

ANTONIO BARTELLETTI*

IL DECLINO FLORISTICO NELLE AREE UMIDE DELLE ALPI APUANE: UNA CRISI GLOBALE O LOCALE?

Riassunto – Le aree umide delle Alpi Apuane mostrano i segni di un declino floristico di lungo periodo, che ha recentemente subito una forte e rapida accelerazione per cause di livello globale e locale. Nello scorso e nel precedente secolo, la perdita di biodiversità relativa a specie e habitat igrofili era un fenomeno lento e graduale, divenuto improvvisamente rapido durante l'ultimo ventennio. La più immediata e percepibile conseguenza è la progressiva perdita dell'acqua disponibile nel suolo e sulla superficie di acquitrini e di corsi d'acqua debolmente fluenti.

L'inaridimento delle aree umide è dunque un fenomeno diffuso e tangibile che dipende soprattutto dal riscaldamento globale in atto e dalle serie dinamiche secondarie della vegetazione, intimamente collegate al processo di interrimento di paludi e prati umidi. Si tratta di due cause rispettivamente di scala globale e locale, con la prima che gioca un effetto sinergico sulla seconda, attraverso la recente riduzione delle piogge annuali e primaverili e il maggior tasso estivo di evapotraspirazione.

Altri fattori locali assumono un rilievo importante, ma non decisivo, convergendo lungo la stessa direzione impressa dalle principali cause dei cambiamenti climatico-ambientali. Rientrano in questa categoria – con variazioni d'intensità e probabilità da biotopo a biotopo – gli impatti della fauna selvatica (soprattutto cinghiale) e quelli antropici (attività agro-silvo-pastorali e turistiche).

Nelle aree umide delle Alpi Apuane, la diminuzione della profondità e disponibilità d'acqua concorre alla scomparsa di specie vegetali igrofile, soprattutto della classe *Scheuchzerio palustris-Caricetea fuscae*, a tutto vantaggio di entità mesofile e meso-xerofile della classe *Molinio-Arrhenatheretea* e addirittura di taxa xerofili della *Festuco-Brometea*. Nel contempo, le praterie secondarie d'intorno evolvono rapidamente verso boschi misti mesofili, anche in conseguenza dell'abbandono culturale. Due specie del genere *Eriophorum* sono state utilizzate come indicatori delle condizioni ecologiche nei biotopi umidi delle Alpi Apuane, per evidenziare i cambiamenti intervenuti nel tempo. In poco più di venti anni, *E. angustifolium* è andata incontro ad una probabile estinzione locale, con la simultanea riduzione di *E. latifolium* da 7 a 4 stazioni. Nello stesso intervallo di tempo, abbiamo perduto l'unica stazione conosciuta di *Menyanthes trifoliata*.

Infine, una matrice di valutazione descrive e confronta i fattori d'impatto positivi e negativi sulle principali aree umide delle Alpi Apuane, ponderando così la maggiore o minore gravità dei casi analizzati.

Abstract – The Apuan Alps wetlands show signs of a long-term flora decline, which has recently undergone a sharp and fast acceleration, due to global and local causes. Over the last century as well as the previous one, the loss of biodiversity in terms of hygrophilous species and habitats was a slow and gradual phenomenon, yet it has become a rapid one in the last twenty years. The most immediate and perceptible consequence is the progressive decrease in water available in the soil and on the surface of marshes and weakly-flowing water courses.

The drying up of the wetlands is therefore a widespread and tangible phenomenon, which depends above all on both global warming and dynamic secondary vegetation successions, closely linked to the burying process of marshes and wet meadows. These are two causes of a global and local scale respectively, with the first factor playing a synergistic effect on the second, through the recent reduction of annual and spring rains and the higher summer rate of evapotranspiration. Other local factors acquire an important, though not decisive, value, converging along the same direction established by the main causes of climate-environmental change. The wildlife (especially wild boar) and anthropogenic impacts (agro-forestry-pastoral and tourist activities) belong to this category, with variation in intensity and probability from one biotope to another.

In the Apuan Alps wetlands, the decrease in depth and availability of water contributes to the disappearance of hygrophilous plants, above all of the *Scheuchzerio palustris-Caricetea fuscae* class, to the benefit of mesophilous and meso-xerophilous species of the *Molinio-Arrhenatheretea* class and even of xerophilous taxa of the *Festuco-Brometea*. At the same time, the surrounding secondary grasslands are developing rapidly into mesophilous mixed woods, which is also a result of crop abandonment. Two species of the genus *Eriophorum* have been used as indicators of the ecological conditions in the humid biotopes of the Apuan Alps, to highlight the changes occurring over time. In just over twenty years, *E. angustifolium* has probably become locally extinct, with the simultaneous reduction of *E. latifolium* from 7 to 4 stations. During the same period, we have lost the only known station of *Menyanthes trifoliata*.

Finally, an assessment matrix shows and compares the positive and negative impact factors on the main Apuan Alps wetlands, by weighting the greater or lesser severity of the cases analysed.

Key words – Flora decline, hygrophilous plant species, wetlands, global warming, Apuan Alps

*) Parco Regionale delle Alpi Apuane, Direzione – via Simon Musico, 8 – 54100 Massa.

Introduzione

Nelle Alpi Apuane le aree o zone umide montane sono habitat inconsueti, se non rari, diversamente descritti o denominati come praterie umide, paludi (Tomei *et alii*, 2001) e talvolta pure torbiere (Del Prete e Tomaselli, 1981). La persistenza di acque stagnanti o debolmente fluenti è qui situazione non proprio comune, sia per la diffusione di affioramenti carbonatici carsificabili ad elevata permeabilità, sia per la notevole energia del rilievo, forte acclività dei pendii e scarsa diffusione di superfici pianeggianti. Lungo il versante marittimo della catena, le condizioni sfavorevoli raggiungono il loro estremo o massimo relativo, mentre nel versante interno gli effetti sono più contenuti e comunque non così decisivi da impedire, in determinati luoghi, la presenza limitata e circoscritta di habitat palustri (Bartelletti e Guazzi, 2006).

Nel complesso, le aree umide corrispondono a meno di una decina di biotopi, considerando pure le situazioni di avanzato interrimento e quelle pressoché puntuali. La loro presenza è legata a determinati contesti geomorfologici, con una prevalenza sia di conche di sovraescavazione glaciale sia di paleosuperfici e ripiani orografici. Minima incidenza hanno invece le forme concave legate alle doline e quelle piane riferibili a fondovalle fluvio-glaciali. Ad ogni modo, la valenza floristica e vegetazionale delle zone umide accresce il valore dei geositi di morfologia glaciale e di localizzazione "periglaciale" che li ospitano, poiché custodi di entità non comuni e meritevoli di conservazione, soprattutto in termini di specie vulnerabili ricomprese nella *red list* regionale (Bartelletti e Guazzi, 2006).

Questi habitat residui sono luoghi inevitabilmente esposti ad ulteriore riduzione e scomparsa a causa del loro numero contenuto e della limitata estensione in superficie. La gamma delle pressioni e delle minacce è ampia, potendo variare dai fenomeni di interrimento naturale fino alle trasformazioni indotte dalle attività antropiche, senza tralasciare gli effetti del riscaldamento globale sul regime delle precipitazioni e sull'andamento termico stagionale. A ciò si aggiungono i danni diretti o indiretti sul popolamento vegetale ospitato, che è logico attendersi dal recente incremento delle popolazioni di Ungulati, dall'abbandono culturale e dalla fruizione turistica non sempre sostenibile degli stessi luoghi.

Il declino floristico

In passato, le aree umide delle Alpi Apuane non sono mai state oggetto di studi sistematici o dedicati nello specifico, se non in tempi relativamente recenti (Del Prete e Tomaselli, 1981; Gerdol e Tomaselli, 1987; Bartelletti *et alii*, 1996; Bartelletti e Guazzi, 2006). Per secoli, l'interesse botanico si è soprattutto rivolto alla flora orofila di questa catena montuosa, poiché ricca di specie endemiche, relitte o comunque rare. Ancora

nel 1972, Ferrarini liquidava il popolamento vegetale del Padule di Fociomboli con parole inequivocabili: "le piante palustri che vi vegetano non hanno molta importanza dal punto di vista fitogeografico e sono quasi le stesse che troviamo a quota inferiore". Tuttavia, non sono mancate nel tempo segnalazioni puntuali di specie igrofile e di luoghi umidi, con le prime notizie che risalgono addirittura agli albori del XVII secolo (Seghieri *et alii*, 1987), però con pochi o nessun dato quantitativo sulla consistenza delle popolazioni e sulle superfici coperte.

Il confronto tra il passato e il presente può essere tentato soltanto in termini di presenza/assenza di specie vegetali significative, tenendo debito conto del valore piuttosto relativo di dati rilevati in tempi lontani all'interno di indagini floristiche a largo spettro territoriale. Pertanto, il punto di partenza di questa analisi deve far riferimento ad un aggregato composito e non organico di informazioni raccolte e documentate prima della metà del secolo scorso e prevalentemente riferibili alla seconda metà del XIX secolo. Nonostante l'eterogeneità diacronica del campione di riferimento iniziale, si ricomprendono nello stesso situazioni non molto diverse tra di loro e caratterizzate da usi tradizionali del territorio e da una sostanziale invarianza delle pratiche agro-silvo-pastorali, a fronte di impatti limitati o circoscritti delle attività estrattive e turistiche. Per quel lontano periodo – malgrado il suo lungo intervallo di tempo – si possono perfino escludere o trascurare gli effetti delle variazioni climatiche intercorse, poiché significativamente inferiori all'entità del riscaldamento successivo.

Se si confronta la situazione nella seconda metà del Novecento rispetto al secolo precedente, si percepisce un *trend* di graduale e contenuto declino della flora igrofila delle Alpi Apuane. La constatazione si basa sulla probabile estinzione locale di alcuni *taxa* di emblematico valore, sebbene in parte già rari e circoscritti a poche stazioni puntiformi. In questo gruppo di specie non più riaccertate, ricordiamo *Viola palustris* L. subsp. *palustris* (monte Tambura: Bertoloni, 1832), *Cardamine asarifolia* L. (nel canale di Brunetica fra Stazzema e Pomezzana e lungo la Tùrrite Cava: Milani, 1885), *Swertia perennis* L. (valle d'Acereto nel monte Corchia e presso le fonti di Aglieta e di Moscoso, nel gruppo del Nona-Procinto, dove era assai comune: Milani, 1885; Baroni 1897-1908) e *Trollius europaeus* L. (in Pozzi e all'Acqua Sparta in Bolzon, 1894; così ancora al monte Sagro, in campioni di erbario dello stesso autore del 1894-1895: Del Prete *et alii*, 1980). La 'caduta floristica' del contingente igrofilo apuano, rispetto all'Appennino settentrionale, è oggi rilevante e significativa (cfr. Bartelletti e Guazzi, 2006). Probabilmente il gradiente doveva mostrarsi più ridotto in passato, almeno fino al XIX secolo, ovviamente se misurato in soli termini qualitativi di biodiversità, proprio per la presenza nelle Alpi Apuane delle specie sopra dette e in seguito mai più documentate.

Chiare avvisaglie di un'impennata nel declino

Tab. 1 – Censimenti sulle popolazioni apuane del genere *Eriophorum* L. nel confronto tra il biennio 1995-1996 e il triennio 2018-2020: cerchio grande, n individui ≥ 5.000 ; medio-grande, $5.000 > n \geq 500$; medio-piccolo, $500 > n \geq 50$; piccolo, $n < 50$

stazione	1995-1996	2018-2020
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck.		
Monte di Roggio (Vagli Sotto)	●	
Padule di Fociomboli (Stazzema)	●	
Pierdiscini (Careggine)	●	
<i>Eriophorum latifolium</i> Hoppe		
Gretamassa di Gorfigliano (Minucciano)	●	●
Monte di Roggio (Vagli Sotto)	●	
Naiora (Careggine)	●	
Padule di Fociomboli (Stazzema)	●	●
Padule di Mosceta (Stazzema)	●	●
Padule di Puntato (Stazzema)	●	●
Pierdiscini (Careggine)	●	

della flora igrofila apuana sono state registrate nell'ultimo ventennio per casi e ragioni che verranno trattati nel prosieguo del presente lavoro. Il fenomeno è stato immediatamente percepito, senza bisogno di monitoraggi complessi e perfezionati. È bastato soltanto un controllo ricorrente delle aree umide per accorgersi del rapido impoverimento nella composizione e struttura di alcuni popolamenti vegetali insediati in determinati biotopi caratterizzati da acquitrini e corsi d'acqua debolmente fluenti. In estrema sintesi, le trasformazioni lente del passato sono divenute all'improvviso più rapide ai giorni nostri e comunque tali da essere avvertite alla scala dei tempi della vita umana.

Indicatori e variazioni quali-quantitative

L'ultimo deciso incremento del declino floristico è percepibile grazie ad alcune specie igrofile di peculiare significato ecologico, più suscettibili di altre a variazioni di distribuzione e consistenza numerica, anche su piccola scala, al mutare in senso lato delle condizioni ambientali dei biotopi in cui vegetano. Il riferimento è a *taxa* vegetali ad evidente stenoecia, sebbene non estrema, capaci di registrare – in termini di diminuzione / scomparsa di individui / popolazio-

ni – il superamento dei propri margini di tolleranza rispetto a uno o più fattori limitanti. In particolare, le specie del genere *Eriophorum* L. si prestano bene a questo tipo di analisi, poiché indicatrici di condizioni ecologiche ottimali per le fitocenosi igrofile ospitanti. In ambito appenninico, questo gruppo di *Cyperaceae* persiste là dove è ancora possibile riconoscere gli aspetti tipici o residuali delle torbiere basse soligene basifile, ovverosia di habitat caratterizzati da suoli con falda molto superficiale e conseguente drenaggio lento, la cui reazione è di tipo neutro-alcaino.¹

In letteratura, il genere *Eriophorum* risulta presente nelle Alpi Apuane con le specie *E. angustifolium* Honck. ed *E. latifolium* Hoppe. Su questi *taxa* e per lo stesso territorio esiste un lavoro dedicato (Bartelletti e Guazzi, 2003) che contiene i risultati di un'indagine condotta a largo raggio durante il biennio 1995-1996. Nel periodo detto, il numero di stazioni accertate assommava a 3 per l'*angustifolium* e 7 per il *latifolium*, tutte distribuite nel versante interno delle Alpi Apuane. Altri dati quantitativi non pubblicati all'epoca ed afferenti alla medesima indagine tornano oggi utili per misurare e valutare le variazioni intervenute nell'arco di appena due/tre decenni.

Nella tab. 1 è riassunto un quadro sinottico che pone a confronto la situazione del biennio 1995-1996 (cfr. Bartelletti e Guazzi, 2003) con quella rilevata nel

Tab. 2 – Specie e sottospecie vegetali censite nell'area umida di Monte di Roggio nel confronto tra il biennio 1995-1996 e il triennio 2018-2020, con raggruppamento per classi fitosociologiche (con il simbolo “+” i taxa presenti con pochissimi individui)

specie/sottospecie	1995-1996	2018-2020
Scheuchzerio palustris-Caricetea fuscae Tx. 1937		
<i>Dactylorhiza incarnata</i> (L.) Soò	●	
<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) Soò	●	
<i>Epilobium palustre</i> L.	●	●
<i>Epipactis palustris</i> (L.) Crantz	●	
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck.	●	
<i>Eriophorum latifolium</i> Hoppe	●	
<i>Juncus alpinoarticulatus</i> Chaix	●	
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	●	
<i>Parnassia palustris</i> L. subsp. <i>palustris</i>	●	+
Phragmito-Magnocaricetea Klika in Klika et Novák 1941		
<i>Galium palustre</i> L.	●	●
<i>Mentha aquatica</i> L. subsp. <i>aquatica</i>	●	●
<i>Veronica beccabunga</i> L.	●	●
Molinio-Arrhenatheretea Tx. 1937		
<i>Achillea millefolium</i> L.	●	●
<i>Alchemilla xanthochlora</i> Rothm.	●	●
<i>Carex flacca</i> Schreb.	●	●
<i>Carex hirta</i> L.	●	●
<i>Carex leporina</i> L.	●	
<i>Carex pallescens</i> L.	●	●
<i>Dactylis glomerata</i> L.		●
<i>Equisetum palustre</i> L.	●	●
<i>Festuca rubra</i> L. subsp. <i>rubra</i>		●
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. Br.	●	
<i>Holcus lanatus</i> L.		●
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	●	●
<i>Juncus inflexus</i> L.	●	●
<i>Lathyrus pratensis</i> L.		●
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	●	●
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	●	●
<i>Myosotis scorpioides</i> L. subsp. <i>scorpioides</i>	●	●
<i>Narcissus poeticus</i> L.	●	●
<i>Potentilla reptans</i> L.		●
<i>Phleum pratense</i> L.		●
<i>Ranunculus repens</i> L.	●	●
<i>Rumex acetosa</i> L.	●	●
<i>Stellaria graminea</i> L.	●	●
<i>Trifolium pratense</i> L.	●	●
Festuco-Brometea Br.-Bl. et Tx. ex Soó 1947		
<i>Asphodelus albus</i> Mill.	●	●
<i>Brachypodium genuense</i> Roem. et Schult.		●
<i>Briza media</i> L.	●	●
<i>Cruciata glabra</i> (L.) C. Bauhin ex Opiz	●	●
<i>Galium verum</i> L.	●	●
Specie compagne		
<i>Alnus incana</i> (L.) Moench	●	●
<i>Botrychium lunaria</i> (L.) Sw.		●
<i>Corylus avellana</i> L.	●	●
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	●	●
<i>Hypericum montanum</i> L.		●
<i>Hypericum perforatum</i> L.	●	●
<i>Loncomelos pyrenaicus</i> (L.) L.D. Hrouda		●
<i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill.	+	
<i>Poterium sanguisorba</i> L.	●	●
<i>Salix apennina</i> A.K. Skvortsov	●	●
<i>Thalictrum aquilegifolium</i> L.	●	●
<i>Veronica urticifolia</i> Jacq.	●	●

triennio 2018-2020 e qui resa pubblica. I dati indicano in modo sensibile, una generale contrazione del numero di individui nelle varie popolazioni presenti, fino alla scomparsa di diverse stazioni, soprattutto in quelle aree umide caratterizzate, nel recente passato, da un numero più ridotto e dunque già residuale di esemplari.

