

## Fragile universo verde

### Biogeografia della foresta (\*)

FRANCO PEDROTTI

Orto Botanico dell'Università di Camerino  
Via Pontoni 5 - 62032 Camerino (MC)



Fig. 1 - Imponente sviluppo di palme della specie *Livistona mariae* in un'oasi al centro dell'Australia (foto: F. Pedrotti).

#### L'albero quale principale componente della foresta

Le foreste formano vari ecosistemi a seconda della biogeografia ed ecologia dei biomi del mondo: foreste tropicali, foreste mediterranee, foreste temperate, foreste boreali, ecc.

Ogni ecosistema forestale è caratterizzato da determinate specie vegetali, legnose ed erbacee, e fra di esse gli alberi sono i suoi componenti essenziali, quelli che formano e mantengono la foresta e che condizionano l'esistenza di tutte le altre specie al suo interno, dando luogo ad un sistema complesso che si mantiene nel tempo, attraverso una serie di fasi dinamiche interne, finché non cambiano le condizioni ambientali.

L'albero svolge tutto il suo ciclo vitale nella foresta, dalla germinazione del seme alle varie fasi dello sviluppo fino al raggiungimento di età e dimensioni differenti a seconda delle condizioni stagionali generali e locali, tenendo presente che ogni specie ha una sua propria potenzialità di sviluppo (fig. 1).

(\*) *Lectio magistralis* letta all'Università di Palermo il 28 novembre 2006, in occasione del conferimento della Laurea specialistica *ad honorem* in Ecologia e Biogeografia.

Le specie di caducifoglie che formano le foreste temperate dell'Europa - ad esempio - possono raggiungere un'altezza di poco più di 40 m e circa 700 anni di età, come le farnie (*Quercus robur*) di Rügen nella Germania del nord. Sul Monte Luco di Spoleto, dove ancora si mantengono alcuni nuclei di foresta di alto fusto, il leccio (*Quercus ilex*) ha dimensioni molto maggiori nei valloni esposti a nord rispetto ai versanti rupestri esposti ad ovest o a sud (CORTINI PEDROTTI, 1988). Al riguardo va anche precisato che le relazioni che caratterizzano le variazioni nel tempo dei parametri biometrici, quali il diametro del fusto (a 1,30 m da terra), l'altezza totale del corno, l'area basimetrica e il volume dendrometrico degli alberi riuniti a formare, in condizioni di pari fertilità, popolazioni coetanee, non sussistono fra i singoli individui, pur della stessa specie,

specialmente se essi hanno usufruito di differenti ambiti stagionali e colturali, come hanno confermato recenti ricerche sulle faggete della Valle Cervara in Abruzzo, ove alberi di piccole dimensioni sono molto più vecchi di altri più grandi (SCHIRONE *et al.*, 2005).

Ogni specie di albero, sia pure con una certa variabilità tra gli individui, ha dunque una sua propria potenzialità di sviluppo. Nella foresta primaria di Bialowieza in Polonia FALINSKI (1977) ha potuto esaminare alcuni parametri per 13 specie di alberi e precisamente l'altezza e il diametro massimi; la specie più alta è l'abete rosso (*Picea abies*) (55 m) con 140 cm di diametro, a cui segue il pino silvestre (*Pinus sylvestris*) (poco più di 40 m con 160 cm di diametro) e la farnia (*Quercus robur*), con la stessa altezza ma 230 cm di diametro, e così via (fig. 2).

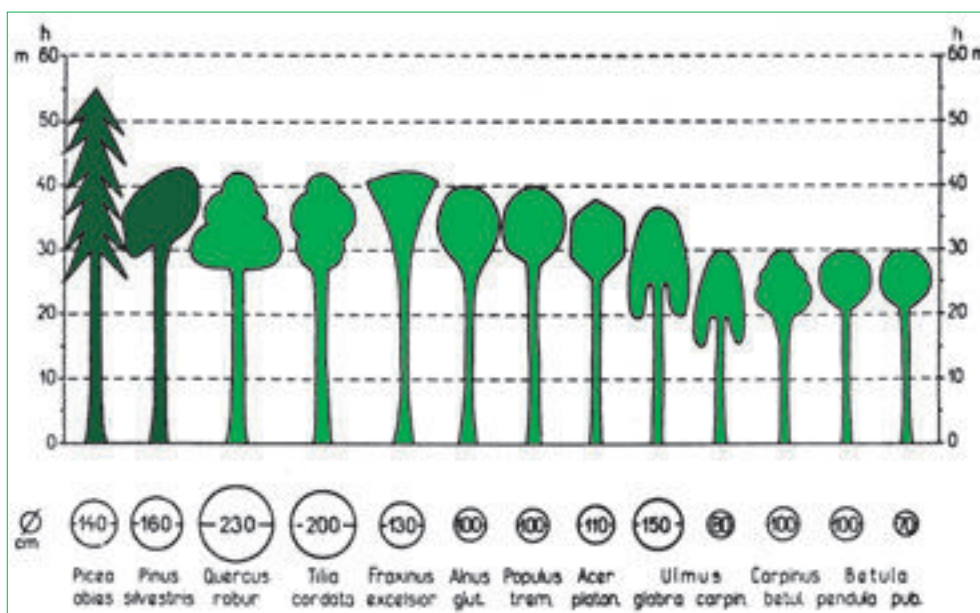


Fig. 2 – Dimensioni massime raggiunte dagli alberi nella foresta di Bialowieza (da FALINSKI, 1977).

Per le foreste dell'Italia, sarebbe importante conoscere la potenzialità di sviluppo (dimensioni ed età) delle diverse specie arboree nelle differenti regioni fitogeografiche, soprattutto in una prospettiva futura, dato che la maggior parte delle nostre foreste sono da secoli sotto l'influsso dell'uomo, che ne ha compresso la loro potenzialità.

