

Le condizioni delle foreste italiane stanno peggiorando a causa di eventi climatici estremi? Evidenze dalle reti di monitoraggio nazionali ICP Forests - CON.ECO.FOR.

Filippo Bussotti ⁽¹⁾,
Giancarlo Papitto ⁽²⁾,
Domenico Di Martino ⁽²⁾,
Cristiana Cocciufa ⁽²⁾,
Claudia Cindolo ⁽²⁾,
Enrico Cenni ⁽¹⁾,
Davide Bettini ⁽¹⁾,
Giovanni Iacopetti ⁽¹⁾,
Martina Pollastrini ⁽¹⁾

Are the conditions of the Italian forests worsening due to extreme climatic events? Evidence from the national monitoring networks ICP Forests - CON.ECO.FOR.

Tree defoliation and mortality are triggered in Europe by extreme climatic events that are recurring since the beginning of XXI century. Data from the ICP Forests monitoring networks reveal a general worsening of tree conditions in the last ten years, as consequence of the drought and heat waves that affected the Southern (2017) and Central Europe (2018-2019). In Italy a significant increase of defoliation and tree mortality, assessed on the extensive (Level I) monitoring network, was observed after the 2017 dry summer, which impacted mainly the broadleaved forests (beech and oak forests) in the peninsular regions. Coniferous forests of the alpine belt were severely impacted in 2021, probably because of the co-occurrence of multiple causes, involving wind-storm and bark beetle attacks. Chestnut forests suffer from pest (insect and pathogen) attacks. The intensive (Level II) monitoring network provides cases of study and allows to carry out specific cause-effect studies concerning the physiological effects on the environmental impacts, as well to observe the ecological processes following the disturbing events. Defoliation caused by drought or pest attacks induces the loss of physiological defenses (namely non-structural carbohydrates), that need several years to be restored. Then, the occurrence of more frequent and repeated heat and drought waves can produce irreversible effects. In this view, the long-term forest health monitoring is key to detect the extent and direction of changes in forest structure and composition, and represents an important tool for forest conservation and management.

Keywords: Defoliation, Drought, Forest Health Monitoring, Heat Waves, ICP Forests, Tree Mortality

Introduzione

Dall'inizio degli anni 2000 gli eventi di estrema aridità e calore estivo sono sempre più frequenti in Italia ed in Europa. Magno et al. (2018) evidenziano che nel primo ventennio di questo secolo tali ondate si ripetono in Italia ogni 4-5 anni ed è previsto un aumento della loro frequenza ed intensità nel futuro (Spinoni et al. 2018, Hari et al. 2020, Moravec et al. 2021, IPCC 2022). L'attenzione verso gli impatti di eventi climatici estremi sugli ecosistemi fore-

stali entra in maniera consistente nella letteratura scientifica dopo l'ondata di caldo estivo del 2003 che interessò gran parte d'Europa (Breda et al. 2006, Rebetez et al. 2006), e ancor di più a seguito delle forti siccità del 2017 in Italia (Rita et al. 2019, Borghetti et al. 2021) e degli anni 2018-2019 nell'Europa centrale (Brun et al. 2020, Schuldt et al. 2020). Estesi casi di mortalità degli alberi in Europa sono riportati da Caudullo & Barredo (2019).

In Italia gli eventi di declino e mortalità delle foreste dovuti all'aridità e ad altri estremi climatici, nonché alle loro interazioni con agenti parassitari, sono ricorrenti dagli anni 2000. I casi più noti in letteratura riguardano il declino delle querce caducifoglie nell'Italia settentrionale, ed in particolare sono documentati i casi di moria di *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. nei boschi di Carrega a Parma (Bertini et al. 2011) e *Quercus robur* L. nel Parco del Ticino (Rossini et al. 2006); il declino di *Pinus sylvestris* L. nelle Prealpi centro-occidentali (Minerbi et al. 2006, Vacchiano et al. 2012); l'impatto della siccità del 2017 su *Quercus ilex* e sulla vegetazione mediterranea nella Toscana meridionale (Pollastrini et al. 2019) e la diffusa mortalità di specie quercine nell'Italia meridionale (Colangelo et al. 2018). A questi sono da aggiungere gli impatti di ricorrenti gelate tardive sulle faggete dell'Appennino centro-meridionale (Greco et al. 2018, D'Andrea et al. 2019) e i danni da vento nei boschi di conifere, con particolare riferimento a quelli provo-

□ (1) Università degli Studi di Firenze, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agrarie, Alimentari, Ambientali e Forestali (DAGRI); (2) Arma dei Carabinieri, Comando per la Tutela della Biodiversità e dei Parchi

@ Filippo Bussotti (filippo.bussotti@unifi.it)

Ricevuto: May 11, 2022 - Accettato: Jun 16, 2022

Citazione: Bussotti F, Papitto G, Di Martino D, Cocciufa C, Cindolo C, Cenni E, Bettini D, Iacopetti G, Pollastrini M (2022). Le condizioni delle foreste italiane stanno peggiorando a causa di eventi climatici estremi? Evidenze dalle reti di monitoraggio nazionali ICP Forests - CON.ECO.FOR. *Forest@* 19: 74-81. - doi: [10.3832/efor4134-019](https://doi.org/10.3832/efor4134-019) [online 2022-07-12]

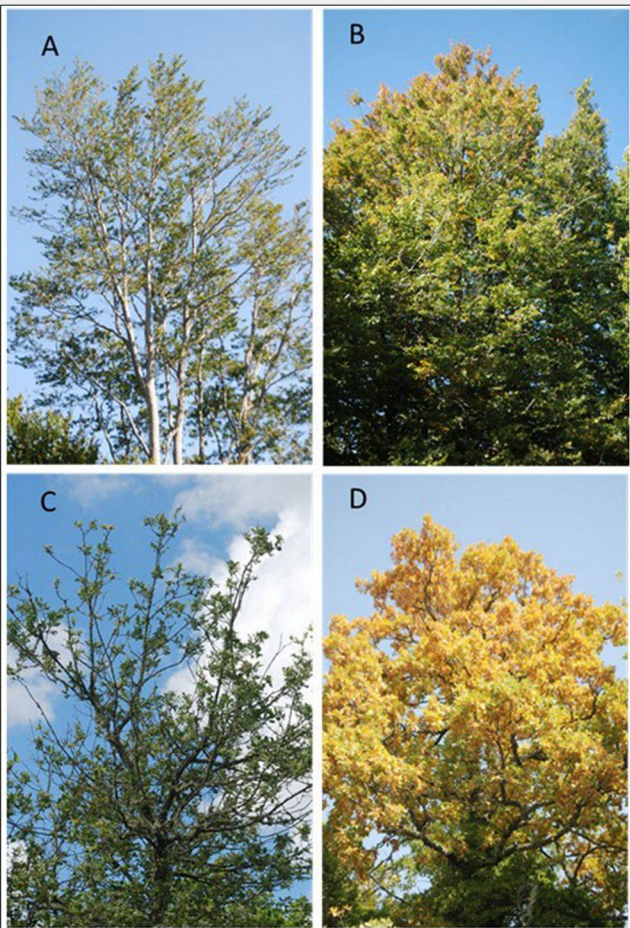


Fig. 1 - Esempi di defogliazione e discolorazione (ingiallimenti) delle foglie in *Fagus sylvatica* (A-B) e *Quercus pubescens* (C-D). Le foto sono state scattate in Toscana nell'Agosto 2021.

cati dalla tempesta Vaia nell'autunno 2018 nelle Alpi centro-orientali (Dalponte et al. 2020). La Fig. 1 riporta alcuni esempi di defogliazione e discolorazione (cioè cambiamento di colore, da verde a giallo o rosso o bruno) delle foglie osservati nel 2021 su latifoglie decidue.

