( $r^2 = 0,50$ ):

$$IRgam1 = -0,014 + 0,257 * Hom\_banda1$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* risulta caratterizzato da una predittività alta ( $r^2 = 0,73$ ):

$$IRgam2 = 12,36 - 124 * Hom\_banda4 - 36,8 * Hom\_RI\_NII - 34,33 * Hom\_banda1$$

##### *Area percorsa dal fuoco nel 1997*

L'indice di rinnovazione gamica *IRagam* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* non è risultato significativamente correlato con alcun parametro da telerilevamento satellitare e non è stato possibile istituire alcuna regressione statisticamente significativa.

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* risulta caratterizzato da una predittività molto alta ( $r^2 = 0,99$ ):

$$IRgam2 = -6,49 + 70,2 * Hom\_banda7 + 0,074 * Diss\_banda4 + 22,6 * Hom\_NDVI$$

##### *Area percorsa dal fuoco nel 2000*

Il modello di stima di *IRagam* risulta caratterizzato da una predittività molto alta ( $r^2 = 0,95$ ):

$$IRagam = 3.845 - 89,4 * Mean\_NII - 6.685 * Hom\_banda7 + 26,7 * SD\_RI\_NBR - 3.237 * Hom\_NRI\_MVI$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam1* risulta caratterizzato da una predittività molto alta ( $r^2 = 0,99$ ):

$$IRgam1 = 0,00000001 + 0,1 * AngSecMom\_RI\_MVI$$

L'indice di rinnovazione gamica *IRgam2* risulta caratterizzato da una predittività molto alta ( $r^2 = 0,91$ ):

$$IRgam2 = -1,617 - 225 * Hom\_banda3 - 0,006 * Contr\_banda3 + 0,025 * Contr\_RI\_NBR + 17,1 * Corr\_banda5$$

Tabella 28 - Potenzialità predittiva delle singole immagini Landsat per la stima della capacità rigenerativa di soprassuoli percorsi dal fuoco in Cilento (tra parentesi gli attributi spettrali più correlati agli indici di rigenerazione). n.s. = nessuna relazione statisticamente significativa.

<i>Indice</i>	<i>Anno incendio</i>	<i>Pixel senza correzione topografica</i>	<i>Pixel con correzione topografica</i>	<i>Gruppi 3x3 pixel senza correzione topografica</i>	<i>Gruppi 3x3 pixel con correzione topografica</i>	<i>Segmenti senza correzione topografica</i>	<i>Segmenti con correzione topografica</i>
IRgam	1993	Molto alta [banda2]	Molto alta [NII]	Media [banda2; NRI_MVI]	n.s.	Molto alta [Hom_banda7; Hom_banda3; Hom_banda4; Entr_banda5]	Alta [Entr_gen; AngSecMom_NRI_NBR]
	1997	Molto alta [RI_NDVI]	Nulla	Alta [NRI_NDVI]	Molto alta [RI_NDVI; NRI_MVI]	Media [AngSecMom_NBR]	n.s.
	2000	Alta [NRI_NDVI]	Media [banda4]	Alta [NRI_NDVI; RI_MVI]	n.s.	Molto alta [SD_banda7; Hom_banda5; Mean_RI_NDVI; Mean_NDVI]	Molto alta [Mean_NII; Hom_banda7; SD_RI_NBR; Hom_NRI_MVI]
IRgam1	1993	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	Alta [Contr_banda1; AngSecMom_NDVI; Entr_banda7; Dissim_banda1]	Media [Hom_banda1]
	1997	n.s.	n.s.	n.s.	Media [banda4]	Molto alta [Corr_MVI]	n.s.
	2000	Alta [banda3; NRI_MVI]	Molto alta [RI_NII]	Molto alta [bande1,2,4,7; MVI]	n.s.	Molto alta [AngSecMom_NRI_NII; Hom_NRI_NII]	Molto alta [AngSecMom_RI_MVI]
IRgam2	1993	n.s.	n.s.	Bassa [RI_NDVI]	n.s.	Media [Corr_banda4]	Alta [Hom_banda4; Hom_RI_NII; Hom_banda1]
	1997	n.s.	n.s.	Alta [RI_NDVI]	n.s.	Alta [Corr_NDVI]	Molto alta [Hom_banda7; Diss_banda4; Hom_NDVI]
	2000	n.s.	Media [NDVI]	n.s.	n.s.	Media [Hom_general; Hom_NII]	Molto alta [Hom_banda3; Contr_banda3; Contr_RI_NBR; Corr_banda5]

### 7.2.1.7. Osservazioni generali sui risultati ottenuti

La potenzialità predittiva delle singole immagini satellitari Landsat in riferimento ai risultati ottenuti dalla spazializzazione degli indici di rigenerazione è riportata nella Tabella 28. Sulla base di quanto indicato nella suddetta tabella, possono essere inferite le seguenti osservazioni generali, con riferimento al caso di studio esaminato:

- le migliori potenzialità predittive si hanno con l'approccio per segmentazione, e, secondariamente, nell'approccio per gruppi 3x3 di *pixel*;
- l'approccio per *pixel* ha fornito relazioni statisticamente significative soprattutto con l'indice di rinnovazione agamica (IRagam), mentre ciò non avviene rispetto agli indici di rinnovazione gamica (IRgam1 e IRgam2);
- in linea generale, l'indice di rinnovazione agamica (IRagam) si correla in maniera statisticamente più significativa alla riflettanza spettrale così come misurata dalle immagini Landsat rispetto agli indici di rinnovazione gamica (IRgam1 e IRgam2);
- nell'ambito di tutti gli approcci, la correzione topografica tende a produrre distorsioni tali da ridurre la significatività delle relazioni tra attributi di rigenerazione rilevati a terra e attributi spettrali telerilevati;
- gli attributi spettrali ottenuti dalla segmentazione con la maggiore efficacia predittiva sono l'omogeneità, il secondo momento angolare e la correlazione all'interno di ciascun segmento, soprattutto con riferimento alle bande 4 e 7 e agli indici di verde NDVI e NII.

Quest'ultimo risultato conferma quanto già affermato relativamente alla capacità discriminante di alcune bande del satellite Landsat rispetto alla vegetazione (vd. § 4). In particolare, la banda 4 (*Near Infrared* o infrarosso vicino) è quella che viene maggiormente riflessa dai pigmenti della clorofilla contenuti nelle foglie (nella composizione in falsi colori la vegetazione appare in rosso) e pertanto è utilizzata in tutte le combinazioni spettrali dei vari indici di vegetazione (come ad esempio gli stessi NDVI e NII) mentre la banda 7 (*Middle Infrared* o infrarosso medio) oltre alla parziale interazione con i pigmenti della clorofilla possiede una elevata capacità di discriminare il tenore idrico delle superfici osservate, tant'è vero che la combinazione di queste due bande, come avviene nell'indice *Normalized Burn Ratio* (vd. § 6.3) è solitamente utilizzata per classificazioni del livello di danno su superfici percorse da incendio. Essendo le immagini utilizzate per questo studio tutte acquisite nel periodo estivo, una più alta concentrazione di clorofilla e un più elevato contenuto di umidità di alcune superfici osservate (come quelle arboree) generano una forte differenziazione rispetto a quelle circostanti che invece vengono sottoposte a maggiore insolazione e quindi soggette a maggiore evaporazione, spiegando perché queste due bande siano ben correlate all'intensità di rigenerazione naturale.

Nell'ambito degli attributi della segmentazione, l'omogeneità (che misura lo scostamento delle differenze tra i vari livelli di DN dell'immagine acquisita), il momento angolare di secondo grado (che fornisce una misura di eterogeneità locale) e la correlazione (che restituisce la dipendenza lineare dei livelli di DN tra

pixel vicini) possono dare l'idea della qualità e delle relazioni esistenti tra i diversi livelli di DN e quindi direttamente del legame tra le bande.

Il valore relativamente costante di questi attributi all'interno dei poligoni creati dalla segmentazione permette di affermare che mediante questa operazione è stato possibile suddividere l'immagine in superfici con valori estremamente omogenei relativamente alle già citate bande 4 e 7 del Landsat e agli indici di verde NDVI e NII.

### 7.2.2. Modello spazializzato della velocità di ricostituzione naturale

Alla luce dei risultati di cui al § 7.2.1 è possibile conglobare insieme i dati multitemporali di rigenerazione rilevati sui singoli incendi della *cronosequenza* esaminata, correlandoli agli attributi spettrali ottenuti tramite l'approccio per segmentazione.

In un simile approccio multitemporale la variabile dipendente è rappresentata dall'incremento medio annuo degli indici di rigenerazione, essendo questi ultimi rilevati nello stesso momento su aree percorse da incendio in anni differenti. Tale incremento medio annuo esprime numericamente ciò che può essere definita come la velocità di ricostituzione naturale dei popolamenti forestali percorsi dal fuoco, quale indicatore della dinamica di recupero post-incendio in termini di concreta esplicazione delle potenzialità rigenerative della biocenosi.

Come nel capitolo precedente, le analisi sono state condotte mediante regressione lineare multipla con procedura a passi (*stepwise regression*, con probabilità di F per inserimento pari a 0,05 e probabilità di F per esclusione pari a 0,1) applicata sia alle immagini non corrette topograficamente che a quelle corrette, adottando quale variabile dipendente l'incremento medio di ciascuno degli indici di rigenerazione considerati (incremento medio di *IRagam*, incremento medio di *IRgam1*, incremento medio di *IRgam2*).

#### 7.2.2.1. Spazializzazione per segmenti su immagini non corrette topograficamente

*Incremento medio dell'indice di rigenerazione agamica [IRagam/anni dall'incendio]*

	Coefficienti	Errore std.	T	p
Costante	-2.428,949	241,741	-10,048	0,000
Mean Banda_4	-1.672,000	460,597	-3,630	0,001
Deviazione standard banda_3	6,038	1,157	5,217	0,000
Entropia banda_1	46,495	4,910	9,469	0,000
Deviazione standard NRI_NBR	8,813	1,240	7,108	0,000
Media RI_NBR	10,098	1,348	7,490	0,000
Contrasto banda_3	0,007	0,003	2,582	0,016

Entropia RI_NII	30,062	4,955	6,067	0,000
Deviazione standard Banda_1	3,606	0,930	3,878	0,001
Secondo momento angolare NDVI	1.689,488	633,173	2,668	0,013

$r^2 = 0,890$

valore medio dei residui = 0,00

errore standard di stima (%) = 26

*Incremento medio dell'indice di rigenerazione gamica 1 [(IRgam1\*1000)/anni dall'incendio]*

	Coefficienti	Errore std.	T	P
Costante	-0,321	0,215	-1,490	0,146
Secondo momento angolare NBR	291,306	29,105	10,009	0,000
Secondo momento angolare RI_NBR	-308,556	34,962	-8,825	0,000
Dissimilarità NDVI	0,013	0,006	2,104	0,043

$r^2 = 0,776$

valore medio dei residui = 0,00

errore standard di stima (%) = 139

*Incremento medio dell'indice di rigenerazione gamica 2 [IRgam2/anni dall'incendio]*

	Coefficienti	Errore std.	T	P
Costante	-1,082	2,116	-0,511	0,000
Media banda_7	0,059	0,011	5,521	0,000
Deviazione standard banda_5	0,148	0,016	9,094	0,000
Secondo momento angolare banda_4	-77,447	8,763	-8,838	0,000
Correlazione Banda_1	-0,779	0,158	-4,939	0,000
Correlazione NRI_NII	-0,910	0,244	-3,728	0,000
Deviazione standard RI_NII	-0,088	0,020	-4,450	0,000
Deviazione standard NRI_MVI	-0,091	0,022	-4,092	0,000
Secondo momento angolare banda_5	30,168	5,885	5,126	0,000
Deviazione standard banda_7	-0,072	0,015	-4,839	0,000
Omogeneità RI_NII	-6,963	2,720	-2,560	0,000

$r^2 = 0,888$

valore medio dei residui = 0,00

errore standard di stima (%) = 35

### 7.2.2.2. Spazializzazione per segmenti su immagini corrette topograficamente

Incremento medio dell'indice di rigenerazione agamica [IRagam/anni dall'incendio]

	Coefficienti	Errore std.	t	p
Costante	120,924	62,453	1,936	0,062
Entropia generale	34,883	6,138	5,683	0,000
Deviazione standard NII	-18,090	2,217	-8,160	0,000
Deviazione standard MVI	13,479	2,262	5,960	0,000
Secondo momento angolare RI_NII	2.265,592	579,866	3,907	0,000
Dissimilarità banda 3	-17,437	4,691	-3,717	0,001

$r^2 = 0,771$

valore medio dei residui = 0,00

errore standard di stima (%) = 37

Incremento medio dell'indice di rigenerazione gamica 1 [(IRgam1\*1000)/anni dall'incendio]

	Coefficienti	Errore std.	T	P
Costante	-0,543	0,195	-2,785	0,009
Omogeneità banda_1	13,240	3,191	4,149	0,000

$r^2 = 0,336$

valore medio dei residui = 0,00

errore standard di stima (%) = 240

Incremento medio dell'indice di rigenerazione gamica 2 [IRgam2/anni dall'incendio]

	Coefficienti	Errore std.	t	P
Costante	23,391	5,211	4,489	0,000
Contrasto Banda_4	-12,907	2,720	-4,745	0,000
Deviazione standard RI_NBR	-0,013	0,003	-3,852	0,001
Mean RI_NBR	-0,146	0,035	-4,217	0,000
Deviazione standard NDVI	-0,127	0,035	-3,638	0,001
Deviazione standard NRI_MVI	0,044	0,019	2,352	0,025

$r^2 = 0,606$

valore medio dei residui = 0,00

errore standard di stima (%) = 63

### 7.2.2.3. *Commento*

Innanzitutto, l'analisi del modello spazializzato della velocità di ricostituzione naturale fornisce il miglior risultato utilizzando i dati estratti dalle immagini non normalizzate (non corrette topograficamente) rispetto a quelli delle immagini normalizzate (corrette topograficamente). Ciò potrebbe essere giustificato dalla non perfetta qualità dei dati di base utilizzati per la correzione delle immagini (vd. § 6.1.4): nelle immagini delle illuminazioni elaborate infatti erano presenti alcune aree aventi imperfezioni dovute probabilmente al dato non ottimale contenuto nel Modello Digitale del Terreno utilizzato per le varie correzioni. Altro tipo di giustificazione, peraltro meno plausibile, potrebbe riguardare la metodologia adottata per la normalizzazione delle immagini satellitari, ma essendo questa ampiamente utilizzata in ambito internazionale con ottimi risultati e già oggetto di numerose pubblicazioni scientifiche, fa ritenere più plausibile la prima ipotesi.

Un interessante risultato ottenuto si riferisce alla buona stima dell'incremento medio di IRgam e IRgam2, al contrario di ciò che avviene per l'IRgam1. Questo avviene sia utilizzando le immagini normalizzate che le immagini non normalizzate. Ciò dimostra ulteriormente come il contributo offerto dalla copertura fogliare resti fondamentale in studi di questo tipo, a maggior ragione quando correlata con dati telerilevati, proprio per le peculiarità spettrali intrinseche della vegetazione. L'IRgam1 infatti si riferisce alla rinnovazione gamica al di sotto del metro e trenta di altezza, il che presuppone piante di dimensioni ridotte e con chiome molto piccole, che probabilmente non contribuiscono al risultato di correlazione tra il dato rilevato a terra e quello remoto da satellite.

Le bande più efficaci in termini predittivi sono la banda 3 (*red*) e la banda 4 (*NIR*): di fatto, la vegetazione "verde" produce una curva di riflettanza tipica (Figura 79), il cui andamento, regolato rispettivamente dal contenuto e dal tipo dei pigmenti fogliari, dalla struttura fogliare e dal contenuto d'acqua nella foglia stessa è caratterizzato dall'assorbimento nella regione del rosso visibile (banda 3) e da una forte riflettività nel vicino infrarosso (banda 4) che nettamente differenzia la vegetazione fotosinteticamente attiva da tutti gli altri tipi di coperture naturali.

Gli indici di vegetazione più efficaci sono NBR, NII, RI\_NBR e NDVI. Questi indici utilizzano almeno una delle due bande risultate efficaci, e addirittura l'NDVI le utilizza tutte e due in un rapporto normalizzato. Anche in questo caso si conferma la bontà dell'utilizzo dell'indice NDVI e dell'indice NBR sia per la mappatura delle aree incendiate sia per la valutazione del recupero post-incendio della vegetazione. Per quanto riguarda il buon risultato ottenuto con l'indice NII, esso ne conferma le potenzialità nel discriminare le diverse fasi nell'evoluzione degli arbusteti mediterranei caratterizzandoli in base alla diversa quantità di biomassa telerilevata e offrendo l'opportunità di seguire su base qualitativa i principali cambiamenti che caratterizzano la dinamica della ricolonizzazione, come già riportato da MARCHETTI *et al.*, (1995). Inoltre, abbiamo già osservato (§ 6.2) come sia l'NBR che l'indice NII abbiano la particolarità di essere meno influenzati dallo *scattering*



atmosferico in quanto utilizzano dati delle sole bande dell'infrarosso (p4, p5, p7) al contrario dell'NDVI che invece utilizza la banda del rosso nel visibile (p3).

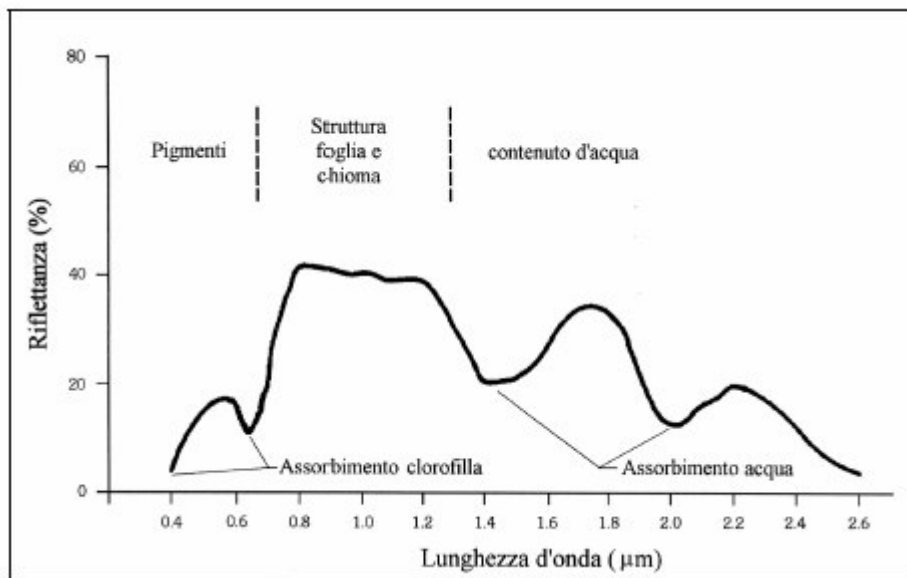


Figura 79 - Curva di riflettanza tipica della vegetazione "verde".

## 8. CONSIDERAZIONI SULLE DINAMICHE POST-INCENDIO

### 8.1. Strategie di rigenerazione dei soprassuoli forestali

La gestione post-incendio del soprassuolo va calibrata alla luce delle acquisizioni su *modi, tempi e strategie di recupero* che le biocenosi forestali adottano per superare l'alterazione di equilibrio connessa al passaggio del fuoco, e, in tal senso, vanno orientati a favorire i meccanismi naturali che permettono la rinnovazione dell'individuo e della popolazione dopo il passaggio del fuoco (BLASI *et al.*, 2004).