L'albero, in quanto specie legnosa, ha delle proprietà che lo distinguono da tutte le altre specie di piante esistenti. Grazie all'attività dei meristemi apicali e cambiali, ogni anno si accresce in dimensioni ed età, formando i cerchi annuali nei climi temperati, meno evidenti in quelli tropicali (BRIENEN, 2005).

E' una forma di accrescimento indefinito e teoricamente illimitato; infatti, come scrive Sergio Tonzig nel suo libro di Biologia vegetale, l'albero può essere considerato come un grande embrione che continua ad accrescersi indefinitamente (TONZIG, 1975); a causa della persistenza dei tessuti embrionali, l'albero cresce in lunghezza e in spessore per tutta la vita, pur tenendo presente che dopo moltissimi anni questo accrescimento può venire interrotto da cause accidentali esterne quali il fulmine, il vento o i parassiti.

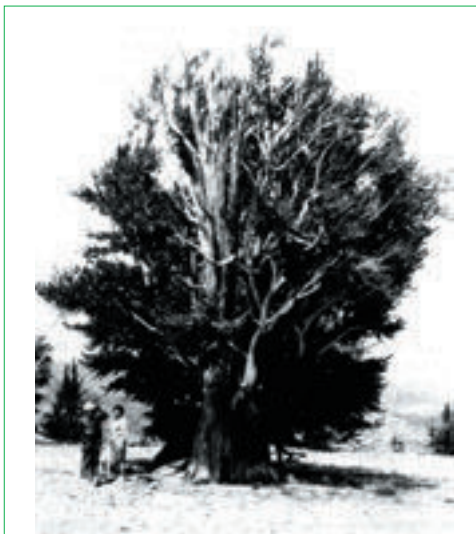


Fig. 3 – Albero millenario (5000 anni) di *bristle-cone pine* (*Pinus aristata*) sulle White Mountains in California (foto: C. Cortini Pedrotti, 1969).

Alcune specie di alberi raggiungono 2000 anni di età, come la sequoia della California (*Sequoiadendron giganteum*), altre specie 5000 anni come il pino *bristle-cone* (*Pinus aristata*) delle White Mountains (Montagne Rocciose) (fig. 3) e così via. In Italia è stata accertata la presenza di larici (*Larix decidua*) fra 300 e oltre 1000 anni di età, di un pino loricato (*Pinus leucodermis*) di 827 anni, di un pino cembro (*Pinus cembra*) di 629 anni, di un pino laricio (*Pinus laricio*) di 551 anni e di faggi (*Fagus sylvatica*) di oltre 500 anni (VEGHER, 1947; MOTTA e NOLA, 2002; CAMIN e MAZZUCCHI, 2003; SCHIRONE *et al.*, 2005).

Le specie che si moltiplicano agamicamente raggiungono età molto maggiori, come è stato possibile constatare per un singolo clone di *Populus tremuloides* degli Stati Uniti che occupa un'area di 43 ettari e attraversa sistemi diversi con 47.000 fusti e un'età stimata molto superiore agli 11.000 anni (Mitton e Grant citati da CANULLO e FALINSKA, 2003), per cui si è giunti a parlare provocatoriamente di "immortalità" delle piante (COOK, 1983).

Credo che il grande fico magnolioido (*Ficus macrophylla* ssp. *columnaris*) dell'Orto botanico di Palermo possa costituire un esempio molto significativo della forza biologica che possiede, che ha in sé l'albero (fig. 4); è sufficiente osservarne la forma e l'accrescimento che avviene in tutte le direzioni dello spazio: verso l'alto con gli apici caulinari, lateralmente con gli apici alle terminazioni dei rami, verso il basso con le radici avventizie che sostengono i rami, alla superficie del suolo con le radici tabulari e nel suolo con le radici ad andamento geotropicamente negativo.



Fig. 4 – Il fico magnolioido (*Ficus macrophylla* ssp. *columnaris*) dell'Orto botanico di Palermo (foto: G. Domina).

Possiamo dunque dire che l'albero è un grande fenomeno biologico che si distingue nettamente da qualsiasi altra specie vegetale.

La presenza del meristema cambiale conferisce all'albero una grande proprietà, quella dell'accrescimento radiale del corno, mediante la produzione di libro e soprattutto di legno, che costituisce la maggior parte di esso; e il legno si forma ogni anno e indefinitamente, per cui l'albero è una risorsa utilizzabile dall'uomo. Ne consegue che l'albero da grande fenomeno biologico diventa un grande fatto economico che soddisfa alla continua e sempre crescente richiesta di legno per l'umanità.

Un altro aspetto riguarda la biodiversità dell'albero. Miroslav Grandtner dell'Università Laval, Quebec, da molti anni sta lavorando alla compilazione dell'elenco degli alberi di tutto il mondo, che sarà sicuramente di diverse migliaia di specie; per il Nord America sono state catalogate 8778 specie di alberi (GRANDTNER 2005). In Italia secondo GELLINI (1973-1975 e addenda) sono presenti circa 80 specie di alberi distribuite in territori più o meno vasti del nostro paese; secondo PIGNATTI (1998) gli alberi nella flora d'Italia, ed in generale in Europa, non sono molto numerosi rispetto a territori in condizioni climatiche simili alle nostre come il Nord America e l'Asia orientale e ciò sarebbe dovuto anche all'effetto delle glaciazioni.

Alcune specie di alberi sono rare per motivi di ordine biogeografico come il ramno di Lojacono (*Rhamnus lojaconoi*), presente con un'unica popolazione formata da pochissimi individui sulle Madonie, fra Castelbuono e Geraci Siculo, ove cresce in una valle umida nella lecceta: una ra-

rissima specie endemica di albero della Sicilia, probabile relitto del terziario, di grande valore biogeografico e meritevole della massima attenzione ai fini della sua conservazione (RAIMONDO, 1979); altre specie sono diventate molto rare a causa dell'intervento antropico nel corso dei secoli, come l'abete dei Nebrodi (*Abies nebrodensis*) in Sicilia.