L'estensione e l'intensità dei danni alle foreste provocati dagli impatti climatici e altri fattori biotici e abiotici (per es., inquinamento e deposizioni atmosferiche) è rilevata in maniera sistematica dalle reti di monitoraggio nell'ambito del programma pan-Europeo ICP Forests (ICP-Forests 2016, Michel et al. 2021), e in Italia dal programma CON.ECO.FOR. (CONtrollo ECOSistemi FORestali).

In questo articolo si riportano i risultati di 24 anni di monitoraggio delle condizioni delle foreste italiane, evidenziando in particolare l'impatto degli eventi climatici estremi (ondate di calore e siccità, tempeste di vento), che sono stati frequenti soprattutto negli ultimi anni. Vengono infine discussi alcuni limiti dell'attuale sistema di osservazione di lungo periodo e le possibili azioni realizzabili per renderlo più efficace anche ai fini della conservazione e gestione delle foreste.

Metodi

Lo studio condotto prende in esame i risultati delle reti italiane di monitoraggio dello stato di salute delle foreste. La rete CON.ECO.FOR. è attiva nella presente conformazione dal 1996 nell'ambito del programma pan-Europeo ICP Forests, ed è stata creata con l'obiettivo di studiare le interazioni ecologiche tra le componenti strutturali e funzionali degli ecosistemi forestali e i fattori ambientali di

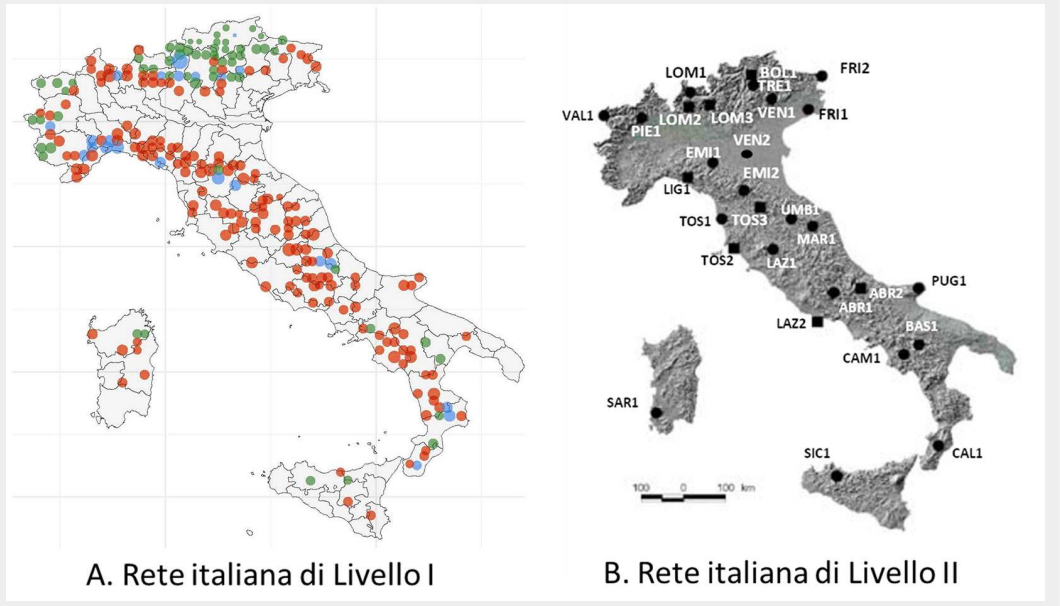
stress. Il sistema di monitoraggio è organizzato su due livelli: la rete estensiva (Livello I – i dati sono disponibili per il periodo 1998-2021), e la rete intensiva (Livello II – dati disponibili per il periodo 1996-2020). Le due reti sono state gestite inizialmente dal Corpo Forestale dello Stato e, attualmente, dalla struttura Carabinieri Forestale. Il principale parametro rilevato come indicatore dello stato di salute degli alberi in bosco è la defogliazione, che rappresenta la percentuale di foglie perse o non emesse rispetto ad un albero di riferimento considerato sano, cioè non defogliato (Eichhorn & Roskams 2014). Per gli standard di defogliazione sulle specie principali si fa riferimento alle fotoguide di Müller & Stierlin (1990) per le specie montane e Ferretti (1994) per le specie mediterranee. La metodologia è definita da manuali comuni europei (Eichhorn et al. 2020 e precedenti versioni). La defogliazione è stimata visivamente utilizzando una scala proporzionale, con classi di entità del 5% (da 0% = pianta completamente sana, fino a 100% = pianta morta; alle piante completamente defogliate ma non morte viene attribuito il valore convenzionale 99%). Oltre alla defogliazione, sono rilevati anche i danni su foglie, rami e fusto. Si tratta di danni causati da agenti biotici, come insetti e funghi, e abiotici tra cui la grandine, il gelo, i fulmini, il fuoco. I criteri per la valutazione dei danni provocati da fattori biotici ed abiotici sui vari organi sono stati definiti, nell'attuale formalizzazione, dalla revisione del manuale comune a livello europeo del 2006, e sono entrati definitivamente a regime in Italia a partire dal 2010. I sintomi sono identificati e classificati per manifestazione visibile e agente di danno e vengono quantificati per mezzo di una scala semi proporzionale (0 = 0%, assenza di sintomi; 1 = 1-10%; 2 = 11-20%; 3 = 21-40%; 4 = 41-60%; 5 = 61-80%; 6 = 81-99%; 7 = 100%). I rilievi sono svolti annualmente nei mesi estivi (luglio e agosto), dal personale dei carabinieri forestali. Il programma di monitoraggio dello stato di salute delle foreste include azioni di QA (Quality Assurance), tra cui l'utilizzo di metodologie comuni per le due reti riguardo l'archiviazione, trasmissione ed elaborazione dei dati; la produzione di una manualistica nazionale (Gasparini et al. 2016, Bussotti et al. 2016); lo svolgimento di corsi di intercalibrazione per il personale addetto ai rilievi in bosco e controlli in campo della loro capacità di valutazione delle chiome (Ferretti et al. 1999).

La rete di Livello I prevede la valutazione annuale della condizione delle chiome degli alberi. Questa rete include circa 260 aree circolari di 18 m di raggio (la metodologia è mutuata dall'inventario forestale nazionale – Gasparini et al. 2016) distribuite sull'intero territorio italiano secondo una rete 10 × 18 km, sulle quali sono radicati circa 5000 alberi con diametro minimo di 10 cm (Fig. 2A).

I dati qui presentati sono stati elaborati considerando la defogliazione media per area di saggio per il periodo 1998-2021. Questo periodo è stato suddiviso in due sottoperiodi di uguale durata (1998-2009 e 2010-2021) allo scopo di poter valutare le eventuali differenze negli andamenti nel medio e nel breve periodo. I risultati sono riportati per l'insieme di tutta la popolazione esaminata (defogliazione media per plot) e per le principali formazioni forestali: conifere montane (50 aree soprattutto a *Picea abies* (L.) Karts., ma includono anche *Larix decidua* L., *Pinus cembra* L. e *Pinus sylvestris* L.); faggete (38 aree a *Fagus sylvatica* L., per lo più monospecifiche); querceti decidue (54 aree a prevalenza di *Quercus cerris* L. e *Quercus pubescens* Willd., ma includono anche *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L. e specie accompagnatrici, come *Ostrya carpinifolia* Scop.); querceti sempreverdi (11 aree a *Quercus ilex* L. e *Quercus suber* L.); castagneti (18 aree a *Castanea sativa* Mill., per lo più monospecifiche).