Le *operazioni di ricostituzione* devono basarsi sulla conoscenza delle specie che costituiscono i soprassuoli percorsi dal fuoco e dei loro tratti adattativi e rispettarne le strategie rigenerative (CORONA *et al.*, 2004). Fondamentale è valutare il grado di resilienza della comunità vegetale, che dipende dalla composizione floristica, dal grado di infiammabilità (a sua volta influenzato dalla struttura e dalla eterogeneità spaziale) e soprattutto dalle forme biologiche delle specie che costituiscono il soprassuolo. Infatti gli effetti degli incendi sulla vegetazione sono facilmente interpretabili alla luce della distribuzione delle temperature che si sviluppano durante il passaggio del fronte di fiamma: sono le parti aeree e il materiale vegetale che è a contatto con la superficie del suolo a subire i danni maggiori. Le parti ipogee (sotto il livello del suolo) sono invece colpite solo nel caso dei rari e circoscritti incendi sotterranei, per cui di solito non subiscono lesioni letali (CONEDERA e MORETTI, 2005). Le forme biologiche si possono dividere in:

- terofite: facilitate nella disseminazione dal denudamento del suolo che favorisce la colonizzazione;
- geofite: resistenti all'incendio in quanto il calore dell'incendio non penetra nel terreno se non per lo strato più superficiale;
- emicriptofite: danneggiate dall'incendio per la presenza delle gemme a livello del suolo;
- camefite e fanerofite: solitamente fortemente danneggiate nella parte aerea, la loro sopravvivenza è per lo più legata alla capacità di emettere polloni, alla produzione da seme e alla vulnerabilità del ritidoma.

Alcune specie arboree esercitano una difesa attiva contro il fuoco, sopravvivendo al passaggio del fronte di fiamma grazie ad esempio all'effetto isolante della parte più esterna della corteccia; altre invece posseggono meccanismi di difesa passiva, che consistono nella capacità di alcune specie di rigenerarsi dopo aver subito una distruzione parziale o totale delle parti aeree (CONEDERA e MORETTI, 2005). Si possono distinguere tre meccanismi principali (BULLINI *et al.*, 1998):

- ❖ *obligate seeder*, con abbondante rinnovazione da seme (esempi di specie arboree: *Pinus halepensis* Mill., *Pinus pinaster* Ait.; esempi di specie arbustive: *Cistus monspeliensis* L., *Rosmarinus officinalis* L.);
- ❖ *resprouter*, che devono la loro presenza dopo un incendio alla sola emissione di getti anche a

lunghe distanze (esempi di specie arboree: *Quercus coccifera* L., *Q. rotundifolia* Lam., *Q. calliprinos* Webb., *Ceratonia siliqua* L., *Styrax officinalis* L., *Laurus nobilis* L., *Rhamnus alaternus* L., *Cercis siliquastrum* L.; esempi di specie arbustive: *Arbutus unedo* L., *Pistacia lentiscus* L., *Myrtus communis* L., *Erica arborea* L., *Spartium junceum* L.; rampicanti: *Rubia peregrina* L., *Rubia tenuifolia* Dum., *Smilax aspera* L., *Tamus communis* L., *Asparagus aphyllus* L., *Clematis cirrhosa* L., *Lonicera etrusca* Santi, *Prasium majus* L.);

❖ *facultative resprouter*, dotati di modalità miste (esempi di specie arbustive: *Calycotome villosa* (Poir.) Link, *Euphorbia dendroides* L., *Salvia triloba* L., *Teucrium creticum* L., *Thymus capitatus* Hoffsgg. et Link (L.), *Cistus salvifolius* L., *Cistus incanus* L.).

In linea generale si può affermare che gli incendi selezionano la vegetazione, tendendo a eliminare le specie prive di adeguate difese (attive o passive) e favorendo invece le specie in grado di resistere e adattarsi alle nuove condizioni. L'effetto selettivo del fuoco aumenta in funzione della frequenza e l'intensità degli incendi, riducendo in ogni caso le specie più sensibili (CONEDERA *et al.*, 2002) sia nelle comunità arboree, arbustive ed erbacee sia in quelle fungine (TORRES e HONRUBIA, 1997; MARTÍN PINTO *et al.*, 2006). In caso di regimi di incendio molto intensi, il numero di specie in grado di sopravvivere si restringe (CONEDERA e MORETTI, 2005). In genere, le specie arbustive ed arboree non subiscono molte variazioni in termini di diversità specifica in seguito alla presenza degli incendi (MORETTI *et al.*, 2002). Tuttavia, la parziale o totale distruzione della copertura arborea e la scomparsa di specie sensibili al fuoco favoriscono lo sviluppo di specie erbacee molto tolleranti al passaggio del fronte di fiamma, quali ad esempio molinia (*Molinia arundinacea*) e felce aquilina (*Pteridium aquilinum*) (DELARZE *et al.*, 1992).

Le strategie rigenerative delle specie arboree dominanti nei vari ecosistemi forestali diventano fondamentali per prevenire i processi di erosione che rendono difficile, a volte impossibile, la ricolonizzazione da parte delle stesse specie (MAZZOLENI e ESPOSITO, 2004A). Inoltre, è di rilevante importanza considerare che le specie che si stabiliscono nelle prime fasi post-incendio influenzano le dinamiche post-incendio per decine di anni: a esempio, attraverso simbionti fissatori di azoto, micorrize, impollinazione e dispersione di seme, habitat e protezione del suolo (BESCHTA *et al.*, 2004). Micorrize e comunità fungine giocano un ruolo fondamentale sulla funzionalità degli ecosistemi mediterranei percorsi da fuoco a causa della loro capacità di fornire protezione contro i patogeni e di migliorare l'apporto di nutrienti e acqua alle piante le prime e di modificare la sostanza organica in via di decomposizione e incrementare il riciclo dei nutrienti nell'ecosistema interessato le seconde (MARTÍN PINTO *et al.*, 2006).

### 8.1.1. Strategie di recupero in ambiente mediterraneo

Le fitocenosi mediterranee sono il risultato di un processo evolutivo che ha permesso alle piante di acquisire differenti meccanismi per contrastare gli effetti del fuoco: molte specie presentano, infatti, strategie di

tipo fisiologico e morfologico che ne hanno consentito la sopravvivenza anche in condizioni ambientali estremamente difficili, causate dal passaggio del fuoco stesso (MAIULLARI *et al.*, 2005)

Le attuali formazioni mediterranee mostrano una grande capacità di ripresa post-incendio, frutto della lunga selezione avvenuta in questi ambienti (MAZZOLENI e ESPOSITO, 2004c). Nei siti interessati dagli incendi boschivi prontamente si diffondono *resprouter* ovvero pirofite attive in grado di ricacciare con vigore dopo il trauma, pur avendo subito danni notevoli fino alla totale distruzione della parte epigea. Tale caratteristica si riscontra soprattutto in specie erbacee, per le quali la rigenerazione vegetativa avviene attraverso organi sotterranei di riserva, come bulbi e rizomi, che non sono danneggiati dall'aumento di temperatura che interessa gli strati più superficiali del suolo. Tuttavia, come già indicato, ricorrono alla rigenerazione vegetativa della parte aerea anche le specie arbustive e arboree che sono dotate di capacità pollonifera.

Relativamente pochi sono gli studi che correlano la variazione della composizione specifica subito dopo un incendio al tipo di incendio e alla sua gravità. La quantità dei ricacci varia in relazione all'intensità dell'incendio, alla posizione delle gemme dormienti e alla loro eventuale protezione da parte della corteccia o del suolo (MARZANO *et al.*, 2004). È stato rilevato che le differenti strategie rigenerative sono espresse all'interno di una comunità vegetale in modo significativo in risposta alle differenti condizioni di intensità di incendio. Un esempio in tal senso può essere osservato nelle comunità di briofite della vegetazione mediterranea: in queste comunità la frequenza delle specie a rigenerazione vegetativa diminuisce con l'aumentare dell'intensità di incendio (MAZZOLENI e ESPOSITO, 2004c).

Allo stesso tempo, l'intensità e pericolosità degli incendi sono strettamente collegate al tipo di vegetazione e aumentano con l'incremento della partecipazione di arbusti alla cenosi forestale, in particolare dei cisti, che sono altamente infiammabili, invadenti e non appetiti dal bestiame. Nei boschi di latifoglie con grado di copertura relativamente alto (a esempio, *Quercus suber* L., *Q. ilex* L., *Q. pubescens* Willd.) sono pertanto più limitate le possibilità di incendi altamente dannosi, e comunque essi sono in grado di riprendere l'aspetto naturale in tempi relativamente brevi. Nelle sugherete, a esempio, sempre che non sia stata praticata di recente l'asportazione della corteccia, la ricostituzione dell'apparato fogliare avviene dopo uno o due mesi dal passaggio del fuoco, mentre possono in genere bastare due - tre anni per il totale recupero del soprassuolo. Se, invece, vi è stata la "decortica", le sughere incendiate reagiscono emettendo polloni dalla base del fusto (ARCADU *et al.*, 2001).

Il fuoco può incidere direttamente sulla germinazione attraverso: il calore, il fumo, le ceneri, le bruciature provocate ai tegumenti seminali e le sostanze volatili che si sprigionano durante l'incendio; oppure, indirettamente, tramite l'alterazione delle condizioni ambientali dei siti (BASKIN e BASKIN, 1998). Il fumo ed i gas prodotti durante l'incendio possono essere fattori influenti per la germinazione di alcune specie. Evidenze positive in tal senso sono riportate da vari Autori per l'erica e altri generi presenti nell'ambito del Fynbos

sudafricano, affine da un punto di vista fisionomico alla nostra macchia mediterranea (VAN DE VENTRE e ESTERHUIZEN, 1988).

Nel caso di pinete di pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Mill.) – specie che dimostra una straordinaria capacità di recupero nel tempo breve per la capacità di rinnovarsi per seme, costituendo riserve sulla chioma, la cosiddetta *crown seed bank* (DESPAIN *et al.*, 1996; LEONE e LOVREGGIO, 2005) – la rigenerazione avviene prontamente dopo l'incendio, sebbene il tipo d'incendio possa giocare un ruolo importante determinando la morte fino a oltre il 50% della totale quantità di seme al suolo. In quanto specie a comportamento serotino, l'orientamento gestionale cui sottoporre le formazioni forestali di pino d'Aleppo non deve annullare la strategia basata sul graduale rilascio dei semi dai coni (TRABAUD, 1987) e deve considerare che per la costituzione del soprassuolo sia le piante parzialmente danneggiate sia quelle morte, ma rimaste in piedi, svolgono un ruolo importante in quanto garantiscono un'abbondante disseminazione (LEONE e LOVREGGIO, 2001).

Come risultante da studi condotti su pinete di pino d'Aleppo con presenza di pino domestico (*P. pinea* L.), nella Sicilia Nord-occidentale, i semi liberati dopo il passaggio del fuoco dalle piante madri (*seed banks*) trovano nella soffice coltre di cenere sia condizioni favorevoli ad approfondirsi sia riparo dai predatori e dalle forti escursioni di temperatura e umidità. L'incendio crea nuove opportunità per il pino d'Aleppo riducendo la competizione intraspecifica e creando micrositù *ad hoc* per la germinazione dei semi (NE'EMAN, 2000). La rinnovazione così tende ad aggregarsi in prossimità delle piante madri e precisamente nelle loro aree d'insidenza, dove trova riparo nelle prime fasi di crescita (NE'EMAN *et al.*, 1995). L'affermazione del pino d'Aleppo è legata anche a fattori topografici: il seme leggero e alato è disperso dal vento a distanza delle piante madri, accumulandosi in prossimità di microrilievi del terreno e d'affioramenti rocciosi (TSITONI, 1996). Una volta cresciuta, la rinnovazione, che presenta età scalare a testimonianza della capacità degli strobili del pino d'Aleppo di rilasciare semi ancora diversi anni dopo l'incendio, può costituire il soprassuolo definitivo post-incendio, dando origine ad un mosaico a chiazze non continue dove, insieme alle conifere, si possono insediare gli arbusti della macchia mediterranea. Tutto ciò però ritarda l'ingresso di specie tardo-successionali (MAESTRE e CORTINA, 2004).

Il leccio (*Quercus ilex* L.) e il pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Mill.) sono due tra le specie più comuni nel bacino di Mediterraneo e non presentano sostanziali difficoltà nel ristabilirsi dopo il passaggio del fuoco: mentre il pino d'Aleppo colonizza immediatamente aree disturbate tramite rinnovazione, garantita anche da giovani individui, il leccio ricaccia vigorosamente dopo il disturbo. Per questi motivi, la rigenerazione naturale nei boschi composti in prevalenza da queste due specie dovrebbe assicurare il ristabilirsi di un soprassuolo sostanzialmente identico a quello presente prima del disturbo (BRONCANO *et al.*, 2005). Più che altro, sembra che la gravità dei danni sul soprassuolo sia correlata alla densità di *Quercus ilex* L., in quanto quest'ultima mostra un effetto molto più grande rispetto alla densità di *Pinus halepensis* Mill. nel determinare la comunità post-incendio (BRONCANO e RETANA, 2004; BRONCANO *et al.*, 2005). La mortalità dei fusti causata dal

passaggio del fuoco risulta molto alta per entrambe le specie ma mentre il leccio ricaccia subito dopo l'incendio, la rinnovazione di Pino d'Aleppo mostra grandi differenze all'interno dell'area bruciata, con una variabilità spaziale dovuta sia alla variabilità in termini di altitudine, sia alla densità di piante di pino d'Aleppo stesso, sia alla stessa variabilità di condizioni create dal fuoco (BRONCANO e RETANA, 2004). Di recente in Spagna è stato analizzato, tra i vari effetti portati dal fuoco, l'effetto sulla differenziazione del gradiente altitudinale tra le due specie. Foreste di *P. halepensis* trasformatesi in miste o in foreste di *Quercus ilex* a seguito del passaggio del fuoco nelle aree campione analizzate erano soprattutto presenti in stazioni ad altitudine più elevata, mentre le foreste miste o di *Quercus ilex* che si sono trasformate in foreste di *P. halepensis* erano quelle localizzate nelle stazioni più basse (BRONCANO *et al.*, 2005).

A differenza del pino d'Aleppo, il pino domestico, che non è dotato di coni serotini (TAPIAS *et al.*, 2001), mostra una parziale o totale incapacità di rinnovazione nei contesti climatici più caldo-aridi (MAGGIORE *et al.*, 2003) e l'eventuale rigenerazione è dovuta ai semi prodotti nello stesso anno, protetti nei coni ancora chiusi, e all'esocarpo a strati che rende resistenti i semi alle alte temperature (ESCUDERO *et al.*, 1999). Come il pino domestico, anche il pino nero (*Pinus nigra* Arnold) non presenta coni serotini (TRABAUD e CAMPANT, 1991) e in più i semi prodotti sono molto sensibili alle alte temperature prodotte durante l'incendio (NUÑEZ *et al.*, 2000) per cui per tali specie la rinnovazione può attendersi in piccole zone preservate dall'incendio, come gli affioramenti rocciosi, o in presenza di un mosaico di vegetazione discontinuo (ESCUDERO *et al.*, 1999) e, in riferimento solo al pino nero, soltanto dopo incendi di bassa intensità (HABROUK *et al.*, 1999).

Negli arbusteti mediterranei all'aumentare dell'intensità dell'incendio decresce la densità di specie arbustive e erbacee, aumenta la mortalità di arbusti *resprouter* e decresce la produttività primaria durante il primo anno dopo l'incendio (PÉREZ e MORENO, 1998).

La capacità di ricolonizzare le aree bruciate da parte delle laurifille invece è molto bassa: l'incendio non solo danneggia fisicamente gli individui coinvolti ma modifica nel breve periodo le caratteristiche degli habitat rendendoli temporaneamente non colonizzabili dalle laurifille stesse (GRUND *et al.*, 2005).

### **8.1.2. Variazione di biodiversità negli ambienti mediterranei**

Sebbene, in generale, le specie mediterranee possano ricorrere a un vasto insieme di possibilità per completare il loro ciclo vitale con conseguente ottimizzazione delle risorse ambientali e una competizione minima tra le specie coesistenti nello stesso habitat (ARCADU *et al.*, 2001), al variare del tipo di regime di incendio, la biodiversità è influenzata, nell'ambito delle comunità di piante degli ecosistemi forestali e del paesaggio, in vario modo: laddove si verificano incendi con elevata variabilità in tempo, intensità, dimensione interessata e frequenza, la diversità delle componenti ecosistemiche può anche aumentare. Quando, però, l'incendio si verifica molto più frequentemente di quanto accade nel suo regime naturale la biodiversità tende sempre a ridursi nel lungo periodo (BROWN *et al.*, 2000).

Solitamente, i processi di ricostituzione della comunità percorsa dal fuoco prevedono che nel primo anno successivo all'incendio vi sia abbondanza di poche specie, soprattutto quelle che si riproducono per via vegetativa. La ricchezza di specie vegetali nel post-incendio raggiunge livelli elevati due o tre anni dopo l'incendio divenendo addirittura maggiore di quella delle aree non interessate da tale disturbo, anche se ciò è prevalentemente dovuto alla colonizzazione da parte di specie annuali e/o biennali, estranee alla comunità iniziale. Successivamente, la biodiversità vegetale subisce un declino e una successiva stabilizzazione.

La risposta al disturbo prodotto dagli incendi è comunque da mettere in relazione al tipo e alla storia evolutiva delle diverse comunità. Studi recenti hanno proposto alcune classificazioni in base alla risposta di *functional types* (MANES *et al.*, 2004) a tre componenti del fuoco (frequenza, intensità e stagionalità delle piogge) da cui, per ambienti mediterranei, è emerso che:

- soltanto un piccolo numero di specie (circa il 5%) risultano a rischio a causa di un aumento della frequenza degli incendi; ciò è dovuto alla scarsità di specie di altezza elevata e quindi a lenta maturazione;
- molte più specie (circa il 25%) sono invece potenzialmente a rischio a causa dei cambiamenti nell'intensità degli incendi, perché possiedono dei semi piccoli e non hanno capacità di riprodursi per via vegetativa, di conseguenza sono molto più soggette alla distruzione della propria banca semi da parte di fuochi a elevata intensità;
- la più grande perdita di biodiversità dovrebbe essere la conseguenza dei cambiamenti nella stagionalità delle piogge che partecipano ai cambiamenti nella stagionalità del fuoco; gli effetti diretti di tali cambiamenti climatici potrebbero essere anche più distruttivi: per esempio attraverso variazioni nella fenologia della crescita e della riproduzione, nell'attività impollinatrice e disseminatrice.