Ogni specie di albero ha un proprio portamento, una data forma di ramificazioni, una propria "architettura" (LEONARDI e STAGI, 1982), un suo fogliame caratteristico, che può mantenersi tutto l'anno oppure no, con colori e forme variabili. Per queste ragioni, l'albero da grande fenomeno biologico diventa anche un grande fatto estetico. L'albero, infatti, non ha colpito soltanto la mente dei botanici che lo hanno indagato dal punto di vista scientifico, ma anche quella di poeti e artisti che lo hanno descritto e rappresentato dai loro differenti punti di vista.

I primi che si sono occupati, per lo meno in Europa, della tutela dei grandi alberi secolari, isolati fra i campi o incorporati nelle foreste, sono stati alcuni uomini di cultura umanistica e non naturalistica, in Polonia, Francia e Romania, che ricordo qui brevemente.

Per la Polonia il riferimento è quello al poeta Adam Mickiewicz, il quale nel 1834 ha scritto il poema "Il Signor Taddeo" (*Pan Tadeusz*), ambientato fra le foreste polacche, soprattutto Bialowieza (fig. 5); il poema contiene moltissime osservazioni su alberi, foreste, funghi e bisonti ed i naturalisti polacchi considerano Adam Mickiewicz come il precursore della protezione della natura in Polonia (KULEZA, 1931; HRYNIEWICKI, 1948).



Fig.5 - Uno scorcio della foresta primeva di Bialowieza (Polonia), un esempio di foreste paludose nello stadio della fluttuazione (foto J. B. Falinski).



Fig.6 - *Fontainebleau* di Theodore Rousseau, uno dei dipinti del naturalismo francese dedicato al celebre ambiente forestale.

In Francia la prima iniziativa per la protezione dei grandi alberi è avvenuta nella foresta di Fontainebleau per iniziativa della Scuola dei pittori di Barbizon, il cui capo è stato Theodore Rousseau (fig. 6); essi nel 1837 intervennero presso il Re Luigi Filippo per risparmiare dal taglio gli alberi secolari di alcune zone importanti della foresta, fonte di ispirazione per i loro quadri. A partire dal 1853 sono state istituite le prime aree protette denominate *serie artistiche* e successivamente *serie biologiche* per la tutela di alcuni lembi di foresta sia per gli aspetti estetici che biologici ed ecologici (FLON, 1948; BEAUX, 1998).

In Romania è stato lo scrittore Vasile Alecsandri che ha anticipato l'idea di creare una "riserva artistica" per la salvaguardia dei grandi alberi della località Mircești, ove aveva una casa di campagna; si tratta di una splendida ontaneta immortalata su un quadro di sua figlia Maria Bogdan, ontaneta che - ha lasciato scritto Vasile Alecsandri nel suo testamento del 1886 - *non dovrà mai essere tagliata*. Anche in questo caso, come per la Polonia, i botanici romeni sottolineano l'importanza della scelta di carattere protezionistico di Vasile Alecsandri (TOPA, 1972; PREDĂ *et al.*, 1981).

In Europa il movimento per la protezione dei grandi alberi è nato quasi contemporaneamente in diversi paesi, verso la metà del 1800, ad opera di artisti e letterati; nel nostro paese è iniziato quasi in coincidenza della fondazione della Società Botanica Italiana, avvenuta a Firenze nel 1888, e pochi anni dopo si è posta la questione della pineta di Ravenna, sulla quale sono intervenuti non soltanto botanici ma soprattutto letterati, storici e umanisti (PICCIONI, 1999).

Alcuni secoli prima, all'epoca del Rinascimento, in Italia era nata l'arte ed il gusto dei giardini all'italiana, nei quali alberi, arbusti e siepi vengono potati, per altro con grande senso estetico. Però in tal modo essi vengono completamente sottomessi alla volontà dell'uomo senza possibilità di scampo; che risalga a quei tempi la così scarsa disponibilità degli italiani verso gli alberi e verso il bosco, alla quale si cerca di porre rimedio soltanto da poco, mediante leggi di tutela ed altri provvedimenti ?

### La foresta e il sigmeto

Ogni tipo di foresta è un ecosistema il cui componente principale, come è già stato detto, è dato dagli alberi che ne formano la volta arborea. Dal punto di vista vegetazionale, molti sono stati gli approcci per la classificazione delle foreste, ma quello che si è affermato di più è il metodo di Josias Braun-Blanquet, fondatore della Scuola fitosociologica di Zurigo-Montpellier. All'interno di questa scuola negli ultimi decenni c'è stata un'ulteriore evoluzione e precisazione dei concetti, attraverso il riconoscimento e la definizione dei sigmeti soprattutto ad opera di Rheinold Tüxen in Germania, Salvador Rivas Martinez in Spagna e Jean-Marie Géhu in Francia (TÜXEN, 1979; RIVAS MARTINEZ, 1985 e 2005; GÉHU, 1987 e 1991).

Il sigmeto, o serie di vegetazione, è l'insieme spaziale quantificato di alcune associazioni vegetali collegate fra di loro da rapporti dinamici all'interno di una determinata porzione di territorio ritenuta sufficientemente omogenea; tali rapporti dinamici prendono valore in riferimento alla comunità vegetale potenziale verso cui convergono. La definizione del sigmeto, infatti, si basa sulle sue caratteristiche fitocenotiche, biogeografiche ed ecologiche, come risulta dalla diagnosi a tale scopo impiegata, che si riferisce ai seguenti elementi: piano bioclimatico, corologia, ombrotipo, suolo, specie dominante, comunità più evoluta, che è l'associazione *testa della serie*.

In tal senso, considerata la determinante climatica o edafica, un sigmeto potrebbe rappresentare un sistema caotico apparente ove i diversi processi dinamici finiscono col convergere in una formazione forestale (DECOCO, 2006).