La rete di Livello II comprende 32 aree distribuite in tutte le regioni italiane (Fig. 2B) e rappresentano le principali comunità forestali: peccete (*Picea abies*) e conifere mon-

Fig. 2 - Distribuzione delle aree permanenti di monitoraggio nella rete di Livello I (A) e di Livello II (B). (A): i punti rossi rappresentano boschi di latifoglie, quelli verdi boschi di conifere e quelli celesti boschi misti; (B): le aree contrassegnate con un cerchio sono state attivate nel 2006, quelle con un quadrato sono state attivate successivamente (da: Pettriccione 2006, modificata).



tane (*Larix decidua*), faggete (*Fagus sylvatica*), querceti decidui (*Quercus cerris*), querceti sempreverdi (*Quercus ilex*), foreste planiziarie (*Quercus robur* e *Carpinus betulus* L.). Queste aree sono state attivate progressivamente a partire dal 1996 e sono state selezionate sulla base della proprietà (è stata privilegiata la proprietà pubblica), l'accessibilità e l'idoneità a poter consentire lo svolgimento delle varie attività di monitoraggio previste dal programma (raccolta e analisi delle deposizioni atmosferiche e della soluzione circolante dei suoli, rilevamento di parametri

meteo-climatici, campionamento per l'analisi della chimica fogliare, misura degli accrescimenti).

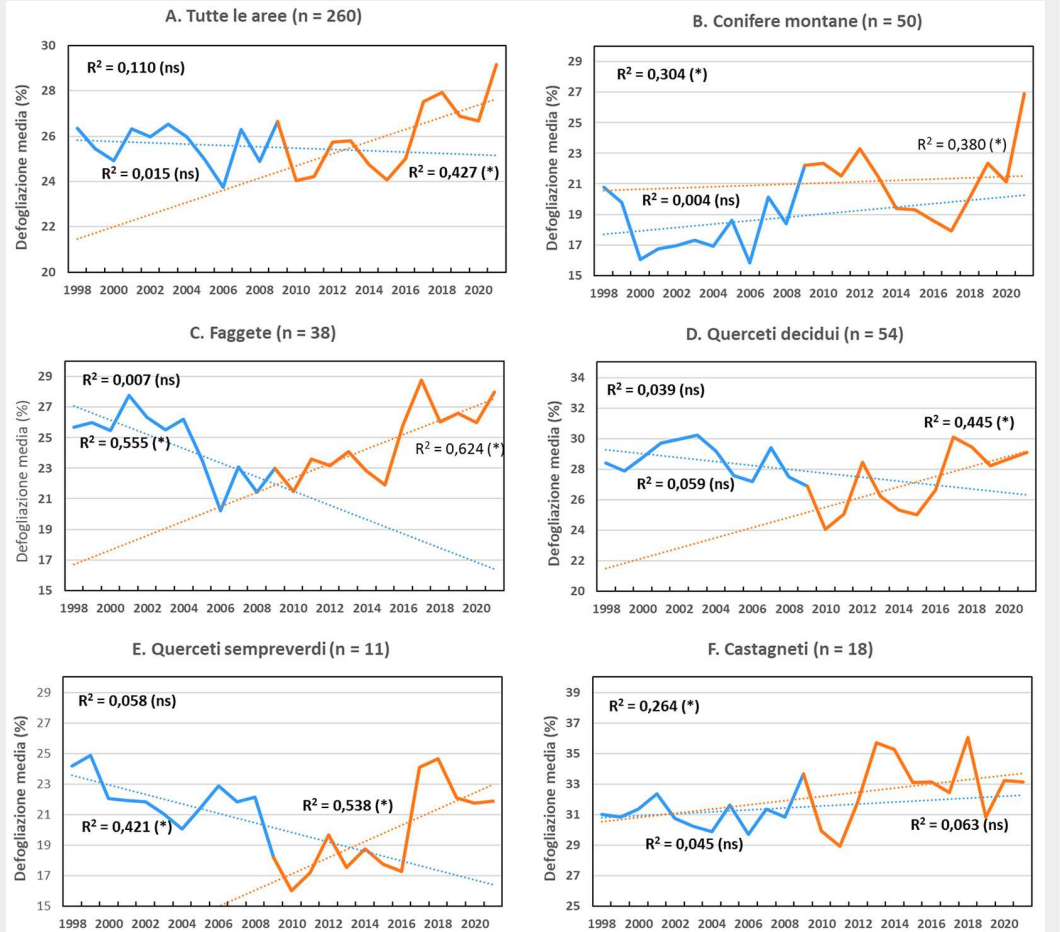
Risultati

Risultati della rete di Livello I

Andamenti della defogliazione

Nell'insieme di tutte le aree di saggio, per l'intero periodo considerato (1998-2021) la defogliazione non mostra

Fig. 3 - Andamento della defogliazione media per area di osservazione, per tutte le aree complessivamente, e per tipo di bosco, suddiviso nei due sottoperiodi di osservazione (1998-2009 in blu; 2010-2021 in arancio). È riportato il coefficiente di regressione (R^2) dell'intera sequenza (in alto a sinistra, nel riquadro) e dei due sottoperiodi. (ns): andamento non significativo; (*): andamento significativo ($p < 0.05$).



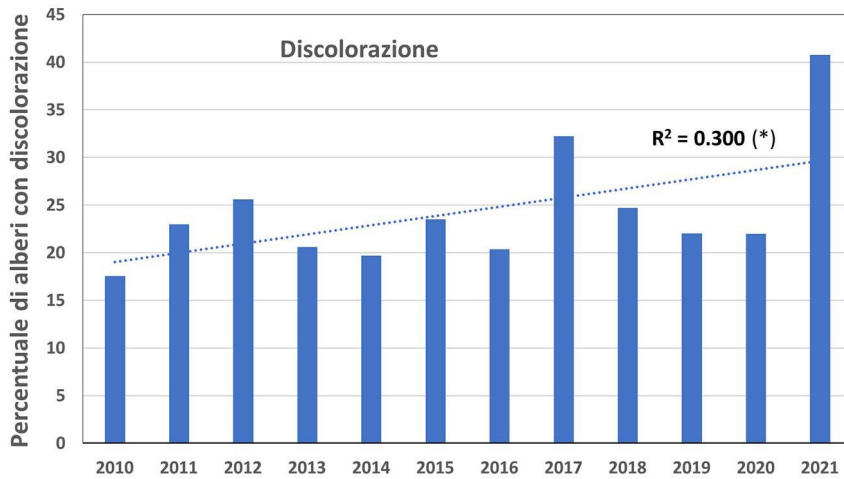


Fig. 4 - Percentuale di alberi interessati a discolorazione delle foglie (ingiallimenti, arrossamenti, imbrunimenti, necrosi) osservati nelle aree della rete di livello I per gli anni dal 2010 al 2021. È riportato il coefficiente di regressione (R^2) dell'intera sequenza (andamento significativo - $p < 0.05$).

un andamento significativo. Un significativo incremento di defogliazione, tuttavia, è stato osservato nel secondo sottoperiodo (2010-2021 - Fig. 3A).