### **8.1.3. Dinamica della vegetazione in relazione all'impatto degli incendi**

In ambiente mediterraneo, alla distruzione della vegetazione da parte del fuoco seguono processi naturali di *recupero* e di *ricrescita* che possono portare, nel giro di poche stagioni, alla ricostituzione della vegetazione precedente. Questa successione è, nella maggior parte dei casi, un'*autosuccessione* (BLASI *et al.*, 2004), poiché non c'è una reale successione di specie, come si può osservare nella successioni secondarie (MAZZOLENI e ESPOSITO, 2004B), ma le piante presenti ricrescono più o meno velocemente e le specie più eliofile, avvantaggiate dalla temporanea riduzione della copertura delle chiome arbustive e arboree, trovano le condizioni favorevoli per diffondersi (BLASI *et al.*, 2004). Il modello dell'evoluzione post-incendio della vegetazione mediterranea è pertanto detto della *composizione floristica iniziale* (MANES *et al.*, 2004). È stato da tempo riconosciuto che la composizione floristica iniziale presente in una determinata area è fondamentale nella definizione dei possibili modelli successionali e per interpretare e predire i fenomeni di successione è necessario conoscere il comportamento delle singole specie presenti nella comunità. Tuttavia, se gli incendi

vengono soppressi per periodi estremamente lunghi o almeno superiori al ciclo vitale delle specie legnose presenti e comunque di durata sufficiente a permettere cambiamenti del suolo, si può avere un cambiamento di composizione floristica con l'entrata nella comunità di nuove entità più mesofile, eventualmente capaci di acquistare nel tempo una progressiva dominanza. Esempi di questo tipo si riferiscono alla progressiva sostituzione di latifoglie decidue, quali *Quercus pubescens* Willd., *Fraxinus ornus* L., *Ostrya carpinifolia* L. e alla dominanza di *Quercus ilex* L. e di altre sempreverdi sclerofille.

Il processo di autosuccessione si realizza solitamente in tempi relativamente brevi, soprattutto nelle coperture molto resilienti, quali quelle tipiche della macchia mediterranea, caratterizzata dall'elevata capacità riproduttiva e competitiva delle specie che la compongono (MARZANO *et al.*, 2004). Studi condotti su arbusteti mediterranei a seguito di un incendio hanno individuato un periodo di quattro anni per il raggiungimento, per buona parte delle specie, dei valori di copertura precedenti all'evento, sebbene per alcune specie ne siano serviti anche dodici per il completo recupero (CALVO *et al.*, 2002). Inoltre, nel caso di versanti esposti a nord, è stata rilevata una maggiore ricchezza di specie e un più veloce recupero in termini di biomassa accumulata e ritorno alla composizione specifica prima dell'incendio rispetto ad altre esposizioni (GÖTZENBERGER *et al.*, 2003). La presenza di specie a rigenerazione vegetativa o per seme contribuisce in modo vario alla copertura del suolo: quelle a riproduzione da seme giocano un ruolo maggiore nelle prime fasi di ricolonizzazione mentre decrementano all'aumentare della copertura delle specie a rigenerazione vegetativa.

Considerando la successione floristica post-incendio in funzione della frequenza degli incendi e del tempo trascorso dall'ultimo incendio, MORETTI *et al.* (2002) hanno osservato che il numero di specie vegetali aumenta dopo il verificarsi di un singolo incendio, ma diminuisce nel caso di eventi ripetuti. La reazione più significativa in termini di variazione della ricchezza floristica è invece data dallo strato erbaceo. Il numero di specie in questo caso diminuisce soprattutto in seguito a fenomeni di ripercorrenza del fuoco e dipende anche dal tempo trascorso dall'ultimo incendio.

Secondo BLASI *et al.* (2004) è possibile riconoscere quattro principali tipologie comportamentali che identificano alcuni *taxa* studiati mediante l'applicazione di un indice di sensibilità al fuoco:

- *taxa in regressione* (*Abies*, *Fraxinus excelsior*, *Tilia*, *Ulmus*, *Hedera*, ecc.): molto sensibili al passaggio del fuoco;
- *taxa in espansione* (*Corylus*, *Alnus*, *Salix*, *Sambucus nigra*, *Humulus*, ecc.): che evidenziano un'elevata capacità rigenerativa (probabilmente di tipo agamico);
- *taxa opportunisti* (*Anemone*, *Trifolium repens*, *Mentha t.*, *Cichorideae*, *Rosaceae*): *taxa* traggono probabilmente vantaggio dalle strutture più aperte e luminose del bosco nei primi anni dopo il passaggio del fuoco;
- *taxa precursori* (*Plantago lanceolata*, *Quercus* spp. (decidue), *Pteridium*, *Caryophyllaceae*, *Poaceae*): *taxa* che sembrano essere in relazione con le attività antropiche e precorrono quindi l'arrivo



del fuoco.

Recentemente, un'analisi approfondita sulle dinamiche vegetazionali correlate al fenomeno degli incendi boschivi è stato condotto da CULLOTTA e PASTA (2004) per i vari piani bioclimatici in Sicilia.

Nel contesto del piano inframediterraneo la vegetazione pre-forestale è riferibile all'alleanza *Periplocion angustifoliae* Rivas-Mart. 1975, diffusa, fra l'altro, in diverse aree del sud del mediterraneo, la cui fisiologia dipende dal prolungato periodo siccitoso: per disturbo da incendio, essa tende verso aspetti di gariga riferibili al *Cisto-Ericion* Horvatic 1956.

Le formazioni forestali presenti nel piano termomediterraneo sono le più esposte agli incendi, ma la diffusione delle macchie e pinete termofile riferibili all'*Oleo-Ceratonion* Br.-Bl. 1936 appare fortemente condizionata dal fuoco e dipende dal suo periodico passaggio, senza il quale esse verrebbero sostituite da aspetti più chiusi di macchia-foresta (*Quercion ilicis* Br.-Bl. (1931) 1936 e *Erico-Quercion ilicis* Brullo, Di Martino & Marcenò 1977). Altre comunità aperte del piano termomediterraneo, riferibili alle categorie di macchie e garighe degli ambienti mesici e/o caldo aridi, e di macchia-foresta, corrispondenti alle categorie dei querceti caducifogli puri e misti a roverella, leccete e sugherete, indipendentemente dall'alleanza di appartenenza tendono, a seguito del verificarsi degli incendi, verso formazioni di gariga (*Cisto-Ericion* Horvatic 1958) e verso prati-pascoli (*Hyparrhenietalia hirtae* Rivas-Mart. 1978 e alleanze *Hyparrhenion hirtae*), con conseguente alterazione della loro fisionomia.

Boschi mesofili del *Quercion ilicis* Br.-Bl. (1931) 1936 caratterizzano il piano mesomediterraneo con tipologie vegetazionali fortemente esposte al rischio di incendi e aspetti di macchia molto spesso fortemente degradati, arbusteti, garighe, praterie perenni e formazioni rupestri che trovano nell'azione del fuoco il maggiore ostacolo alla loro evoluzione dinamica. Infine, le specie presenti nel piano supramediterraneo, caratterizzato da formazioni miste ricche di querce decidue mesofile riferibili all'*Erico-Quercion ilicis* Brullo, Di Martino & Marcenò 1977 o da formazioni del *Querco-Fagetea* Br.-Bl. et Vlieg. 1937 come le cerrete mesofile, i querceti mesofili e i faggeti nonché dagli aggruppamenti pionieri etnei, non mostrano buone capacità di ripresa dopo gli incendi, ad eccezione del faggio che, anzi, sembra aver tratto vantaggio indiretto dal disturbo antropico già in epoche preistoriche e storiche (CULLOTTA e PASTA, 2004).

## 8.2. Effetti sul suolo

La relazione tra foreste, incendi, gestione forestale e conservazione del suolo e delle acque è rilevante (ad esempio CORONA *et al.*, 1996a, 1996b; BLASI *et al.*, 2004; MANES e PERSIANI, 2004; CONEDERA e MORETTI, 2005): il suolo è infatti una risorsa naturale essenziale e non riproducibile in tempi brevi, che sostiene la produttività degli ecosistemi forestali, è regolatore del ciclo idraulico, filtro di inquinanti e fattore principe dell'equilibrio ambientale e dell'assetto idrogeologico.

Strettamente collegate agli effetti sulla vegetazione sono le variazioni provocate dagli incendi che avvengono a livello del terreno. A esempio, subito dopo il passaggio del fuoco si constata generalmente una iniziale diminuzione dell'acidità nello strato superficiale del terreno, le cui condizioni iniziali vengono spesso ripristinate nel giro di uno – due anni. Allo stesso modo le variazioni interessano anche il contenuto di carbonio, azoto e potassio, equiparando in questo modo il passaggio del fuoco a una blanda concimazione temporanea che determina però anche una diminuzione delle proprietà fisiche del terreno come la permeabilità, la ritenzione idrica, ecc. (BOVIO, 1998).

Gli incendi provocano inoltre significativi effetti sulle proprietà del suolo, soprattutto in maniera diretta a causa dell'apporto di calore e cenere (VALLEJO *et al.*, 2004): la sostanza organica localizzata sul suolo o in sua prossimità è rapidamente bruciata con alterazione delle concentrazioni di nutrienti minerali del suolo mediante meccanismi di diretta volatilizzazione e riduzione della loro quantità totale nel suolo, di aumento della disponibilità di nutrienti a seguito della mineralizzazione indotta dal calore. Di aumento dei nutrienti al suolo a seguito della deposizione di cenere e della sua successiva lisciviazione, di decremento della loro quantità totale a seguito dell'erosione del suolo successiva all'incendio e, infine, di variazione dell'abbondanza relativa di nutrienti al variare del trasporto dei nutrienti dovuto alla differente disponibilità relativa dei nutrienti nella cenere e nel suolo. Quindi, un incendio di superficie di bassa intensità determina un aumento del pH del suolo, stimola la mineralizzazione, facilita il ciclo dei nutrienti e, generalmente, non incrementa l'erosione del suolo, mentre un incendio di elevata intensità potrebbe volatilizzare una elevata quantità di azoto e di altri nutrienti volatili (potassio, zolfo e fosforo), potrebbe distruggere la struttura del suolo e indurre il fenomeno di repellenza dell'acqua e l'erosione. Ma le conseguenze sui nutrienti del suolo possono essere diverse al variare dell'intensità dell'incendio (CHANG, 1996) e perciò vanno ben valutate per la scelta dell'intervento di ricostituzione e delle modalità di esecuzione dello stesso.

Nel caso degli incendi di superficie le principali conseguenze per lo strato superficiale del suolo sono (CONEDERA e MORETTI, 2005):

- impermeabilizzazione della superficie del suolo e aumento del deflusso superficiale e dell'azione erosiva dell'acqua, specialmente nel corso del primo anno post-incendio; questo effetto è tanto maggiore quanto più intenso è il fuoco;
- erosione di materiale solido di superficie e formazione di tipici microsolchi erosivi dovuti all'impatto delle gocce di pioggia sulla superficie nuda del terreno con creazione di solchi di erosione a causa dell'acqua di ruscellamento superficiale;
- dilavamento di sostanze nutritive (sali minerali) presenti nel suolo e nelle ceneri di combustione, sia in forma solida che sciolte nell'acqua di deflusso.

Gli incendi di grandi dimensioni producono gli effetti più devastanti in termini di fenomeni erosivi post-incendio. Infatti, in essi si sviluppano elevate intensità del fronte di fiamma: temperature vicine a 500 °C in

prossimità del suolo possono indurre modifiche sostanziali nella struttura del suolo, come laterizzazione e formazione di uno strato idrofobico superficiale, che innescano pericolosi processi d'erosione (GIOVANNINI *et al.*, 1998).

Nell'ambito del progetto RIMBDES è stata messa a punto una metodologia in grado di stimare in termini quantitativi e su scala regionale l'erosione media annua conseguente al passaggio d'incendi di intensità elevata (BOVIO *et al.*, 2002).

### 8.3. Evidenze sulle dinamiche post-incendio nel caso di studio

Nei casi studio investigati sono state riscontrate situazioni differenti riguardanti lo stato dei soprassuoli forestali in seguito al passaggio del fuoco soprattutto in funzione del livello di danno causato, mostrando una dinamica ascrivibile a quella già descritta in altri studi sulla osservazione della rigenerazione post-incendio di boschi a prevalenza di latifoglie, e collegata ai processi di autosuccessione (vd. § 8.1.3.)

Le osservazioni effettuate hanno potuto dimostrare che anche la ricostituzione naturale dei soprassuoli è avvenuta in maniera differenziata; in particolare, nell'incendio avvenuto più di recente (nel 2000) sono maggiormente evidenti queste differenze. E' stato possibile infatti osservare sia aree caratterizzate prevalentemente da copertura arborea, sia aree ancora a prevalente copertura arbustiva, cespugliata e erbacea: queste differenze possono essere imputabili al livello energetico del fuoco che ha percorso la vegetazione.

Nel caso specifico, è stato possibile osservare soprattutto la diffusione di specie *resprouter*, sia erbacee che arbustive (per esempio: *Rubia peregrina* L., *Tamus communis* L., *Asparagus acutifolius* L., *Erica arborea* L., *Clematis vitalba* L., *Lonicera etrusca* Santi, ecc.) sia arboree dotate di elevata capacità pollonifera (in particolar modo, *Quercus* spp.). Tra le specie che *in primis* si ristabiliscono con un certo vigore dopo il passaggio del fuoco, si notano il leccio (*Quercus ilex* L.), la ginestra (*Spartium junceum* L.) e il cisto (*Cistus incanus* L.), le quali, come già osservato, vanno incontro a una seriazione che favorisce l'insediarsi della vegetazione precedentemente presente.

In gran parte della superficie interessata dall'incendio la vegetazione arborea è riuscita a insediarsi di nuovo in pochi anni, mentre in altre aree si nota una maggior difficoltà di attecchimento e rigenerazione della vegetazione legnosa dovuta probabilmente a condizioni sfavorevoli sia stagionali che ecologiche.

Un caso particolare è quello relativo ad alcune superfici precedentemente occupate da pinete a *Pinus pinea* L., in cui il passaggio del fuoco ha favorito la diffusione di una copertura arbustiva caratteristica della macchia mediterranea (*Erica arborea* L., *Pistacia lentiscus* L., *Cistus* spp., ecc.). In alcuni localizzati casi è stato comunque possibile apprezzare anche rinnovazione di *Pinus pinea* L.

Sui soprassuoli percorsi dagli incendi meno recenti (1993 e 1997) non si notano grandi differenze floristiche e strutturali: tutto ciò è probabilmente dovuto alla dinamica di ricostituzione che ha avuto a disposizione un periodo medio-lungo dal passaggio del fuoco permettendo alla vegetazione stessa di evolvere verso le comunità attuali.

## 9. ELEMENTI TECNICI DI RIFERIMENTO PER IL RECUPERO POST-INCENDIO

Interventi finalizzati alla mitigazione dei danni conseguenti agli incendi boschivi sono previsti dalla “Legge quadro in materia di incendi boschivi” (L. 21 novembre 2000, n. 353 pubblicata dalla Gazzetta Ufficiale n. 280 del 30 novembre 2000) all’art. 4, comma 2 e in quest’ottica assume peculiare rilevanza l’attivazione di misure idonee a favorire le capacità intrinseche di recupero dell’ecosistema danneggiato. All’art. 8, comma 2, la stessa legge prevede che per i parchi naturali e le riserve naturali dello Stato venga predisposto un apposito piano dal Ministro dell’Ambiente e della Tutela del Territorio di intesa con le Regioni interessate, a costituire una parte speciale del “piano regionale per la programmazione delle attività di previsione, prevenzione e lotta attiva contro gli incendi boschivi”.

In linea generale, gli interventi post-incendio vanno attuati in modo differenziato in funzione del tipo di danno, della gravità delle conseguenze e delle caratteristiche adattative delle specie arboree che costituiscono i soprassuoli, rispettandone le strategie rigenerative. In un’ottica di monitoraggio ad ampia scala, cioè di controllo nel tempo dello stato di funzionalità dei sistemi forestali in relazione agli incendi boschivi, possono essere utilmente applicati, come riferimento, gli indicatori riportati nella Tabella 29.

Nelle aree mediterranee, molte specie arboree presentano elevata resilienza intrinseca e sono dunque potenzialmente in grado di garantire un’ottima capacità di recupero dopo il passaggio del fuoco (BLASI *et al.*, 2004). Tuttavia, come sottolineato da LEONE (1996), le modalità di ricostituzione boschiva post-incendio praticate spesso non tengono conto di ciò, e non sempre risultano le più idonee ad agevolare la naturale tendenza della vegetazione a ritornare allo stadio precedente al disturbo attraverso il processo dinamico dell’autosuccessione.

Le operazioni di ricostituzione intervengono sui processi dinamici della vegetazione di un ecosistema, sottoposto ad azioni di disturbo che dipendono in modo variabile dalla stagionalità, frequenza, intensità e superficie percorsa dall’incendio, e vanno calibrate alla luce di modi, tempi e strategie di recupero naturali che le biocenosi forestali adottano per superare l’alterazione di equilibrio connessa al passaggio del fuoco (BLASI *et al.*, 2004).

E’ in quest’ottica che la fase di monitoraggio - integrando dati telerilevati con rilievi a terra - costituisce una valida fonte informativa alla necessità di definire progettualmente gli interventi di utilizzazione post-incendio e recupero a partire dalla conoscenza funzionale e strutturale del mosaico territoriale e dalla estensione e comportamento dei fenomeni di incendio considerati (CHIRICI e CORONA, 2005).

Tabella 29 - Indicatori di degradazione dei territori forestali connessi agli incendi boschivi secondo quanto proposto dai progetti DIS4ME (Desertification Indicator System for Mediterranean Europe, vd. <http://www.kcl.ac.uk/desertlinks>) e FAO LADA (Land Degradation Assessment of Drylands: vd. <http://lada.virtualcentre.org/pagedisplay/display.asp?section=ladahome>).

Indicatore	Definizione	Unità di misura	Benchmarks/livelli di rischio
<b>PRESSIONI</b>			
Superficie percorsa dal fuoco	Superficie media percorsa dal fuoco in un decennio per una determinata superficie territoriale	ha percorsi dal fuoco per km <sup>2</sup> di superficie	classe I - punteggio 1: <10 ha al decennio per 10 km <sup>2</sup> di superficie = incidenza bassa classe II - punteggio 1,33: 10-25 ha al decennio per 10 km <sup>2</sup> di superficie = incidenza moderata classe III - punteggio 1,66: 26-50 ha al decennio per 10 km <sup>2</sup> di superficie = incidenza elevata classe IV - punteggio 2: >50 ha al decennio per 10 km <sup>2</sup> di superficie = incidenza estrema
Frequenza degli incendi	Frequenza o tempo di ritorno di un incendio su una determinata superficie	Numero di incendi per unità di superficie di un determinato territorio registrati per un lungo arco di tempo (50-100 anni)	classe I - punteggio 1: un ecosistema forestale percorso da incendi ogni 50 o 100 anni può considerarsi inalterato o lievemente alterato classe II - punteggio 1,33: un ecosistema forestale percorso da incendi ogni 25 anni in media può considerarsi moderatamente alterato classe III - punteggio 1,66: un ecosistema forestale percorso da incendi ogni 15 anni in media può considerarsi molto alterato classe IV - punteggio 2: un ecosistema forestale percorso da incendi con frequenza inferiore a 15 anni può considerarsi estremamente alterato e molto suscettibile ai processi di desertificazione che si manifestano con cambiamenti nella copertura, struttura e biodiversità
Incidenza degli incendi	Percentuale di superficie annualmente percorsa dal fuoco rispetto alla superficie territoriale (a esempio, Comune)	%	classe I - punteggio 1: < 1,75% = bassa incidenza classe II - punteggio 1,33: 1.76-3,50 % = moderata incidenza classe III - punteggio 1,66: 3,51-4,5 % = alta incidenza classe IV - punteggio 2: > 4,51 % = estrema incidenza

Sulla base delle analisi condotte è possibile individuare gli *step* da svolgere per la definizione degli interventi di ricostituzione:

- analisi della possibilità di ricostituzione spontanea;
- definizione dei criteri e modalità di intervento per la ricostituzione;
- definizione di zone prioritarie di intervento;
- definizione degli interventi di ricostituzione da realizzare per ogni tipologia e per ogni area omogenea in funzione delle serie di vegetazione e delle unità di paesaggio coerenti con i sistemi e sottosistemi di paesaggio.