Ogni sigmeto viene denominato in base all'associazione climax che, in un paese come l'Italia, corrisponde sempre ad un'associazione forestale ad eccezione delle montagne oltre i 2000 m, ove si tratta - invece - di associazioni prative, e di pochi altri casi. Le altre associazioni che compongono il sigmeto sono quelle che precedono la foresta o che la seguono dopo che è avvenuta la sua distruzione ad opera dell'uomo o di eventi naturali; si tratta di associazioni formate di terofite (tra cui la vegetazione infestante nelle colture), emicriptofite e geofite (praterie), camefite (brughiere e macchie), nanofanerofite (arbusteti) e talvolta fanerofite (prebosco).

All'interno del sigmeto, le associazioni vegetali che lo compongono sottostanno a determinati processi ecologici che si riscontrano nella vegetazione di tutto il mondo e sono la fluttuazione, degenerazione, rigenerazione, successione primaria, successione secondaria e regressione (FALINSKI, 1986); attraverso questi processi le associazioni del sigmeto evolvono dall'una all'altra oppure si mantengono stabili.

Usando una diversa terminologia, Pignatti (1998) afferma che l'ecosistema forestale è un sistema complesso in condizione stazionaria, di cui riporta uno schema che si riferisce alla lecceta mediterranea (*Viburno-Quercetum ilicis*) con l'indicazione degli interventi antropici (ceduazione, taglio raso, fuoco, pascolo, ecc.) e dei tipi di vegetazione che ne derivano; tali tipi di vegetazione, assieme alla lecceta, molto semplicemente costituiscono un sigmeto come prima definito. La lettura combinata del sigmeto e dei processi ecologici nelle differenti associazioni vegetali che lo compongono ci permette di comprendere molto bene la biologia della foresta, che non è statica, ma è mutevole ed è interessata da un continuo dinamismo interno ed esterno.

La foresta oscilla fra i due estremi della serie: da una parte c'è assenza di foresta, dall'altra c'è presenza di foresta; negli stadi intermedi la foresta può essere in espansione oppure in contrazione, sostanzialmente sempre per motivi antropici. La nostra epoca è un'epoca con assenza di foresta; fino alla preistoria ma anche oltre si trattava di un'epoca con presenza di foresta; oggi la presenza di foresta c'è ancora in poche aree residue del mondo: nella zona boreale (Siberia, Canada), nella zona equatoriale (Amazzonia, Africa centrale, Indonesia), in Europa limitatamente alle catene montuose, e in poche altre località.

## La formazione della foresta (successione primaria)

La formazione della foresta avviene attraverso il processo della *successione primaria* sui substrati privi di materia organica come depositi alluvionali, lave vulcaniche, aree di ritiro dei ghiacciai, depositi morenici ed altre zone detritiche sia in montagna che in collina e pianura. Tale processo, denominato anche fitocenogenesi (CRISTEA *et al.*, 2004), normalmente inizia con specie crittogamiche come Batteri, Alghe, Licheni e Briofite, passa attraverso fasi con associazioni erbacee ed arbustive e si conclude con associazioni forestali, come si osserva sulle lave del Vesuvio e dell'Etna (POLI MARCHESE e GRILLO, 2000; MAZZOLENI e RICCIARDI, 1993), sui depositi alluvionali dei corsi d'acqua (CORTINI PEDROTTI, 1992), sui sistemi dunali, purché consolidati (GARCIA NOVO, 2003), e così via.

Sull'Etna, ad esempio, una di tali specie pioniere è il lichene *Stereocaulon vesuvianum* (fig. 7), mentre formazioni arbustive di ginestra dell'Etna (*Genista aetnensis*), ginestra comune (*Spartium junceum*), citiso (*Cytisus villosus*), calicotome (*Calicotome infesta*) ed altre, vanno a formare significativi stadi intermedi nelle successioni primarie. Nei corsi d'acqua con letto fangoso-limoso del Trentino la successione primaria inizia con Alghe e Briofite quali *Botrydium granulatum*, *Riccia cavernosa*, *Physcomitrella patens* e prosegue quindi con associazioni erbacee delle alleanze del *Nanocyperion*, *Bidention* e *Caricion gracilis* per concludersi nel *Salicetum albae*. Nelle aree lasciate libere dai ghiacciai nel Glacier Bay National Park (Alaska), la successione primaria inizia con Alghe azzurre, Licheni, Epatiche; dopo 10 anni compaiono le felci, dopo 40 domina *Dryas drummondii* (azotofissatrice) e salici (*Salix* ssp.); dopo 75 anni si sviluppa la pecceta di *Picea sitchensis*, che provoca un'acidificazione del suolo; dopo 200 anni viene raggiunto il climax con la foresta di *Picea sitchensis* e *Abies canadensis* (STUART CHAPIN *et al.*, 2006).



Fig. 7 - All'inizio della successione secondaria, il lichene *Stereocaulon vesuvianum* (foto: P. L. Nimis).

## Il mantenimento della foresta

Quando la foresta ha raggiunto lo stadio più evoluto possibile, cioè quello climax, non si evolve ulteriormente, nel senso che - se le condizioni climatiche si mantengono stabili - si mantengono sempre le stesse associazioni, all'interno delle quali avvengono però dei continui cambiamenti che costituiscono il processo della fluttuazione (FALINSKI, 1986). Si tratta di un insieme di piccoli e continui cambiamenti che interessano i componenti di quella data fitocenosi e dei suoi vari strati, i quali tuttavia non provocano mutamenti fondamentali nel tipo considerato, avvenendo all'interno di essa, in condizioni di equilibrio, pur sempre dinamico, oscillanti nell'intorno dei punti della linea teorica che rappresenta quella della stabilità.