Nelle Fig. 3B-E sono mostrati gli andamenti della defogliazione nel corso del tempo per le varie tipologie forestali. Le faggete (Fig. 3C), i querceti decidui (Fig. 3D) ed i querceti sempreverdi (Fig. 3E) hanno un andamento simile fra loro: tutti e tre i gruppi presentano nel periodo 1998-2009 una riduzione della defogliazione (non significativa nei querceti decidui, ma significativa nelle faggete e nei querceti sempreverdi), ed un successivo significativo incremento nel periodo 2010-2021. Considerando il secondo sottoperiodo di osservazione, sempre negli stessi gruppi, i livelli di defogliazione maggiori sono stati osservati nel 2017. Nel 2012 è stato osservato un picco di defogliazione nel gruppo dei querceti decidui e, in misura minore, nei querceti sempreverdi. Specie coesistenti possono avere sensibilità differente, per esempio *Quercus cerris*

ha mostrato una minore suscettibilità alla defogliazione rispetto a *Quercus pubescens* e *Ostrya carpinifolia*.

Le conifere montane (Fig. 3B) e i castagneti (Fig. 3F) hanno mostrato una tendenza significativa all'incremento di defogliazione nel corso dell'intero periodo 1998-2021, ma non nei due sottoperiodi. Tuttavia, in entrambi i casi, la defogliazione media del periodo 1998-2009 è significativamente inferiore ($p < 0.05$) rispetto al periodo 2010-2021 (18.31% vs. 21.28% nelle conifere montane; 31.14% vs. 32.87% nei castagneti). Nell'ultimo anno di monitoraggio (2021) la defogliazione ha avuto un forte incremento nelle conifere montane, soprattutto a carico di *Picea abies* e *Pinus sylvestris*. I castagneti, d'altro canto, presentano i maggiori livelli di defogliazione rispetto a tutti gli altri tipi di bosco monitorati.

Sintomi di danno

La diffusione media per area dei sintomi fogliari è del 12.8%, quella dei sintomi sui rametti è del 6.9%, senza andamenti significativi nel tempo (2010-2021). La diffusione dei danni sulle foglie, considerando tutte le aree ed anni di osservazione insieme, è correlata positivamente con la defogliazione ($R^2 = 0.294$, $p < 0.05$).

Analizzando la diffusione dei sintomi di danno fogliari e sui rametti, il contributo di ciascun tipo di sintomo (p.es., erosione o perdita dell'organo, alterazioni cromatiche) è stato quantificato come frequenza in percentuale di alberi che presentano quel dato sintomo. Da questa analisi emerge una chiara e significativa tendenza all'aumento del numero di alberi con alterazioni cromatiche (discolorazione) nelle foglie (Fig. 4). L'incidenza della discolorazione (ingiallimenti, arrossamenti, bronzature) nell'intero periodo di osservazione mostra dei picchi nel 2012 e nel 2017 e rimane su livelli alti anche negli anni successivi. Il livello massimo è raggiunto nel 2021, determinato soprattutto dall'incidenza dei danni osservata nei boschi di querce decidue e sempreverdi.

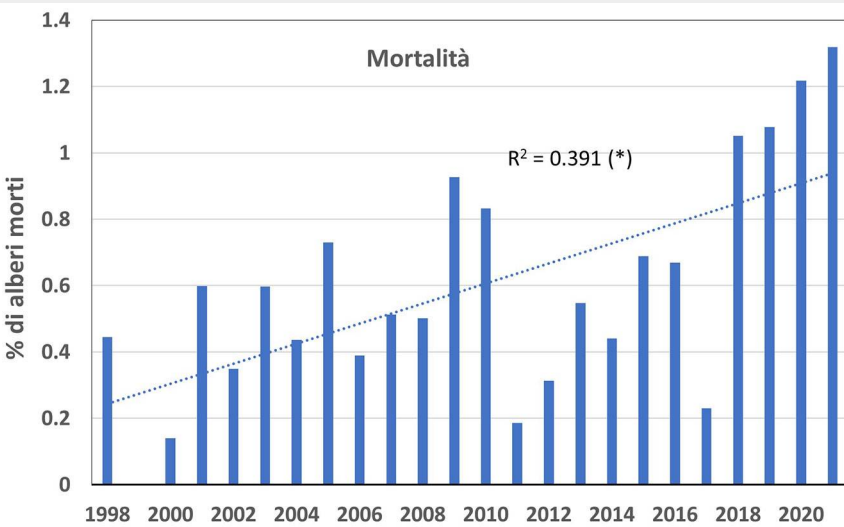


Fig. 5 - Percentuale di mortalità (alberi morti, ovvero con defogliazione = 100%) rilevati per ogni anno di monitoraggio nel periodo 1998-2021. Tutte le aree e le specie della rete di Livello I sono qui considerate insieme. È riportato il coefficiente di regressione (R^2) dell'intera sequenza (andamento significativo, $p < 0.05$).

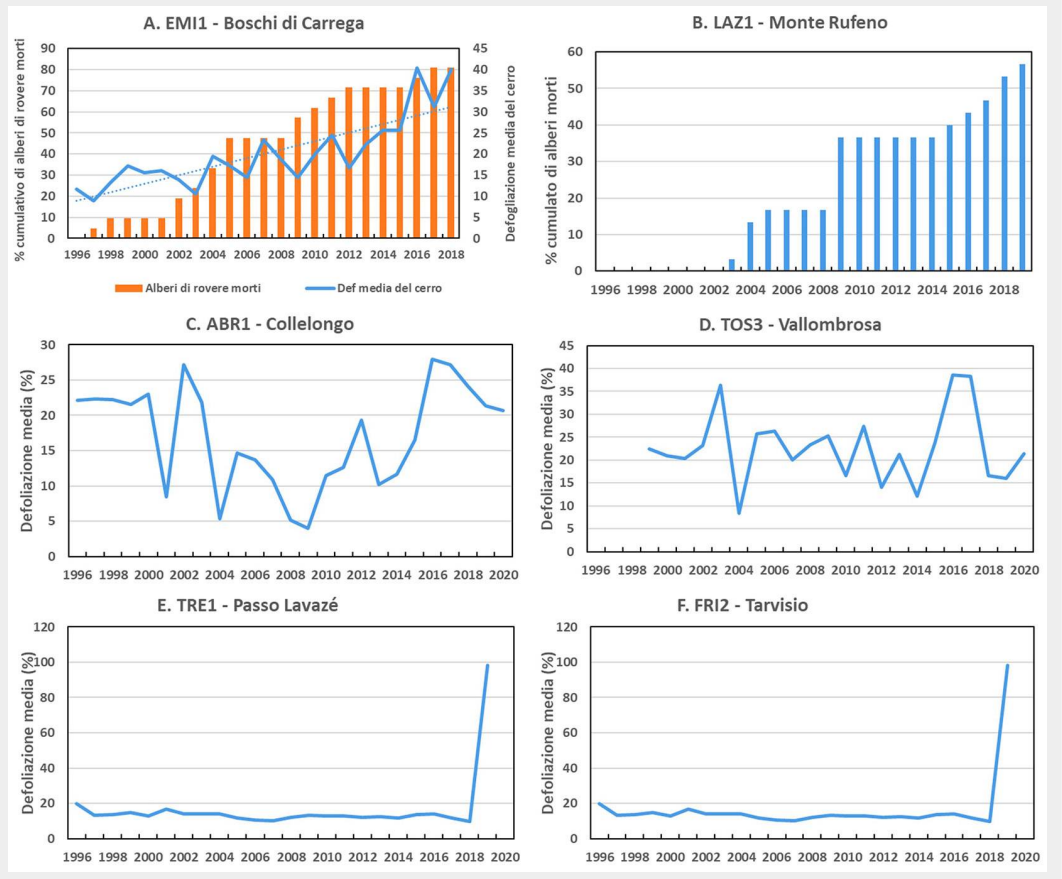
Mortalità

Un'ultima analisi è stata effettuata sulla mortalità forestale, intesa come la percentuale di alberi morti (cioè con defogliazione pari a 100%) fra due successive indagini annuali (gli alberi valutati nel corso di una campagna non vengono poi considerati l'anno successivo ed escono dal campione). Complessivamente, analizzando tutte le aree assieme, la mortalità degli alberi ha mostrato un andamento crescente statisticamente significativo (Fig. 5).