I pochi biotopi oggi confermati rispetto al biennio 1995-1996, sono la spia di cambiamenti significativi nella situazione ambientale e nella condizione ecologica di più acquitrini delle Alpi Apuane. La probabile estinzione locale di *E. angustifolium* rappresenta poi un segnale fortemente negativo sulla più generale capacità di resilienza degli habitat palustri rispetto alle pressioni/minacce naturali e/o antropiche presenti nell'area. Il dato era del tutto inatteso, mentre la contemporanea riduzione da 7 a 4 stazioni di *E. latifolium* rientrava nelle ipotesi a suo tempo formulate, benché l'esito negativo sia andato oltre le peggiori aspettative (cfr. Bartelletti e Guazzi, 2003).

È noto come le piccole popolazioni risentano in maggior grado delle alterazioni ambientali e degli eventi estremi, cosicché la scomparsa futura risulta più probabile sotto una soglia minima di individui superstiti, per conosciuti fattori genetici e demografici. Ovviamente, l'estinzione locale non è sempre un fatto scontato e anche il caso di Mosceta dimostra come la sua esigua popolazione di *E. latifolium* Hoppe persista ancora nonostante fosse già ridotta a 10/20 esemplari a metà degli anni '90 dello scorso secolo.

Invece, un episodio di segno opposto è quello osservato a Monte di Roggio, dove le due specie di *Eriophorum* sono oggi completamente scomparse, malgrado mostrassero entrambe, poco più di venti anni fa, una consistenza rilevante in termini numerici e di copertura in superficie. Il decremento estremo qui avvenuto merita un doveroso approfondimento, poiché non limitato ai soli due *taxa* sopra descritti. Nella tab. 2 sono raffrontate le liste floristiche del Monte di Roggio, censite nel biennio 1995-1996 e nel triennio 2018-2020. Gli elenchi sono relativi alle specie rinvenute lungo i piccoli corsi d'acqua e nelle vicine praterie acquitrinose, dopo aver preso, come limite d'indagine, l'estensione areale raggiunta dall'area umida nel primo periodo. La stessa tabella raggruppa i *taxa* elencati per classi fitosociologiche sulla base delle liste di specie caratteristiche o diagnostiche di comunità vegetali dominate da piante vascolari, secondo il sistema di classificazione della vegetazione europea di Mucina *et alii* (2016). Le indicazioni floristiche pregresse sono state ricavate dai lavori di Bartelletti e Guazzi (2003; 2006) con l'integrazione di dati coevi di erbario ed appunti originali inediti, mentre le informazioni relative all'ultimo triennio sono stati ricavate da più sopralluoghi stagionali, direttamente eseguiti.

La lettura della tab. 2 non pone dubbi sulla diminuzione qualitativa della biodiversità registratasi nell'area umida del Monte di Roggio e sull'evoluzione complessiva del paesaggio vegetale del luogo. Dopo poco più di vent'anni, le specie igrofile non più

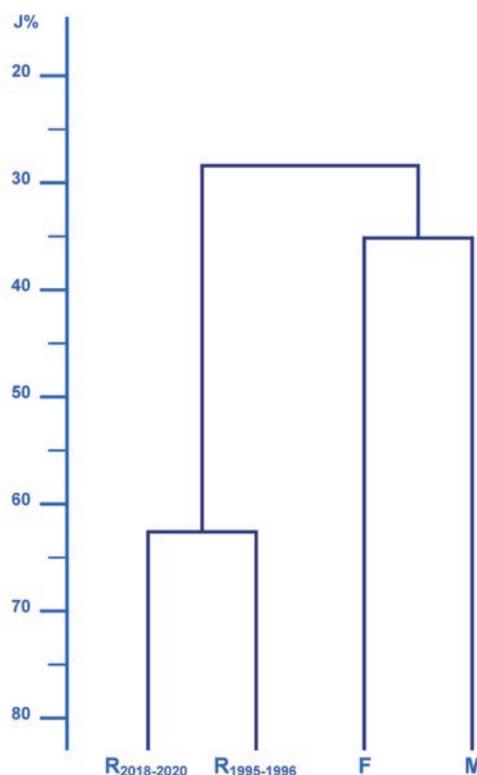


Fig. 1 – Dendrogramma di similarità floristica secondo l'indice di Jaccard (J%); con F è indicato il Padule di Fociomboli; M corrisponde a quello di Mosceta, mentre R sta per l'area umida di Monte di Roggio nelle due situazioni diacroniche del 1995-1996 e 2018-2020

riaccertate raggiungono un numero significativamente elevato e preoccupante. Oltre a *E. angustifolium* ed *E. latifolium*, mancano all'appello *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó, *Dactylorhiza maculata* (L.) Soó, *Epipactis palustris* (L.) Crantz, *Juncus alpinoarticulatus* Chaix e *Menyanthes trifoliata* L., ecc., mentre *Parnassia palustris* L. si è ridotta a pochissimi esemplari, malgrado la sua risaputa capacità di sopravvivere in condizioni non ottimali. Particolarmente dolorosa è stata la perdita di *Menyanthes trifoliata*, che aveva qui l'unica stazione conosciuta nelle Alpi Apuane.

Il confronto temporale nell'area umida di Monte di Roggio non può essere condotto oltre il dato floristico-qualitativo sopra espresso, poiché mancano rilievi fitosociologici riferibili al biennio 1995-1996 e comunque non si dispone di dati quantitativi sufficienti per quello stesso periodo, a parte quanto già detto per il genere *Eriophorum*. Ciò può rappresentare un limite analitico, di indefinita ponderazione in termini di abbondanza/dominanza delle popolazioni succedutesi nel tempo, anche se una chiara tendenza evolutiva è comunque ricavabile dal confronto tra la composizione per classi fitosociologiche delle specie censite nei due diversi periodi.

Sempre con il medesimo metodo, sono state raffrontate la situazione passata ed odierna di Monte di Roggio (980 m ca. s.l.m.) con quella di altre due aree

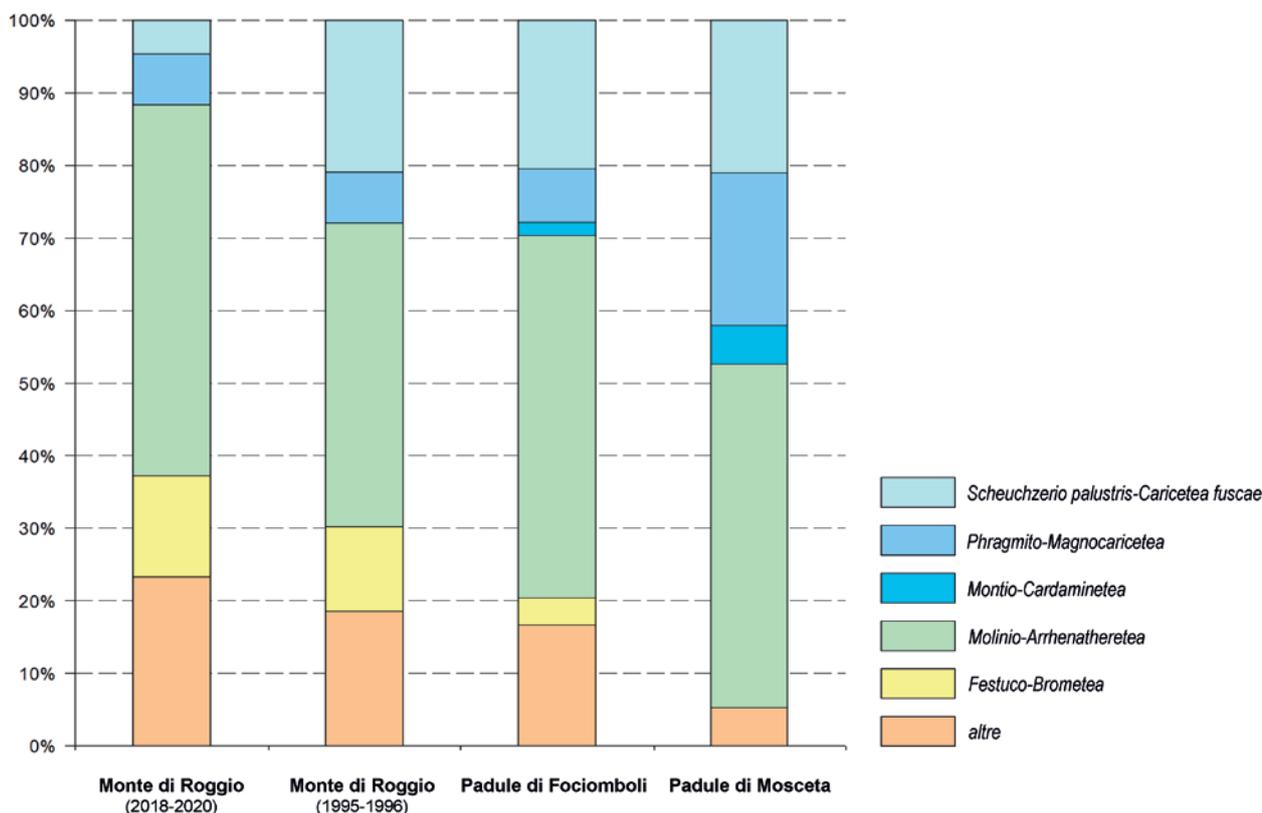


Fig. 2 – Spettro floristico secondo le principali classi fitosociologiche di appartenenza delle specie diagnostiche presenti nelle principali aree umide delle Alpi Apuane; Monte di Roggio è presente nelle due situazioni diacroniche del 1995-1996 e 2018-2020

umide delle Alpi Apuane, presenti nel gruppo del monte Corchia a quote appena più elevate: il Padule di Fociomboli (1.130 m) e quello di Mosceta (1.180 m). Le liste floristiche prese in considerazione sono state ricavate dalla tavola fitosociologica pubblicata in Gerdol e Tomaselli (1987), opportunamente verificata ed integrata con dati di diretta e più recente acquisizione.

Il confronto è stato condotto attraverso l'indice di similarità di Jaccard, mentre la risoluzione delle matrici di somiglianza è stata eseguita attraverso una *cluster analysis* secondo il metodo UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic mean*).

Nella fig. 1 è riportato un dendrogramma di similarità secondo l'indice di Jaccard, costruito su base floristica per confrontare l'evoluzione recente del biotopo di Monte di Roggio, rispetto alle situazioni qualitativamente più stabili dei Paduli di Fociomboli e di Mosceta.

Fino agli anni Cinquanta del Novecento, queste due ultime aree umide annoveravano probabilmente popolamenti vegetali molto più simili tra di loro rispetto al presente. Supportano l'ipotesi i dati noti in letteratura e quelli di erbario del XIX e XX secolo, che indicano per Mosceta la presenza di entità non più rinvenute, ma ancora diffuse al Padule di Fociomboli: *Chaerophyllum hirsutum* L., *Blysmus compressus* (L.) Panz. ex Link., *Carex leporina* L. (Rossetti, 1888; Poggi e Rossetti, 1889), nonché *Carex pallescens* L., *Carex hirta* L., *Carex pilulifera* L., *Juncus effusus* L., *Festuca*

rubra L., ecc. (cfr. Ferrarini, 1994-2000), a cui vanno sicuramente aggiunte il relitto glaciale *Herminium monorchis* (L.) R. Br. (Fiori, 1923) e la non comune *Dactylorhiza maculata* (L.) Soó (segnalazione inedita di Corrado Rossetti, 1897).

Sostiene la stessa ipotesi anche il fatto che i due biotopi del monte Corchia condividono stessa fascia altitudinale, esposizione, suolo, substrato, morfologia, acque debolmente fluenti, nonché analoghe condizioni di temperatura e precipitazioni per la loro relativa vicinanza. Dell'originale somiglianza floristica rimane oggi un 35,2% secondo l'indice di Jaccard. Ad ogni modo, questo gruppo si mostra ancora più dissimile dal Monte di Roggio, considerato nel complesso della sua recente evoluzione, poiché il coefficiente di similarità si riduce ad appena il 28,3% nel caso in esame.

Il dendrogramma di fig. 1 consente pure di misurare le trasformazioni intervenute nel tempo per il biotopo di Monte di Roggio. Dal biennio 1995-1996 al triennio 2018-2019, questa area umida ha modificato di un 37,7% il proprio assetto floristico. La riduzione di similarità tra le due situazioni temporali, distanti poco più di un ventennio, si rispecchia proprio nel 62,3% di valore raggiunto dall'indice di Jaccard. È bene ricordare che, in condizioni massime di stabilità, il risultato atteso sarebbe stato del 100% o prossimo ad esso.

Nella fig. 2 è riportato uno spettro floristico secondo le principali classi fitosociologiche di apparte-



Fig. 3 – Serie secondaria in atto a Monte di Roggio: a) in alto, la situazione al 1996, con prati umidi di igrofiti in primo piano e praterie meso-xeriche sullo sfondo con pochi alberi e arbusti isolati; b) in basso, la situazione al 2020 con arvennereti s.l. sul primo fronte e, in lontananza, macchie arbustive di degradazione per abbandono culturale e piccoli boschi di neoformazione

nenza delle specie diagnostiche presenti nei biotopi presi in considerazione dal dendrogramma di fig. 1. La rappresentazione grafica consente di cogliere meglio le similarità / differenze di composizione tra le diverse aree umide, con un focus sulla trasformazione avvenuta nel Monte di Roggio nell'intervallo più volte ricordato. Secondo questo schema, i quattro casi presentano spettri floristici con un discreto grado di affinità fitosociologica. Le maggiori convergenze si realizzano tra il Padule di Fociomboli e la situazione pregressa del Monte di Roggio. La variazione dei giorni nostri, per quest'ultima località, appare ancora più rilevante e significativa rispetto a quanto messo in evidenza dal precedente dendrogramma, soprattutto perché segna uno scostamento sensibile anche dal resto delle aree umide analizzate.

Serie dinamica secondaria e progressiva di Monte di Roggio

A questo punto, il nucleo della discussione è capire se quello di Monte di Roggio sia un caso limite oppure l'esito estremo o, comunque, più marcato di una generale tendenza in atto.

Un dato comune accompagna le osservazioni, a distanza di oltre un ventennio in tutte le aree umide delle Alpi Apuane. La percezione palpabile è la riduzione della presenza di acqua, soprattutto durante il periodo estivo, sia lungo i solchi di scorrimento superficiale, sia come livello della falda all'interno dei prati umidi. Il fenomeno è talmente evidente che è stato più volte segnalato anche dai visitatori dell'area protetta, che lamentano una perdita di valore paesaggistico dei luoghi, proprio per la carenza idrica al suolo.