Esempi di tali mutamenti sono le variazioni, riferite a un determinato ambito stazionale, delle fasi temporali della foresta; ciò avviene in particolare in quella disetanea, ove gli alberi più grandi, raggiunte determinate dimensioni, cadono al suolo, per essere sostituiti da coorti di piccoli individui che danno luogo alla rinnovazione naturale. Il modello di riferimento è dato dalla foresta vergine o quasi, nella quale gli alberi più grossi, non necessariamente i più vecchi, cadono al suolo, favorendo così la diffusione di gruppi di alberi di giovane età. LEIBUNDGUT (1978) all'interno della fluttuazione ha distinto le seguenti fasi: fase di rigenerazione, fase giovanile (iniziale), fase di maturità (ottimale), fase di invecchiamento e fase di disaggregazione. In Romania, dove si trovano ancora diverse foreste quasi-vergini (come le chiamano i Botanici romeni), mai tagliate dall'uomo, soprattutto sui Carpazi e in Bucovina è stato possibile studiare a fondo le fasi che interessano la fluttuazione ed anche cartografarle (GIURGIU *et al.* 2001; BIRIS e DONITA, 2002). È stato visto che si possono distinguere due casi: quando i popolamenti che si trovano in una delle fasi prima elencate coprono superfici ridotte (qualche centinaio o migliaio di metri quadrati), cioè dei micropopolamenti, la struttura orizzontale dell'intera foresta appare molto diversificata, con una tessitura fine. Quando le diverse fasi occupano superfici più grandi (un ettaro o più), la struttura appare come relativamente uniforme, struttura grossolana.

La durata e la stabilità di ciascuna di queste fasi sono, in generale, differenti; le fasi di disaggregazione, rigenerazione e giovanile sono brevi e labili; più lunghe e più stabili sono quelle di maturità e invecchiamento (CENUSA, 1996).

Considerando gli aspetti strutturali, le foreste naturali in fluttuazione presentano il ben noto carattere di distribuzione aggregata degli individui, sia a livello arboreo che arbustivo ed erbaceo (WATT 1947, GLENN-LEWIN e VAN DER MAAREL 1992, CAMPETELLA *et al.* 2004). Così una fitocenosi forestale può essere considerata come un'insieme di microcomunità (*spatial patchness*) alternative, localmente stabili, e quindi il modello dell'intero sistema è un mosaico di unità in equilibrio, ognuna leggermente modificata da alcuni input provenienti dalle unità vicine (BARKMAN 1979, LEVIN 1979, KOTLIAR e WIENS 1991, BOBIEC 1998).

Foreste che si trovano nello stadio della fluttuazione sono presenti ancora oggi in alcune località d'Europa come in Polonia a Bialowieza (dove sono state oggetto di ricerche da parte di Janusz Bogdan Falinski), in Romania (Nicolae Donita e collaboratori), in Georgia sul Caucaso a Lagodheki (Gia Nakhushvili) e in qualche altra località. Per l'Italia si possono ricordare alcuni casi, non tutti noti; di essi si segnalano quelli delle leccete del Sopramonte di Orgosolo, in Sardegna, le faggete con abete bianco (*Abies alba*) di Sasso Fratino, in Toscana, e del Pollino, in Basilicata, nonché le cerrete, con carpino comune (*Carpinus betulus*), del Bosco Quarto e le faggete con tasso (*Taxus baccata*) della Foresta Umbra sul Gargano. Recentemente è stata rinvenuta in Valle Cervara nel Parco Nazionale d'Abruzzo una faggeta di circa 50 ettari, fra 1.400 e 1.800 metri, che si deve considerare primaria, formata da numerosi alberi di faggio con età compresa fra 400 e 500 anni, fra cui un faggio di 503 anni che è stata l'età massima rilevata (SCHIRONE *et al.*, 2005).

Nelle foreste interessate dal processo della fluttuazione si compie il ciclo completo del legno, dalla germinazione del seme allo sviluppo della plantula e dell'albero fino alla sua morte e demolizione ad opera di varie specie di organismi vegetali e animali.

Di conseguenza sono molto ricche del cosiddetto *legno morto*, che deriva dai rami e tronchi caduti sul suolo (fig. 8) in obbedienza alla *legge del ritorno*, formulata da Liebig già nel secolo scorso.



Fig. 8 – Legno morto nella Foresta di Bialowieza, tronchi e rami di *Quercus robur* (da FALINSKI, 1998).

Legno morto, peraltro, si trova in tutte le foreste, non soltanto in quelle primarie e mai tagliate dall'uomo, ma anche nei boschi cedui e in altre aree forestate di qualsiasi tipo, però in questi casi viene prontamente asportato dall'uomo. Il celebre castagno dei cento cavalli dell'Etna comprende anche alcune parti del tronco e dei rami formate da legno morto (RAIMONDO, 1992).

DUDLEY e VALLAURI (2004) distinguono i seguenti tipi di legno morto, qui sinteticamente elencati: alberi vetusti viventi con parti di legno morto e con cavità nel tronco e alla sua base, legno morto in piedi (alberi senescenti o morti recentemente, con o senza corteccia), legno morto sul suolo (sistema radicale dell'albero caduto sollevato sul suolo ancora ben conservato oppure in diverse fasi di decomposizione), nel suolo (resti grossolani di legno morto, con branche radicali e loro terminazioni ancora riconoscibili, frammenti minuti di legno morto più o meno incorporati al suolo). Daniel Vallauri al recente convegno di Chambery sul legno morto e a cavità dell'ottobre 2004 ha affermato che *nell'ecosistema la vita e la morte sono collegate: il legno morto è indispensabile alla vita di una serie di comunità di specie animali e vegetali che si succedono nel tempo per utilizzare la risorsa "legno". Una foresta naturale temperata che contiene almeno 40 metri cubi ad ettaro di legno morto*

*in decomposizione è incomparabilmente più ricca in biodiversità di una piantagione artificiale senza sottobosco e senza legno morto* (VALLAURI, 2005).