Risultati della rete di Livello II

Essendo la rete di Livello II una serie di casi di studio per l'approfondimento dei processi e delle cause, l'analisi degli andamenti della defogliazione è stata effettuata su singole aree. Nella Fig. 6 sono riportati alcuni degli episodi di defogliazione e di mortalità degli alberi registrati sulla rete di Livello II nel periodo considerato. Sono state selezionate alcune aree sulle quali sono stati rilevati gli eventi di maggior rilievo.

Fig. 6 - Andamento della defogliazione e mortalità degli alberi in alcune aree selezionate della rete di Livello II. (A) EMI1: Boschi di Carrega, Parma, *Quercus cerris* e *Quercus petraea*; (B) LAZ1: Monte Rufeno, Viterbo, *Quercus cerris*; (C) ABR1: Collelongo, L'Aquila, *Fagus sylvatica*; (D) TOS3: Vallombrosa, Firenze, *Fagus sylvatica*; (E) TRE1: Passo Lavazé, Trento, *Picea abies*; (F) FRI2: Tarvisio, Udine, *Picea abies*.



Nelle aree EMI1 (Fig. 6A – Boschi di Carrega, a *Q. cerris* e *Q. petraea*) e LAZ1 (Fig. 6B – Riserva di Monte Rufeno, a *Q. cerris*) si sono osservati alti livelli di mortalità degli alberi. Nel caso di EMI1 si tratta di una mortalità selettiva di *Q. petraea* rispetto a *Q. cerris* a seguito dell'ondata di calore del 2003, mentre nel caso di LAZ1 tale mortalità è probabilmente collegata ad attacchi di *Lymanthria dispar* L. che ha colpito il cerro, unitamente a condizioni di siccità. Anche in questo caso la mortalità ha avuto inizio nel 2003 ed è aumentata con attacchi successivi di insetti defogliatori fra il 2009 e il 2011. Consistenti attacchi di insetti defogliatori sono stati osservati anche in SIC1 (Ficuzza, Sicilia, a *Q. cerris*) con andamento crescente a partire dal 2014 e in LAZ2 (Circeo, Latina, a *Q. ilex*) fra il 2010 e il 2013. Per quanto riguarda le aree a faggio, si riportano i casi di ABR1 (Collelongo, L'Aquila) e TOS3 (Vallombrosa, Firenze). In entrambi i casi sono stati registrati alti livelli di defogliazione fra il 2016 e il 2017, legati agli effetti di una gelata tardiva, avvenuta nel 2016, seguita nel 2017 da una forte siccità estiva. Incrementi di defogliazione sulle aree a *F. sylvatica* sono stati osservati in maniera casuale e per lo più dovuti ad attacchi di defogliatori o avversità climatiche, anche in CAL1 (Piano Limina, Reggio Calabria) e LOM3 (Moggio, Lecco). Le conifere montane, soprattutto *P. abies*, hanno mostrato una sostanziale stabilità nei valori di defogliazione per la maggior parte del periodo di osservazione. Nel 2019 le aree del Trentino (Passo Lavazé, Trento) e del Friuli (Tarvisio, Udine) sono state colpite da gravi eventi catastrofici, che ne hanno distrutto il soprassuolo: la tempesta Vaia a Passo Lavazé e un violento attacco di bostrico (*Ips typographus* L.) a Tarvisio.

Discussione

Rete di Livello I

Nell'insieme del campione, il dato più rilevante è il significativo incremento della defogliazione nel sottoperiodo

2010-2021, che conferma quanto evidenziato da Potočić et al. (2021) a livello europeo. L'andamento delle condizioni delle chiome dei boschi italiani monitorati in questi anni è guidato dagli incrementi di defogliazione media avvenuti in coincidenza o a seguito delle ondate di calore e aridità estiva del 2012 e del 2017 (Lorenzini et al. 2014, Rita et al. 2019) e, probabilmente, da effetti ritardati della tempesta di vento Vaia per quanto riguarda le conifere nell'arco alpino centro-orientale (Dalponte et al. 2020). È da osservare che la defogliazione rimane alta negli anni successivi agli eventi di disturbo confermando pertanto l'esistenza di un effetto ritardato (*legacy effect* – Senf & Seidl 2021). Il ripetersi di eventi estremi a distanza di tempo ravvicinata può impedire il pieno recupero fisiologico degli alberi danneggiati; infatti, la defogliazione indotta da eventi estremi di siccità, gelate tardive o attacchi di insetti determina la riduzione delle riserve di carboidrati non strutturali (NSC – Kosola et al. 2001, D'Andrea et al. 2019, Erbilgin et al. 2021), che sono essenziali per regolare i processi di crescita e di difesa nelle specie legnose (Hartmann & Trumbore 2016). Il ripristino di queste riserve ai livelli pre-impatto impiega vari anni, a seconda della specie, durante i quali gli alberi sono maggiormente vulnerabili nei confronti di ulteriori eventi di stress (Galano et al. 2012).

Le variazioni nella condizione delle chiome, e più in generale nello stato di salute degli alberi, nel corso del tempo sono il risultato della risposta di distinte popolazioni, che reagiscono in maniera indipendente e diversa tra loro ai differenti fattori ambientali e biotici. Le conifere, principalmente presenti nella regione alpina, sono soggette a condizioni climatiche ed ecologiche differenti rispetto alle latifoglie diffuse nell'Appennino e nella regione mediterranea. Fra le latifoglie, alcune specie sono maggiormente esposte all'azione di agenti biotici, come il castagno, che è soggetto principalmente all'attacco di insetti e funghi patogeni.

Le aree di monitoraggio a prevalenza di latifoglie, ad ec-

cezione dei castagneti, mostrano andamenti di defogliazione simili fra loro. Gli alti valori di defogliazione registrati tra il 1998 e il 2000 sono probabilmente legati ad una serie di estati siccitose verificatesi negli anni '90 del secolo scorso, mentre i più recenti picchi di defogliazione del 2012 e 2017 sono attribuibili ad eventi climatici estremi di quegli anni (Bussotti et al. 2021). L'incremento di defogliazione del 2016 nelle faggete è dovuto alla gelata tardiva avvenuta in Aprile 2016, come descritto da Greco et al. (2018) e D'Andrea et al. (2019). Le variazioni dei livelli di defogliazione, nelle varie specie e tipologie di bosco analizzate nel presente studio, sono accompagnate da corrispondenti variazioni dei sintomi fogliari di danno, con particolare riferimento alle discolorazioni.

Le conifere montane e i castagneti mostrano andamenti di defogliazione ben distinti da quelli delle altre specie. L'aumento della defogliazione nel 2021 nelle conifere montane è un fenomeno complesso, connesso probabilmente ad un effetto ritardato della tempesta Vaia (Ottobre 2018), che ha compromesso la stabilità degli alberi, con problemi a livello radicale, ed ha aumentato la probabilità di attacco di *I. typographus* a causa dell'accumulo di grandi quantità di legno morto in bosco. La combinazione di stress climatici e l'azione di insetti corticali è un rischio diffuso nelle foreste europee (Jaime et al. 2022). Analizzando lo stato delle chiome delle conifere montane, un contributo importante alla defogliazione è dato da *P. sylvestris* il cui declino, a partire dalla siccità del 2003, è documentato per vaste aree del versante meridionale delle Alpi (Minerbi et al. 2006, Vacchiano et al. 2012, Rigling et al. 2013) ed è associato all'azione di insetti corticali (Wermelinger et al. 2007). *Castanea sativa* è stato colpito per molti anni da attacchi parassitari da *Cryphonectria parasitica* (Murr.) Barr. e *Phytophthora cambivora* (Petri) Buisman, patogeni che producono tumori e lesioni corticali. Recentemente il castagno ha subito anche un attacco da parte della vespa asiatica *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu (Battisti et al. 2014), con produzione di galle nelle gemme, che hanno causato alterazioni dello sviluppo dei rametti, e conseguente perdita della chioma e della produzione di frutti (Battisti et al. 2014).