È fuor di dubbio che la rarefazione/scomparsa delle popolazioni di *Eriophorum sp. pl.* (cfr. tab. 1) e di altre importanti specie igrofile (cfr. tab. 2) sia una conseguenza della minore disponibilità idrica negli habitat palustri delle Alpi Apuane, la cui causa verrà affrontata a breve.

Non può essere un caso che la stragrande maggioranza delle entità non più riaccertate a Monte di Roggio siano considerate come diagnostiche della classe *Scheuchzerio palustris-Caricetea fuscae* Tx. 1937, tipica della vegetazione azonale di torbiere e paludi. In parallelo, si registra la comparsa, a tratti dominante, di specie mesofile e meso-xerofile caratteristiche soprattutto delle *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937, che di norma contraddistingue le praterie e brughiere intrazonali della fascia boreale temperata a bassa e media altitudine (cfr. Mucina *et alii*, 2016).

Alla discesa del livello della falda nel suolo ha corrisposto una progressione nell'interrimento dell'area umida, che ha comportato una perdita sensibile e forse irreversibile di igrofiti. Nello stesso tempo è spesso avvenuto l'ingresso, dalle fitocenosi limitrofe, di specie meno tolleranti all'umidità edifica o comunque di mesofite. A Monte di Roggio, il fenomeno ha assunto una particolare evidenza che è importante

descrivere almeno nelle linee essenziali. In molte superfici prima popolate e dominate da specie dei generi *Eriophorum*, *Dactylorhiza*, *Juncus* e *Carex*, sono entrate e diffuse specie tipiche delle praterie intrasilvatiche del piano montano, tra cui *Festuca rubra* L. subsp. *rubra*, *Holcus lanatus* L., *Achillea millefolium* L., ecc., oltre ad altre entità genericamente riferibili agli arrenatereti [*Dactylis glomerata* L., *Phleum pratense* L.], a testimonianza di un passato utilizzo di queste praterie secondarie come prati-pascolo e/o prati da sfalcio. In particolare, si tratta di formazioni erbacee più o meno stabili, che in primavera si caratterizzano da vistose fioriture di *Narcissus poeticus* L. e dove, nel 2020, ha fatto la sua comparsa anche *Paeonia officinalis* L., a fianco di varie orchidee. La tendenza degli arrenatereti *s.l.* è di evolvere ulteriormente in senso xerico verso praterie delle *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et Tx. ex Soó 1947, a dominanza di *Brachypodium genuense* Roem. et Schult. ed altre erbe graminodi (*Festuca sp. pl.*) come dimostrano diversi luoghi delle Alpi Apuane e del vicino Appennino settentrionale (cfr. Lombardi *et alii*, 1998).

Nelle figg. 3a e 3b sono messe a confronto due foto del 1996 e del 2020, ottenute da due punti di scatto quasi coincidenti. Le immagini documentano, in primo piano, la successione ormai completata da prati umidi di specie igrofile con dominanza di *Eriophorum sp. pl.*, a formazioni mesofile riconducibili agli arrenatereti. Sullo sfondo poi, è ancora più percepibile il recente insediamento di alberi isolati e la rapida ricostituzione di piccoli boschi di neoformazione e di macchie arbustive di degradazione.

In effetti, nelle zone più distanti dall'area umida di Monte di Roggio, rilevante è la diffusione di fanerofite della fascia supramediterranea e oro-subatlantica – quali *Quercus cerris* L., *Sorbus aria* (L.) Crantz, *Betula pendula* Roth, *Laburnum anagyroides* Medik., ecc. – che tendono a ricostituire una copertura boschiva continua e chiudere così le praterie secondarie d'intorno. Invece, lungo i corsi d'acqua che solcano l'area umida, ha preso corpo una cenosi ripariale ad *Alnus incana* (L.) Moench (cfr. Mondino e Bernetti, 1998), che contribuisce anch'essa alla contrazione delle formazioni igrofile erbacee. L'alneto autoctono ad ontano bianco è qui accompagnato da diverse specie indicatrici [*Corylus avellana* L., *Salix apennina* A.K. Skvortsov, *Geranium robertianum* L., *Geranium nodosum* L., *Stellaria nemorum* L., ecc.], tra cui alcune differenziali del sottotipo basifilo [*Thalictrum aquilegifolium* L., *Petasites albus* (L.) Gaertn.], insieme ad altre entità riferibili alle faggete [*Fagus sylvatica* L., *Saxifraga rotundifolia* subsp. *rotundifolia*] e ai boschi mesofili di caducifoglie submontane [*Acer campestre* L., *Crataegus monogyna* Jacq.].

La dinamica della vegetazione a Monte di Roggio è schematizzata nella fig. 4 in senso progressivo, attraverso diversi stadi di successione. Si tratta sicuramente di un esempio, abbastanza tipico, di serie secondaria, che ha avuto origine dalla distruzione di una fitocenosi naturale e dall'abbandono di una vegetazione antropogena successivamente insediatasi.

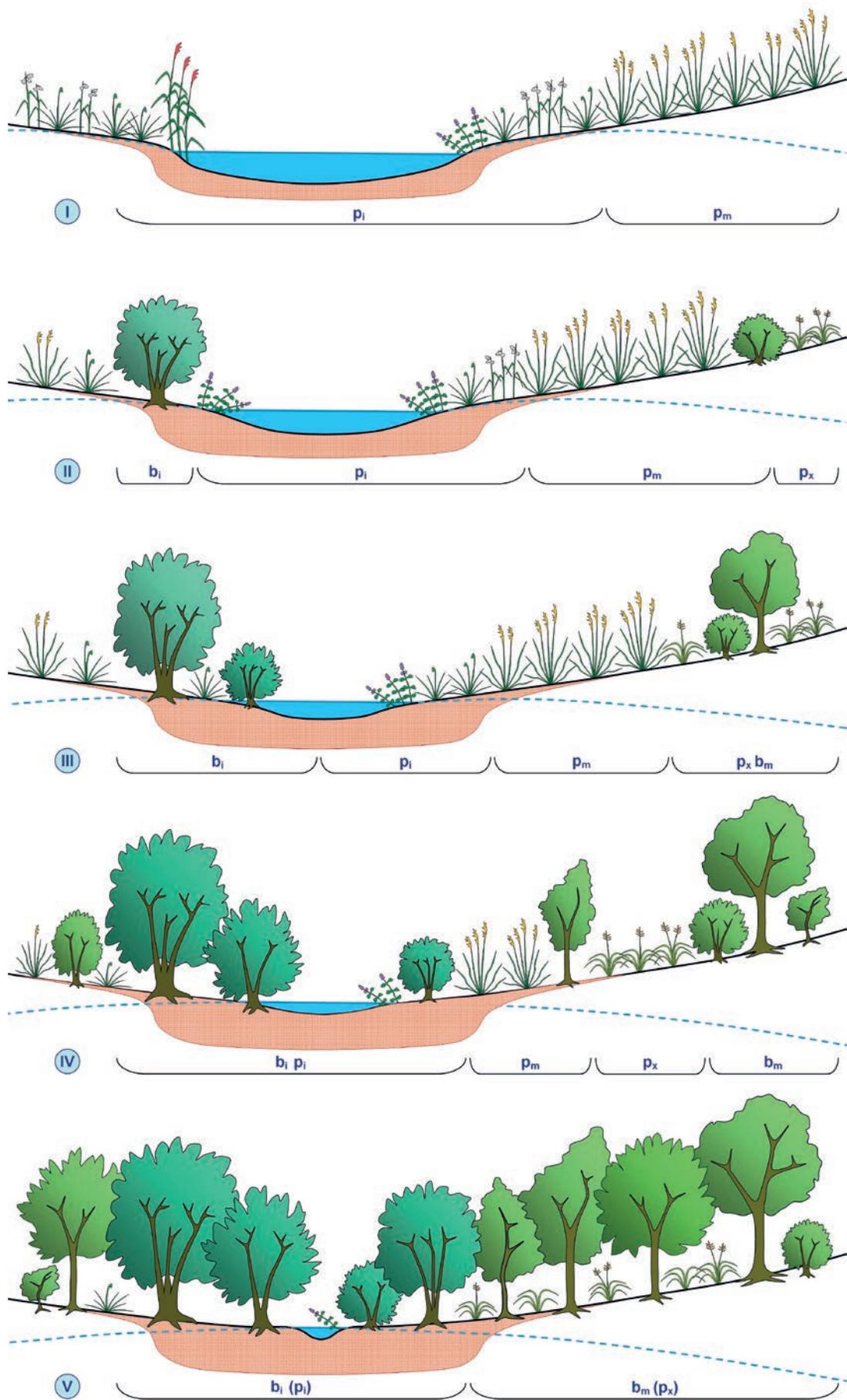


Fig. 4 – Schema del processo di interrimento a Monte di Roggio, con l'evoluzione della serie secondaria progressiva di vegetazione; in numero romano gli stadi successivi (il III è l'attuale), mentre le sigle corrispondono: b_i = bosco igrofilo ad ontano bianco; b_m = bosco misto mesofilo; p_i = prateria igrofila; p_m = prateria mesofila; p_x = prateria xerica

Quanto osservato e raccolto dal 1995 in poi, consente di ipotizzare uno *stadio I* corrispondente ad un prato regolarmente sottoposto alle attività di pascolo e sfalcio, almeno fino all'immediato ultimo dopoguerra. Prima di questo assetto, mantenuto per diversi secoli dall'attività rurale, è logico pensare ad un preesistente bosco a *Quercus cerris* dominante, sottoposto a taglio raso per esigenze pastorali. Il regime colturale intensivo ha qui favorito l'insediamento e lo sviluppo, nelle zone più rilevate ed asciutte, di una formazione erbacea a *Festuca rubra*, *Holcus lanatus*, *Dactylis glomerata*, ecc., genericamente riferibile agli arrenatereti (in fig. indicato: $p_m = prateria\ mesofila$). Invece, nel compluvio umido, doveva trovarsi un mosaico vegetazionale di tipico ambiente palustre ($p_i = prateria\ igrofila$), popolato da specie caratteristiche delle classi *Scheuchzerio palustris-Caricetea fuscae*, *Molinio-Arrhenatheretea* e, non ultima, *Phragmito-Magnocaricetea* Klika in Klika et Novák 1941, con la possibile presenza di elofite.

Lo *stadio II* riportato nella fig. 4 coincide con la situazione osservata nel 1995-1996 di iniziale manifestazione degli effetti dell'abbandono colturale. Il paesaggio vegetale dei prati pascolo è ancora leggibile nelle sue linee essenziali, ma già compaiono i segni della successione progressiva. La maggiore evidenza è nella comparsa di fanerofite, spesso come individui isolati o piccoli gruppi, soprattutto lungo la fascia umida dove si raccolgono le acque, ma pure lungo i displuvi. Persiste in basso la vegetazione igrofila, ancora ricca di entità di significativo valore geobotanico.

Lo *stadio III* corrisponde al tempo presente di pressoché definitiva interruzione di qualsiasi uso agro-silvo-pastorale del luogo. L'ulteriore sviluppo a macchia di formazioni arboree e arbustive è accompagnato dal consolidarsi di una fitocenosi a *Brachypodium genuense* ($p_x = prateria\ xerica$ nella fig. 4), che inizia a sostituire la formazione erbacea mesofila nella zone più rilevate e aride. A sua volta, quest'ultima invade gli spazi esterni della vegetazione palustre nel compluvio. La zonazione così descritta tende dunque a slittare in senso centripeto verso il solco idrografico, al graduale interrimento della zona allagata e all'abbassamento della falda freatica nei vicini prati umidi. Il decrescere della profondità dell'acqua, sia emersa sia presente nel suolo, concorre alla contrazione dell'area umida e alla scomparsa di specie igrofile – soprattutto della classe *Scheuchzerio palustris-Caricetea fuscae* – meno tolleranti all'aridità e meno competitive rispetto ai *taxa* delle praterie meso-xeriche.

Lo *stadio IV* e lo *stadio V* rappresentano i prossimi sviluppi prevedibili della successione di Monte di Roggio, a meno che non intervengano interventi colturali, conservativi o distruttivi che possano azzerare, sospendere o modificare la serie dinamica ipotizzata. La tendenza è verso la ricostituzione di un *bosco misto mesofilo* (b_m nella fig. 4) di transizione tra la fascia supramediterranea e quella oro-subatlantica. Lungo il solco idrografico, è plausibile la conservazione di

un alneto ripariale ad *Alnus incana* ($b_i = bosco\ igrofilo\ ad\ ontano\ bianco$) con l'area umida ridotta alla sola traccia d'alveo e popolata da un numero ridottissimo di igrofite erbacee nel sottobosco e nelle chiarie superstiti.²

Gli effetti del riscaldamento globale

Se l'interrimento progressivo delle aree umide è un risultato normalmente atteso, poiché evento ricorrente e prevedibile, quello che desta sorpresa è la velocità con cui si manifestato a Monte di Roggio. Il fenomeno ha qui esibito un'accelerazione notevole, forse in dipendenza di più fattori concorrenti, globali e/o locali.

Nella ricerca delle possibili cause, il primo pensiero va al riscaldamento globale in atto, che provoca ovunque impatti ed incidenze significative. Si tratta di un'ipotesi da porre in particolare evidenza quando si affronta una valutazione multifattoriale di trasformazioni osservate in habitat sensibili alle variazioni rapide di condizioni abiotiche. In questo ambito, l'obiettivo è stimare quanto la diminuzione delle acque al suolo possa relazionarsi alle mutate condizioni climatiche, partendo dall'analisi dei dati termo-pluviometrici disponibili.

Precipitazioni

Le serie storiche delle precipitazioni segnalano, per i tempi recenti, una riduzione negli afflussi meteorici annuali in tutte le stazioni di rilevamento della Toscana nord-occidentale.³ La tendenza è stata rilevata anche nella fascia costiera apuo-versiliese, dove però la sua entità è piuttosto lieve, con valori di decremento compresi tra 2 e 5 mm ogni 10 anni (Rapetti, 2017-2018). Invece, nell'entroterra apuano, la stessa flessione ha assunto maggiore rilevanza, come dimostrano i due grafici riportati nelle figg. 5a e 5b. I dati originali provengono rispettivamente dalle stazioni di Retignano (440/420 m s.l.m.) e di Campagrina (850/807 m), così scelte per la loro relativa vicinanza alle aree umide del Monte di Roggio e del Corchia, in presenza di serie pluviometriche sufficientemente lunghe e affidabili. I grafici si limitano al periodo 1950-2020, escludendo i due decenni precedenti per le interruzioni di rilevamento registratesi soprattutto durante l'ultimo conflitto mondiale. In entrambi i casi considerati, la riduzione degli afflussi idrometeorici è descritta graficamente dalla linea di tendenza lineare (a tratti in rosso), che marca un decremento piuttosto simile nei due casi e compreso tra il 10,8% e l'11,1% nell'arco di 70 anni. Se si utilizza, in alternativa, la linea di tendenza polinomiale di grado 2 (punteggiata in verde), l'andamento esprime una curva con una gola all'altezza del 1990, a cui segue una parziale risalita delle precipitazioni totali, soprattutto per effetto di alcuni anni relativamente più umidi nell'ultimo decennio (2014, 2016, 2019 e 2020)

Nella fascia collinare e basso-montana delle Apuane, il regime delle precipitazioni è bimodale,