In Italia le prime sperimentazioni sullo studio e sul restauro degli habitat del legno morto sono state avviate già da alcuni anni nella Riserva naturale del Bosco della Fontana in provincia di Mantova ad opera di Franco Mason e dei suoi collaboratori mediante opportuni interventi e forme di gestione (MASON 2002; MASON *et al.*, 2005); altre ricerche di carattere qualitativo e quantitativo sono state eseguite anche nel Bosco Pennataro in Molise (MARCHETTI e LOMBARDI, 2006) e in qualche altra località.

Ne consegue la necessità di conservare in una certa misura il legno morto in tutte le foreste e non soltanto in quelle delle riserve naturali e dei parchi nazionali, ma nel nostro paese siamo ancora ben lontani da una tale mentalità, come evidenziano le periodiche eliminazioni dalle foreste del loro sottobosco, l'importanza del quale è nota da tempo, così come risulta dalle prescrizioni di tutela contenute nelle disposizioni a favore della salvaguardia delle foreste impartite dall'Amministrazione del regno delle due Sicilie (GUALDI e TARTARINO, 2006 b). Quanto detto, è valido anche nel territorio dei parchi, per i quali sembra che ancora non esista una vera politica per il bosco; l'esempio del Parco Nazionale del Gargano, poco tempo dopo la sua costituzione, è eclatante; una nevicata precoce, quando gli alberi non erano ancora spogli, ha provocato la caduta al suolo di diversi faggi secolari che sono stati prontamente trascinati fuori dalla foresta con i trattori. Ogni parco nazionale dovrebbe comprendere al suo interno anche aree destinate a riserva integrale effettiva per permettere il recupero del bosco e degli alberi e favorirne il mantenimento e il raggiungimento dei più alti livelli di maturità.

Già da diversi anni il Consiglio d'Europa ha approvato la raccomandazione n. 25, adottata il 6 dicembre 1991, la quale suggerisce che si dovrebbe mantenere allo stato naturale, permettendo che avvenga il ciclo biologico completo, compreso il riciclaggio del legno morto, per lo meno una percentuale pari al 2% dell'area occupata da foreste naturali appartenenti allo stato e ad altre amministrazioni pubbliche.

Ed infine va ricordato che recentemente il progetto ForestBIOTA (Forest Biodiversity Test-phase Assessments), che ha coinvolto 13 Paesi (tra cui l'Italia nella rete CONECOFOR), ha introdotto nel monitoraggio dei sistemi forestali il legno morto come uno dei parametri chiave per la diversità biologica (TRAVAGLINI *et al.*, 2006).

## La degenerazione e la rigenerazione della foresta

Quando l'uomo interviene nella foresta produce sempre dei cambiamenti (CARBIENER, 1993), di cui ricorderò qui due aspetti: la degenerazione e la regressione.

La degenerazione della foresta consiste nella sinantropizzazione delle fitocenosi ed è un processo di alterazione che si manifesta secondo due modalità principali: la modificazione della composizione floristica originaria e l'alterazione della struttura. La modificazione della combinazione specifica caratteristica della flora consiste, come ha precisato FALINSKI (1998), nella sostituzione all'interno di una fitocenosi (associazione) di specie autoctone con specie alloctone, di specie stenoece con specie euriecie e di specie stenotope con specie cosmopolite. L'alterazione strutturale consiste in una modificazione, generalmente una semplificazione, della stratificazione generale di una fitocenosi, con diminuzione del grado di copertura di alcune specie ed aumento di altre.

Il processo di sinantropizzazione si manifesta secondo intensità differenti ed è chiamato processo di degenerazione, se le modificazioni non compromettono l'identità delle fitocenosi, ma quando sono più spinte possono portare alla sostituzione completa delle fitocenosi originarie con fitocenosi meno complesse e a fitomassa minore, mediante il processo della regressione, di cui si parlerà più avanti.

Le foreste del Mezzogiorno d'Italia sono state interessate per secoli da prelievo di legno effettuato con i *tagli a scelta* che le hanno impoverite delle componenti arboree più importanti, di maggiori utilità economiche. Si è trattato degli aceri, dei ciliegi e dei frassini quasi scomparsi in tanti querceti di cerro o degli abeti di numerose faggete.

Con la seconda restaurazione borbonica le leggi napoleoniche che hanno prescritto il *giardinaggio* delle foreste (GUALDI e TARTARINO, 2006 a) sono state abrogate e sostituite da altre propositive del taglio raso, con rilascio di soli 45 alberi di riserva per *ha*. Ciò ha comportato diffuse degenerazioni delle foreste interessate, dislocate in tutto l'Appennino meridionale, in Gargano e in Sicilia (FALINSKI e PEDROTTI, 1992; PEDROTTI e MANZI, 1994). Fenomeni di degenerazione delle foreste sono stati messi in evidenza anche sulle Alpi, ad esempio a carico delle abetine di abete bianco (GAFTA, 1996 e 1997), ma si tenga presente che la maggior parte delle foreste italiane sono interessate, in maggiore o minore misura, da tale processo.

Le forme della degenerazione secondo OLACZEK (1974) sono le seguenti: monotipizzazione, fruticizzazione (espansione di specie arbustive), ringiovanimento (*juvenalization*) e cioè mantenimento delle fitocenosi in stadi iniziali a causa dei tagli periodici, come avviene nei boschi cedui, neofittizzazione (invasione di neofite), pinetizzazione (coniferamento). Casi di fruticizzazione sono in atto in molte foreste ripariali dell'Italia centro-meridionale ove, per effetto dell'abbassamento anche lieve della falda freatica, avviene uno sviluppo eccessivo di specie arbustive come *Prunus spinosa*, *Ligustrum vulgare*, *Cornus sanguinea* e soprattutto *Rubus ulmifolius*; quest'ultima specie nelle radure delle pioppete e di altre associazioni ripariali (*Populetum albae*, *Lau-ro-Fraxinetum oxycapae*) della tenuta di Persano in Campania forma l'associazione *Tamo-Rubetum ulmifolii*, che però permette il ritorno alla foresta, perché le condizioni ambientali generali sono buone (GAFTA, 1993).