L'aumento del tasso annuo di mortalità è un importante indicatore della salute delle foreste soggette al cambiamento climatico (Allen et al. 2010). Negli anni 1998-2009 la mortalità degli alberi in bosco non ha avuto particolari variazioni rispetto ai valori considerati di fondo, come definito da Bertini et al. (2019) per i boschi italiani, pari a 0.5% anno. Il tasso di mortalità è cresciuto a livelli superiori all'1% negli anni successivi al 2017, confermando una tendenza all'aumento della mortalità a livello europeo (Senf et al. 2018).

Rete di Livello II

Le aree della rete di Livello II sono costituite perlopiù da boschi maturi di alto fusto, che crescono in ambienti favorevoli per giacitura, esposizione e fertilità. Nelle singole aree l'entità e gli andamenti della defogliazione, nel corso degli anni, sono stati influenzati da eventi specifici, quali attacchi parassitari, avversità climatiche, che hanno causato forti variazioni anno per anno; per cui tali andamenti non sono comparabili tra loro.

La rete di Livello II si è rivelata un efficace strumento per lo studio dei rapporti causa-effetto e delle dinamiche e conseguenze ecologiche di singoli eventi di disturbo. Si riportano per esempio i casi riguardanti le aree a *Picea abies* del Trentino e del Friuli che nel 2019 sono state soggette a eventi catastrofici dovuti rispettivamente alla tempesta Vaia e ad attacchi di bostrico. Questi episodi confermano la presenza di problemi specifici sui boschi alpini di conifere (Jaime et al. 2022), già evidenziata dai risultati della rete di Livello I. Il monitoraggio di lungo pe-

riodo consente di osservare i processi di recupero ed evoluzione naturale di questi soprassuoli. Altrettanto importanti sono i cambiamenti vegetazionali e strutturali a seguito del declino di singole specie (Boschi di Carrega, Emilia-Romagna – Bertini et al. 2011); la mortalità indotta dall'interazione fra aridità, insetti defogliatori e parassiti di debolezza (Monte Rufeno, Lazio); i processi di recupero fisiologico delle faggete soggette a gelate tardive e siccità estiva (Collelongo, Abruzzo – D'Andrea et al. 2019).

La raccolta costante di dati di alta qualità rappresenta nel lungo periodo un'eccellente piattaforma per ospitare e sviluppare ricerche specifiche, utili anche per l'interpretazione in chiave ecologica e fisiologica dei risultati della rete estensiva di monitoraggio dello stato di salute delle foreste italiane. In quest'ottica rivestono molta importanza le iniziative volte a fornire una elaborazione dei dati che integri le diverse variabili investigate (Allavena et al. 1999, Ferretti et al. 2000, 2006, Petriccione 2006) in un quadro coerente dal punto di vista ecologico. Infine, la rete di Livello II è integrata nella piattaforma per l'implementazione della Direttiva (UE) 2016/2284 (rete NEC – *National Emission Ceilings*), per il controllo degli effetti dell'inquinamento atmosferico sugli ecosistemi forestali e di acque dolci.

Conclusioni

Mentre nel periodo di monitoraggio 1998-2021 (24 anni) non sono state osservate tendenze significative nell'intero campione esaminato, un significativo incremento della defogliazione è stato registrato nel secondo sottoperiodo (2010-2021). Inoltre, in alcune tipologie forestali (faggete e querceti sempreverdi), una significativa riduzione della defogliazione nel sottoperiodo 1998-2009 è stata seguita da un altrettanto significativo aumento nel sottoperiodo 2010-2021. Ciò può far ipotizzare che in un più lungo periodo si possano susseguire fasi di impatto (aumento della defogliazione) e fasi di recupero (riduzione della defogliazione).

Tuttavia, in condizioni di rapidi cambiamenti climatici, in previsione di eventi estremi con frequenza sempre più ravvicinata e con tempi sempre più brevi per il recupero fisiologico degli alberi, possiamo prevedere che possa avvenire un'irreversibile tendenza all'aumento della defogliazione, con conseguenti interazioni con parassiti di debolezza e, alla fine, un aumento della mortalità degli alberi, con innesco di importanti cambiamenti nella composizione e struttura delle foreste.

In quest'ottica il monitoraggio della salute delle foreste rappresenta uno strumento fondamentale per poter conoscere l'entità e la direzione dei cambiamenti, nonché per valutarne le cause scatenanti e i fattori contribuenti. Il monitoraggio, tuttavia, può acquistare maggiore efficacia lavorando in due direzioni: (i) aumentare la capacità di intercettazione dei disturbi forestali e la loro distribuzione nello spazio e nel tempo, incrementando le osservazioni a terra su reti locali di monitoraggio, grazie anche alla collaborazione con cittadini (Castellaneta et al. 2021) e la loro restituzione per mezzo di *remote sensing* (Sturm et al. 2022); (ii) migliorare la qualità dell'informazione con l'introduzione di specifici indicatori di tipo fisiologico per misurare la vitalità e la resilienza degli alberi (Bussotti & Polastrini 2017a, 2017b, 2021).

Ringraziamenti

La ricerca è stata svolta nell'ambito del progetto "LIFE MODERN(NEC) - new MONitoring system to Detect the Effects of Reduced pollutants emissions resulting from NEC Directive adoption" - LIFE20 GIE/IT/000091

Siamo grati al personale Carabinieri Forestale per la raccolta dei dati in campo per tutto il periodo dello studio.