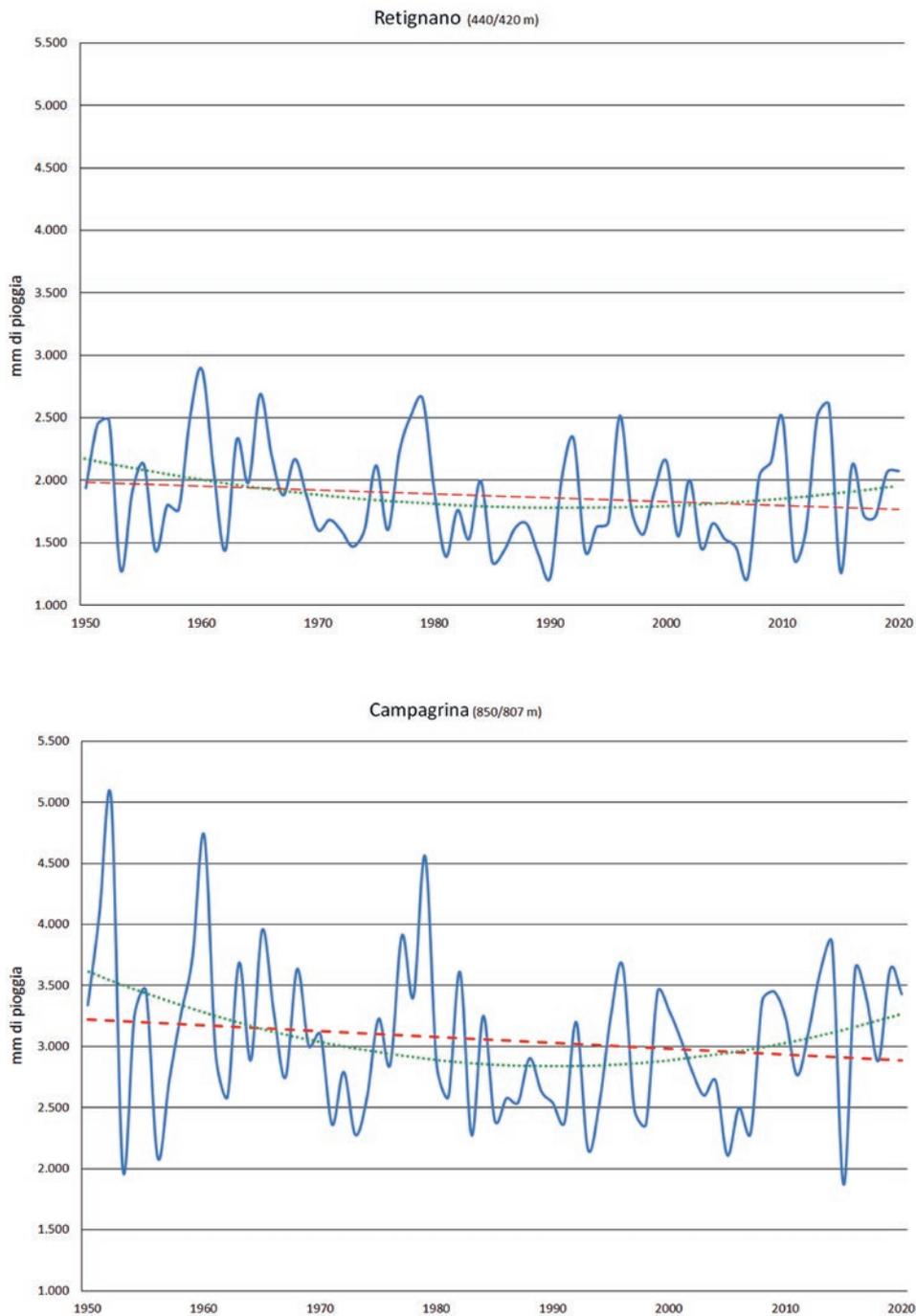


Fig. 5 – Precipitazioni annue in due stazioni meteo del comune di Stazzema (1950-2020): a) in alto, Retignano (440/420 m s.l.m.); b) in basso, Campagrina (800/807 m s.l.m.); la linea continua blu indica l'andamento degli afflussi idrometeorici; la linea a tratti rossi la tendenza lineare delle precipitazioni; la linea punteggiata verde la tendenza polinomiale di grado 2

presentando un massimo principale in autunno o in inverno, con diverse stazioni che alternano decenni in cui prevale il primo oppure il secondo picco. Tipico di questa condizione è l'andamento pluviometrico stagionale di Retignano – località posta nel versante marittimo delle Apuane, non distante dallo spartiacque principale della stessa catena – dove l'autunno contribuisce per un 32,0% e l'inverno per un 31,5% nella media della sua lunga serie storica (1931-2020). Al regime mediterraneo (IAPE), con il massimo

principale delle precipitazioni in inverno, si iscrive la stazione di Campagrina e poche altre poste nel primo versante interno della dorsale apuana, poco oltre il crinale (Orto di Donna, Isola Santa, Puntato, Padule di Fociomboli). Invece, il regime submediterraneo (AIPE), con il massimo principale in autunno, si è di recente consolidato in molte località prossime al medio versante e al fondovalle del fiume Serchio (Vagli Sotto, Careggine, Pontecosi, Castelnuovo di Garfagnana, ecc.). Non era così prima del 1980, con

gli stessi luoghi caratterizzati da decenni con massimi di precipitazione in inverno e dunque da una dominanza del regime mediterraneo (Bartelletti *et alii*, 2004). Questa recente variazione è avvenuta nella Garfagnana apuana in modo parallelo, sebbene in tempi successivi, a quella documentata da Rapetti e Vittorini (1990) per undici stazioni "ultracentenarie" della Toscana, passate dopo il 1936 dal regime subtoraneo (APIE) a quello submediterraneo (AIPE).

Il denominatore comune di queste due variazioni parallele è la sensibile riduzione delle precipitazioni primaverili, solo in parte compensate dagli afflussi autunnali. Tuttavia, nelle Alpi Apuane, il fenomeno risulta quasi nullo o modesto in prossimità dello spartiacque principale della catena (Campagrina, Retignano) per il probabile rinforzo delle piogge orografiche, che attenuano/annullano la diminuzione pluviometrica detta. Cessato questo effetto di crinale, già a partire dall'Isola Santa fino al fondovalle del Serchio, gli afflussi meteorici in primavera segnano un decremento relativo intorno al -5,1% nella media percentuale stagionale e, in dati assoluti, una flessione che oggi raggiunge il 25% circa rispetto ai valori medi degli anni 60/70 dello scorso secolo. Anche l'estate vede, con analogo andamento territoriale, una riduzione recente delle piogge, anche se di proporzioni minori in confronto al periodo primaverile.

La tendenza descritta è una delle molteplici conseguenze del cambiamento climatico in atto, da cui ne deriva l'accentuarsi in estate della crisi idrica nelle aree umide delle Apuane, non solo per la riduzione della quantità annuale degli afflussi idrometeorici. Tale effetto è amplificato proprio dalla variata distribuzione stagionale delle piogge, sempre meno copiose nel periodo che precede i mesi più caldi, tralasciando per il momento gli esiti sinergici dell'aumento della temperatura sull'aridità estiva.

Temperatura dell'aria

Nella presente analisi sul riscaldamento climatico, i dati termometrici risultano di più difficile utilizzo per la particolare situazione esistente nel territorio. All'interno della catena montuosa, la rete di rilevamento della temperatura dell'aria non presenta stazioni con un lungo catalogo giunto fino ai giorni nostri. Il passaggio di competenze, a metà anni '90, dall'Ufficio Idrografico Italiano al Settore Idrologico Regionale, ha portato ad una distribuzione delle stazioni meteo assai diversa dalla precedente. Per supplire a questa criticità, è stato operato il confronto e l'interpolazione di dati provenienti da più punti di rilevamento, consentendo di stimare, con limitato margine di errore, i valori termici medi dei periodi scoperti dal rilevamento e dunque completare e ricostruire le serie lacunose.

Per il Monte di Roggio e per l'area settentrionale del Corchia è sembrato opportuno far riferimento prevalente alla stazione automatica di Careggine, in località Pierdiscini (1.100 m s.l.m.) che – attivata nel 1996 – condivide la stessa fascia altimetrica delle principali aree umide delle Apuane, ponendosi anche

in posizione baricentriche rispetto alle stesse.

Nelle figg. 6a-6c sono descritti gli andamenti delle temperature medie, sia annuali sia delle stagioni estreme. Per i primi due grafici riferiti all'inverno e all'estate, il periodo di riferimento è il 1996-2020 e si basa sui valori effettivamente registrati nella stazione detta. Per il restante ultimo grafico, la serie annuale è stata integrata fino al 1968 attraverso l'estrapolazione di dati presenti nel catalogo della stazione meteo di Castelnuovo di Garfagnana, tenendo conto del gradiente termico verticale della zona, come meglio descritti nella nota n. 4.

Anche in questo caso è utile leggere le curva termometrica di fig. 6c attraverso la linea di tendenza lineare sovrapposta (a tratti in rosso). Il risultato è quello atteso e conferma un dato ormai generalizzato, ovvero l'aumento della temperatura media annuale nell'ultimo sessantennio, che viene stimato in 1,7 °C (da 8,8 a 10,5 °C) nello specifico della stazione di Careggine. Valori corrispondenti di innalzamento termico (1,7 °C per Careggine e 2,2 °C per Vagli Sotto) sono stati calcolati da OBC Transeuropa per il medesimo periodo, utilizzando i dati prodotti da Copernicus e dall'*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF). L'incremento di Careggine (0,28 °C/10 anni) è appena superiore a quello (0,2 °C/10 anni) del catalogo termometrico di Massa (Rapetti, 2017-2018), corrispondente quest'ultima, nello studio OBC Transeuropa appena citato, ad una stima di variazione positiva di 1,6 °C della temperatura media annuale, durante il periodo 1960-2019.

Meno scontata è invece la variazione delle temperature medie invernali ed estive, relativamente al solo periodo di rilevamento effettivo della stazione meteo di Careggine (1996-2020). I grafici delle figg. 6a e 6b mostrano differenze nella tendenza stagionale. La temperatura media invernale è rimasta pressoché costante intorno ai 3,2/3,3 °C, mentre quella estiva ha fatto registrare una più decisa impennata, poiché passata, nelle medie quinquennali, da 17,8 a 19,0 °C in appena venticinque anni, marcando così un incremento medio di 0,48 °C/10 anni. Un simile andamento è documentato per la stazione di Castelnuovo di Garfagnana (1950-2003) da Rapetti (2020), che calcola in 0,3 °C/10 anni l'incremento della temperatura media annua, come principale conseguenza del sensibile aumento delle medie delle massime, soprattutto estive (+0,7 °C/10 anni), a cui corrisponde una lieve diminuzione della media delle minime (-0,1 °C/10 anni).

I risultati lasciano chiaramente intendere come, nelle Alpi Apuane, sia soprattutto la stagione più calda a contribuire all'aumento termico medio annuale, con un impatto che è stato particolarmente rilevante nel quadriennio 2001-2004. Maggiori temperature in estate corrispondono a maggiore evapotraspirazione, soprattutto negli habitat umidi. Durante il periodo più arido dell'anno, le paludi e i prati acquitrinosi vedono così ulteriormente diminuire le loro riserve idriche, per effetto combinato di due fattori sinergici: il forte innalzamento termico estivo e il decremento

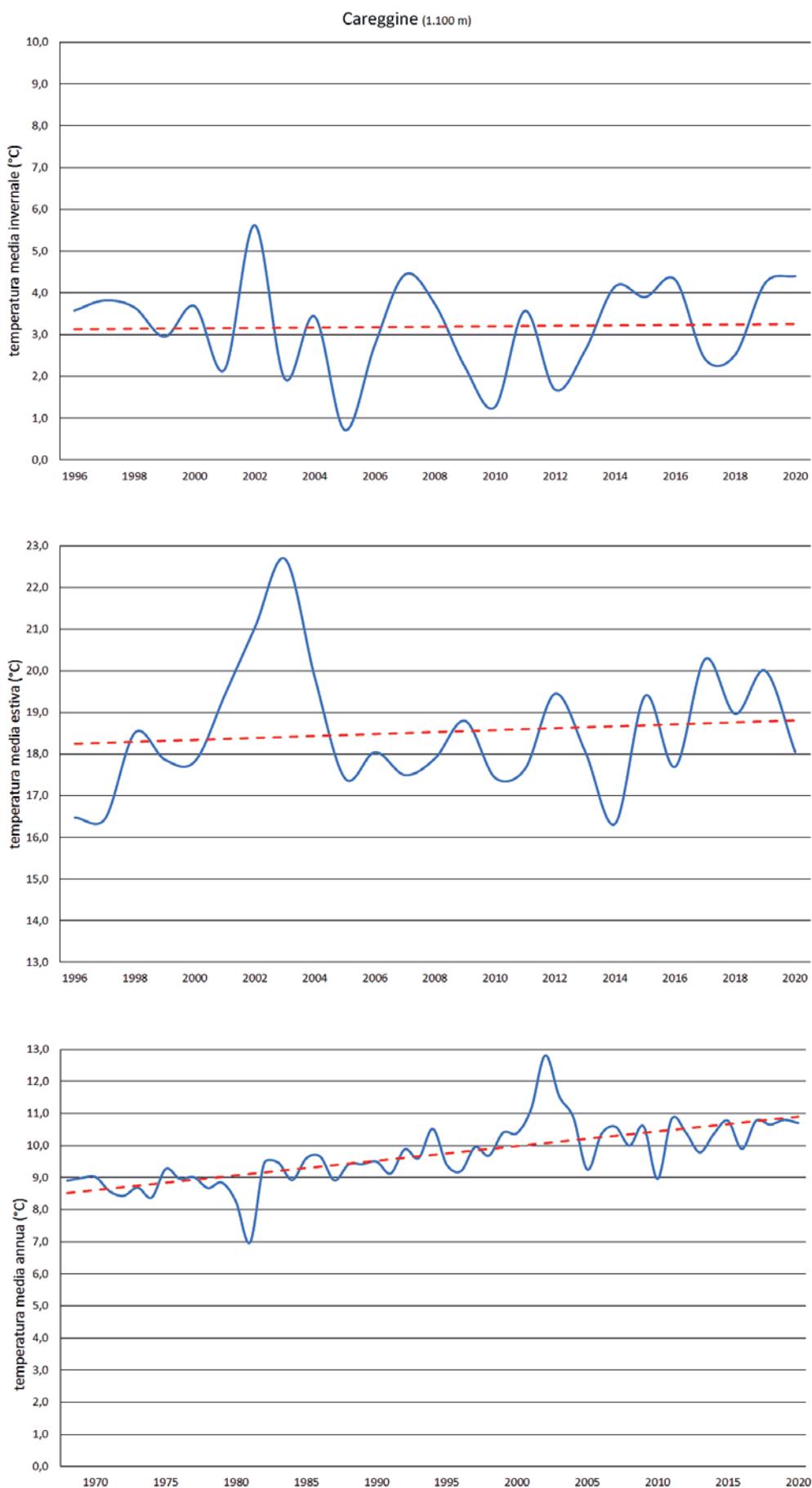


Fig. 6 – Temperature medie annuali e stagionali di Careggine (1.100 m s.l.m.): a) in alto, media invernale (1996-2020); b) al centro, media estiva (1996-2020); c) in basso, media annuale (1968-2020) con dati più lontani nel tempo (1968-1995) estrapolati da stazioni meteo vicine; la linea continua blu indica l'andamento della temperatura media; la linea a tratti rossi la tendenza lineare