Un fenomeno sempre più vasto in tutto il mondo è quello della introduzione e diffusione di specie esotiche in forma indiretta al di fuori del loro areale (le cosiddette neofite), anche nelle foreste; in Trentino-Alto Adige è stato calcolato che su 422 specie di Neofite censite, il 32% di esse si ritrovano nelle foreste sia di latifoglie che di conifere (PEDROTTI, 1999).

L'introduzione delle specie erbacee sinantropiche nella foresta avviene in vari modi; uno dei più frequenti è quello che inizia a partire dal bordo esterno del bosco, da dove le specie possono entrare nel bosco anche parecchi metri, come ha messo in evidenza Dan Gafta per le faggete dei dintorni della città di Cluj-Napoca in Romania (GAFTA, 2002).



Fig.9 - Foreste sotto Fornace (Trentino), invase da *Robinia pseudo-acacia* (foto: F. Pedrotti).

L'invasione di specie legnose alloctone all'interno della foresta in certi casi è massiccia, come è il caso di *Prunus serotina* e di *Robinia pseudo-acacia* sia nella Pianura Padana (TOMASELLI e GENTILE 1971; SARTORI, 1988) che nelle valli prealpine come la Valsugana, ove la foresta del *Galio laevigati-Carpinetum betuli* è in via di scomparsa per sostituzione con formazioni monospecifiche di *Robinia pseudo-acacia* (fig. 9). Tale specie ha assunto un comportamento invadente anche in altri paesi del mondo, come il Giappone, ove si è insediata nelle foreste ripariali di *Chosenia arbutifolia* (Fam. *Salicaceae*), provocando una drastica riduzione del numero di individui di tale specie e un profondo cambiamento del paesaggio vegetale (MAEKAWA e NAKAGOSHI, 1997). In Croazia è stato osservato che lo sviluppo di *Robinia pseudacacia* impedisce la rigenerazione delle foreste originarie del *Festuco-Quercetum petraeae*, ove sono state tagliate dall'uomo per i normali tagli economici (HRUSKA, 1991).

Nel Bosco Siro Negri, fin dal 1970 riserva integrale dell'Università di Pavia, formato da foreste planiziali e ripariali di pioppi (*Populus alba* e *P. nigra*), farnie (*Quercus robur*) e olmi (*Ulmus minor*), è pure avvenuta una notevole invasione di *Robinia pseudo-acacia*, ma TOMASELLI e GENTILE (1971) osservano che *le essenze naturali sono in grado di riconquistare abbastanza celermente le aree degradate, determinando una inesorabile regressione delle specie estranee, penetrate solo dopo e a causa della rottura dell'equilibrio preesistente.*

*brio preesistente.*

Al processo di degenerazione che ha riguardato un po' tutte le foreste italiane, specialmente quelle diffusamente coetanizzate, fa seguito dopo periodi di tempo molto lunghi quello della rigenerazione, sempre che le stesse foreste siano state interessate da un prelievo di legno che abbia provocato nelle comunità vegetali interessate disturbi di modesta entità, dello stesso tipo di quelli che caratterizzano le fluttuazioni.

La rigenerazione interessa anche i boschi sottoposti ai normali tagli economici, compresi i boschi cedui. Nel caso di questi ultimi si tratta di una forma di rigenerazione vegetativa che viene interrotta con i tagli periodici (con turni di 18-20 anni per le faggete), per poi riprendere, a meno che non si tratti di ceduazioni eseguite con turni molto brevi (6-8 anni, in genere nei castagneti da paline) e in condizioni ambientali difficili, perchè in tal caso possono innestarsi processi di regressione. Nel Parco Nazionale d'Abruzzo il processo della rigenerazione interessa aree molto vaste di faggeta, che ora si presenta sotto forma di fustaia (perticaia) coetanea; in tal caso il processo della rigenerazione sembra procedere molto lentamente e si concluderà soltanto quando la cenosi avrà raggiunto un equilibrio prossimo a quello della fluttuazione; la stessa situazione si osserva anche nelle faggete della Riserva naturale di Torricchio, dopo oltre 60 anni dall'ultima ceduazione (CANULLO e PEDROTTI, 1992; CANULLO e CAMPETELLA, 2006a).

## La regressione della foresta

La regressione è un processo di graduale semplificazione della foresta sotto l'azione di fattori esterni aggressivi e può avanzare fino alla completa sostituzione della foresta con altre associazioni a struttura e composizione floristica più semplificata; nei casi estremi anche queste associazioni possono ridursi progressivamente fino alla loro scomparsa, lasciando l'ambiente privo di piante, non solo, ma anche di suolo, di cui può rimanere soltanto qualche residuo nelle fessure della roccia madre. Un classico esempio di regressione è quello descritto da BRAUN-BLANQUET (1936) per le leccete della Linguadoca, ove per effetto della degradazione ambientale dovuta al taglio, sovrapascolamento e incendio, la lecceta (*Quercetum ilicis*) scompare per lasciare il posto a una macchia bassa (*Quercetum cocciferae*), ad un pascolo rado (*Brachypodietum ramosi*) ed infine ad una facies sovrapascolata a *Euphorbia characias* su substrato roccioso quasi privo di suolo.

Nel Bosco Quarto sul Gargano sono state messe in evidenza 10 fasi di regressione della foresta, caratterizzate dal progressivo diradamento dello strato arboreo, dalla formazione di radure, dalla sostituzione delle specie legnose con quelle erbacee, dalla formazione di una vegetazione esclusivamente erbacea, dall'asportazione del suolo per mancanza di uno strato di vegetazione; l'ultimo stadio è rappresentato da una pietraia con poche specie erbacee (FALINSKI e PEDROTTI, 1992). Queste fasi di regressione, pur simili nel loro schema generale, tuttavia sono molto diverse a seconda delle varie zone biogeografiche della terra ove si instaurano, trattandosi di flore e condizioni ecologiche molto diverse.