Bibliografia

- Allavena S, Isopi R, Petriccione B, Pompei E (1999). Programma Integrato per il Controllo degli Ecosistemi Forestali. Ministero per le Politiche Agricole - Corpo Forestale, Roma.
- Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660-684. - doi: [10.1016/j.foreco.2009.09.001](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001)
- Battisti A, Benvegnù I, Colombari F, Haack RA (2014). Invasion by the chestnut gall wasp in Italy causes significant yield loss in *Castanea sativa* nut production. *Agricultural and Forest Entomology* 16: 75-79. - doi: [10.1111/afe.12036](https://doi.org/10.1111/afe.12036)
- Bertini G, Amoriello T, Fabbio G, Piovosi M (2011). Forest growth and climate change: Evidences from the ICP-Forests intensive monitoring in Italy. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 4 (6): 262-267. - doi: [10.3832/for0596-004](https://doi.org/10.3832/for0596-004)
- Bertini G, Ferretti F, Fabbio G, Raddi S, Magnani F (2019). Quantifying tree and volume mortality in Italian forests. *Forest Ecology and Management* 444: 42-49. - doi: [10.1016/j.foreco.2019.04.006](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.006)
- Borghetti M, Colangelo M, Ripullone F, Rita A (2021). Ondate di siccità e calore, spunti per una selvicoltura adattativa. *Forest@* 18 (1): 49-57. - doi: [10.3832/efor0054-018](https://doi.org/10.3832/efor0054-018)
- Breda N, Huc R, Granier A, Dreyer E (2006). Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science* 63: 625-644. - doi: [10.1051/forest:2006042](https://doi.org/10.1051/forest:2006042)
- Brun P, Psomas A, Ginzler C, Thuiller W, Zappa M, Zimmermann NE (2020). Large-scale early-wilting response of Central European forests to the 2018 extreme drought. *Global Change Biology* 26: 7021-7035. - doi: [10.1111/gcb.15360](https://doi.org/10.1111/gcb.15360)
- Bussotti F, Bettini D, Cenni E, Ferretti M, Sarti C, Nibbi R, Capretti P, Stergulc F, Tiberi R (2016). PARTE 2 - Valutazione della condizione delle chiome. Procedure di rilievo nelle aree di saggio e valutazione della condizione delle chiome. Manuale di campagna. Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, Roma.
- Bussotti F, Pollastrini M (2017a). Observing climate change impacts on European forests: what works and what does not in ongoing long-term monitoring networks. *Frontiers in Plant Science* 8: 629. - doi: [10.3389/fpls.2017.00629](https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00629)
- Bussotti F, Pollastrini M (2017b). Traditional and novel indicators of climate change impacts on European forest trees. *Forests* 8: 137. - doi: [10.3390/f8040137](https://doi.org/10.3390/f8040137)
- Bussotti F, Pollastrini M (2021). Revisiting the concept of stress in forest trees at the time of global change and issues for stress monitoring. *Plant Stress* 2: 100013. - doi: [10.1016/j.stress.2021.100013](https://doi.org/10.1016/j.stress.2021.100013)
- Bussotti F, Papitto G, Di Martino D, Cocciufa C, Cindolo C, Cenni E, Bettini D, Iacopetti G, Pollastrini M (2021). Defoliation, recovery and increasing mortality in Italian forests: levels, patterns and possible consequences for forest multifunctionality. *Forests* 12: 1476. - doi: [10.3390/f12111476](https://doi.org/10.3390/f12111476)
- Castellaneta M, Borghetti M, Colangelo M, Lapolla A, Rita A, Ripullone F (2021). *SilvaCuore*: un'App per monitorare lo stato di salute delle foreste italiane. *Forest@* 18: 74-78. - doi: [10.3832/efor3993-018](https://doi.org/10.3832/efor3993-018)
- Caudullo G, Barredo JI (2019). A georeferenced dataset of drought and heat-induced tree mortality in Europe. *One Ecosystem* 4: e37753: 1-11. doi: [10.3897/oneeco.4.e37753](https://doi.org/10.3897/oneeco.4.e37753)
- Colangelo M, Camarero JJ, Borghetti M, Gentilesca T, Oliva J, Redondo M-A, Ripullone F (2018). Drought and *Phytophthora* are associated with the decline of oak species in Southern Italy. *Frontiers in Plant Science* 9: 1595. - doi: [10.3389/fpls.2018.01595](https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01595)
- D'Andrea E, Rezaie N, Battistelli A, Gavrichkova O, Kuhlmann I, Matteucci G, Moscatello S, Proietti S, Scartazza A, Trumbore S, Muhr J (2019). Winter's bite: beech trees survive complete defoliation due to spring late-frost damage by mobilizing old C reserves. *New Phytologist* 224: 625-631. - doi: [10.1111/nph.16047](https://doi.org/10.1111/nph.16047)
- Dalponete M, Marzini S, Solano-Correa YT, Tonon G, Vescovo L, Gianelle D (2020). Mapping forest windthrows using high spatial resolution multispectral satellite images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 93: 102206. - doi: [10.1016/j.jag.2020.102206](https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102206)
- Eichhorn J, Roskams P (2014). Assessment of tree condition. In: "Forest Monitoring. Methods for Terrestrial Investigations in Europe with an Overview of North America and Asia" (Ferretti M, Fischer R eds). *Developments in Environmental Science*, Elsevier, Amsterdam, vol. 12, pp. 139-167. - doi: [10.1016/B978-0-08-098222-9.00008-X](https://doi.org/10.1016/B978-0-08-098222-9.00008-X)
- Eichhorn J, Roskams P, Potočić N, Timmermann V, Ferretti M, Mues V, Szepesi A, Durrant D, Seletković I, Schröck H-W, Nevalainen S, Bussotti F, Garcia P, Wulff S (2020). Part IV: visual assessment of crown condition and damaging agents, version 2020-3. In: "Manual on Methods and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests" (UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre ed). Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany, pp. 49. [online] URL: <http://www.icp-forests.org/manual.htm>
- Erbilgin N, Zanganeh L, Klutsch JG, Chen S, Zhao S, Ishangulyeva G, Burr SJ, Gaylord M, Hofstetter R, Keefover-Ring K, Raffa KF, Kolb T (2021). Combined drought and bark beetle attacks deplete non-structural carbohydrates and promote death of mature pine trees. *Plant Cell and Environment* 29: 3866-3881. - doi: [10.1111/pce.14197](https://doi.org/10.1111/pce.14197)
- Ferretti M (1994). Mediterranean forest trees. A guide for crown assessment. CEC-UN/ECE, Brussels, Geneva.
- Ferretti M, Bussotti F, Cenni E, Cozzi A (1999). Implementation of Quality Assurance procedures in the Italian programs of forest condition monitoring. *Water Air and Soil Pollution* 116: 371-376. - doi: [10.1023/A:1005240000294](https://doi.org/10.1023/A:1005240000294)
- Ferretti M, Alianello F, Allavena S, Amoriello T, Amorini E, Biondi FA, Buffoni A, Bussotti F, Campetella G, Canullo R, Costantini A, Cutini A, Fabbio G, Ferrari C, Giordano P, Magnani E, Marchetto A, Matteucci G, Mazzali C, Mecella G, Mosello R, Nibbi R, Petriccione B, Pompei E, Riguzzi F, Scarascia-Mugnozza G, Tita M (2000). The Integrated and Combined (I&C) evaluation system - Achievements, problems and perspectives. *Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura Arezzo (Special Issue)* 30: 151-156.
- Ferretti M, Bussotti F, Fabbio G, Petriccione B (2006). Status and change of key eco system attributes monitored at the CONE-COFOR plots, 1995-2005. *Achievements, problems, perspectives*. *Annali CRA-SEL (Special Issue)* 34: 115-120.
- Galiano L, Martinez-Vilalta J, Sabaté S, Lloret F (2012). Determinants of drought induced effects on crown condition and their relationship with depletion of carbon reserve in a Mediterranean holm oak forest. *Tree Physiology* 32: 478-489. - doi: [10.1093/treephys/tps025](https://doi.org/10.1093/treephys/tps025)
- Gasparini P, Di Cosmo L, Rizzo M (2016). Parte 1 - Procedure di rilievo nelle aree di saggio di Livello I. Procedure di rilievo nelle aree di saggio e valutazione della condizione delle chiome. Manuale di campagna, Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, Roma.
- Greco S, Infusino M, De Donato C, Coluzzi R, Imbrenda V, Lanfredi M, Simoniello T, Scalerci S (2018). Late spring frost in Mediterranean beech forests: extended crown dieback and short-term effects on moth communities. *Forests* 9: 388. - doi: [10.3390/f9070388](https://doi.org/10.3390/f9070388)
- Hari V, Rakovec O, Markonis Y, Hanel M, Kumar R (2020). Increased future occurrences of the exceptional 2018-2019 Central European drought under global warming. *Scientific Reports* 10: 12207. - doi: [10.1038/s41598-020-68872-9](https://doi.org/10.1038/s41598-020-68872-9)
- Hartmann H, Trumbore S (2016). Understanding the roles of nonstructural carbohydrates in forest trees - from what we can measure to what we want to know. *New Phytologist* 211: 386-403. - doi: [10.1111/nph.13955](https://doi.org/10.1111/nph.13955)
- ICP-Forests (2016). 30 years of monitoring the effects of long