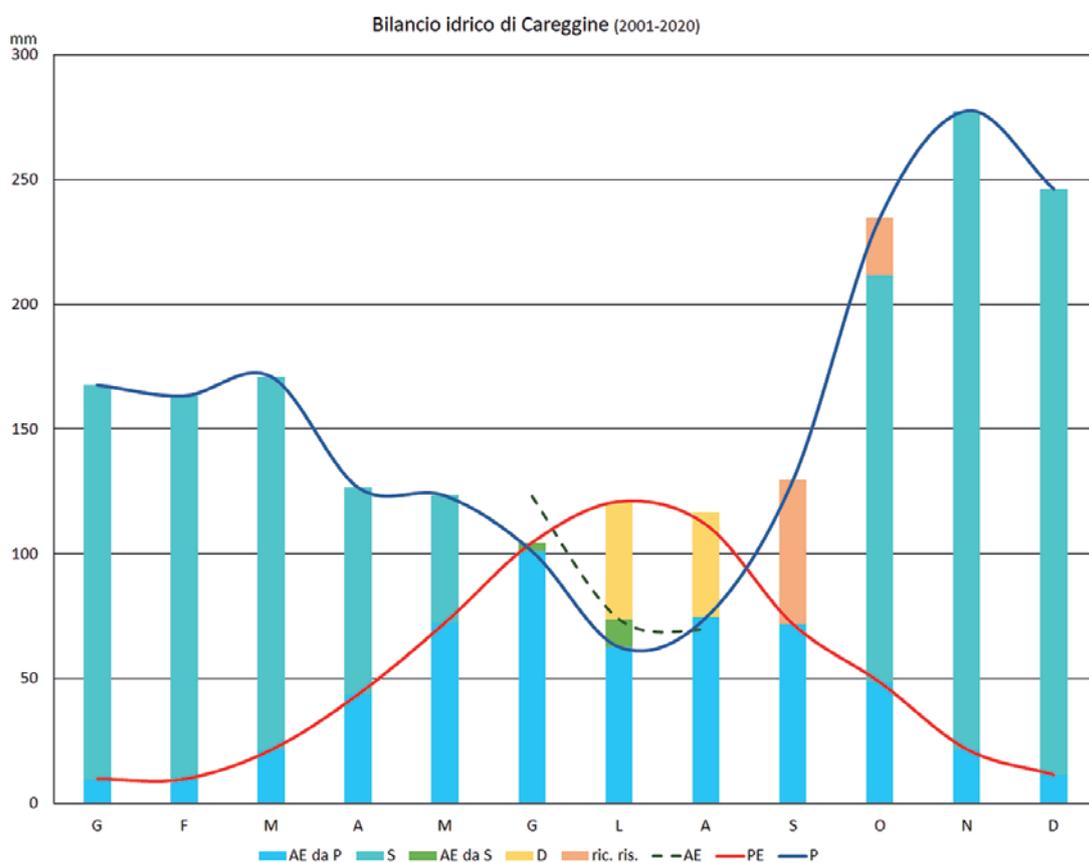
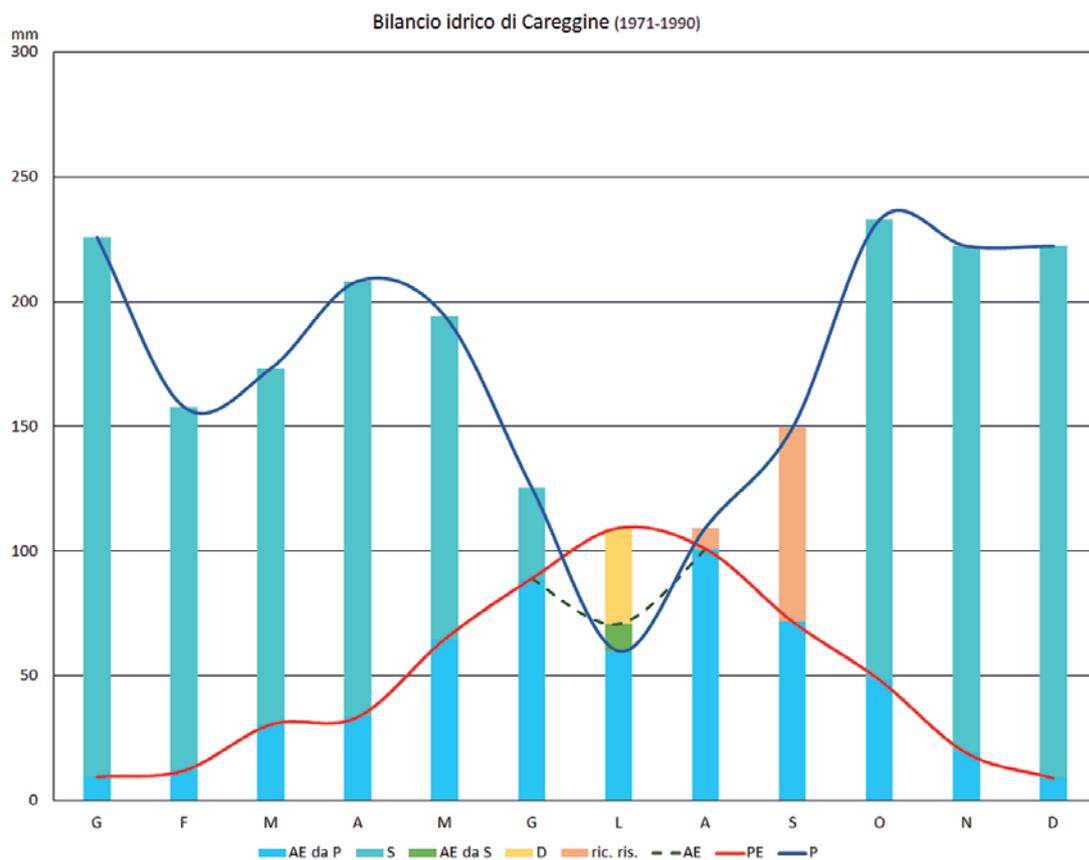


Fig. 7 – Diagrammi del bilancio idrico-climatico di Careggine (1.100 m s.l.m.), secondo Thornthwaite e Mather (1955; 1957): a) in alto, periodo 1971-1990 (curva estrapolata); b) in basso, periodo 2001-2020; AE = evapotraspirazione reale; D = deficit di umidità; P = precipitazioni; PE = evapotraspirazione potenziale; ric. ris. = ricostituzione della riserva; S = surplus o eccedenza di umidità

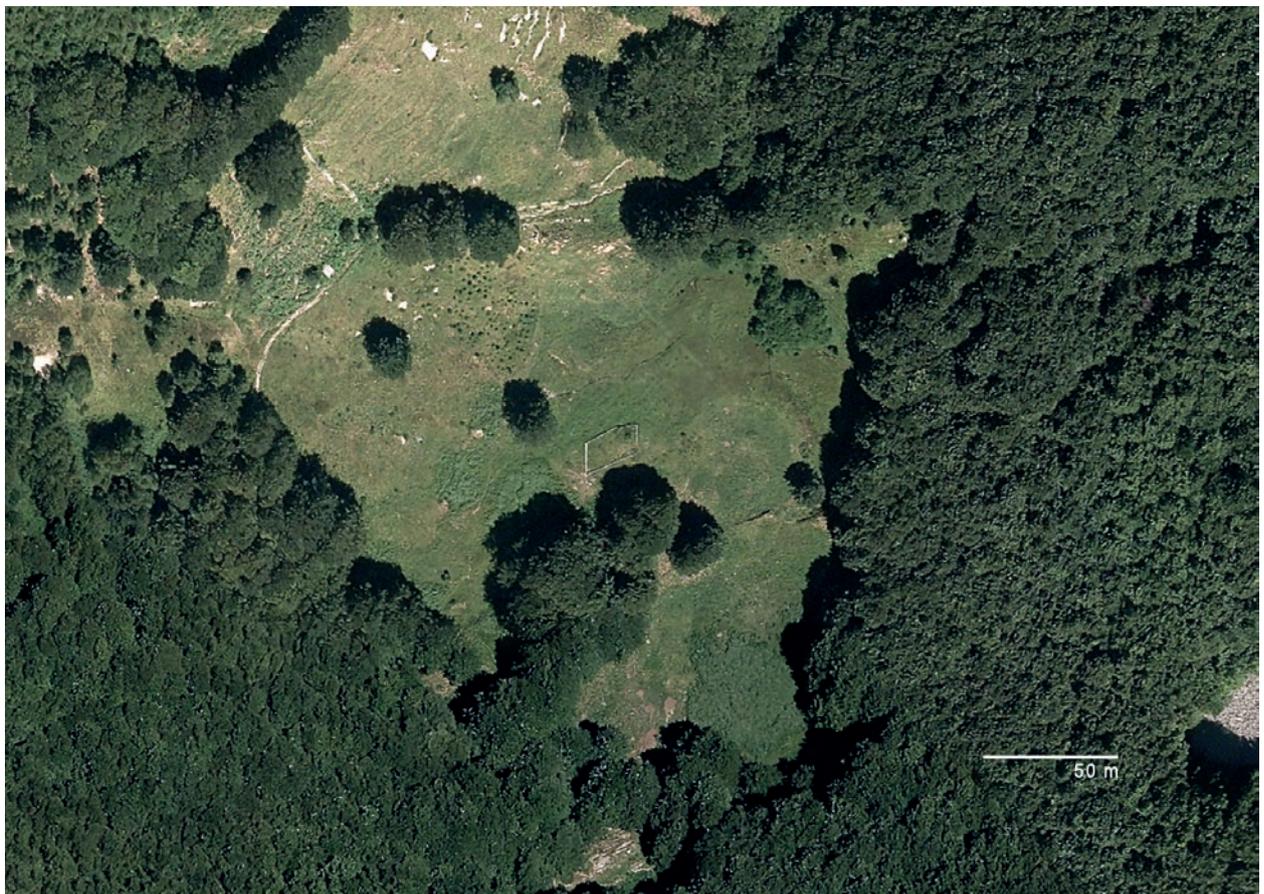
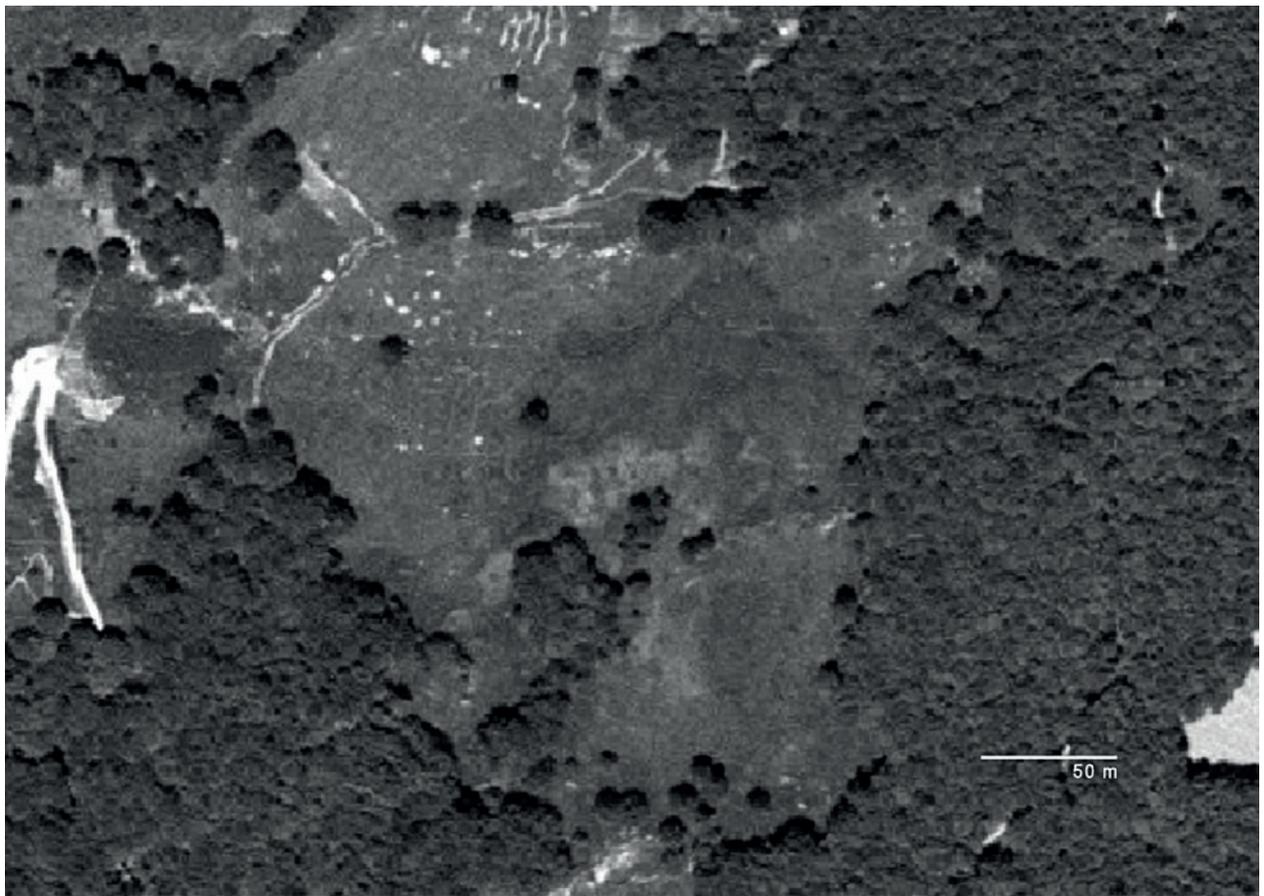


Fig. 8 – L'avanzamento contenuto della faggeta nei pressi del Padule di Fociomboli (1.130 m s.l.m.) a danno delle praterie secondarie in parte umide: a) foto aerea del 1988 (in alto); b) foto aerea del 2019 (in basso)

delle riserve idriche per i minori afflussi idrometeorici soprattutto primaverili, oltre che annuali.

Bilancio idrico-climatico

Un'ulteriore verifica dell'ipotesi appena illustrata può essere condotta attraverso il bilancio idrico-climatico di Thornthwaite (1948), grazie al metodo di calcolo sviluppato dallo stesso Thornthwaite insieme a Mather (1955; 1957), per ottenere una misura della disponibilità d'acqua nel suolo nel corso dell'anno. Parametri climatici fondamentali per il ciclo vitale delle piante igrofile, possono essere così ricavati dall'andamento stagionale medio dei dati indicativi di evapotraspirazione potenziale, di surplus e/o deficit idrico, nonché dal confronto, per lo stesso luogo, di situazioni diacroniche.

Nelle figg. 7a e 7b sono riportati due diagrammi del bilancio idrico-climatico di Careggine, secondo Thornthwaite e Mather (1955; 1957). Il secondo diagramma è stato ricavato con dati termopluviometrici effettivamente rilevati dalla stazione meteo detta, durante il ventennio 2001-2020. Invece, il primo diagramma – riferito al periodo 1971-1990 – riporta valori medi ricostruiti attraverso l'estrapolazione di dati da stazioni vicine.⁴

Il confronto tra i due diagrammi rivela differenze non proprio secondarie. Il periodo più lontano nel tempo (fig. 7a) descrive una situazione di maggiore disponibilità idrica nel corso dell'anno, con un deficit di umidità (D) di lieve valore e limitato al solo mese di luglio, mentre la riserva di acqua nel suolo comincia a ricostituirsi già ad agosto e si completa in settembre. Situazione non proprio coincidente è quella dell'ultimo ventennio (fig. 7b), che risente della crisi idrica conseguente al riscaldamento globale. Ai giorni nostri, le piogge primaverili sono in netto calo e così il deficit di umidità (D) prosegue da luglio ad agosto, determinando un ritardo temporale nel ripristino della capacità di campo, con inizio in settembre e definizione ad ottobre.⁵

Ancora con gli indici di Thornthwaite (1948) è possibile proseguire il confronto per la stazione di Careggine nei due diversi periodi considerati. Riguardo all'indice di umidità globale (I_m), i valori decrescono da 248,0 a 182,1 nei due distinti ventenni (1971-1990 e 2001-2020) determinando una differente attribuzione di classe climatica, poiché al tipo perumido A_2 (con $I_m \geq 200$) si è sostituito l' A_1 ($200 > I_m \geq 100$). Relativamente all'indice di efficienza termica (TE) – pari all'evapotraspirazione potenziale (PE) – si registra un innalzamento da 598,4 a 647,1 mm nei due periodi presi in considerazione, con risultati comunque ricompresi nella medesima tipologia climatica: B'_1 – primo mesotermico ($712 > i \geq 570$). In questo ambito, la variazione stagionale dell'umidità si esprime attraverso l'indice di aridità (Ia), che passa da 6,4 a 10,9 ed indica comunque una permanenza topoclimatica nell'identica categoria, tipica di luoghi a deficienza idrica estiva nulla o molto piccola: r ($Ia < 16,7$). Infine, un secondo cambio di categoria tipologica si riscontra con il quarto indice di Thornthwaite, che

esprime la concentrazione estiva dell'efficienza termica (TESC). Nel periodo 1971-1990, quest'ultimo indice ha raggiunto il valore del 50,0%, mentre è salito al 52,1% nel ventennio 2001-2020. Ciò ha determinato il passaggio dalla tipologia b'_4 alla b'_3 (con limite tra le classi a 51,9%) confermando una maggiore incidenza climatica delle temperature estive e, pertanto, un'iniziale tendenza verso la continentalità.

In sintesi, la formula climatica di Careggine (1.100 m s.l.m.) era $A_2 B'_1 r b'_4$, mentre oggi è $A_1 B'_1 r b'_3$.

Possibili fattori locali

Le cause di scala locale possono provocare effetti modesti o rilevanti, diretti o indiretti, sulla trasformazione degli habitat umidi, a seconda dell'intensità (magnitudine) e del tempo di persistenza. Abbiamo già in parte introdotto il fenomeno diffuso sulle Alpi Apuane dell'abbandono colturale e della conseguente progressiva "chiusura" delle praterie secondarie negli alpeggi e dei "casali" intorno agli abitati. Con il graduale spopolamento dell'entroterra, dal secondo dopoguerra ad oggi, gli spazi intrasilvatici della coltivazione e dell'allevamento sono andati incontro ad una forte contrazione e talvolta alla scomparsa, a tutto vantaggio di uno "sviluppo ipertrofico" dei boschi.