Queste fasi sono essenziali per definire le strategie di supporto alla ricostituzione da applicare caso per caso alle diverse tipologie vegetazionali, valutando innanzitutto la necessità o meno di intervento, e in caso positivo le modalità dell'intervento stesso (BLASI *et al.*, 2004).

## 9.1. Obiettivi del recupero post-incendio

A seguito di un incendio boschivo, il paesaggio è, sotto il profilo ecologico, il risultato dei processi di disturbo avvenuti. Gli organismi viventi possono presentare adattamenti a tali disturbi, e non di rado la loro sopravvivenza dipende proprio da tali eventi. Evidenze di incendi boschivi sono state rinvenute in depositi fossili già a partire da 350-300 milioni di anni fa. Nel tempo, le piante (e altri organismi presenti negli ecosistemi forestali) hanno evoluto caratteristiche morfologiche, fisiologiche e/o riproduttive (a esempio, semi con lunga sopravvivenza conservati nel suolo, coni serotini, ritidoma a strati) che facilitano e consentono la persistenza delle specie (BESCHTA *et al.*, 2004).

Nella regione mediterranea, gli incendi, in genere episodici e di esigua intensità, facevano parte, in passato, delle dinamiche naturali o della gestione delle risorse naturali con il frequente ma sapiente uso del fuoco per il miglioramento dei pascoli, il debbio o la semina sul bruciato come documentato in agricoltura, in selvicoltura e nella pastorizia (LEONE, 1996; BLASI *et al.*, 2004). Solo laddove si è manifestato con frequenza anomala, per azione dell'uomo, esso ha rappresentato un fattore di degrado dell'ecosistema con l'innescare di forme di successione regressiva (TRABAUD, 1987).

Gli interventi di recupero devono essere volti, prioritariamente, al *ripristino delle potenzialità naturali delle biocenosi interessate*, tenendo conto del livello di degrado indotto dal tipo e dall'intensità dell'incendio e in funzione delle caratteristiche biotiche e abiotiche dell'ambiente. In particolare, l'approccio gestionale va modulato in maniera da evitare di forzare in modo innaturale l'evoluzione delle biocenosi, la cui intrinseca dinamica tende a formare un *sistema alla ricerca di nuovi equilibri* in connessione con le modificazioni subite dopo l'evento distruttivo (CIANCIO e NOCENTINI, 1996). Questi interventi si pongono l'obiettivo di favorire l'evoluzione dei soprassuoli verso sistemi in cui i meccanismi di organizzazione relazionale tra tutte le componenti (non solo tra gli alberi), e tra queste e l'ambiente fisico, raggiungono un elevato livello (CIANCIO *et al.*, 1996).

Data l'antica storia dell'uso e trasformazione da parte dell'uomo, il recupero degli ecosistemi mediterranei persegue necessariamente un approccio funzionale e orientato all'ecologia del paesaggio (VALLEJO *et al.*, 2005). La conservazione della diversità forestale può essere perseguita mediante una gestione a livello di popolamento, a patto che quest'ultima sia guidata da obiettivi a livello di paesaggio (BOVIO *et al.*, 2005). Al riguardo, BOVIO e CAMIA (2001) hanno riportato recentemente, per i Tipi forestali percorsi maggiormente dal fuoco in Piemonte, oltre alle principali caratteristiche pirologiche, la descrizione delle variazioni ambientali post-incendio, lo stato della rinnovazione naturale e dei criteri e delle priorità di intervento per il ripristino della copertura in seguito al passaggio del fuoco.

La strategia di recupero mira anche a promuovere comunità vegetali adattate al regime presente (e futuro) delle azioni di disturbo, anche per assicurare la sostenibilità della gestione dei soprassuoli recuperati



(VALLEJO *et al.*, 2004). Il primo passo è stimare il rischio di degradazione del suolo interessato e la capacità di rinnovazione naturale del popolamento (SPINELLI e BALDINI, 1995). Se il soprassuolo ha un'elevata capacità di rigenerazione vegetativa, il recupero della copertura vegetale è spesso garantito, in genere a prescindere dalle condizioni climatiche successive all'incendio (VALLEJO *et al.*, 2005).

La scelta delle strategie di recupero e gestione possono essere orientate a (VALLEJO *et al.*, 2004):

1. protezione del suolo e conservazione dell'acqua; il suolo è una risorsa non rinnovabile che può essere esposta al rischio di degradazione ed erosione dopo l'incendio; soprattutto gli ambienti mediterranei sono sensibili al processo di desertificazione; l'acqua è una risorsa che limita la produttività di un ecosistema in terre aride e terreni bruciati sottoposti al *runoff*, che ne determina degradazione;

2. promozione di una comunità di piante con capacità elevata di resilienza (specie che hanno elevata capacità di ritornare allo stato precedente all'incendio) o miglioramento della resistenza e resilienza dell'ecosistema in relazione all'incendio;

3. recupero della copertura forestale (VALLEJO *et al.*, 2003); poiché i paesaggi mediterranei sono spesso dominati dagli ecosistemi ai primi livelli successionali, l'obiettivo è di promuovere le formazioni mature, secondo le condizioni bioclimatiche. Al fine di favorire la successione secondaria stimolando la rigenerazione naturale è possibile:

- ❖ fare riferimento ad alternanze e successioni potenziali, in termini di struttura e funzione;
- ❖ sfruttare il potenziale delle specie native, ecotipi e provenienze; in un contesto di conservazione, l'eliminazione delle specie esotiche assieme al mantenimento delle specie autoctone è una finalità di rilievo (GILL, 1999);
- ❖ promuovere la biodiversità e favorire la reintroduzione di specie chiave scomparse per il passato uso del territorio (VALLEJO *et al.*, 2005).

## 9.2. Opzioni di gestione dei soprassuoli percorsi dal fuoco

Le opzioni possibili per la gestione delle biocenosi forestali degradate dal fuoco sono principalmente tre: recupero naturale dei soprassuoli, accelerazione del recupero naturale, ricostituzione della densità del soprassuolo. Il successo della gestione e degli interventi di recupero dipendono comunque anche dalla opportuna scelta dei tempi e delle modalità di bonifica e utilizzazione del soprassuolo interessato dall'incendio (§ 10.1). Sotto il profilo gestionale, va ricordato che per i soprassuoli percorsi dal fuoco la L. 353/2000 (art. 10 comma 1) vieta per cinque anni le attività di rimboschimento e di ingegneria ambientale sostenute con risorse finanziarie pubbliche, salvo specifica autorizzazione concessa dal Ministro dell'Ambiente, per le aree naturali protette statali, o dalla Regione competente negli altri casi, per documentate situazioni di dissesto idrogeologico e nelle situazioni in cui sia urgente un intervento per la tutela di particolari valori ambientali e

paesaggistici.

Va inoltre sottolineato che la L. 353/2000 preclude l'uso a fini pascolivi delle superfici percorse dal fuoco per un periodo non inferiore a 10 anni.

### **9.2.1. Destinazione dei soprassuoli percorsi dal fuoco al recupero naturale**

Questo tipo di gestione si concretizza in un attento monitoraggio dei processi strutturali e sindinamici che si instaurano naturalmente, nella verifica della loro coerenza con gli obiettivi proposti di assetto forestale e si realizza attraverso la semplice esclusione di qualsiasi uso del suolo (pascolo, in particolare) e con l'accortezza di prevenire eventi degradanti (ad esempio, ulteriori passaggi del fuoco) (CORONA, 2004B).

Purtroppo, in molti casi la semplice esclusione o l'attento controllo del pascolo può non essere sufficiente al raggiungimento del recupero degli ecosistemi negli stadi maturi di sviluppo in tempi accettabili (VALLEJO *et al.*, 2005). A esempio, in alcuni casi, può essere richiesto il controllo dei roditori per ridurre la predazione dei semi e per promuovere l'affermazione di nuove piantine arboree (VALLEJO *et al.*, 2005).

Nonostante che a livello di biodiversità floristica e vegetazionale il pascolo crei spesso una situazione ideale per l'ingresso di un nuovo insieme di specie, inducendo una variabilità maggiore anche a livello di habitat (VANDVIK *et al.*, 2005), e che alcuni Autori comunque suggeriscano di preservarne un livello minimo anche nel caso di disturbi come il passaggio del fuoco per la preservare la biodiversità (HARTLEY *et al.*, 2003), qualsiasi linea di gestione forestale si persegua, per favorire il recupero della copertura vegetale da parte sia della vegetazione naturale sia delle eventuali specie seminate o messe a dimora, l'*esclusione del pascolo* potrebbe rilevarsi il metodo di principale efficacia (ROBICHAUD *et al.*, 2000), in quanto il pascolamento può aumentare l'erosione, contrastare il recupero vegetazionale e contribuire all'invasione delle specie esotiche (BESCHTA *et al.*, 2004). I getti delle specie *resprouter* e i semi diffusi dagli *obligate seeder* rappresentano una forte attrattiva per gli animali al pascolo proprio perchè sono agli stadi fenologici più sensibili ai vari disturbi. A tal fine, recinzioni temporanee da realizzare prima della stagione invernale possono essere utili per tenere lontano il bestiame al pascolo dalle zone bruciate durante il periodo di recupero post-incendio (vd. anche L. 353/2000).

In talune situazioni può essere anche necessario tenere conto dell'intensità di azione del pascolamento da parte degli ungulati selvatici: a tal fine, in limitatissimi e localizzati casi, può essere considerata la realizzazione di apposite recinzioni (in genere più alte di quelle impiegate per gli animali domestici) o la realizzazione di colture a perdere in idonee situazioni circostanti.

### **9.2.2. Interventi di agevolazione del recupero naturale**

Si interviene, soprattutto al fine di prevenire fenomeni di dissesto (terreni in forte erosione, ecc.), anche con interventi di protezione del suolo (§ 10.2), oppure perché lo sviluppo post-incendio della biocenosi

in ricostituzione limita la rinnovazione di talune specie arboree ritenute meritevoli di essere salvaguardate (CORONA, 2004B).

A livello di suolo gli effetti negativi dell'incendio si manifestano soprattutto durante il primo anno dopo il passaggio del fuoco e in situazioni di "primo incendio". E' infatti in queste condizioni che lo strato erbaceo ha più difficoltà a rigenerarsi, data la mancanza di specie in grado di resistere al passaggio del fuoco. In caso di incendi su piccole superfici, questi effetti generalmente non hanno comunque conseguenze pratiche (CONEDERA e MORETTI, 2005).

Poichè le formazioni forestali in area mediterranea reagiscono efficacemente agli incendi, la principale misura tecnica da attuare è una gestione selvicolturale a sostegno. Occorre infatti considerare che la qualità della composizione floristica può mutare in senso regressivo nelle zone più danneggiate, dove possono prevalere per lungo tempo specie pioniere ad ampia distribuzione non successionali.

La gestione selvicolturale e vegetazionale a sostegno si realizza attraverso interventi che mirano alla creazione di condizioni ottimali per l'affermazione della rinnovazione, o attraverso interventi posticipati, che cercano di favorire la migliore evoluzione di una rinnovazione già affermata. Da un punto di vista generale, la prima opzione è spesso la migliore, e non esclude comunque ulteriori interventi per favorire lo sviluppo della rinnovazione (CORONA, 2004B).

### **9.2.3. Interventi di ricostituzione della densità del soprassuolo arboreo**

Questo tipo di interventi (§ 11.2), coerenti per autoecologia e sinecologia alla serie di vegetazione, sono da eseguire nei casi in cui il bosco è così danneggiato da non poter garantire nel medio periodo una rinnovazione naturale soddisfacente (CORONA, 2004B).

## 10. OPERAZIONI DI UTILIZZAZIONE FORESTALE E RECUPERO PEDOLOGICO POST-INCENDIO

### 10.1. Operazioni di utilizzazione forestale post-incendio

Gli effetti degli interventi di utilizzazione forestale post-incendio dipendono dall'intensità dell'incendio, pendenza e tessitura del suolo, presenza o realizzazione di strade, tipo di sistema utilizzato per l'esecuzione delle utilizzazioni stesse e condizioni meteorologiche post-incendio (DUNCAN, 2002).

Gli alberi bruciati svolgono un ruolo essenziale in un ecosistema forestale in buona salute (BESCHTA *et al.*, 1995) in quanto:

- alberi morti in piedi e tronchi d'albero caduti forniscono l'habitat per molte specie animali;
- le loro cavità rappresentano il luogo di nidificazione di uccelli;
- alberi morti in piedi procurano ombra, stabilizzano e regolano lo scorrimento delle acque meteoriche sui suoli dopo l'incendio;
- l'eventuale caduta di alberi bruciati riciclano importanti nutrienti che aumentano la produttività forestale.

E' opinione comune che gli interventi immediati favoriscano la rigenerazione del soprassuolo (SESSIONS *et al.*, 2004, DONATO *et al.*, 2006) e che i residui legnosi di un popolamento forestale percorso dal fuoco andrebbero rimossi immediatamente (mediante le operazioni di abbattimento; allestimento, concentramento ed esbosco; abbruciamento; triturazione; spargimento della ramaglia di risulta), sia in quanto aumentano il rischio di incendio essendo combustibili, almeno relativamente al materiale morto minuto, sia in quanto favoriscono la pullulazione di parassiti animali (a esempio, scotilidi nei boschi di conifere) e fitopatie (a esempio, marciumi radicali).

Un'immediata esecuzione delle opere di utilizzazione post-incendio può però assumere un ruolo negativo sulla rinnovazione: di fatto, varie esperienze indicano che la rinnovazione spesso trae beneficio dal taglio degli alberi morti procrastinato nel tempo (CORONA, 2004B; MAIULLARI *et al.*, 2005; DONATO *et al.*, 2006). Recenti studi hanno evidenziato che la persistenza di esemplari arborei morti o danneggiati in piedi nelle formazioni di pino d'Aleppo, pino bruzio (*P. brutia* Ten.), pino nero (*P. nigra* Arnold) e pino silvestre (*P. sylvestris* L.) può agevolare la rinnovazione, soprattutto se viene evitata l'asportazione della frasca con gli strobili, il cui stock di semi viene rilasciato con gradualità nel tempo. In particolare, nel caso di pinete di pino d'Aleppo, l'utilizzazione di alberi morti in piedi dovrebbe essere evitata per tre o quattro anni, tempo sufficiente ad ottenere la dispersione dei semi dagli strobili della chioma (*crown seed bank*) (MAIULLARI *et al.*, 2005), il che avviene in maniera scalare per diversi mesi dopo l'incendio con l'apertura degli strobili stessi per effetto del calore (LOVREGGIO *et al.*, 2003) e il completo collasso dei tronchi; durante tale periodo, un'enorme quantità di

cenere è dispersa sotto la chioma a opera del vento e lo scorrimento delle acque meteoriche sulla superficie del fusto crea un mosaico di microsititi con più alto potenziale osmotico. Inoltre, su terreno privo di copertura le plantule germinate risulterebbero facilmente soggette a danneggiamenti per stress termico e/o idrico nell'estate successiva alle utilizzazioni e, comunque, una dilazione temporale delle operazioni selvicolturali di utilizzazione post-incendio permette di valutare meglio le capacità di ricaccio delle latifoglie (CORONA, 2004B). Nel tempo, i fusti bruciati vanno comunque almeno parzialmente rimossi per limitare attacchi epidemici di insetti xilofagi che potrebbero avere luogo (LEONE e LOVREGGIO, 2005).

Non tutte le considerazioni, soprattutto quelle che tengono conto dell'opinione pubblica, sono comunque a favore di una dilazione temporale degli interventi, in quanto la persistenza del soprassuolo danneggiato potrebbe apparire come un segnale di abbandono e disinteresse e potrebbe contribuire ad ulteriori episodi di incendio (LEONE, 1996).

In linea generale e puramente indicativa, nei casi di rinnovazione abbondante e uniformemente distribuita nello spazio gli interventi di utilizzazione post-incendio andrebbero attuati entro la fine del primo inverno successivo all'evento. Al contrario, nel caso di bassa densità e rinnovazione distribuita tendenzialmente a gruppi, conviene che siano posticipati, in generale, almeno alla fine della seconda stagione vegetativa. Gli interventi dovrebbero rilasciare in piedi soltanto gli alberi non significativamente danneggiati dal fuoco ma spesso si tende a rilasciare quante più portasemi possibile, anche parzialmente danneggiate, con superficie di chioma ancora verde (CORONA, 2004B).

#### **10.1.1. Utilizzazioni con asportazione di materiale legnoso**

Da un punto di vista finanziario, con le utilizzazioni post-incendio potrebbero essere recuperati eventuali prodotti commerciabili: il recupero è in genere possibile se il terreno è facilmente accessibile e la concentrazione di materiale idoneo sufficientemente elevata con valore che compensa i costi di recupero, che dipendono dalla quantità dei prodotti, dal loro valore unitario e dal costo richiesto per la raccolta (SPINELLI e BALDINI, 1995).

Il taglio e l'allestimento del materiale bruciato avviene con motosega, con produttività del lavoro variabile in relazione sia alle dimensioni dei singoli fusti che alle specifiche condizioni operative. Molto raro, e in genere inadatto alle concrete condizioni operative dei boschi percorsi dal fuoco nel nostro paese, è l'impiego di *harvester* configurati per l'abbattimento e l'allestimento completamente meccanizzato aventi alte produttività di lavoro.

L'impiego di mezzi per il concentramento e l'esbosco, se effettuato a semistrascico mediante trattori gommati, deve avvenire su piste predefinite, preservando in particolare le aree a maggiore densità di rinnovazione naturale, ponendo particolare attenzione ai gruppi di rinnovazione intorno alle ceppaie delle piante madri che rappresentano i nuclei che riedificheranno il nuovo soprassuolo: si tratta di semenzali

probabilmente selezionati a germinare in condizioni di substrato differenti rispetto a quelli ubicati a distanza dalla ceppaia, cioè al di fuori dell'area di insidenza della chioma (SARACINO e LEONE, 2001).

Nel caso di alcune situazioni particolari favorevoli (terreno pianeggiante e accessibile, ecc.) si può preferire il trasporto al di fuori del bosco tramite un trattore gommato dotato di gru portata sul sollevatore idraulico, in modo da caricare il materiale dal letto di caduta sul rimorchio direttamente.

La ramaglia di risulta può essere accumulata in zone idonee e bruciata, per una sua rapida mineralizzazione, o sminuzzata mediante apposite macchine e recuperata per la produzione di energia, oppure distribuita *in situ* arricchendo il terreno in sostanza organica e conservandone o migliorandone così le proprietà chimiche e fisiche (CORONA, 2004B).