- range transboundary air pollution on forests in Europe and beyond. Web site. [online] URL: <http://icp-forests.net/>
- IPCC (2022). Climate change 2022. Impacts, adaptation and vulnerability. Working Group II, Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, WMO-UNEP.
- Jaime L, Batlori E, Ferretti M, Lloret F (2022). Climatic and stand drivers of forest resistance to recent bark beetle disturbance in European coniferous forests. *Global Change Biology* 28 (8): 1-12. - doi: [10.1111/gcb.16106](https://doi.org/10.1111/gcb.16106)
- Kosola KR, Dickmann DI, Paul EA, Parry D (2001). Repeated insect defoliation effects on growth, nitrogen acquisition, carbohydrates, and root demography of poplars. *Oecologia* 129: 65-74. - doi: [10.1007/s004420100694](https://doi.org/10.1007/s004420100694)
- Lorenzini G, Pellegrini E, Campanella A, Nali C (2014). It's not just the heat and the drought: the role of ozone air pollution in the 2012 heat wave. *Agrochimica* 58: 40-42.
- Magno R, De Filippis T, Di Giuseppe E, Pasqui M, Rocchi L, Gozzini B (2018). Semi-automatic operational service for drought monitoring and forecasting in the Tuscany Region. *Geosciences* 8: 49. - doi: [10.3390/geosciences8020049](https://doi.org/10.3390/geosciences8020049)
- Michel A, Kirchner T, Prescher A-K, Schwärzel K (2021). Forest condition in Europe: the 2021 assessment. ICP Forests Technical Report under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Air Convention). Thünen Institute, Eberswalde, Germany. - doi: [10.3220/ICPTR1624952851000](https://doi.org/10.3220/ICPTR1624952851000)
- Minerbi S, Cescatti A, Cherubini P, Hellrigl K, Markart G, Saurer M, Mutinelli G (2006). Scots Pine dieback in the Isarco Valley due to severe drought in the summer of 2003. *Forest Observer* 2/3: 89-144.
- Moravec V, Markonis Y, Rakovec O, Svoboda M, Trnka M, Kumara R, Hanel M (2021). Europe under multi-year droughts: how severe was the 2014-2018 drought period? *Environmental Research Letter* 16: 034062. - doi: [10.1088/1748-9326/abe828](https://doi.org/10.1088/1748-9326/abe828)
- Müller E, Stierlin HR (1990). Tree crown photos. Sanasilva - Swiss Federal Institute for Forest Snow and Landscape Research, Birmensdorf, Switzerland.
- Petriccione B (2006). The CONECOFOR programme from 1996 to 2005. *Annali CRA-SEL (Special Issue)* 34: 3-10.
- Pollastrini M, Puletti N, Selvi F, Iacopetti G, Bussotti F (2019). Widespread crown defoliation after a drought and heat wave in the forests of Tuscany (central Italy) and their recovery - a case study from summer 2017. *Frontiers in Forests and Global Change* 2: 74. - doi: [10.3389/ffgc.2019.00074](https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00074)
- Potočić N, Timmermann V, Ognjenović M, Kirchner T, Prescher A-K, Ferretti M (2021). Tree health is deteriorating in the European forests. ICP Forests Brief No. 5, Programme Co-ordinating Centre of ICP Forests, Thünen Institute of Forest Ecosystems, Germany. - doi: [10.3220/ICP1638780772000](https://doi.org/10.3220/ICP1638780772000)
- Rebetez M, Mayer H, Dupont O, Schnindler D, Gartner K, Kropp J, Menzel A (2006). Heat and drought 2003 in Europe: a climate synthesis. *Annals of Forest Science* 63: 567-575. - doi: [10.1051/forest:2006043](https://doi.org/10.1051/forest:2006043)
- Rigling A, Bigler C, Eilmann B, Feldmeyer-Christe E, Gimmi U, Ginzler C, Graf U, Mayer P, Vacchiano G, Weber P, Wohlgemuth T, Zweifel R, Dobbertin M (2013). Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Global Change Biology* 19: 229-240. - doi: [10.1111/gcb.12038](https://doi.org/10.1111/gcb.12038)
- Rita A, Camarero JJ, Nolè A, Borghetti M, Brunetti M, Pergola N, Serio C, Vicente-Serrano SM, Tramutoli V, Ripullone F (2019). The impact of drought spells on forests depends on site conditions: the case of 2017 summer heat wave in southern Europe. *Global Change Biology* 26: 851-863. - doi: [10.1111/gcb.14825](https://doi.org/10.1111/gcb.14825)
- Rossini M, Panigada C, Meroni M, Colombo R (2006). Assessment of oak forest condition based on leaf biochemical variables and chlorophyll fluorescence. *Tree Physiology* 26: 1487-1496. - doi: [10.1093/treephys/26.11.1487](https://doi.org/10.1093/treephys/26.11.1487)
- Schuldts B, Buras A, Arend M, Vitasse Y, Beierkuhnlein C, Damm A, Gharun M, Grams TEE, Hauck M, Hajek P, Hartmann H, Hiltbrunne E, Hoch G, Holloway-Phillips M, Körner C, Larysch E, Lübke T, Nelson DB, Rammig A, Rigling A, Rose L, Ruehr NK, Schumann K, Weiser F, Werner C, Wohlgemuth T, Zang CS, Kahmen A (2020). A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology* 45: 1-18. - doi: [10.1016/j.baae.2020.04.003](https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.04.003)
- Senf C, Pflugmacher D, Yang Z, Sebald J, Knorn J, Neumann M, Hostert P, Seidl R (2018). Canopy mortality has doubled in Europe's temperate forests over the last three decades. *Nature Communication* 9: 4978. - doi: [10.1038/s41467-018-07539-6](https://doi.org/10.1038/s41467-018-07539-6)
- Senf C, Seidl R (2021). Persistent impacts of the 2018 drought on forest disturbance regimes in Europe. *Biogeosciences* 18 (18): 5223-5230. - doi: [10.5194/bg-18-5223-2021](https://doi.org/10.5194/bg-18-5223-2021)
- Spinoni J, Vogt JV, Naumann G, Barbosa P, Dosio A (2018). Will drought events become more frequent and severe in Europe? *International Journal of Climatology* 38: 1718-1736. - doi: [10.1002/joc.5291](https://doi.org/10.1002/joc.5291)
- Sturm J, Santos MJ, Schmid B, Damm A (2022). Satellite data reveal differential responses of Swiss forests to unprecedented 2018 drought. *Global Change Biology* 28: 2956-2978. - doi: [10.1111/gcb.16136](https://doi.org/10.1111/gcb.16136)
- Vacchiano G, Garbarino M, Borgogno M, Mondino E, Motta R (2012). Evidences of drought stress as a predisposing factor to Scots pine decline in Valle d'Aosta (Italy). *European Journal of Forest Research* 131: 989-1000. - doi: [10.1007/s10342-011-0570-9](https://doi.org/10.1007/s10342-011-0570-9)
- Wermelinger B, Rigling A, Schneider Mathis D, Dobbertin M (2007). Assessing the role of bark- and wood-boring insects in the decline of Scots pine (*Pinus sylvestris*) in the Swiss Rhone valley. *Ecological Entomology* 33: 239-249. - doi: [10.1111/j.1365-2311.2007.00960.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2007.00960.x)