Le immagini fotografiche consentono di cogliere le principali trasformazioni fisionomiche del paesaggio vegetale delle Alpi Apuane, che si sono imposte nella fascia collinare e basso-montana nell'arco di meno di un secolo (Strati, 2011). In particolare, le foto aeree documentano una diversa espansione delle fitocenosi arbustive ed arboree all'interno e nell'intorno delle aree umide, con conseguente diminuzione degli spazi aperti di prateria caratterizzati da ristagni e acque debolmente fluenti.

Il confronto per il Padule di Fociomboli tra l'immagine zenitale del 1988 e quella del 2019 (figg. 8a-8b) evidenzia un aumento contenuto della copertura forestale. Nell'intorno dell'area umida, il bosco è rappresentato da una faggeta apuana a *Sesleria argentea* (Savi) Savi, con un primo ingresso di *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. al centro dei prati umidi. Invece, assai più consistente risulta lo sviluppo della serie dinamica secondaria al Monte di Roggio sulla base di un'analogia comparazione tra le foto aeree del 1988 e 2019 (figg. 9a-9b). Anche questo strumento d'indagine documenta il rapido evolvere della vegetazione verso un bosco misto mesofilo nella porzione più xerica dell'area, mentre un bosco ripariale ad ontano bianco avanza lungo la traccia idrografica principale.

L'impatto della fauna selvatica

Collegato alla "reazione selvosa" in atto, si è registrato un contemporaneo e conseguente incremento della fauna selvatica, soprattutto di Ungulati, che sono il frutto recente o relativamente tale di espansioni territoriali, sia numeriche sia distributive, nonché di reintroduzioni e ripopolamenti. Nelle Alpi Apuane, gli Artiodattili impattano in maniera



Fig. 9 – L'avanzamento rilevante dei boschi misti mesofili nei pressi del Monte di Roggio (980 m s.l.m.) a danno delle praterie secondarie in parte umide: a) foto aerea del 1988 (in alto); b) foto aerea del 2019 (in basso)



Fig. 10 – I danni provocati (2020) dall'attività di scavo del cinghiale (*Sus scrofa* L.) presso l'area umida Monte di Roggio

localizzata, ma non per questo trascurabile, sugli habitat naturali e seminaturali di buona parte della catena montuosa. I Piani di gestione faunistica e i monitoraggi annuali nel Parco indicano soprattutto nel cinghiale (*Sus scrofa* L.) la specie animale a più ampia valenza ecologica, che mostra comportamenti trofici non sempre compatibili con la conservazione della biodiversità dell'area protetta. La densità della sua popolazione è stata stimata nel 2012 in 1,5-2 capi/km², mentre i dati del 2015 suggerivano un aumento numerico generalizzato, divenuto però fluttuante in seguito.

Tuttavia, il problema degli impatti del cinghiale si evidenzia soprattutto nei luoghi in cui i branchi si concentrano, con preferenza per determinati spazi aperti di praterie secondarie, dove più rilevanti e persistenti rimangono i segni del *rooting* (aratura del terreno per scopi trofici). Nel Piano di gestione del 2012, venivano indicati sette luoghi del Parco maggiormente coinvolti dall'attività di scavo del cinghiale, tra cui il Padule di Fociomboli (Lucchesi *et alii*, 2012; Fazzi e Lucchesi, 2015; Fazzi *et alii*, 2020).

Le osservazioni direttamente effettuate nelle aree umide delle Apuane ci permettono di sostenere l'assenza o la minima presenza di danni da *rooting* durante il biennio 1995-1996. La situazione è però completamente mutata negli anni successivi, in

modo più o meno progressivo, fino all'evidenza assunta nell'ultimo periodo. In particolare, nel triennio 2018-2020 è stata l'area umida del Monte di Roggio a mostrare i maggiori effetti negativi della persistente frequentazione dell'animale. Il fototrappolaggio ha immortalato nuclei numericamente consistenti della specie, a cui va addebitata la maggior parte degli impatti sul cotico erboso. Non è tuttavia da escludersi una minima incidenza anche di altri grandi erbivori, quali il capriolo (*Capreolus capreolus* L.) e il cervo (*Cervus elaphus* L.), senza dimenticare il daino (*Dama dama* L.), che risultano diversamente diffusi in zona, almeno da alcuni anni.

Il degrado è qui percepibile non solo per l'attività di *rooting* del cinghiale, ma pure per lo scavo di insogli (pozze per i bagni di fango) lungo le tracce di scorrimento delle acque superficiali (fig. 10). Soprattutto all'interno del boschetto ripariale ad ontano bianco, la messa a nudo del terreno ha favorito l'azione di dilavamento e, di conseguenza, ha accentuato l'erosione incanalata, con le sponde del corso d'acqua divenute più alte, più inclinate e, a tratti, in arretramento, come dimostrano le foto poste a confronto del 1993 e del 2020 (figg. 11a e 11b).

Minori criticità si segnalano per le aree umide del monte Corchia. L'impatto del cinghiale è pressoché inesistente a Mosceta e contenuto nel Padule di Fo-

ciomboli. In questo secondo biotopo, il grufolamento ha determinato degradi di limitato rilievo, a parte alcuni insogli di modeste dimensioni, la cui gravità non è paragonabile ai danni recati dal sovrapascolo di equini nello stesso spazio e nello stesso tempo. In definitiva, la popolazione di cinghiale risulta più ridotta nell'area del Corchia rispetto al Monte di Roggio, forse perché meglio contenuta dalla predazione del lupo (*Canis lupus* L.).

L'impatto della fauna selvatica sulla flora e vegetazione delle aree umide non è argomento di facile valutazione e stima. Solo a Monte di Roggio si è recentemente rilevata una riduzione delle superficie utile alle fitocenosi igrofile, da attribuire all'attività di scavo del cinghiale per la ricerca di radici, tuberi, invertebrati e piccoli vertebrati. Il suolo umido e argilloso – privato del cotico e più volte calpestato e rivoltato dall'animale – va incontro a compattamenti innaturali e con difficoltà recupera la sua originaria struttura, rimanendo per lungo tempo indisponibile alla colonizzazione vegetale. Questo risulta il maggiore dei problemi evidenziati, perché non è stata reperita prova evidente di una riduzione della ricchezza floristica per diretta azione trofica su specie vegetali appetite. Possiamo solo ipotizzare qualche possibile incidenza sulle geofite bulbose (orchidee in particolare) di cui si percepisce una certa flessione rispetto al passato, anche nelle praterie più xeriche dell'intorno. Per altro, la letteratura indica una generale scarsa influenza del cinghiale sulla biodiversità dei luoghi, mentre la stessa specie provoca una rilevante diminuzione della biomassa vegetale (Massei e Toso, 1993).

L'impatto antropico locale

Le attività umane costituiscono un'altra categoria composita di pressioni e minacce di difficile ponderazione, benché qui circoscrivibile alle sole attività agro-silvo-pastorali e alla fruizione turistica. Per le aree umide delle Alpi Apuane vanno esclusi gli impatti dovuti alle attività estrattive e all'urbanizzazione, con tutto quanto annesso e connesso, così come le trasformazioni tipiche delle pianure antropizzate, diversamente indotte dall'agricoltura intensiva, dall'alterazione degli equilibri idrici, dall'inquinamento, dalla diffusione di specie aliene e dallo sviluppo di infrastrutture.

Nella dimensione apuana, insediamenti umani e bacini estrattivi si pongono a debita distanza anche nel caso del Retrocorchia. Minima incidenza è riconoscibile pure ai tagli boschivi, tenuto conto del generale stato di abbandono colturale dei boschi limitrofi di Fociomboli, che hanno abbondantemente superato l'età del turno. Il pascolo ovino risulta poi allo stato relittuale in tutta la catena montuosa, nonostante una lunga tradizione storico-agraria legata alla transumanza e alla pratica seminomade del doppio villaggio.

Tuttavia, negli ultimi anni, una crescente attività amatoriale e sportiva ha incrementato l'allevamento di equini nel Parco che, sebbene ancora in quantità

contenute, riescono lo stesso a produrre criticità non secondarie in alcune aree umide, dove si concentra il loro numero su piccole superfici di grande fragilità ambientale. È questo il caso tipico del Padule di Fociomboli, i cui prati umidi sono divenuti lo spazio trofico preferito di cavalli, muli e asini, lasciati qui allo stato semibrado. L'abuso ha prodotto guasti evidenti nel corso del 2018 e del 2020 su un'importante superficie di area umida, nonostante la vigenza del divieto di pascolo, poiché riserva integrale del Parco. L'ingente peso degli equini è stata la causa prima di svellimenti del cotico e sprofondamenti e rivoltamenti del terreno da sovrapascolo e calpestio eccessivo, per la fragilità e la relativa resistenza al carico dei prati umidi della zona. Il Parco è intervenuto con sanzioni amministrative e con un'ordinanza di sospensione dell'attività e riduzione in pristino dei luoghi, anche se bisognerà attendere i prossimi anni per verificare l'effettiva portata dei danni recati al popolamento vegetale del Padule di Fociomboli.

Per fortuna, un simile evento non si è mai registrato a Mosceta, né tanto meno al Monte di Roggio. L'unico impatto ascrivibile all'attività rurale genericamente intesa, è avvenuto nel 2016 nella seconda delle due località appena dette, con il coinvolgimento marginale dell'area umida esistente. L'episodio è consistito nel tentativo di ridurre a coltura due piccoli appezzamenti di terreno, dopo averli sottoposti ad aratura con macchine agricole. A distanza di cinque anni, si leggono malapena i segni di quell'intervento, dato che la prateria meso-xerofila è riuscita a ricolonizzare lo spazio perduto.

La fruizione turistica delle aree umide delle Alpi Apuane racconta una lunga storia di impatti di intensità e persistenza non sempre bassa o moderata. Le trasformazioni conseguenti sul paesaggio vegetale del Monte di Roggio sono pressoché nulle, a differenza di quanto è stato registrato per i biotopi dell'area del Corchia. In effetti, gli escursionisti hanno sempre visto nei Paduli di Fociomboli e di Mosceta delle mete di particolare livello attrattivo, per l'amenità e la morfologia pianeggiante dei luoghi. Già quarant'anni fa, Del Prete e Tomaselli (1981) lamentavano le pratiche del campeggio estivo come causa del danneggiamento in più punti della copertura vegetale dell'area umida di Fociomboli. Il Parco ha ipotizzato che i disturbi antropogenici indicati potessero qui minacciare la stazione puntiforme di *Herminium monorchis* (L.) R. Br., poiché subito a ridosso degli spazi più frequentati per drizzare tende ed accendere fuochi. Nel 2009-2010, l'ente ha progettato e realizzato un recinto di protezione della popolazione presente dell'orchidea detta, ottenendo negli anni successivi una stabilizzazione nel numero degli individui con scapi fiorali. Dal 2017, il Padule di Fociomboli è divenuto una riserva integrale del Parco e pertanto qui oggi vige il divieto di campeggio, consentendo soltanto una fruizione del luogo di carattere naturalistico, scientifico e didattico.

Di certo più ragguardevole è stato l'impatto della presenza turistica sull'area umida di Mosceta, fosse

non altro per la vicinanza del Rifugio “Del Freo” della sezione C.A.I. di Viareggio. Gli effetti negativi si sono prevalentemente palesati nella seconda metà del secolo scorso, con la riduzione floristica ricordata in precedenza. La ragione non può che essere antropica, tenuto conto del carico turistico rilevante e persistente in zona e della mancanza di altri fattori globali e locali di significativa incidenza. Va detto che la situazione sembra essersi stabilizzata nell’ultimo ventennio, soprattutto a seguito dei lavori di riqualificazione del sistema di trattamento delle acque reflue del Rifugio e per l’imporsi di comportamenti più rispettosi dell’ambiente da parte dei visitatori. Ad ogni modo, l’impatto turistico è ancora una minaccia.

Gli effetti positivi delle azioni di tutela e conservazione

Prima di tirare le fila su quanto distintamente analizzato nelle pagine precedenti, è necessario mettere in relazione le varie situazioni descritte riguardo alle norme di tutela applicate e agli interventi materiali di salvaguardia posti in essere dal soggetto gestore dell’area protetta. Il problema della salvaguardia delle aree umide delle Alpi Apuane era già emerso alla fine degli anni ’90, quando l’Ente Parco è stato in grado di dotarsi di una struttura operativa di analisi e controllo su habitat e specie meritevoli di conservazione. Risale infatti al 29 agosto 2001 il primo provvedimento del Consiglio direttivo in materia di *Tutela delle aree umide del Monte Corchia*, poi rinnovato nel 2017 e sempre finalizzato a “*garantire il mantenimento in uno stato di conservazione soddisfacente del tipo di habitat naturale nella sua area di ripartizione naturale, ovvero, all’occorrenza, il consolidamento e/o il ripristino delle popolazioni vegetali*”.

Salta immediatamente agli occhi la limitazione del provvedimento del 2001 ai tre biotopi igrofilici del Monte Corchia, ovverosia i Paduli di Fociomboli e Mosceta, insieme a quello più ridotto di Puntato. L’esclusione di altre località delle Alpi Apuane, con caratteristiche simili di habitat e popolamento vegetale, dipendeva unicamente dalla loro localizzazione esterna all’area protetta e dunque dal porsi al di fuori della giurisdizione del soggetto gestore. La legge regionale della Toscana n. 65 del 1997, istitutiva dell’ente, disegnava i nuovi perimetri dell’area parco, non includendovi – ad esempio – l’area umida di Gretamassa a Gorfigliano. Invece, la cartografia originale ricomprendeva il Monte di Roggio, se non che due successive leggi regionali – la n. 81 del 1998 e la n. 65 del 2000 – stralciavano dall’area protetta vaste superfici per consentirvi l’attività venatoria, tra cui una porzione di 232 ettari contenente al suo interno l’omonima area umida. Il provvedimento di legge avrebbe dovuto produrre un effetto transitorio, in attesa dell’approvazione di nuovi confini con il Piano per il Parco, allora in via di redazione. La temporaneità di quei tagli territoriali ingiustificati è però proseguita per quasi vent’anni, fino al 30 giugno 2017, per cui il Monte di Roggio non ha potuto fruire delle tutele dirette ed indirette offerte dal Parco, nonostante che il Piano proponesse qui una riserva

integrale. La normativa non prevedeva allora nessuna misura di salvaguardia sullo stesso luogo, a parte il vincolo di inedificabilità per il triennio successivo all’adozione del Piano.

Nonostante gli impedimenti di legge, il Parco ha sempre manifestato l’intenzione di recuperare le aree umide rimaste oltre i propri confini. Durante il processo partecipativo del Piano per il Parco (2000-2001), la questione della tutela del Monte di Roggio è stata posta all’ordine del giorno di tutti gli stakeholder, trovando però una forte opposizione da parte del mondo venatorio. All’esigenza manifestata dall’ente di una riappropriazione dell’area per eseguirvi interventi di tutela, i cacciatori locali opponevano l’interesse all’esercizio della caccia nel biotopo – soprattutto verso la beccaccia (*Scolopax rusticola* L.) – e la loro capacità di poterlo conservare attraverso la gestione venatoria.

La “storia” ha dimostrato un esito ben diverso da quello dichiarato. Il Monte di Roggio non ha avuto nessuna salvaguardia e nessun concreto intervento manutentivo di conservazione che potessero minimamente opporsi al declino ambientale descritto. A poco è servito nel 2017 il recupero dell’area entro i nuovi confini del Parco, quando ormai una grande parte della biodiversità vegetale era andata perduta.

Cosa diversa è accaduta ai Paduli di Mosceta e a Fociomboli. Le due aree umide sono sempre rimaste nell’area protetta e, pertanto, hanno fruito di azioni specifiche di ripristino, restauro e riqualificazione naturalistica. Il beneficio non si è limitato alla sola applicazione delle norme di tutela del 2001, che hanno anticipato l’impianto vincolistico del Piano per il Parco. Nel 2017, a Mosceta sono stati attuati interventi manutentivi dello stato di conservazione di specie ed habitat di interesse comunitario, attraverso il decespugliamento diffuso e selettivo dell’acquitrino e la realizzazione di piccole opere di contrasto all’inaridimento / interramento del luogo. Inoltre, per Fociomboli si segnala l’avvenuta realizzazione di un piccolo “chiaro” per lo sviluppo di specie vegetali a maggiore esigenza idrica (pleustofite); la messa in opera di dissuasori, al fine di evitare l’ingresso dei veicoli fuoristrada; la recinzione temporanea d’impedimento al pascolo equino e al *rooting* dei cinghiali, in aggiunta alla protezione realizzata per *Herminium monorchis*.