### **10.1.2. Utilizzazioni senza asportazione di materiale legnoso**

Se i residui non possono fornire alcun prodotto commerciale, o quando il valore dei prodotti recuperati non compensa il costo, si può procedere ad una bonifica generale senza recuperare materiale dal dubbio valore mercantile (SPINELLI e BALDINI, 1995). In tal caso la bonifica avviene come precedentemente descritto, omettendo però le operazioni di esbosco e provvedendo all'abbruciamento oppure, preferibilmente, sminuzzando *in situ* (CORONA, 2004B).

Nel caso di bosco che si rinnova naturalmente o quando si vuol evitare disturbi al suolo e agli apparati radicali (SPINELLI e BALDINI, 1995) e in presenza di fusti con diametro a petto d'uomo non superiore a 15 cm e pendenze inferiori al 30-40% è conveniente procedere all'impiego di decespugliatori forestali con asse orizzontale, con produttività di lavoro pari a 0.5-1.5 ha/gg, e di tipo pesante, in modo da evitare che, a causa della pietrosità del terreno, il taglio venga eseguito troppo in alto, con conseguente rilascio di troppo materiale al suolo e di spuntoni appuntiti che potrebbero danneggiare gli pneumatici del trattore (SPINELLI e BALDINI, 1995). Ovviamente, quando ci si aspetta una rinnovazione agamica bisogna inviare un operatore con motosega per ripassare le ceppaie.

Laddove non si può far affidamento sulla rinnovazione naturale e si pensa di ricorrere all'impianto artificiale, si può tollerare una modalità di intervento più energica e il sistema più economico consiste nell'impiego di cingolati con lame decespugliatrici frontali con successivo accumulo dei residui in zone idonee e abbruciamento. In entrambi i casi, la pendenza deve essere tale da non impedire il transito dei trattori, che devono percorrere la superficie a rittochino (SPINELLI e BALDINI, 1995).

### **10.1.3. Interventi posticipati**

Per motivi di opportunità colturale o finanziaria, le operazioni di utilizzazione del soprassuolo bruciato possono essere ritardate o impedito, per vincoli burocratici-amministrativi, per lungo tempo e in tal caso, se dopo qualche anno la rinnovazione naturale risulta ben affermata, l'eventuale prescrizione di un intervento di

sgombero potrebbe causare più danni che benefici al nuovo soprassuolo. In questi casi è preferibile un ulteriore rinvio degli eventuali interventi, nella speranza che i residui in lenta decomposizione non favoriscano un nuovo episodio di incendio o in generale un attacco parassitario: appena tecnicamente opportuno si interverrà con un diradamento selettivo dal basso.

Contestualmente a questa operazione, si potrà procedere, dove necessario, alla bonifica parziale o totale dei residui dei fusti rimasti in piedi (SPINELLI e BALDINI, 1995).

Nel caso di governo a ceduo, si può intervenire con il taglio di utilizzazione a fine ciclo una volta raggiunta la maturità tecnica del soprassuolo, con il quale, oltre alla bonifica dei residui di fusti bruciati si può eventualmente dare un'orientamento della composizione dendrologica del popolamento in modo coerente alla serie di vegetazione attraverso un'accurata selezione delle matricine, o alternativamente effettuare un diradamento dei polloni per l'avviamento del soprassuolo all'altofusto (CORONA, 2004B).

## **10.2. Tecniche di recupero pedologico**

Nelle aree del bacino del Mediterraneo, su scarpate o suoli erosi, laddove la vegetazione è piuttosto rada e l'anno successivo all'incendio la copertura vegetale è insufficiente a proteggere il suolo dall'erosione o nel caso di incendio di alta intensità, che determina caratteristiche comuni a quelle che si verificano in aree aride degradate, può essere utile intervenire, nel breve periodo, con tecniche dedicate al recupero pedologico.

Per motivi di ordine ecologico e tecnico gli interventi di lavorazione del suolo volti a favorire la germinazione dei semi e l'attecchimento delle plantule non sono proponibili all'interno di biocenosi che si suppongono ancora funzionali per quanto riguarda capacità di fruttificazione e disseminazione e facoltà pollonifere (CORONA, 2004A).

Secondo VALLEJO *et al.* (2005), immediatamente dopo l'incendio, la semina e la pacciamatura possono essere le due principali misure (non esclusive) da adottare per la protezione del suolo e la stimolazione delle prime fasi di rigenerazione delle piante nelle formazioni vegetali degradate (Tabella 30).

Si ricorda che la L. 353/2000 (art. 10 comma 1) vieta per cinque anni, sui soprassuoli percorsi da incendio, le tecniche di ingegneria ambientale sostenute con risorse finanziarie pubbliche, salvo specifica autorizzazione concessa dal Ministro dell'Ambiente, per le aree naturali protette statali, o dalla Regione competente negli altri casi, per documentate situazioni di dissesto idrogeologico e nelle situazioni in cui sia urgente un intervento per la tutela di particolari valori ambientali e paesaggistici.

Tabella 30 - Misure per la protezione del suolo e la stimolazione delle prime fasi di rigenerazione delle piante nelle formazioni vegetali degradate e/o interessate da incendio boschivo.

Misura	Modalità
Semina (incluse specie erbacee)	Il miscuglio da impiegare include normalmente semi di specie autoctone e naturalizzate disponibili e combina specie perenni con annuali, e specie erbacee con leguminose: le annuali mostrano rapida germinazione, le perenni permettono una prolungata persistenza mentre la profondità dell'apparato radicale e la fissazione dell'azoto da parte delle leguminose giustifica il loro impiego nei miscugli. Le tecniche di semina sono economiche e applicabili ad ampie aree senza impatti ambientali ma l'efficacia della semina dipende dalle condizioni di pioggia durante i primi mesi dopo l'applicazione (VALLEJO <i>et al.</i> , 2005).
Pacciamatura (con o senza semina)	Diversi tipi di pacciamatura possono essere usati (paglia, chip di legno e corteccia, legno trinciato, carta o altri materiali organici) e una soluzione economica può essere la triturazione in loco di materiale legnoso che, posto a protezione della superficie del suolo, dovrebbe essere un trattamento efficace per il recupero di aree bruciate con elevato rischio di erosione. La pacciamatura, assieme alla semina, riducono la perdita del suolo, la formazione dello strato superficiale di suolo compattato e l'evaporazione dell'acqua aumentandone, al contempo, l'infiltrazione (VALLEJO <i>et al.</i> , 2005). Purtroppo, ha poca applicabilità in ambiente forestale.
Concimazione organica	L'aggiunta di paglia di grano quale concime naturale favorisce la capacità di infiltrazione dell'acqua mentre l'utilizzo di suolo fresco e lettiera di allevamenti di pollame, per l'elevato contenuto di cellulosa e lignina, migliorano la struttura del suolo e le caratteristiche della sua comunità microbica e, di conseguenza, aumenta la capacità del suolo di trattenere l'umidità e di aumentare i livelli di nutrienti. Uno strato di concime organico naturale (frammenti di legno, paglia di grano, frammenti rocciosi e altri materiali organici e sintetici) intorno alla base dei semi piantati instaura un microambiente più umido migliorandone la germinazione (VALLEJO <i>et al.</i> , 2005). L'impiego di concime organico è essenziale per il recupero della produttività nelle aree interessate da incendi di intensità moderata ed elevata, nella riduzione dell'erosione del suolo e degli impatti sulla qualità dell'acqua. Inoltre, è una tecnica economica (BESCHTA <i>et al.</i> , 2004), di contro, ha poca applicabilità in ambiente forestale.
Ammendanti	Gli idrogel (polimeri di gel idrofilo) sono frequentemente usati come ammendanti in suoli sabbiosi in quanto aumentano la capacità di ritenuta idrica del suolo e riducono l'evaporazione idrica, in particolare nei suoli sabbiosi (PAUSAS <i>et al.</i> , 2004).
Associazioni micorriziche	La gestione delle associazioni micorriziche consiste nell'uso di piante micorrizzate con specifici funghi, nell'applicazione <i>in situ</i> di microrganismi non simbiotici che ricreano l'attività biologica del suolo e nell'uso di inoculi da microrganismi selezionati, quali le associazioni di azoto-fissatori. A seguito della preparazione del suolo e dell'aggiunta di ammendanti organici è stato rilevato su pino d'Aleppo un miglioramento della percentuale di sopravvivenza delle plantule e delle plantule micorrizzate (PERSIANI, 2004). Per favorire l'attività micorrizica, una sorgente di inoculo di funghi degli stati maturi è rappresentata dagli alberi o arbusti <i>rifugio</i> : la ricolonizzazione di funghi ectomicorrizici dopo un incendio potrebbe avere luogo dai funghi simbiotici di piante <i>resprouters</i> i



	<p>cui sistemi radicali rimangono inalterati, come avverrebbe nelle foreste di Pino d'Aleppo dove <i>resprouters</i> come <i>Quercus coccifera</i> L. e <i>Q. rotundifolia</i> Lam. funzionerebbero come corridoi biologici per i funghi ectomicorrizici. Questo ruolo potrebbe essere assunto anche dal corbezzolo e erica arborea. In situazioni particolarmente compromesse, può rendersi opportuna l'introduzione di inoculi, secondo le seguenti modalità: recupero dei microbiota esistenti per mezzo di appropriate strategie gestionali, comprendenti la tutela del suolo e la conservazione delle specie vegetali che meglio si prestano a supportare e diffondere i funghi micorrizici; aumento (inoculo) di specie esistenti, previa fase di studio sul territorio e valutazione e moltiplicazione dei ceppi presenti; introduzione di specie esotiche, da limitare a casi particolarmente gravi in quanto potrebbe determinare una sorta di inquinamento biologico (PUPPI, 2004), oltre l'alterazione della composizione e struttura della comunità vegetale (BESCHTA <i>et al.</i>, 2004).</p>
--	---

In alcuni casi, quando il rischio d'erosione è alto e la semina e la pacciamatura sembrano non limitarla, può essere opportuno procedere alla stabilizzazione del suolo con strutture come tronchi, rami, mucchi di fascine, massi, ecc. che trattengono la sostanza organica, i nutrienti e i propaguli e promuovono la stabilizzazione del suolo e la rigenerazione delle piante. Tale intervento è utile laddove i versanti interessati dagli incendi presentano elevate pendenze e i vecchi terrazzamenti collassano a seguito della perdita della copertura vegetale conseguente all'incendio (VALLEJO *et al.*, 2005).

Per la sopravvivenza e la crescita delle piante un fattore chiave è la disponibilità di acqua nel terreno, che può essere favorita mediante specifiche tecniche (Tabella 31).

Tabella 31 - Possibili tecniche di supporto per favorire l'equilibrio idrologico in soprassuoli percorsi dal fuoco nella regione mediterranea (tratto da: VALLEJO *et al.*, 2005).

Obiettivi	Tecniche
Aumento dell'efficienza d'uso dell'acqua	<ul style="list-style-type: none"> <li>- selezione di specie ed ecotipi tolleranti la siccità;</li> <li>- miglioramento dello stato nutrizionale (fertilizzazione); l'apporto di forforo può migliorare l'efficienza d'uso dell'acqua mentre la fertilizzazione organica può promuovere la crescita di pino d'Aleppo e di leccio (<i>Quercus ilex</i> L.) (PAUSAS <i>et al.</i>, 2004).</li> </ul>
Aumento della fornitura d'acqua	<ul style="list-style-type: none"> <li>- preparazione del suolo, pacciamatura e uso di ammendanti (PAUSAS <i>et al.</i>, 2004).</li> </ul> <p>Si riporta che la scarificazione lineare è un modo eccellente per migliorare la disponibilità di acqua e il rilascio di nutrienti per le plantule in quanto riduce lo scorrimento idrico superficiale, aumentando la quantità totale di acqua nel suolo e facilitando le possibilità per il sistema radicale di penetrare e ottenere acqua e nutrienti (HABROUK, 2001);</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- irrigazione;</li> <li>- selezione di micrositi (buchi a monte di plantule ritenute target) in cui favorire la raccolta dell'acqua da convogliare verso piantine scelte, con evidenti risultati sulla riduzione della mortalità dei semi di pino d'Aleppo e leccio (PAUSAS <i>et al.</i>, 2004).</li> </ul>

Riduzione delle perdite di acqua	<p>- uso di tecniche per la protezione delle piantine: tubi e piante protettivi (rispettivamente, <i>tree-shelters</i> e <i>nurse plant</i>). I primi sono usati per modificare l'ambiente fisico in quanto funzionano come piccole serre che migliorano le performance di crescita delle plantule (VALLEJO <i>et al.</i>, 2005) (in particolare, il tipo ventilato potrebbe evitare l'eccessivo riscaldamento all'interno dei tubi), le seconde riducono l'eccessiva radiazione e gli stress idrici a cui le stesse sono sottoposte. Dalle sperimentazioni condotte su leccio e quercia spinosa (<i>Quercus coccifera</i> L.), è risultato evidente che l'impiego di tali tecniche aiuta la riduzione dell'evaporazione e migliora le performance di semina, fornendo protezione contro gli erbivori e le condizioni climatiche estreme, e migliorando, alla fine, la sopravvivenza e la crescita delle piante in particolare nelle condizioni aride mediterranee (PAUSAS <i>et al.</i>, 2004). È da sottolineare che la sola applicazione di queste tecniche non garantisce il successo della piantagione (VALLEJO <i>et al.</i>, 2005);</p> <p>- controllo di specie competitive.</p>
----------------------------------	--

I processi di ricolonizzazione post-incendio da parte delle associazioni avvengono in genere a partire dai funghi simbiotici di piante *resprouter*, i cui sistemi radicali rimangono inalterati. A esempio, nelle foreste di pino d'Aleppo, specie *resprouter* come *Quercus coccifera* L., *Quercus rotundifolia* Lam., *Arbutus unedo* L. ed *Erica arborea* L. possono agire come corridoi biologici per molti funghi ectomicorrizici (PUPPI, 2004): in tal senso, l'impianto di arbusti e alberi con caratteristiche di *resprouters* può essere utilmente proposto per migliorare il recupero di aree incendiate e degradate. In questi boschi radi l'inoculazione con micorrize tartufigene (*Tuber melanosporum* Vitt.) può apportare anche valore economico, quando il suolo e le condizioni climatiche (piogge estive) sono appropriate (VALLEJO *et al.*, 2004).

## 11. MISURE SELVICOLTURALI DI RICOSTITUZIONE BOSCHIVA

Come già osservato (vedi § 9.1), gli interventi di ricostituzione devono essere volti, prioritariamente, al *ripristino delle potenzialità naturali delle biocenosi interessate*, tenendo conto del livello di degrado indotto dal tipo e dall'intensità dell'incendio e in funzione delle caratteristiche biotiche e abiotiche dell'ambiente. In particolare, l'approccio gestionale va modulato in maniera da evitare di forzare in modo innaturale l'evoluzione delle biocenosi, la cui intrinseca dinamica tende a formare un *sistema alla ricerca di nuovi equilibri* in connessione con le modificazioni subite dopo l'evento distruttivo (CIANCIO e NOCENTINI, 1996).

### 11.1. Interventi di sostegno alla rinnovazione

#### 11.1.1. Rin vigorimento della rinnovazione agamica

Per favorire il ripristino dell'efficienza e della produttività di ceppaie deperienti, si può intervenire con le operazioni di *succisione* (taglio effettuato raso terra) e *tramarratura* (taglio effettuato sotto il livello del suolo e la ceppaia è ricoperta con terra) (CIANCIO *et al.*, 1983), tradizionalmente utilizzate nel recupero di soprassuoli percorsi dal fuoco per accrescere e stimolare l'emissione di polloni.

#### 11.1.2. Ripuliture su piccole superfici

In molte situazioni, all'incendio in bosco segue in pochissimi anni il sopravvento di arbusti (*Cistus* spp., *Rubus* spp., *Crataegus* spp., ecc.) che può bloccare la successione vegetazionale per decenni perciò le ripuliture dovrebbero essere eseguite nei casi in cui la rinnovazione risulti del tutto deficitaria, soggetta a forte mortalità per competizione interspecifica, come avviene nelle pinete litoranee percorse dal fuoco dove l'operazione di ripulitura va localizzata in corrispondenza dei nuclei di rinnovazione e a beneficio di gruppi di semenzali che si formano dopo annate di piena sementa, e in particolare di quelli in prossimità delle ceppaie delle piante madri ove in genere la rinnovazione ha le migliori possibilità di affermazione (CORONA, 2004A).

Ad esempio, data la possibile competizione tra *Cistus ladanifer* L. e *Pinus pinaster* Ait., una maggiore abbondanza di specie erbacee e una ridotta densità di cisto può avere un effetto positivo per il recupero del pino (PÉREZ e MORENO, 1998). Il controllo (mediante l'eliminazione localizzata) di arbusteti suscettibili all'incendio per elevato accumulo di combustibile e l'introduzione di *resprouters* potrebbe essere un modo per interrompere il ciclo dell'incendio (VALLEJO *et al.*, 2004). È consigliata grande attenzione nell'esecuzione delle ripuliture localizzate tenendo in considerazione che le specie arbustive favoriscono la germinazione di alberi pionieri e quindi, nel tempo, la ripresa della successione naturale (CORONA, 2004A).

Le ripuliture localizzate possono essere eseguite prima degli interventi di rimboschimento (semina o della messa a dimora delle piantine). Studi condotti su popolamenti di pino nero hanno evidenziato che, nel caso tale operazione sia antecedente alla semina, gli impatti sono piuttosto bassi e poco rilevanti mentre nel

caso la stessa sia antecedente all'impianto sembra portare effetti benefici, con riduzione della competizione tra le piantine. D'altra parte, lo strato arbustivo costituisce protezione per le piantine. La mancanza di maggiori effetti nell'esecuzione delle ripuliture sono da collegare a due fattori: il rapido accrescimento della vegetazione *resprouter* che vanifica il trattamento e in più, ciò che è importante in ambiente di clima mediterraneo, questa vegetazione potrebbe agire come protezione per le piccole piantine, proteggendole dall'eccessiva radiazione e dagli stress idrici agendo da *nurse plant*. Nondimeno il tipo di ripulitura interagisce col metodo di eventuale preparazione del suolo (HABROUK, 2001).

Per l'effettuazione di questo tipo di ripuliture localizzate esistono svariati tipi e modelli di decespugliatori spalleggiati, adatti a vegetazione di diversa densità e consistenza, con lama a disco e con produttività da lavoro per operatore di circa 0,1-0,2 ha/gg (BALDINI, 1992). Il costo delle ripuliture comunque è solitamente abbastanza elevato ed è fortemente variabile in funzione delle condizioni stagionali, della struttura del soprassuolo, dello strato arbustivo presente e delle modalità operative (CORONA, 2004A).

### **11.1.3. Rilascio di rami al suolo**

Recenti studi condotti sulla rinnovazione post-incendio del pino d'Aleppo hanno evidenziato che la stessa è significativamente correlata ai rami e tronchi lasciati al suolo da alberi caduti a causa dell'incendio e lasciati *in loco* durante gli interventi di bonifica: ne è risultato che all'aumentare della copertura del suolo aumenta la densità della rinnovazione, con picchi di rinnovazione superiori a 1-3 piantine al m<sup>2</sup> in corrispondenza della copertura di rami al suolo intorno al 50-70%. I rami, infatti, forniscono condizioni microclimatiche che favoriscono l'affermazione del pino, oltre a fornire seme proveniente dai coni. Un'indicazione colturale nel caso di pineta di pino d'Aleppo è, quindi, il rilascio sul suolo di rami con coni contenenti semi che potrebbero essere dispersi dopo diversi mesi o anni (LEONE e LOVREGGIO, 2005).

### **11.1.4. Interventi di potatura**

Studi condotti in area mediterranea hanno evidenziato che, durante i primi stadi successivi all'incendio boschivo, per un periodo della durata di due anni, risultano dominanti le terofite che raggiungono fino al 50% di tutte le specie rilevate (TRABAUD, 1987). La loro dominanza è favorita dall'assenza di humus e dall'aumento di nutrienti negli strati superficiali del suolo e la loro presenza può essere promossa da interventi di potatura, da eseguire moderatamente e dopo averne vagliato le possibilità operative (DE LAS HERAS *et al.*, 2004).

## **11.2. Ripristino della densità del soprassuolo**

La densità dei soprassuoli forestali è un fattore determinante per il livello di funzionalità ecobiologica e paesaggistica della biocenosi. In considerazione di ciò, nel recupero dei boschi percorsi dal fuoco si hanno situazioni di soprassuolo degradato in cui risulta necessario aumentare la densità, preferibilmente attraverso

interventi di sostegno al rinfoltimento per via naturale o direttamente mediante interventi di rinfoltimento artificiale (CORONA, 2004A).

### 11.2.1. Sostegno al rinfoltimento per via naturale

Gli *interventi per favorire la rinnovazione gamica* sono orientati a incrementare le funzioni di fruttificazione e disseminazione e sono: *diradamenti dei nuclei più densi* al fine di permettere alle piante portaseme di espandere la loro chioma; *potature* per stimolare quantitativamente la fruttificazione.

Nel caso in cui siano rimasti in piedi alberi vitali con sufficiente produzione di seme, gli interventi si riducono essenzialmente a quelli di *ripulitura localizzata*, volti a permettere l'affermarsi della rinnovazione stessa. Non viene considerata l'esecuzione di interventi di lavorazione del suolo per favorire la germinazione dei semi e l'attecchimento delle plantule in quanto, per motivazioni tecniche ed ecologiche, non sono proponibili all'interno di biocenosi che si suppongono ancora funzionali per capacità di fruttificazione e disseminazione e facoltà pollonifere.

Gli *interventi per favorire la rinnovazione agamica* sono: affrancamento dei polloni radicali che si ottiene scoprendo le radici principali, separandole dalla ceppaia e poi ricoprendole con terreno per stimolarne la riproduzione vegetativa (CIANCIO *et al.*, 1983); propagginatura, in particolare sui cedui di faggio e cerro mediante la creazione di lesioni corticali nella parte interrata e l'eventuale applicazione di sostanze rizogene e, dopo la radicazione, la separazione dei polloni dalla ceppaia madre (CORONA, 2004A). Quando i polloni raggiungono alla base un diametro di almeno 10 cm vengono ceduati, originando così nuove ceppaie (BELISARIO *et al.*, 1990).

### 11.2.2. Rinfoltimento artificiale

In molti paesi della regione mediterranea il rimboschimento è stata la pratica di recupero artificiale più ampiamente utilizzata per ridurre l'inesco di processi di degradazione successivi a incendi boschivi di alta intensità. Il rimboschimento mediante semina è stata la modalità più comune per le pinete fino alla metà degli anni settanta, quando, in seguito all'aumento delle possibilità di eseguire una preparazione meccanica del suolo assieme al miglioramento della qualità del seme e una maggiore garanzia di successo, portò a preferire le pratiche di piantagione (HABROUK, 2001).

Si ricorda comunque che l'art. 10 comma 1 della L. 353/2000 vieta per cinque anni, sui soprassuoli percorsi dal fuoco, le attività di rinfoltimento artificiale sostenute con risorse finanziarie pubbliche, salvo specifica autorizzazione concessa dal Ministro dell'Ambiente, per le aree naturali protette statali, o dalla Regione competente negli altri casi, per documentate situazioni di dissesto idrogeologico e nelle situazioni in cui sia urgente un intervento per la tutela di particolari valori ambientali e paesaggistici.

In linea di principio, gli interventi di rinfoltimento andrebbero comunque sconsigliati, perché possono alterare la diversità genetica, la distribuzione spaziale originaria e interferire sui processi di selezione innescati dal fuoco (SARACINO e LEONE, 2001). Inoltre, in ambiente mediterraneo, andrebbero eseguiti solo se possono essere seguiti da cure colturali adeguate (eliminazione di erbe e arbusti circostanti le piantine messe a dimora). Inoltre, in un contesto di gestione forestale ecologicamente sostenibile, può essere opportuno lasciare radure e chiarie, così da mantenere condizioni di mosaico con ecotoni anche internamente alle aree boschive (CORONA, 2004A).

Può essere necessario intervenire in soprassuoli molto degradati, dopo l'eventuale sgombero del soprassuolo bruciato, a integrazione della rinnovazione naturale mediante:

- semina delle specie autoctone in gruppi densi su piccole superfici nei microambienti più favorevoli (CORONA, 2004A); scopo della semina potrebbe essere la reintroduzione di determinate specie legnose; in casi del tutto particolari e su aree molto limitate si può ricorrere all'inserimento di specie diverse da quelle autoctone, ad esempio per cercare di creare boschi a struttura relativamente poco combustibile; secondo PAUSAS *et al.* (2004) per aumentare l'efficienza d'uso dell'acqua delle plantule spesso è utile ricorrere al precondizionamento del seme, da eseguire facendo riferimento alla strategia che ciascuna specie mette in atto per superare la siccità: il precondizionamento determina la parziale modificazione della morfologia del seme prima della sua messa a dimora riducendo il successivo shock d'impianto;
- piantagione di specie autoctone riunite in gruppi densi su piccole superfici nei microambienti più favorevoli (CORONA, 2004A).

In riferimento alla semina di pino d'Aleppo, il principale rischio, oltre allo stress idrico, è la predazione dei semi da parte di uccelli, roditori e formiche per contrastare la quale si può anche ricorrere al largo impiego di semi di specie *target* o complementari al pino (PAUSAS *et al.*, 2004).

In situazioni pedoclimatiche molto difficili, ad esempio per elevata pietrosità superficiale, è opportuno eseguire interventi preparatori in vista del successivo impianto e/o ingresso spontaneo delle specie arboree della vegetazione forestale, quali:

- inerbimento (nero-verde o idrosemina dove il materiale vegetale da utilizzare è contenuto in apposite mescole irrorate sulle superfici da ricostruire);
- impianto di specie arbustive a carattere pioniero;
- frantumazione e distribuzione omogenea, sul terreno, del materiale vegetale bruciato.

Per la lavorazione delle miscele prima della loro disseminazione possono essere utilizzate miscelatrici impastatrici con asse orizzontale a doppio sistema idraulico di pompe verticali ed orizzontali, come sperimentato con successo nell'ambito del CILENTO LIFE PROJECT (2001). Questo sistema meccanico consente una perfetta miscelazione dei componenti; evita la formazione di aggregati di elementi unitari; non causa danni

meccanici ai tegumenti esterni dei semi; determina una sospensione acquosa all'interno della quale l'emulsione è perfettamente omogenea e dà come risultato della sua aspersione la garanzia della casualità della distribuzione sul terreno.

La tecnica del rimboschimento preferita è in genere la piantagione che, oltre a presentare spesso costi inferiori, assicura maggiori garanzie di successo rispetto alla semina. Laddove le condizioni stazionali presentano maggiori limitazioni, potrà essere effettuata la lavorazione localizzata nelle aree senza rinnovazione: l'apertura di buche in cui, prima della messa a dimora del postime, il terreno viene smosso, avviene mediante frese ad asse orizzontale o mototrivelle che, dotate di organo perforante adeguatamente sagomato, evitano l'effetto vaso (compattamento delle pareti laterali) e lo svuotamento della buca (CORONA, 2004A).

In condizioni aride mediterranee, l'impianto di specie a rigenerazione vegetativa con foglia larga spesso porta ad un'alta mortalità dei semenzali; perciò occorre ricorrere a specifiche tecniche per migliorare l'efficienza dell'uso dell'acqua, che determina l'aumento significativo della sopravvivenza e della crescita di queste specie: *tree-shelters*, *nurse plant* e ammendanti organici (VALLEJO *et al.*, 2004). In riferimento alle *nurse plant*, il loro impiego sembrerebbe aumentare il successo della messa a dimora delle piantule: la scelta di micrositi adatti e protetti da *nurse plant*, potrebbe facilitare la sopravvivenza e la crescita delle piantine introdotte, per le interazioni biotiche che si instaurano tra le specie. In alcuni sistemi, le *nurse plant* possono essere arbusti spinosi che proteggono dal pascolo i semi piantati (GÓMEZ *et al.*, 2001).

Su suoli che non presentano particolari limitazioni fisico-chimiche, l'impianto si può attuare con il metodo a fessura, senza lavorazioni preliminari, e con l'impiego di bastone trapiantatore (tubo di 8-10 cm di diametro) (BALDINI, 1992).

Occorre evitare, ove possibile, l'uso di postime costituito da entità botaniche non coerenti rispetto alla serie di vegetazione e tenere conto delle controindicazioni connesse all'impiego di materiale proveniente, per micropropagazione o altre tecniche, da uno o pochi individui.

In linea di principio, sempre dove possibile, bisognerebbe impiegare postime ottenuto da seme raccolto in loco, con struttura dell'apparato radicale privo di deformazioni e dotato di una sufficiente quantità di radici secondarie e capillizio, allevato preferibilmente in contenitore per i numerosi vantaggi che tale tecnica presenta (elevata percentuale di attecchimento anche in condizioni stazionali difficili, rapido superamento della crisi d'impianto, facile conservazione della messa a dimora, ecc.) attuando gli opportuni accorgimenti (uso di idonei contenitori e ridotta permanenza dei semenzali negli stessi). Nell'ambito della ricostituzione di pinete di pino d'Aleppo, è consigliabile produrre in vivaio semenzali derivanti da seme raccolto da strobili serotini e allevati con pane di terra facendo germinare 3-5 semi su uno strato di 3 cm di ceneri, ottenute da combustione di necromassa e biomassa raccolta sotto alberi di pino di grandi dimensioni, in modo che i semi germinati

siano adattati a vegetare su substrati con elevata concentrazione osmotica della soluzione e di pH con soglia tossica (SARACINO e LEONE, 2001).

Il periodo migliore per la messa a dimora del postime va dall'autunno alla fine dell'inverno, secondo le condizioni climatiche locali (in particolare, distribuzione delle precipitazioni ed eventuali geli). In ambiente mediterraneo, il periodo migliore per la messa a dimora delle latifoglie potrebbe essere l'autunno, in modo da favorire l'espansione dell'apparato radicale già prima dell'inverno, con una conseguente più pronta ripresa vegetativa in primavera (CORONA, 2004A).

### **11.2.3. Interventi di sfollamento**

I popolamenti naturalmente originati da incendio, soprattutto se di conifere (in particolare, *Pinus halepensis* Mill. e *Pinus pinaster* Ait.), possono presentare caratteristiche del tutto peculiari di rigogliosità della rinnovazione: frequenti sono i casi con oltre 100.000 semenzali/ha. L'eccessiva densità può determinare significativi fenomeni di competizione e può causare un'elevata mortalità, con soggetti a portamento non equilibrato e instabili da un punto di vista biomeccanico. Popolamenti di questo tipo necessitano dunque di regimi di diradamento *ad hoc*, volti prioritariamente a migliorare la stabilità individuale, asportare la necromassa accumulata e consentire l'accesso per i successivi interventi (CORONA, 2004A).

Per cedui molto densi, il diradamento selettivo migliora la struttura dei soprassuoli e riduce l'accumulo di combustibile (VALLEJO *et al.*, 2004).

### **11.2.4. Interventi di diradamento**

Sebbene nelle prime fasi di recupero post-incendio l'alta densità svolga un ruolo positivo nella prevenzione dell'erosione del suolo, allo stesso tempo aumenta il rischio di nuovi eventi incendiari e limita la potenziale crescita degli alberi.

Studi approfonditi e sperimentazioni hanno riguardato le pinete di pino d'Aleppo nelle quali il diradamento eseguito in soprassuoli giovani e densi non soltanto consente l'aumento della disponibilità unitaria delle risorse stazionali e la crescita dei fusti arborei (VERKAİK e ESPELTA, 2005) ma permette la loro evoluzione verso foreste miste, con arbusti a rigenerazione vegetativa nel piano sottostante (VALLEJO *et al.*, 2004). In particolare, il primo diradamento è molto importante perché ha il compito di migliorare la stabilità individuale, asportare il combustibile accumulato e consentire l'accesso per i successivi interventi. Considerazioni di carattere economico o incrementale sono meno importanti a questo stadio, dove è in gioco l'efficiente sviluppo del bosco (SPINELLI e BALDINI, 1995).

Recenti studi hanno evidenziato come il diradamento promuova l'aumento del numero di pini riproduttivi e del numero di strobili per pino determinando lo sviluppo delle riserve di seme utili nel caso in cui si verifici l'incendio. Tale pratica colturale, infatti, determina la maggiore disponibilità di risorse e/o la più



diretta esposizione della chioma alla luce e all'impollinazione col conseguente aumento della produzione di nuovi coni e di seme disponibile, anche alla luce di nuovi possibili eventi incendiari. La quantità di seme disponibile dipende non soltanto dalla produzione di nuovi coni ma anche dalla presenza, sulla pianta, di coni maturi e serotini: il pino d'Aleppo ha un carattere prevalentemente serotino durante la fase giovanile (NE'EMAN *et al.*, 2004) quando, per contro, con i diradamenti si potrebbero aumentare il numero dei pini con coni aperti e la contemporanea apertura dei vecchi coni serotini. Questa parziale perdita del carattere serotino potrebbe sembrare uno svantaggio per il mantenimento della disponibilità del seme: tuttavia, esso dovrebbe dare nuovo input alla produzione di nuovi coni. Considerandone gli effetti la pratica del diradamento può essere raccomandata nei soprassuoli di pino d'Aleppo, in quanto: promuove un forte incremento nella crescita delle piante (diametro e chioma); porta alla formazione di nuovi coni negli individui altamente serotini (VERKAİK e ESPELTA, 2005).

In riferimento alle modalità di esecuzione dei diradamenti, il tipo sistematico mediante meccanizzazione rappresenta il sistema più economico ma è preferibile impiegare criteri selettivi sin dall'inizio perché consentono di regolare meglio la distribuzione individuale degli alberi e la mescolanza tra le diverse specie (SPINELLI e BALDINI, 1995).

## 12. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Gli incendi boschivi dipendono da molteplici fattori predisponenti e determinanti, sia fissi sia variabili. Il grande numero delle variabili influenti su inizio, sviluppo ed effetti sortiti sull'ambiente fa assumere all'andamento degli incendi grande variabilità.

Il presente lavoro si è prefissato, tra i vari obiettivi, quello di valutare la *gravità*, la *pericolosità* e la *predisposizione del territorio* delle Regioni ricadenti nell'Obiettivo 1 (Campania, Calabria, Basilicata, Puglia, Sicilia e Sardegna). Da un'analisi dei dati storici, su base statistica, e dei vari fattori predisponenti è stato possibile redarre una cartografia di supporto alla conoscenza del fenomeno nelle Regioni oggetto di studio, che, insieme alla Liguria, risultano le più colpite da questo fenomeno in Italia.

Sulla base della zonizzazione in funzione di *pericolosità*, *gravità* e *rischio* è stato individuato un caso di studio rappresentativo dell'ambiente mediterraneo, localizzato nel Parco Nazionale del Cilento e Valle di Diano, dove il recupero naturale della vegetazione nelle aree percorse da incendio è stato monitorato utilizzando congiuntamente immagini telerilevate del satellite Landsat e rilievi a terra.

I dati telerilevati sono stati utilizzati per mappare i livelli di danno causati dal passaggio del fuoco e l'evoluzione della vegetazione. I rilievi a terra sono stati rappresentati da misurazioni dendrometriche ed analisi fitosociologiche. Le analisi sono state condotte in tre zone distinte, con condizioni ambientali e vegetazionali simili e fitosociologicamente riconducibili all'alleanza *Teucrio siculi-Quercion cerridis*, caratterizzate da un differente numero di anni trascorso dal passaggio del fuoco: in questo modo è stato possibile creare una *cronosequenza* utile a rappresentare la dinamica di ricostituzione post-incendio per quelle determinate condizioni ambientali e vegetazionali.

Gli indici di rinnovazione naturale, sia gamica che agamica misurati a terra, sono stati confrontati con le immagini telerilevate, e in particolar modo con i valori di riflettanza delle singole bande del Landsat e con vari indici di vegetazione, allo scopo di evidenziare correlazioni statistiche per una rappresentazione spazializzata dell'evoluzione delle dinamiche di recupero della vegetazione a seguito del passaggio del fuoco. La spazializzazione degli indici di rigenerazione ha evidenziato come le migliori potenzialità predittive si abbiano con l'approccio per segmentazione. Gli attributi spettrali più efficaci ottenuti dalla segmentazione sono stati l'omogeneità, il secondo momento angolare e la correlazione all'interno di ciascun segmento, soprattutto in riferimento alle bande 4 e 7 e agli indici NDVI e NII. I risultati più soddisfacenti sono stati ottenuti utilizzando dati estratti da immagini non normalizzate topograficamente.

Si è ottenuta una buona stima dell'incremento medio annuo degli indici di rigenerazione, che in questo tipo di approccio può concettualmente essere definito come indicatore della velocità rigenerativa della biocenosi percorsa da fuoco. Le bande più efficaci risultano la 3 (*red*) e la 4 (*NIR*) mentre gli indici di vegetazione più efficaci risultano NBR, NII, RI\_NBR e NDVI, confermando quanto riportato da numerosi Autori

riguardo alla capacità di queste bande spettrali e di questi indici di vegetazione nel discriminare in maniera ottimale la biomassa vegetale fotosinteticamente attiva e di fornire un valido supporto relativo al monitoraggio con dati telerilevati del recupero naturale della vegetazione a seguito del passaggio del fuoco.

Il processo di integrazione di dati telerilevati con dati rilevati a terra costituisce una valida fonte informativa di fronte alla necessità di definire progettualmente gli interventi di recupero a partire dalla conoscenza funzionale e strutturale del mosaico territoriale e dalla estensione e comportamento dei fenomeni di incendio. In questo modo è possibile individuare con tempestività ed efficienza le aree prioritarie di intervento e le modalità più efficaci per tutelare e favorire la biodiversità, nel rispetto della multifunzionalità della copertura forestale.

Le opzioni possibili per la gestione dei soprassuoli forestali interessate dal passaggio del fuoco sono principalmente tre (vedi Figura 80): recupero naturale dei soprassuoli; interventi di agevolazione del recupero naturale; ricostituzione della densità del soprassuolo. Il successo della gestione e degli interventi di recupero dipendono anche dalla opportuna scelta dei tempi e delle modalità di bonifica e di utilizzazione (con o senza asportazione materiale legnoso) del soprassuolo interessato dall'incendio. In linea generale, gli interventi post-incendio vanno attuati in modo differenziato in funzione del tipo di danno, della gravità delle conseguenze e delle caratteristiche adattative delle specie arboree che costituiscono i soprassuoli, rispettandone le strategie rigenerative, e vanno soprattutto orientati a favorire i meccanismi naturali che permettono la rinnovazione dell'individuo e della popolazione dopo il passaggio del fuoco.