Si valuti poi l’incidenza positiva indiretta di forme di tutela che la sola appartenenza ad un’area protetta può garantire. In passato, Del Prete e Tomaselli (1981) segnalavano pressioni e minacce all’integrità dell’acquitrino di Fociomboli, come l’apertura di una pista di smacchio e di una strada di arroccamento alle cave del Retrocorchia. A loro avviso, le discariche delle rotabili e dei cantieri estrattivi avrebbero potuto “*turbare irreversibilmente l’equilibrio idrogeologico del bacino*”. Benché le due strade siano state realizzate prima dell’istituzione del Parco, il successivo avvento dell’area protetta ne ha annullato o mitigato i potenziali effetti negativi. L’area di escavazione del Retrocorchia è stata cancellata nel 1997 dalla prime-



Fig. 11 – Incremento dell'erosione incanalata nel corso d'acqua appena sottostante l'area umida di Monte di Roggio, in parte indotta dalla continua attività di scavo del cinghiale: a) in alto, la situazione al 1993, con la sporadica presenza dello stesso animale; b) in basso, lo stato dei luoghi al 2020, con le sponde divenute più alte, più inclinate e in arretramento

Tab. 3 – Matrice di valutazione degli impatti nelle principali aree umide delle Alpi Apuane, basata sull'indice di impatto (Ii), dato dal prodotto tra l'intensità (I) e la frequenza (F) di ogni singolo fattore di incidenza positiva o negativa

fattori	Monte di Roggio			Fociomboli			Mosceta		
	I	F	Ii	I	F	Ii	I	F	Ii
estinzione di piccole popolazioni (fattori genetici e demografici)	+2	1	+2	+1	1	+1	+2	1	+2
interrimento naturale per trasporto solido e sviluppo vegetativo	+2	5	+10	+1	4	+4	+1	3	+3
serie dinamica secondaria ("chiusura" praterie infrasilvatiche)	+3	4	+12	+2	2	+4	+2	2	+4
diminuzione precipitazioni annuali e primaverili (<i>global warming</i>)	+2	4	+8	+1	4	+4	+1	4	+4
aumento temperatura-evapotraspirazione estiva (<i>global warming</i>)	+3	5	+15	+2	5	+10	+2	5	+10
esigenze trofiche della fauna selvatica e <i>rooting</i> di ungulati	+3	3	+9	+3	2	+6	+3	1	+3
utilizzo agricolo del suolo (aratura e messa a coltura)	+2	1	+2	0	1	0	0	1	0
pascolamento intensivo di equini allo stato semibrado	0	1	0	+2	2	+4	0	1	0
fruizione turistica (attendamenti, fuochi, rifiuti, acque reflue, ecc.)	0	1	0	+1	2	+2	+3	2	+6
norme di tutela ed attività di vigilanza e controllo	0	1	0	-1	3	-3	-1	3	-3
interventi di conservazione e riqualificazione ambientale	0	1	0	-2	3	-6	-2	1	-2
totale			+58			+26			+27

trazione dei bacini estrattivi e così nessuna scarica di cava può oggi prodursi e nessun mezzo può più percorrere la sua via di arroccamento. Infine la pista di smacchio retrostante è stata trasformata dal Parco nel 2017 in una strada ad accesso limitato per i soli proprietari di terreni e pochi altri beneficiari.

In estrema sintesi, fino ai nuovi confini del 2017, le aree umide del Monte di Roggio e pure Gretamassa di Gorfigliano sono state abbandonate a se stesse, mentre i Paduli di Mosceta e Fociomboli hanno tratto un vantaggio relativo da interventi di mitigazione e contrasto al declino ambientale a cui stanno andando incontro gli acquitrini delle Alpi Apuane.

Conclusioni

Per condurre a definizione il presente lavoro è sembrato opportuno riassumere, ponderare e confrontare i vari impatti nei principali biotopi palustri delle Alpi Apuane attraverso una matrice di valutazione (vedi tab. 3), che si basa sull'indice di impatto (Ii), dato dal prodotto tra l'intensità (I) e la frequenza (F) di ogni singolo fattore di incidenza positiva o negativa. Nell'intensità sono incluse l'estensione, la magnitudine e la durata dell'impatto, mentre nella frequenza si valuta il suo tempo di persistenza/ricorrenza. Gli impatti sono individuati in modo quali-quantitativo utilizzando scale di apprezzamento/stima, associate a criteri selettivi di attribuzione di punteggi.⁶

La tab. 3 consente una lettura unitaria e sinottica dei vari fattori che stanno determinando il declino della flora e della vegetazione nelle aree umide delle Alpi Apuane, insieme a quelli che tentano di opporsi. Nei tre casi analizzati si evidenziano affinità e differenze, in buona parte descritte e commentate nelle precedenti pagine. Spicca innanzitutto la so-

stanziale somiglianza tra la situazione nei Paduli di Fociomboli e di Mosceta, data anche dai valori simili assunti dall'indice di impatto, sia per i fattori presi distintamente, sia per la sommatoria degli stessi, il cui dato complessivo va comunque trattato in termini relativi. Più distante, con una propria identità e alcuni tratti a comune, è invece il caso del Monte di Roggio, che si differenzia soprattutto in termini quali-quantitativi superiori. In effetti, i fattori d'impatto negativo tendono qui ad assumere una gravità maggiore rispetto a quanto stimato per le due aree umide del monte Corchia. A colpo d'occhio, i colori della tabella rendono immediatamente conto di quanto più severi siano stati qui gli effetti del declino.

Volendo ulteriormente sintetizzare le cause delle trasformazioni registrate, si può sostenere che, alla base di tutto, c'è la perdita progressiva della quantità d'acqua disponibile al suolo. Questa è senza dubbio la più macroscopica e tangibile conseguenza dei recenti cambiamenti climatici e ambientali. L'inaridimento rappresenta dunque il fenomeno più diffuso e percepibile che ha, come principali ragioni, il riscaldamento globale in atto e l'accelerazione delle serie dinamiche secondarie della vegetazione, intimamente collegate al processo di interrimento degli habitat caratterizzati da acque stagnanti o debolmente fluenti. Si tratta di due cause rispettivamente di livello globale e locale, con la prima che gioca un effetto sinergico sulla seconda, attraverso il maggior tasso estivo di evapotraspirazione e la riduzione quantitativa delle piogge annuali e soprattutto primaverili.

Il bilancio idrico-climatico di Thornthwaite (1948) – calcolato sui dati di Careggine nei due ventenni presi in considerazione (figg. 7a e 7b) – offre corrispondenti numeri di ponderazione del trend appena descritto. L'aumento moderato dell'evapotraspira-

zione potenziale (da 598,4 a 647,1 mm), l'importante decremento del surplus idrico (da 1522,4 a 1249,1 mm) e il significativo incremento del deficit (da 38,4 a 70,5 mm) danno, per conseguenza, la riduzione netta dell'*indice di umidità globale* (da 248,0 a 182,1), in una misura confrontabile a quanto calcolato da Rapetti (2019) per l'Abbazia di Vallombrosa (1872-2017).

Altri fattori locali assumono un rilievo non sempre secondario e comunque restituiscono risultati di volta in volta convergenti con la direzione impressa dalle principali cause di perturbazione degli equilibri ambientali. Rientrano in questo gruppo, con variazioni d'intensità e frequenza da biotopo a biotopo, gli impatti prodotti dalla fauna selvatica (soprattutto il cinghiale) e gli impatti antropici (da attività agrosilvo-pastorali e turistiche).

Gli interventi di contrasto/mitigazione sono riusciti solo in parte a contenere il trend negativo nelle aree umide del monte Corchia, dove la loro più

lunga appartenenza all'area protetta ha permesso di applicare norme di tutela ed attuare interventi di conservazione e riqualificazione ambientale, oltre a consentire lo svolgimento di un'efficiente attività di vigilanza e controllo. La stessa cosa non può dirsi per l'area umida del Monte di Roggio, rimasta senza protezione per lungo tempo e così abbandonata ad un destino inesorabile o quasi.

In definitiva, il declino floristico delle aree umide apuane è un esempio di esito non facilmente contenibile, forse irreversibile, per l'effetto sinergico multifattoriale di impatti di differente scala e portata. Le cause indagate risultano diverse, ma la loro combinazione porta a risultati amplificati in ogni caso. Alla domanda contenuta nel titolo se questo declino sia di livello globale o locale, è possibile oggi rispondere con la crasi – "glocale" – esprimendo così la contemporanea incidenza di fattori di livello planetario e territoriale.

Ringraziamenti – L'autore esprime la propria gratitudine verso Andrea Ribolini ed Emanuele Cheli per i dati del monitoraggio floristico 2020, relativi ad *Eriophorum latifolium* Hoppe, presso le aree umide dei Paduli di Fociomboli, Puntato e Mosceta. Ulteriore ringraziamento va a Leonardo Lombardi per le ulteriori informazioni floristiche e vegetazionali a riscontro delle osservazioni contenute nell'articolo, nonché a Gianni Bedini, Giuseppe Ottria e Franco Rapetti per il loro contributo alla revisione critica del testo.

NOTE

1) Un problema ancora aperto è l'assegnazione delle principali aree umide delle Alpi Apuane alle tipologie di habitat indicate nell'allegato I alla direttiva comunitaria 92/43/CEE. Gli attuali formulari standard riconoscono il codice 7140 – corrispondente alle “torbiere di transizione e instabili” – soltanto per la Zona Speciale di Conservazione “Monte Corchia-Le Panie” (IT5120014), dove si trovano i Paduli di Fociomboli e di Mosceta. Non è così per l'altra ZSC “Monte Tambura-Monte Sella” (IT5120013), in cui è localizzato l'acquitrino del Monte di Roggio. Le cartografie 2018 di HaSCITu (*Habitat in the Site of Community Importance in Tuscany*) segnalano l'habitat 7140 unicamente a Mosceta, per altro in mosaico con altri ambienti di prateria. Invece, ad una attribuzione più estensiva erano precedentemente pervenute le schede di analisi dei Siti Natura 2000, redatte nel 2006 a cura di A. Grazzini e A. Sani per l'Amministrazione provinciale di Lucca. Secondo questo primo lavoro di inquadramento ecologico, tutte le aree umide sopra citate risulterebbero caratterizzate dall'habitat 7140, che viene pure individuato nel piccolo Padule di Puntato nel Retrocorchia.

A nostro parere, l'habitat meglio riferibile alle caratteristiche delle principali aree umide delle Alpi Apuane è il 7230 delle “torbiere basse alcaline”. La ragione principale sta nel pH delle acque, da cui dipende la composizione floristica degli habitat igrofilo. La grande estensione degli affioramenti carbonatici e degli acquiferi carsici nel sottosuolo lascia un'impronta indelebile nei corpi idrici apuani, che tale persiste anche dopo l'emersione nelle zone a substrato acido impermeabile, comunque limitate nei medi e alti versanti della catena montuosa. Ad esempio, il Padule di Fociomboli è alimentato da acque di percolazione ricche di Calcio, con conseguente neutralizzazione del substrato pedogenetico acido, derivante dalla degradazione dei Porfirioidi (Del Prete e Tomaselli, 1981). Per l'habitat 7140, la combinazione fisionomica di riferimento vede la presenza rilevante di piante ossifile come i muschi del genere *Sphagnum* e diverse *Cyperaceae* acidofile, quali *Carex nigra* (L.) Reichard, *Carex limosa* L., *Carex rostrata* Stokes, *Eriophorum scheuchzeri* Hoppe, ecc., completamente assenti dalle aree umide apuane. Al contrario, Mosceta, Fociomboli, Puntato e Monte di Roggio si caratterizzano per la diffusione di entità neutrofile e debolmente basifile, tra cui diverse tipiche delle “torbiere basse alcaline” (habitat 7230), quali *Eriophorum latifolium* Hoppe, *Parnassia palustris* L., *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soð, *Hernimium monorchis* (L.) R. Br., *Epipactis palustris* (L.) Crantz, *Pinguicula apuana* Casper et Ansaldo, ecc. Anche la flora muscinale contribuisce a confermare questo habitat non acido, con diverse specie rinvenute ai Paduli di Fociomboli (Gerdol e Tomaselli, 1987), tra cui *Fissidens adianthoides* Hedw., *Cratoneuron commutatum* (Hedw.) G. Roth., *Bryum pseudotriquetrum* (Hedw.) P. Gaertn. et alii, *Philonotis calcarea* (Bruch et Schimp.) Schimp.

2) La serie dinamica e progressiva di Monte di Roggio è solo in parte leggibile nelle due situazioni raffrontate dei Paduli di Fociomboli e Mosceta, dove il declino floristico e vegetazionale nell'habitat palustre appare più di carattere quantitativo che qualitativo. La tabella fitosociologica di Gerdol e Tomaselli (1987) riporta, per questi due luoghi, diverse specie igrofile con valori rilevanti dell'indice di copertura/abbondanza, che non trovano riscontro nella situazione attuale. È questo un primo indizio a sostegno dell'ipotesi di una maggiore diffusione in passato di diverse entità riferibili alle classi *Scheuchzerio palustris-Caricetea fuscae* Tx. 1937 e *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937, che si è registrato pure nelle due aree umide del monte Corchia, in termini comunque inferiori rispetto a Monte di Roggio.

In una comunicazione personale, Leonardo Lombardi ha documentato con foto “storiche” la sensibile diminuzione della presenza di *Eriophorum latifolium* Hoppe e di *Crepis paludosa* (L.) Moench nel Padule di Fociomboli. A suo parere, i due *taxa* erano qui ancora molto abbondanti negli anni Novanta e particolarmente evidenti, durante il periodo della fioritura, con le loro vistose macchie di colore bianche e gialle rispettivamente. Lo stesso Lombardi ha percepito analoghi e paralleli fenomeni di declino floristico e vegetazionale in altre aree umide dell'Appennino tosco-emiliano. Anche in questi luoghi, in modo più o meno rapido, si sta assistendo alla trasformazione progressiva delle paludi in prati umidi, con specie provenienti dai vicini prati permanenti da sfalcio [*Holcus lanatus* L., *Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl., *Festuca rubra* L., *Anthoxanthum odoratum* L., ecc.] insieme all'entrata a macchia di *Brachypodium genuense* Roem. et Schult. nelle zone via via più aride. Il fenomeno risulta attestato, con variazioni locali d'intensità, ai Prati di Logarghena in Lunigiana, nella riserva di Lamarossa in Garfagnana e presso la stazione di *Caltha palustris* L. sul Pratomagno.

Si deve ancora a Lombardi un'ulteriore ed interessante osservazione sul Padule di Fociomboli. Nell'ultimo ventennio o poco più, il settore sud-orientale dell'area umida è stato colonizzato da un megaforbieto a *Sambucus ebulus* L. dominante accompagnato da *Veratrum album* L., che è andato a sostituirsi ad una formazione igrofila a *Eriophorum* e *Crepis* lungo il tratto di ruscello posto al margine della faggeta. L'ingresso di *Sambucus ebulus* deve essere relativamente recente, poiché la specie non si trova citata nell'elenco floristico di Del Prete e Tomaselli (1981) e neppure nella tavola fitosociologica di Gerdol e Tomaselli (1987), entrambi riferiti al Padule di Fociomboli. Non è altresì chiaro dove possa ulteriormente evolvere questa serie dinamica, forse verso una cenosi ripariale già vista a Monte di Roggio, con *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. a vicariare *Alnus incana* (L.) Moench.

3) È opportuno qui riportare alcune considerazioni inedite, che ha espresso Franco Rapetti in una comunicazione personale. In numerose stazioni della Toscana centro-settentrionale ed appenninica, le serie storiche delle precipitazioni dimostrano una diminuzione tendenziale degli afflussi idrometeorici annuali fino alla prima decade del XXI secolo, con una ripresa consistente nell'ultimo decennio. In particolare, i dati della stazione di Palagnana, posta nelle Apuane meridionali (710/861 m s.l.m.), sono particolarmente significativi per descrivere questo andamento, poiché riferiti ad un lungo periodo privo di distorsioni (1921-2020), come dimostra il valore cumulativo delle piogge annuali. Rapetti segnala altresì la preoccupante flessione registrata, soprattutto negli ultimi decenni, delle precipitazioni durante i mesi da aprile a settembre (-13,8% secondo la linea di tendenza lineare nei cento anni di registrazioni), in coincidenza con il periodo di maggiore intensità vegetativa, malgrado la ripresa del valore totale annuale degli afflussi idrometeorici, soprattutto per il contributo delle piogge autunnali.

4) I dati termopluviometrici utilizzati per stimare i corrispondenti valori medi mensili e annuali di Careggine (Pierdiscini), durante il ventennio 1971-1980, provengono dalle serie storiche di Pontecosì, Isola Santa e Vagli Sotto per le precipitazioni e dalla stazione di Castelnuovo di Garfagnana per la temperatura. Il metodo di estrapolazione utilizzato è quello classico che risolve il problema della stima dei dati termopluviometrici di luoghi sprovvisi di un proprio catalogo, attraverso i tassi di variazione altimetrica locale dei due principali elementi del clima presi in considerazione, tenendo conto del loro andamento sostanzialmente lineare rispetto alla quota. L'operazione prevede infatti di ottenere i dati non disponibili, rettificando quelli effettivi di stazioni limitrofe, attraverso il *gradiente pluviometrico verticale* ($\Delta \text{ mm}/100 \text{ m}$) e il *gradiente termico verticale* ($\Delta \text{ }^\circ\text{C}/100 \text{ m}$) dell'area in esame, sia per i valori medi mensili sia per quello medio annuale del periodo considerato. Pertanto, i *gradienti* sono stati qui computati grazie ai dati effettivi di Careggine, in relazione a quelli corrispondenti delle stazioni limitrofe sopra ricordate, durante il periodo di sovrapposizione delle registrazioni meteo (1996-2003 per la pioggia; 1996-1997 per la temperatura), riportando poi il tutto alle differenze altimetriche dei luoghi. In particolare, il *gradiente termico* medio annuale è risultato di $0,50 \text{ }^\circ\text{C}/100 \text{ m}$, con valori minimi e massimi di $0,27 \text{ }^\circ\text{C}$ a gennaio e $0,65 \text{ }^\circ\text{C}$ ad agosto. Questi risultati sono confrontabili con quelli pubblicati da Rapetti (2017-2018) per l'opposto versante marittimo delle Alpi Apuane, sebbene complessivamente più contenuti e livellati ($0,44 \text{ }^\circ\text{C}/100 \text{ m}$ il dato annuale, con un minimo mensile a $0,34 \text{ }^\circ\text{C}$ e un massimo a $0,54 \text{ }^\circ\text{C}$) in ragione della maggiore mitezza di un ambiente geografico meglio esposto all'azione termoregolatrice del mare. Analoga conclusione può essere tratta per il *gradiente pluviometrico* medio annuale, qui calcolato in $67,44 \text{ mm}/100 \text{ m}$ per la Garfagnana, a fronte di un minimo mensile a luglio ($2,21 \text{ mm}$) e di un massimo a novembre ($11,60 \text{ mm}$). Anche in questo caso i dati riportati da Rapetti (2017-2018) per il versante marittimo delle Apuane si mostrano di più modesta entità ($32 \text{ mm}/100 \text{ m}$ il dato annuale, con un minimo mensile di appena $0,13 \text{ mm}$ e un massimo di $6,8 \text{ mm}$), sia confrontando i valori del caso in esame, sia riguardo ai dati conosciuti di altri distretti montani della Toscana settentrionale (Rapetti e Vittorini, 1989).

5) il Bilancio idrico-climatico di Thornthwaite (1948) non tiene conto dell'elemento vento che – come noto – favorisce non poco l'evapotraspirazione. Nell'ultimo periodo, la diminuzione d'acqua disponibile negli habitat umidi è probabilmente di entità superiore rispetto a quella misurabile con la temperatura e le precipitazioni medie, in ragione del recente e sensibile aumento della ventosità. La causa del fenomeno non è ben nota, benché si ipotizzi una sua relazione con l'aumento dell'energia presente dell'atmosfera, quale ulteriore conseguenza del riscaldamento globale in atto. Fatto sta che, nell'ultimo quinquennio, si sono intensificati anche gli eventi estremi con danni rilevanti al patrimonio forestale delle Alpi Apuane e dell'Appennino settentrionale (Rapetti, 2019; 2020).

La stazione meteo di Careggine (Pierdiscini) è dotata di anemometro dal 2010 e la sua serie, seppur limitata, risulta lo stesso indicativa per documentare l'incremento sensibile della ventosità. La tendenza è già riscontrabile attraverso la variazione della velocità media annuale del vento – cresciuta di un $9,4\%$ all'interno del periodo – ma pure dal numero di eventi estremi documentabili. Nell'intervallo 2010-2021 si sono registrati 3 giorni con raffiche superiori ai 200 km/h (01/III/2018, 13/XII/2019; 02/I/2021) e 2 giorni con raffiche comprese tra i 150 e i 200 km/h (16/XII/2018; 4/IV/2019).

6) La matrice di valutazione degli impatti utilizzata nel presente lavoro, si rifà alle classiche matrici di rischio comunemente adottate nelle Valutazioni d'Impatto Ambientale ed applicate a piani, progetti, opere e/o impianti capaci di produrre effetti sull'ambiente, sulla salute e sul benessere umano. Tuttavia, in questo caso, non si tratta di un'analisi predittiva per prevenire, limitare e/o mitigare le ripercussioni contrarie di interventi e/o azioni ancora da attuare. È invece una valutazione *ex post* di stima della diversa incidenza su habitat e specie di più fattori d'impatto, negativi o positivi, per attribuire loro una distinta quota ponderata di responsabilità nelle trasformazioni venutesi a creare o nel contenimento/mitigazione sugli stessi cambiamenti. Pertanto, la matrice di valutazione tiene conto delle situazioni oggi misurabili/percepibili come risultato cumulato e conseguente nel tempo degli impatti, senza prendere in considerazione eventuali interventi correttivi in corso d'opera o programmati in futuro, i cui risultati non sono ancora riconoscibili. Inoltre, l'eventuale effetto sinergico tra i fattori è attribuito a ciascuno di essi in modo disaggregato, attraverso l'*indice di impatto* (I_i), corrispondente al semplice prodotto tra l'*intensità* (I) e la *frequenza* (F) dei fattori ambientali considerati ($I_i = I \times F$) senza tenere conto della loro diversa rilevanza nel tempo attraverso l'opera di monitoraggio *in itinere*.

Pur derivando dalla metodologia della FMEA (*Failure Mode and Effects Analysis*), la matrice di valutazione sostituisce la ricerca preventiva di guasti/difetti in processi produttivi, con l'indagine evolutiva di sistemi ambientali complessi, per stimare a valle gli effetti degli impatti registrati. Tuttavia, la stessa matrice adotta tabelle di attribuzione dei punteggi del tutto analoghe all'indice di priorità di rischio (*RPN - Risk Priority Number*) della FMEA. I punteggi della *frequenza* degli impatti (F) collimano con i punteggi della *probabilità* del RPN e vengono espressi attraverso una scala di numeri naturali da 1 a 5, secondo il seguente criterio distributivo: 1 = *f.* minima, rara, sporadica; 2 = *f.* bassa, saltuaria, occasionale; 3 = *f.* media, moderata; 4 = *f.* alta, ricorrente; 5 = *f.* massima, continua. Nel caso particolare dell'*intensità*, s'impiega una scala a numeri interi relativi (da -5 a +5) con il punteggio zero che indica una minaccia (o pericolo) nullo o non attribuibile. I numeri preceduti dal segno *più* indicano sempre gli impatti negativi su habitat e specie, la cui entità è proporzionale al valore numerico espresso. Invece, con il segno *meno* si ricomprendono le azioni specifiche di ripristino, restauro e riqualificazione, valutando il loro contributo al contrasto/mitigazione delle incidenze negative e al recupero degli assetti alterati/degradati. Anche qui, la scala di apprezzamento e stima è sovrapponibile a quella dell'*intensità* o *gravità dell'impatto* secondo il RPN, con criteri descrittivi corrispondenti, almeno in termini generali, benché il segno dei numeri relativi sia invertito nei due casi. In particolare, il criterio distributivo dei punteggi è così definito: 0 = *i.* nulla, non attribuibile; ± 1 = *i.* minima, appena evidente; ± 2 = *i.* bassa, lieve, modesta; ± 3 = *i.* media, moderata, contenuta; ± 4 = *i.* alta, cospicua, considerevole; ± 5 = *i.* massima, estrema.

La significatività dei singoli impatti sia ha per valori di $I_i \leq -5$ e $I_i \geq +5$, quale risultato minimo del prodotto tra i valori estremi delle due grandezze presenti nell'indice. La matrice evidenzia con i colori il grado di significatività del risultato dell'indice applicato, con tre tonalità di verde via via più intense (per: $0 < I_i \leq -5$; $-5 < I_i \leq -10$; $I_i < -10$) nel caso di impatti positivi e con variazioni dal giallo (per: $0 < I_i \leq +5$) all'arancio (per: $+5 < I_i \leq +10$) al rosso (per: $I_i > +10$) nel caso di impatti negativi.

BIBLIOGRAFIA

- BARONI E. (1897-1908) – *Supplemento al "prodrómo della Flora toscana di T. Caruel*, Società Botanica Italiana, Firenze.
- BARTELLETTI A., GUAZZI E. (2003) – *Il genere Eriophorum L. nelle Alpi Apuane*, in Atti del convegno nazionale "Botanica delle zone umide", Vercelli-Albano Verellese, 10-11 novembre 2000, a cura di F. Montacchini e A. Soldano, Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino, 197-206.
- BARTELLETTI A., GUAZZI E. (2006, ma 2009) – *Valenza floristica e vegetazionale di geositi di morfologia glaciale e di localizzazione "periglaciale" nelle Alpi Apuane*, in Atti del convegno di studi "Geositi, tra valorizzazione e conservazione della natura. La geodiversità delle Alpi Apuane", Marina di Carrara, 11 ottobre 2001, Acta apuana, V suppl., 69-86.
- BARTELLETTI A., GUAZZI E., TOMEI P.E. (1996) – *Le zone umide delle Alpi Apuane: nuove acquisizioni floristiche*, Atti del Convegno "Orto Botanico laboratorio di natura e cultura ambientale", Massa, 8-9 giugno 1996, Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, memorie, ser. B, CIII, 49-54.
- BARTELLETTI A., MIOZZO M., BRACCIOTTI S., GIANNINI R., AMORFINI A., GUAZZI E., ZOCCO PISANA L., BICHI A., RONCHIERI I., FARGARAZZI C., ROCCHI F. (2004) – *Studio per la definizione delle relazioni tra dissesti idrogeologici e copertura forestale nei bacini montani interessati dagli eventi alluvionali del 19 giugno 1996 nelle Alpi Apuane: II. Descrizione dell'evento alluvionale e precedenti storici*, Acta apuana, III, 13-23.
- BERTOLONI A. (1832) – *Mantissa plantarum Florae Alpium Apuanarum*, Bologna.
- BOLZON P. (1894) – *La flora del territorio di Carrara. Nota Quinta*, Bullettino della Società Botanica Italiana, 259-263.
- DEL PRETE C., DONINI A.M., GARBARI F. (1980) – *Quisquiliae floristicae Apenninae 1-5*, Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, memorie, ser. B, LXXXVII, 71-84.
- DEL PRETE C., TOMASELLI M. (1981) – *Note sulla flora e vegetazione della torbiera "i Paduli" presso Fociomboli (Alpi Apuane)*, Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, memorie, ser. B, LXXXVIII, 343-358.
- FAZZI P., LUCCHESI M. (2015) – *Revisione del piano di gestione degli Ungulati e indagine preliminare sulla popolazione di lupo (Canis lupus italicus) nel Parco Regionale delle Alpi Apuane*, relazione tecnica.
- FAZZI P., LUCCHESI M., PETRONI L., NATUCCI L. (2020) – *Attività di monitoraggio annuale delle componenti faunistiche del Parco Regionale delle Alpi Apuane*, relazione tecnica.
- FIORI A. (1923) – *Nuova Flora Analitica d'Italia*, Firenze, vol. 1.
- FERRARINI E. (1972) – *Carta della vegetazione delle Alpi Apuane e zone limitrofe*, Webbia, XXVII (2), 551-582.
- FERRARINI E. (2000) – *Prodrómo della flora della regione apuana. Parte terza (Compositae-Orchidaceae)*, Accademia Lunigianese di Scienze "Giovanni Capellini", Studi e documenti di Lunigiana, 13, La Spezia ,
- GERDOL R., TOMASELLI M. (1987) – *Mire vegetation in the Apuanian Alps*, Folia Geobotanica et Phytotaxonomica, XXII, 25-33.
- LOMBARDI L., CHITI-BATELLI A., GALEOTTI L., SPOSIMO P. (1998) – *Le praterie montane delle Alpi Apuane e dell'Appennino toscano-emiliano*, Firenze.
- LUCCHESI M., DI VITTORIO I., FAZZI P. (2012) – *Piano di Gestione degli Ungulati. Parco Regionale delle Alpi Apuane*, relazione tecnica annuale.
- MASSEI G., TOSO S. (1993) – *Biologia e gestione del cinghiale*, I.N.F.S., Bologna.
- MILANI G.B. (1885) – *Supplemento alla flora delle Alpi Versiliesi*, Salerno.
- MONDINO G.P., BERNETTI G. (a cura di) (1998) – *I tipi forestali*, in "Boschi e macchie di Toscana", Firenze.
- MUCINA L., BÜLTMANN H., DIERSSEN K., THEURILLAT J.P., RAUS T., ČARNÍ A., ŠUMBEROVÁ K., WILLNER W., DENGLER J., GAVILÁN G., CHYTRÝ M., HÁJEK M., DI PIETRO R., IAKUSHENKO D., PALLAS J., DANIÉLS F.J.A., BERGMIEIER E., SANTOS GUERRA A., ERMAKOV N., VALACHOVIČ M., SCHAMINÉE J.H.J., LYSSENKO T., DIDUKH Y.P., PIGNATTI S., RODWELL J.S., CAPELO J., WEBER H.E., SOLOMESHCH A., DIMOPOULOS P., AGUIAR C., HENNEKENS S.M., TICHÝ L. (2016) – *Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities*, Applied Vegetation Science, XIX (suppl. 1), 3-264.
- POGGI F., ROSSETTI C. (1889) – *Contribuzione alla Flora della parte nord-ovest della Toscana*, Nuovo Giornale Botanico Italiano,

XXI, 9-28.

- RAPETTI F. (2017-2018, ma 2021) – *Il clima del versante marittimo delle Alpi Apuane (Toscana, Italia)*, Acta apuana, XVI-XVII, 9-29.
- RAPETTI F. (2019) – *Tendenze ultracentenarie degli elementi del bilancio idrico climatico del suolo presso l'Abbazia di Vallombrosa in rapporto alla vegetazione presente (Toscana, Italia) (1872-2017)*, L'Italia Forestale e Montana (Italian Journal of Forest Mountain Environments), LXXIV (2)93-113.
- RAPETTI F. (2020) – *Il clima della Garfagnana*, in "Le ricchezze della Garfagnana. Il territorio, le acque, la natura e le tradizioni. Ambiente e popolazioni in equilibrio tra risorse ed ecosistema", Lucca.
- RAPETTI F., VITTORINI S. (1989) – *Aspetti del clima nei versanti tirrenico e adriatico lungo l'allineamento Livorno-M. Cimone-Modena*, Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, memorie, ser. A, XCVI, 159-192.
- RAPETTI F., VITTORINI S. (1990) – *Studio di serie pluviometriche secolari in Toscana*, In M. Pinna "Le variazioni recenti del clima (1800-1990) e le prospettive per il XX secolo", Proceedings of the Italian Geographical Society Conference, Roma, 5-6 aprile 1990, Memorie della Società Geografica Italiana, XLVI, 457-478.
- ROSSETTI C. (1888) – *Contribuzione alla Flora della Versilia*, Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, memorie, IX, 384-426.
- SEGHIERI M., TOMEI P.E., COARO E. (1987) – *La Historia delle Piante nostrali di Baldassarre e Michele Campi*, Accademia Lucchese di Scienze, Lettere e Arti, "Studi e testi" 26, Lucca.
- STRATI O. (2011) – *Guida per un osservatorio apuano del paesaggio*, Ospedaletto-Pisa.
- THORTHWAITE C.W. (1948) – *An approach toward a rational classification of Climate*, Geographical Review, XXXVIII, 55-94.
- THORTHWAITE C.W., MATHER J.R. (1955) – *The water balance*, Publications in Climatology, VIII (1), 1-104.
- THORTHWAITE C.W., MATHER J.R. (1957) – *Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance*, Publications in Climatology, X (3), 185-311.
- TOMEI P.E., GUAZZI E., KUGLER P.C. (2001) – *Le zone umide della Toscana. Indagine sulle componenti floristiche e vegetazionali*, Firenze.