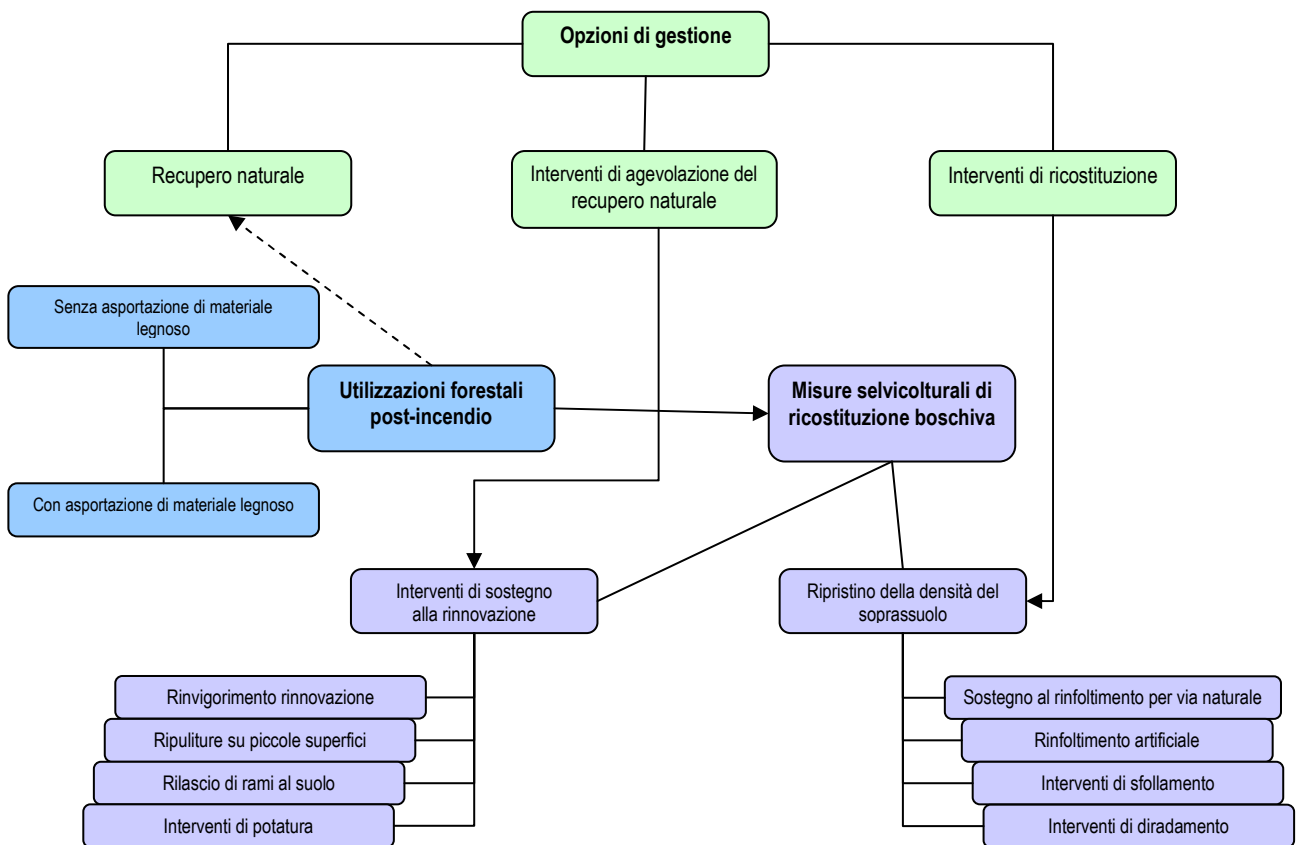


Figura 80 – Elementi tecnici di riferimento per il recupero di soprassuoli forestali percorsi da incendio.

## BIBLIOGRAFIA

- ABBATE G., CORBETTA F., FRATTAROLI A.R., PIRONE G., 1996 – *Il Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano: Ambiente, flora e vegetazione*. *Natura e Montagna*, 1: 34-46.
- ACOSTA A., 1997 – *Tecniche di campionamento e analisi dei dati per lo studio della vegetazione*. *Biologia oggi*, 2: 83-86.
- AGENZIA PER LA PROTEZIONE PER L'AMBIENTE E I SERVIZI TECNICI (APAT), 2004 – *Corine Land Cover 2000*. Roma.
- ANDERSON H. E., 1982 – *Aids to determining fuel models for estimating fire behaviour*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-122. Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden, Utah. 22 pp.
- ARCADU P., PICCINI C., PIOTTO B., 2001 – *La ripresa della vegetazione dopo gli incendi nella regione mediterranea*. In: PIOTTO B., DI NOI A. (a cura di) "Propagazione per seme di alberi ed arbusti della flora mediterranea". Dipartimento Prevenzione e Risanamento Ambientali, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, [online] <http://www.incendiboschivi.org>
- ASRAR G., MYENI R.B., CHOUDHURY B.J., 1992 - *Spatial heterogeneity in vegetation canopies and remote sensing of absorbed photosynthetically active radiation: a modeling study*. *Remote Sensing of Environment*, 34: 85-103.
- BAATZ M., SCHÄPE A., 1999 – *Object-oriented and multi-scale image analysis in semantic networks*. Proceedings, 2<sup>nd</sup> International Symposium on operationalization of Remote Sensing. ITC, Enschede.
- BAATZ M., BENZ U., DEHGANI S., HEYNEN M., HÖLTJE A., HOFMANN P., LINGENFELDER I., MIMLER M., SOHLBACH M., WEBER M., WILLHAUCK G., 2001 – *eCognition User guide*. Definies Imaging GmbH, München.
- BALDINI S., 1992 - *Macchine e attrezzature per gli interventi colturali nelle piantagioni da legno*. In: *Più verde, più legno: dal set-aside ai rimboschimenti*. Associazione Nazionale Dottori in Scienze Forestali, Bologna: 58-72.
- BASKIN C., BASKIN J., 1998 – *Seeds: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination*. Academic Press, San Diego.
- BELISARIO A., CAVALCASELLE B., CICCARESE L., CORONA P., CUTOLO N., FARINA A., FERRARI G., PETTENELLA D., VERANI S., 1990 - *Orientamenti operativi per la valorizzazione dei cedui marginali*. MAF/SAF, Roma.
- BESCHTA R. L., FRISSELL C. A., GRESSWELL R. E., HAUER R., KARR J. R., MINSHALL G. W., PERRY D. A., RHODES J. J., 1995 - *Wildfire and Salvage Logging: recommendations for ecologically sound post-fire salvage logging and other post-fire treatments on Federal lands in the West*. Pacific Rivers Council, Portland, Oregon State University, [online] <http://www.nativeforest.org>.
- BESCHTA R. L., RHODES J. J., KAUFFMAN B., GRESSWELL R. E., WAYNE MINSHALL G., KARR J. R., PERRY D. A., HAUER E. R., FRISSELL C. A., 2004 – *Postfire management on forested public lands of the Western United States*. *Conservation Biology*, 18 (4): 957-967.

- BLASI C. (a cura di), 2001 – *Fitoclima d'Italia*. Completamento delle conoscenze naturalistiche di base. Servizio Conservazione Natura, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Roma.
- BLASI C., CAPOTORTI G., FORTINI P., 1998 – *On vegetation series in the northern sector of the Simbruini Mountains (central Appennines)*. *Fitosociologia*, 35: 85-102.
- BLASI C., MILONE M., GUIDA D., DE FILIPPO G., DI GENNARO A., LA VALVA V., NICOLETTI D., 2001 – *Ecologia del paesaggio e qualità ambientale del Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano*. *Documenti del Territorio*, 46: 20-30.
- BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A., (a cura di ), 2004 – *Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale*. Palombi Editore, Roma.
- BOSCHETTI L., ROY D.P., TRIGG S.N., 2005 – *E' possibile utilizzare il telerilevamento satellitare per l'analisi della severità degli effetti degli incendi sulla vegetazione naturale?*. *Atti IX Conferenza ASITA*. Catania. Vol. 1: 395-400.
- BOVIO G., 1993 – *Comportamento degli incendi boschivi estinguibili con attacco diretto*. *Monti e Boschi*, 44 (4): 19-24.
- BOVIO G., 1996 - *Stima della biomassa bruciata e della CO<sub>2</sub> prodotta da incendi boschivi in Italia*. *Schweiz Z. Forstwes*, 147 (4): 281-292.
- BOVIO G., 1998 – *Come proteggerci dagli incendi boschivi*. Collana "Protezione Civile ad Ambiente". Regione Piemonte, Torino.
- BOVIO G., 2001 - *La pianificazione antincendi boschivi alla luce della legge 353/2000*. *L'Italia forestale e montana*, 6: 441-454.
- BOVIO G., CAMIA A., 1997 – *Land zoning based on fire history*. *The International Journal of Wildland Fire*, 7 (3): 249-258.
- BOVIO G., CAMIA A., 2001 - *Linee di pianificazione antincendi boschivi nei parchi naturali*. *Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali*, 49: 243-272.
- BOVIO G., CAMIA A., MARZANO R., 2002 - *Gli incendi boschivi nelle aree a rischio di desertificazione: analisi a scala regionale*. *L'Italia Forestale e Montana*, 3: 208-224.
- BOVIO G., CAMIA A., 2004 (ined.) – *Pericolosità, gravità e rischio*. Manoscritto non pubblicato.
- BOVIO G., MARZANO R., MINOTTA G., 2005 – *Valutazione della biodiversità forestale dopo il passaggio del fuoco*. *L'Italia Forestale e Montana*, 4: 463-480.
- BRAUN-BLANQUET J., 1928 - *Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde*. 1 ed. Berlin.
- BRONCANO M.J., RETANA J., 2004 - *Topography and forest composition affecting the variability in fire severity and post-fire regeneration occurring after a large fire in the Mediterranean basin*. *International Journal of Wildland Fire*, 13 (2): 209-216.
- BRONCANO M.J., RETANA J., ANSELM R., 2005 - *Predicting the recovery of Pinus halepensis and Quercus ilex Forests after a Large Wildfire in Northeastern Spain*. *Vegetatio*, 180 (1): 47-56.

- BROWN J.K., SMITH J.K., 2000 – *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- BULLINI L., PIGNATTI S., VIRZO DE SANTO A., 1998 – *Ecologia generale*. Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma, 40 pp.
- CALVO L., TÁRREGA R., DE LUIS E., 2002 – *The dynamics of mediterranean shrub species over 12 years following perturbations*. *Plant Ecology*, 160: 25-42.
- CAMIA A., 1993 – *Analisi delle serie storiche per la pianificazione antincendi boschivi*. *Cellulosa e Carta*, 44 (3): 34-39.
- CAMIA A., CORONA P., MARCHETTI M., 2001 – *Mappatura delle componenti ambientali predisponenti il rischio di incendi boschivi in Italia*. *L'Italia Forestale e Montana*, 6: 455-476.
- CAMIA A., BOVIO G., 2004 – *Analisi della pericolosità*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), 2004 – *“Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale”*. Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Roma: 109-116.
- CHANDER G., MARKHAM B., 2003 - *Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges*. *IEEE transactions on geoscience and remote sensing*, 41 (11): 2674-2677.
- CHANDLER C., CHENEY P., THOMAS P., TRABAUD L., WILLIAMS D., 1983 - *Fire in Forestry*. Volume 1: *Forest Fire Behavior and Effects*. John Wiley and Sons, New York.
- CHANG C.-R., 1996 – *Ecosystem responses to fire and variations in fire regimes*. Sierra Nevada Ecosystem Project: Final report to Congress, vol.II, *Assessments and scientific basis for management options*. Davis: University of California, Centers for Water and Windland Resources.
- CHAVEZ P.S., 1996 - *Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62: 1025–1036.
- CHIRICI G., CORONA P., DELLISANTI R., DI GIOVINE M., MARCHETTI M., ROSSINI P., TRAVAGLINI D., 2001 – *Confronto e integrazione di dati telerilevati IKONOS e Landsat 7 ETM+ nella valutazione dei danni da incendio in ambiente mediterraneo: il caso della Pineta di Castel Fusano*. *Atti V Conferenza ASITA*. Rimini. Vol. I: 529-537.
- CHIRICI G., BARBATI A., CORONA P., MARCHETTI M., 2005 - *Applicazioni del telerilevamento multispettrale per la mappatura dei tipi della vegetazione forestale e dei suoi attributi biometrici*. *Inf. Bot. Ital.*, 37: 268-269.
- CHIRICI G., CORONA P., 2005 - *An overview of passive remote sensing for post-fire monitoring*. *Forest@*, 2: 282-289.
- CHIRICI G., CORONA P., 2006 – *Utilizzo di immagini satellitari ad alta risoluzione nel rilevamento delle risorse forestali*. Aracne Editrice s.r.l. Roma. 186 pp.
- CHUVIECO E., 1996 - *Fundamentos de Teledetección espacial*. Editorial Rialp (3ª edición), Madrid.

- CHUVIECO E., CONGALTON R.G., 1989 - *Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems to Forest Fire Hazard Mapping*. *Remote Sensing of Environment*, 29: 147-159.
- CHUVIECO E., RIAÑO D., AGUADO I., COCERO D., 2002 - *Estimation of fuel moisture content from multitemporal analysis of Landsat Thematic Mapper reflectance data: applications in fire danger assessment*. *International Journal of Remote Sensing*, 23 (11): 2145-2162.
- CIANCIO O., MERCURIO R., NOCENTINI S., ECCHER A., 1983 - *Tecniche di miglioramento e metodi di conversione e trasformazione*. *L'Italia Agricola*, 4: 77-86.
- CIANCIO O., IOVINO F., NOCENTINI S., 1996 - *La nuova dimensione della foresta mediterranea come prevenzione dagli incendi boschivi*. In: O. CIANCIO (a cura di), *Il bosco e l'uomo*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze: 189-199.
- CIANCIO O., NOCENTINI S., 1996 - *La selvicoltura sistemica: conseguenze scientifiche e tecniche*. *L'Italia Forestale e Montana*, 51: 112-130.
- CIANCIO O., CORONA P., IOVINO F., MENGUZZATO G., SCOTTI R., 1999 - *Forest management on a natural basis: the fundamentals and case studies*. *Journal of Sustainable Forestry*, 1/2: 59-72.
- CILENTO LIFE PROJECT, 2001 – *Azione di riforestazione dei territori percorsi dal fuoco. Il Ripristino delle Aree: Aspetti ed Interventi*. Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano, Vallo della Lucania.
- COCKE A.E, FULE P.Z, GROUSE J.E, 2005 - *Comparison of burn severity assessments using Differenced Normalized Burn Ratio and ground data*. *International Journal of Wildland Fire*, 14 (2): 189-198.
- CONEDERA M., MORETTI M., TINNER W., 2002 - *Storia ed ecologia degli incendi boschivi al sud delle Alpi della Svizzera*. In: ANFODILLO T., CARRARO V. (ediz.) *Il fuoco in foresta: ecologia e controllo*. Atti del XXXIX Corso di Cultura in Ecologia. Università degli studi di Padova: 15-30.
- CONEDERA M., TINNER W., 2002 – *Post-fire vegetation dynamics in southern Switzerland*. *PAGES News*, 10 (1): 13-15.
- CONEDERA M., MORETTI M., 2005: *Gli incendi di bosco: le conseguenze sull'ecosistema*. *Dati statistiche e società*, 1: 14-24.
- CORONA P., 2004A – *Misure selvicolturali*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), *“Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale”*. Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Roma: 318-322.
- CORONA P., 2004B – *Operazioni di bonifica*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), *“Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale”*. Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Roma: 312-314.
- CORONA P., IOVINO F., LUCCI S., 1996a - *La gestione dei sistemi forestali nella conservazione del suolo*. *EM-Linea Ecologica*, 3: 2-10.
- CORONA P., IOVINO F., LUCCI S., 1996B - *La gestione dei sistemi forestali nella conservazione del suolo*. *EM-Linea Ecologica*, 4: 4-15.



- CORONA P., SARACINO A., LEONE V., 1998 – *Plot size and shape for the early assessment of post-fire regeneration in Aleppo pine stands*. *New Forests*, 16: 213-220.
- CORONA P., MARCHETTI M., 2002 - *Indagini condotte dall'Accademia Italiana di Scienze Forestali nel comprensorio boschivo della pineta di Castel Fusano, a seguito dell'incendio del 4 luglio 2000*. In: BLASI C., CIGNINI B., DELLISANTI R.M., MONTAGNA P. (a cura di), *Il recupero ambientale della pineta di Castel Fusano*. Palombi Editori. Roma, 2002: 18-23.
- CORONA P., CHIRICI G., 2004, in stampa - *Quantificazione, qualificazione e monitoraggio delle aree boschive percorse da incendio. Utilità del telerilevamento*. Atti del Convegno "Tecniche di ripristino dei boschi percorsi da incendio". Arrone (TR), 30.09.2004.
- CORONA P., MANES F., MAZZOLENI S., ESPOSITO A., 2004 – *Effetti sulla vegetazione*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), *Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale*. Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Roma: 38-43.
- CORPO FORESTALE DELLO STATO, 2004 - *Gli incendi boschivi*. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Roma.
- CULLOTTA S., PASTA S., 2004 – *Vegetazione mediterranea: Sicilia, Sardegna, Calabria*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), *Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale*. Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Roma: 293-309.
- DELARZE, R., CALDELARI D., HAINARD P., 1992 - *Effects of fires on forest dynamics in Southern Switzerland*. *Vegetation Science*, 3: 55-60.
- DE LAS HERAS J., GONZÁLES-OCHOA A., LÓPEZ-SERRANO F., SIMARRO M. E., 2004 – *Effects of silviculture treatments on vegetation after fire in Pinus halepensis Mill. woodlands (SE Spain)*. *Annals of Forest Science*, 61: 661-667.
- DESPAIN D., CLARK R., REARDON R., 1996 – *Effects of crown fire on the crown seed bank of Lodgepole pine in Yellowstone: proceedings of the second biennial conference on the Greater Yellowstone Ecosystem*. International Assoc. of Wildland Fire, Fairfield. Washington.
- DONATO D.C., FONTAINE J.B., CAMPBELL J.L., ROBINSON W.D., KAUFFMAN J.B., LAW B.E., 2006 – *Post-Wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk*. *Science*, 311: 352.
- DUNCAN S., 2002 – *Postfire logging: is it beneficial to a forest?*. Us. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research station. October, 47: 1-5.
- EPTING J., VERBYLA D., SORBEL B., 2006, in stampa - *Evaluation of remotely sensed indices for assessing burn severity in interior Alaska using Landsat TM and ETM+*. *Remote Sensing of Environment*, in stampa.
- ESCUADERO A., SANZ M. V., PITA J. M., PÉREZ-GARCÍA F., 1999 – *Probability of germination after heat treatment of native Spanish pines*. *Annals of Forest Science*, 56: 511-520.
- FRANKLIN J.F., 2001 – *Remote sensing for sustainable forest management*. CRC Press, Boca Raton, USA.

- FRANKLIN J.F., SPIES T.A., VAN PELT R., CAREY A.B., THORNBURGH D.A., BERG D.R., LINDENMAYER D.B., HARMON M.E., KEETON W.S., SHAW D.C., BIBLE K., CHEN J., 2002 - *Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forest as an example*. *Forest Ecology and Management*, 155: 399-423.
- GILL A. M., 1999 – *Biodiversity and bushfires: an Australia-wide perspective on plant-species changes after a fire event*. Centre for Plant Biodiversity Research, CSIRO Division of Plant Industry, GPO Box 1600, Canberra, ACT 2601, Australia.
- GIOVANNINI G., LUCCHESI S., CIOMPI S., 1998 – *Post fire vegetation dynamics and its effects on soil erosion processes*. In: TRABAUD L. (a cura di), *Fire management and landscape ecology*. International Association of Wildland Fire. Fairfield, Washington: 69-76.
- GÓMEZ J. M., HÓDAR J. A., ZAMORA R., CASTRO J., GARCÍA D., 2001 – *Ungulate damage on Scots pines in Mediterranean environments. Effects of association with shrubs*. *Canadian Journal of Botany*, 79: 739-746.
- GÖTZENBERGER L., OHL C., HENSEN I., SANCHEZ GÓMEZ P., WESCHE K., 2003 – *Postfire regeneration of a thermomediterranean shrubland area in south-eastern Spain*. *Anales de Biología*, 25: 21-28.
- GRANSTROM A., 2001 - *Fire management for biodiversity in the European Boreal Forest*. *Scandinavian Journal of Forest Research Suppl.*, 3: 62-69.
- GRUND K, CONEDERA M, SCHRODER H., WALTHER G.-R., 2005 - *The role of fire in the invasion process of evergreen broad-leaved species*. *Basic and Applied Ecology*, 6 (1): 47-56.
- HABROUK A., 2001 – *Regeneración natural y restauración de la zona afectada por el gran incendio del Bages y Bergueda de 1994*. Ph. D. Thesis, Unitat d'Ecologia – CREA, Departament de Biologia animal, Vegetal i Ecologia, Facultat de Ciències, Universitat Autònoma de Barcelona. Barcelona.
- HABROUK A., RETANA J., ESPELTA J. M., 1999 – *Role of heat tolerance and cone protection of seeds in the response of three pine species to wildfire*. *Plant Ecology*, 145: 91-99.
- HARTLEY S.E., GARDNER S.M., MITCHELL R.J., 2003 - *Indirect effects of grazing and nutrient addition on the hemipteran community of heather moorlands*. *Journal of Applied Ecology*, 40: 793–803.
- KEY C.H., BENSON N.C., 2006, in stampa - *Landscape Assessment: Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio; and ground measure of severity, the Composite Burn Index*. In: LUTES D.C., KEANE R.E., CARATTI J.F., KEY C.H., BENSON N.C., GANGI L.J. [eds.] *"FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System"*. RMRS-GTR, Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, in stampa.
- KORONTZI S., ROY D.P., JUSTICE C.O., WARD D.E., 2004 - *Modeling and sensitivity analysis of fire emissions in southern Africa during SAFARI 2000*. *Remote Sensing of Environment*, 92 (3): 376-396.
- LA VALVA V., MOGGI G., 1996 – *La conoscenza della Flora del Parco Nazionale del Cilento – Valle di Diano come strumento di base per la salvaguardia dell'ambiente vegetale*. *Atti del Congresso Nazionale della S.It.E. Napoli*, 17: 661-666.
- LEONE V., 1988 – *Aspetti e limiti dell'attuale dispositivo difensivo contro gli incendi boschivi*. *Cellulosa e Carta*, 5: 15-23.

- LEONE V., 1996 – *Il significato attuale della selvicoltura*. In: CIANCIO O. (a cura di), *Il bosco e l'uomo*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze: 139-150.
- LEONE V., LOVREGGIO R., 2001 - *Metodi preventivi nella lotta agli incendi boschivi*. *Legno Cellulosa Carta*, 1: 16-28
- LEONE V., LOVREGGIO R., 2004 – *Analisi delle cause e delle motivazioni*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. a cura di), “*Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale*”. Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma: 79-83.
- LEONE V., LOVREGGIO R., 2005 – *Pre and post-fire treatments in Aleppo pine stands: prevention silviculture and restoration*. *II International Conference on prevention strategies for fires in Southern Europe*. Barcelona.
- LINDENMAYER D.B., FOSTER D.R., FRANKLIN J.F., HUNTER M.L., NOSS R.F., SCHMIEGELOW F.A., PERRY D., 2004 – *Salvage harvesting policies after natural disturbance*. *Science*, 303: 1303.
- LOVREGGIO R., SALVATORE R., GIAQUINTO P., LEONE V., 2003 – *Influenza del trattamento termico sulla germinazione del seme di Pinus halepensis Mill.* SISEF. Atti del IV Congresso, Meridiani foreste, Rifreddo (Pz): 295-305.
- MAESTRE F.T., CORTINA J., 2004 - *Are Pinus halepensis plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas?*. *Forest Ecology and Management*, 198: 303–317.
- MAGGIORE C., CUTINO I., MARCHETTI M., LA MANTIA T., 2003 – *La dinamica degli incendi e l'effetto degli interventi selvicolturali sui soprassuoli a pino d'Aleppo e domestico percorsi da incendio in un comprensorio boscato mediterraneo (Sicilia nord-occidentale)*. SISEF. Atti del IV Congresso, Meridiani foreste. Rifreddo (Pz): 237-244.
- MAIULLARI G., LEONE V., LOVREGGIO R., 2005 – *La rinnovazione post-incendio in rimboschimenti a Pinus halepensis Miller*. *L'Italia Forestale e Montana*, 6: 687-702.
- MALANSON G. P., 1984 – *Intensity as a third factor of disturbance regime and its effect on species diversity*. *Oikos*, 43: 411-413.
- MANES F., CAPOGNA F., MARCHETTI M., 2004 – *Biodiversità vegetale*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), “*Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale*”. Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma: 49-51.
- MANES F., PERSIANI A.M., 2004 – *Effetti sul suolo*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), “*Incendi e complessità ecosistemica*”. Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma: 30-31.
- MARCHETTI M., 1994 – *Pianificazione antincendi boschivi: un sistema informativo forestale per la modellistica, la cartografia, le cause, i danni*. *Collana Verde*, 12: 200-209.
- MARCHETTI M., RICOTTA C., VOLPE F., 1995 - *A qualitative approach to the mapping of the post-fire regrowth in Mediterranean vegetation with Landsat TM data*. *International Journal of Remote Sensing*, 16: 2487-2494

- MARCHETTI M., BERTANI R., SCATARZI I., 2004 - *Zonizzazione del territorio italiano in funzione del rischio di incendio*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), "Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale". Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Roma: 121-132
- MARCHETTI M., RICOTTA C., 2004. *Monitoraggio, Contributo del telerilevamento*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), "Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale". Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma: 220-225.
- MARTÍN PINTO P., VAQUERIZO H., PEÑALVER F., OLAIZOLA J., ORIA-DE-RUEDA J.A., 2006 – *Early effects of a wildfire on the diversity and production of fungal communities in Mediterranean vegetation types dominated by Cistus ladanifer and Pinus pinaster in Spain*. Forest Ecology and Management, 225: 296-305.
- MARZANO R., 2005 – *Assessing biodiversity in a changing fire regime: post-fire dynamics in a mediterranean area*. Tesi di Dottorato in Scienze Agrarie, Forestali ed Agroalimentari. XVIII Ciclo. Università degli Studi di Torino.
- MARZANO R., BOVIO G., MINOTTA G., 2004 – *Metodologia di analisi a differenti scale. Incendi boschivi e diversità biologica*. Linea Ecologica, 36 (6): 41-47.
- MAZZOLENI S., ARONNE G., 1993 – *Introduzione all'ecologia degli incendi*. Liguori Editore. Napoli.
- MAZZOLENI S., ESPOSITO A., 2004A – *Effetti dell'incendio*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), "Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale". Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Roma: 229-240.
- MAZZOLENI S., ESPOSITO A., 2004B – *Successioni secondarie*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), "Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale". Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Roma: 246-254.
- MAZZOLENI S., ESPOSITO A., 2004C – *Tipi di vegetazione e ricostituzione post-incendio*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), "Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale". Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma: 243-245.
- MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO (DIREZIONE PER LA CONSERVAZIONE DELLA NATURA), 2003 – *Elenco Ufficiale delle Aree Naturali Protette*. Roma.
- MORENO J.M., VÁZQUEZ A., PÉREZ B., FARACO A.M., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ F., QUINTANA J.R., CRUZ A, 1996 - *Los incendios forestales en España y su impacto sobre los ecosistemas: lecciones del estudio de los montes de Gredos*. In: LOIDI L. (ed.) - *Advances in Phytosociology*. Servicio de Publicaciones de las Universidades del País Vasco, Bilbao: 23-42.
- MORETTI M., ZANINI M., CONEDERA M., 2002 - *Faunistic and floristic post-fire succession in southern Switzerland: an integrated analysis with regard to fire frequency and time since the last fire*. In: VIEGAS, D.X. (ed.) *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*. [CD-ROM] Rotterdam, Millpress.

- MUSSINO A., 1998 – *Lezione di Statistica Sociale*. Dipartimento di Statistica, Probabilità e Statistica Applicata. Roma: 133-153.
- NE'EMAN, G., 2000. *The effect of burned pine trees on post-fire regeneration*. In: NE'EMAN, G., TRABAUD, L. (Eds.), *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys Publishers, Leiden: 303–319.
- NE'EMAN G., LAHAV H., IZHAKI I., 1995 – *Recovery of vegetation in a natural East-Mediterranean pine forest on Mount Carmel as affected by management strategies*. *Forest Ecology and Management*, 75: 15-26.
- NE'EMAN G., GOUBITZ S., NATHAN R., 2004 – *Reproductive traits of Pinus halepensis in the light of fire – a critical review*. *Plant Ecology*, 71: 69-79.
- NUÑEZ M. R., CALVO L., 2000 – *Effect of high temperatures on seed germination of Pinus sylvestris and Pinus halepensis*. *Forest Ecology and Management*, 131: 183-190.
- ORLOCI L., KENKEL N.C., 1985 - *Introduction to data analysis with applications in population and community ecology*. International Cooperative Publishing House, Fairland, Maryland. 340 pp.
- OTTAVIANO M., DI MARTINO P., MARCHETTI M., CORONA P., 2005 - *Indici di vegetazione e dinamica di ricostituzione dei boschi percorsi dal fuoco in ambiente mediterraneo*. Atti IX Conferenza ASITA. Catania. Vol. 2: 1577-1582.
- PAUSAS J.G., BLADÉ C., VALDECANTOS A., SEVA J. P., FUENTES D., ALLOZA J.A., VILAGROSA A., BAUTISTA S., CORTINA J., VALLEJO R., 2004 – *Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspective for an old practice – a review*. *Plant Ecology*, 171: 209-220.
- PAUSAS J.G., RIBEIRO E., VALLEJO R., 2004 – *Post-fire regeneration variability of Pinus halepensis in the eastern Iberian Peninsula*. *Forest Ecology and Management*, 203: 251-259
- PÉREZ B., MORENO J.M., 1998 – *Fire-type and forestry management effects on the early postfire vegetation dynamics of a Pinus pinaster woodland*. *Plant Ecology*, 134: 27-41.
- PERSIANI A. M., 2004 – *Riquilificazione del substrato pedologico*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), *“Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale”*. Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Roma: 315-316.
- PIGNATTI S., 1982 - *Flora d'Italia*. 3 voll. Edagricole. Bologna. Volume primo, 790 pp.; volume secondo, 732 pp.; volume terzo, 780 pp.
- PIGNATTI S., 1995 – *Ecologia vegetale*. UTET. Torino.
- PODANI, 1995 – *SYN-TAX 5.02. Mac Users Guide*. Scientia, Budapest.
- PUPPI G., 2004 – *Gestione delle associazioni micorriziche*. In: BLASI C., BOVIO G., CORONA P., MARCHETTI M., MATURANI A. (a cura di), *“Incendi e complessità ecosistemica. Dalla pianificazione forestale al recupero ambientale”*. Direzione per la Protezione della Natura (DPN), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Roma: 316-317.

- RIAÑO D., CHUVIECO E., SALAS J., AGUADO I., 2003 - *Assessment of Different Topographic Corrections in Landsat-TM Data for Mapping Vegetation Types*. IEEE transactions on Geoscience and Remote Sensing, 41 (5): 1056-1061.
- ROBICHAUD P. R., BEYERS J. L., NEARY D. G., 2000 – *Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-63. Fort Collins: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- ROSATI L., DI PIETRO R., BLASI C., 2005 – *La vegetazione forestale della Regione Temperata del “Flysch del Cilento” (Italia meridionale)*. Fitosociologia, 42 (2): 33-65.
- ROY D.P., LANDMANN T., 2006, in stampa - *Characterizing the surface heterogeneity of fire effects using multi-temporal reflective wavelength data*. International Journal of Remote Sensing, in stampa.
- SARACINO A., LEONE V., 2001 – *Strategia di sopravvivenza al fuoco e meccanismi di recupero post-incendio in ambiente mediterraneo: il caso delle pinete di pino d'Aleppo*. Monti e Boschi, 2: 38-44.
- SELLERS P.J., 1987 - *Canopy reflectance photosynthesis and transpiration II: the role of biophysics in the linearity of their interdependence*. Remote Sensing of Environment, 21: 143-183.
- SESSIONS J., BETTINGER P., BUCKMAN R., NEWTON M., HAMANN J., 2004 - *Hastening the return of complex forests following fire: The consequences of delay*. Journal of Forestry, 102 (3): 38-45.
- SILVA J.M.N., PEREIRA J.M.C., 1999 – *Detection and mapping of burned areas using Landsat 5 TM spectral indexes*. Silva Lusitana, 7 (1): 23-37.
- SIMBERLOFF D., 2001 - *Management of Boreal Forest biodiversity - A view from the outside*. Scandinavian Journal of Forest Research Suppl., 3: 105-118.
- SMITH A.M.S., WOOSTER M.J., DRAKE N.A., DIPOTSO F.M., PERRY G.L.W., 2005 – *Fire in African savanna: testing the impact of incomplete combustion on pyrogenic emission estimates*. Ecological Society of America. Ecological Application, 15 (3): 1074-1082
- SOUSA W. P., 1984 – *The role of disturbance in natural communities*. Annual Review of Ecology and Systematics, 15: 353-391.
- SPINELLI R., BALDINI S., 1995 – *Il restauro dei boschi percorsi da incendio: possibilità operative*. EM-Linea Ecologica, 3: 4-8.
- TAPIAS R., GIL L., FUENTES-UTRILLA P., PARDOS J. A., 2001 – *Canopy seed banks in Mediterranean pines of south eastern Spain : a comparison between Pinus halepensis Mill., P. pinaster Ait., P. nigra Arn. and P. pinea L.*. Journal of Ecology, 89: 629-638.
- TER BRAAK C.J.F., 1987 - *Ordination nell'analisi di dati in ecologia di paesaggio e della comunità*. In: JONGMAN R.H.G., TER BRAAK C.J.F., VAN TONGEREN O.F.R. (eds.). Pudoc, Wageningen: 91-173.
- TORRES P., HONRUBIA M., 1997 – *Changes and effects of a natural fire on ectomycorrhizal inoculum potential of soil in Pinus halepensis forest*. Forest Ecology and Management, 96: 189-196.
- TRABAUD L., 1987 – *Fire and survival traits of plants*. In: TRABAUD L., *The role of fire in Ecological Systems*. SPB Academic Publishing, The Hague: 65-89.

- TRABAUD L., CAMPANT C., 1991 – *Difficulté de recolonization naturelle du pin de Salzmann Pinus nigra Arn. spp. salzmanii (Dunal) Franco après incendie*. Biological Conservation, 58: 329-343.
- TSITONI T., 1996 – *Conditions determining natural regeneration after wildfires in the Pinus halepensis (Miller, 1768) forests of Kassandra Peninsula (North Greece)*. Forest Ecology and Management, 92 (1-3): 199-208.
- TUTIN T.G., HEYWOOD V.H., BURGESS N.A., VALENTINE D.H., WALTERS S.M. e WEBB D.A. (Eds.), 1964 - 1980 – *Flora Europaea* (2<sup>a</sup> ed.). University Press, Cambridge. Voll. 2-5.
- TUTIN T.G., BURGESS N.A., CHATER A.O., EDMONSON J.R., HEYWOOD V.H., MOORE D.M., VALENTINE D.H., WALTERS S.M. e WEBB D.A. (Eds.), 1993 – *Flora Europaea* (2<sup>a</sup> ed.). University Press, Cambridge. Vol.1.
- UBALDI D., 1997 - *Geobotanica e Fitosociologia*. CLUEB, Bologna.
- VALLEJO R., BAUTISTA S., DELGADO J.C., ARADOTTIR A., ROJAS E., 2003 – *Strategies for Land Restoration*. Proceedings of the first REACTION Workshop, Alicante, Spain.
- VALLEJO R., BAUTISTA S., DELGADO J.C., ARADOTTIR A., ROJAS E., ANTINORI P., 2004 – *Strategies for land restoration*. Fourth Workshop MEDRAP Project. Adana.
- VALLEJO R., ARONSON J., PAUSAS J.G., CORTINA J., 2005 – *Restoration of Mediterranean woodlands*. In: ARONSON J., VAN ANDEL J. (a cura di), "Restoration Ecology": 193-207.
- VAN DER MAAREL E., 1980, *On the interpretability of ordination diagrams*. In: VAN DER MAAREL E. (ed.), *Classification and ordination*. W. Junk Publishers, The Hague: 43-45.
- VAN DE VENTER H.E., ESTERHUIZEN A.D., 1988 – *The effects of factors associated with fire on seed germination of Erica sessiliflora and Erica hebecalyx (Ericaceae)*. South African Journal of Botany, 54: 301-304.
- VANDVIK V., HEEGAARD E., MÅREN I.E., 2005 – *Managing heterogeneity: the importance of grazing and environmental variation on post-fire succession in heathlands*. Journal of Applied Ecology, 42: 139-149.
- VAN WAGTENDONK J., ROOT R., KEY C., 2004 - *Comparison of AVIRIS and Landsat ETM+ detection capabilities for burn severity*. Remote Sensing of Environment, 92 (3): 397-408.
- VERSTRAETE M.M., PINTY B., MYNENI R.B., 1996 - *Potential and limitations of information extraction on the terrestrial biosphere from satellite remote sensing*. Remote Sensing of Environment, 58: 201-214.
- VERKAIK I., ESPELTA J. M., 2005 – *Effect of thinning and post-fire regeneration age on the reproductive characteristics of Pinus halepensis Mill. forests*. II International Conference on prevention strategies for fires in Southern Europe. Barcelona.
- VIEDMA O., 1999 - *Caracterización espectral y espacial de los incendios forestales mediante técnicas de teledetección*. Univ.de Alcalá. Tesis Doctoral. Madrid.
- VIEDMA O., MELIA J., SEGARRA D., GARCÍA-HARO J., 1997 - *Modelling Rates of Ecosystem Recovery after using Landsat TM Data*. Remote Sensing of Environment. An interdisciplinary Journal, 61 (3): 383-398.

- WÜTHRICH C., SCHAUB D., WEBER M., MARXER P., CONEDERA M., 2002 – *Soil respiration and soil microbial biomass after fire in a sweet chestnut forest in southern Switzerland*. *Catena*, 48: 201-215.
- ZHANG J., WAGNER W., PRAKASH A., MEHL H., VOIGT S., 2004. *Detecting coal fires using remote sensing techniques*. *International Journal of Remote Sensing*, 25: 3193-3220.