Il fenomeno della regressione è molto più diffuso di quanto si possa pensare anche in Italia, soprattutto nell'Appennino, come nel gruppo dei Monti Sibillini, ove in alcuni casi interessa aree molto vaste (fig. 10).



Fig. 10 – Versanti sud-occidentali del Monte Bove (gruppo dei Monti Sibillini) con nuclei residui di faggio (*Fagus sylvatica*) fino a 1730 m; i versanti sono estremamente degradati ed oggi la vegetazione è interessata in prevalenza dal processo della regressione (foto prof. Vittorio Marchesoni, luglio 1953, da BALLELLI *et al.*, 2005).

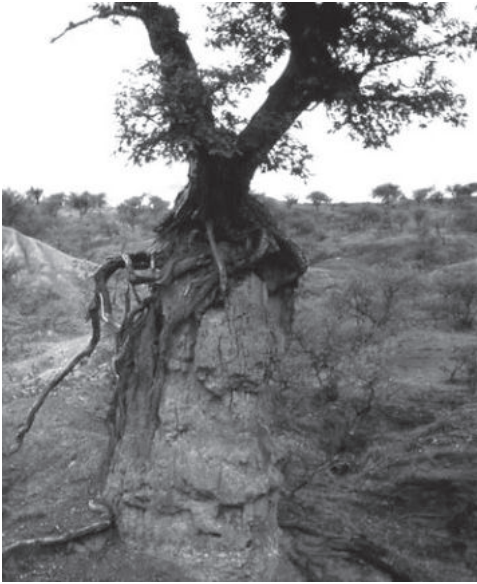


Fig. 11 – La tipa (*Tipuana tipu*) di Puesto Tunal, bacino del Rio Camacho (Bolivia); l'ultimo albero di tipa sopravvissuto ai disboscamenti protegge con l'apparato radicale il suolo, che nelle zone circostanti è stato asportato dall'erosione per una profondità di circa 3 m; nelle zone erose si è insediato un matorral di churqui (*Acacia caven*), che non riesce a frenare l'erosione del suolo (foto: F. Pedrotti).

La regressione e scomparsa della foresta interessa vaste aree in tutti i continenti. Nel bacino del Rio Camacho, in Bolivia, i nuclei residui di vegetazione forestale sono tutti separati gli uni dagli altri e la continuità della foresta è completamente perduta (LIBERMAN CRUZ e PEDROTTI, 2006); la regressione della vegetazione forestale primaria di tipa (*Tipuana tipu*) ha portato alla formazione di cenosi erbacee e arbustive molto rade, cioè con grado di copertura molto basso, fra le quali la più diffusa è il matorral di churki (*Acacia caven*), che non è assolutamente in grado di attenuare l'erosione del suolo che ha finito con l'asportare strati imponenti di esso, anche fino a 2-3 metri (fig. 11), trasportandone le particelle lungo i corsi d'acqua fino al Mar della Plata, in Argentina, che si sta lentamente colmando rendendo difficoltosa la navigazione.

Nella Patagonia australe (Argentina), ove ancora esistono foreste primarie di *Nothofagus pumilio* nello stadio della fluttuazione appartenenti all'associazione *Maytheno-Nothofagetum pumilionis*,

sono state descritte con dettaglio le varie fasi della regressione provocata per effetto di incendi ripetuti e pascolamento (fig. 12); essa passa attraverso una fase di matorral (*Elymo-Chiliotrichetum*), una fase di pajonal a cuscinetti (*Stipo-Mulinetum spinosi*) e una fase di prateria di basse erbe (*Trisetum-Poëtum pratensis*) (ROIG *et al.*, 1985).

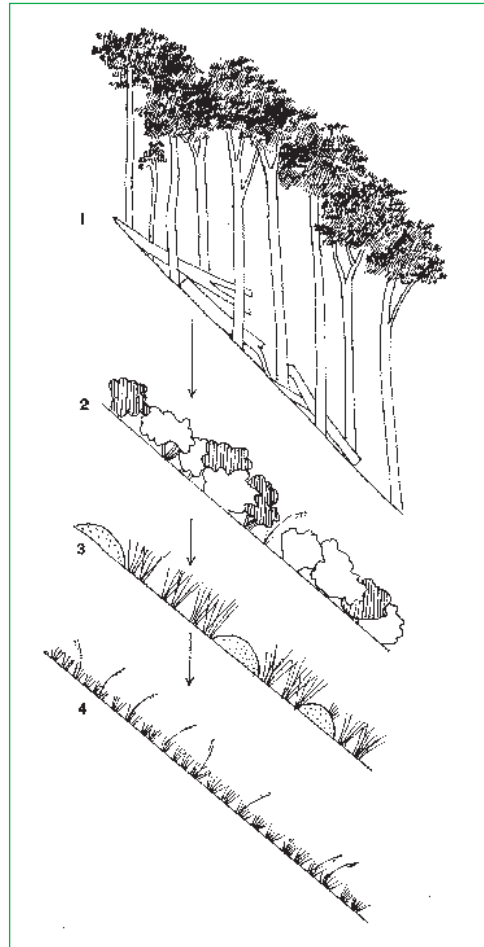


Fig. 12 – Processi dinamici nelle foreste di *Nothofagus pumilio* della Patagonia australe; 1) foresta in fluttuazione dell'associazione *Maytheno-Nothofagetum pumilionis*; da due a quattro fasi di regressione della foresta per effetto di incendi ripetuti e pascolamento; 2) matorral dell'associazione *Elymo-Chiliotrichetum*; 3) pajonal a cuscinetti dell'associazione *Stipo-Mulinetum spinosi*; 4) prateria dell'associazione *Trisetum-Poëtum pratensis* ( da ROIG *et al.*, 1985).

## L'eliminazione della foresta

L'eliminazione della foresta consiste nel taglio completo degli alberi e nell'asportazione del sottobosco, per cui avviene la sostituzione della vegetazione forestale (che è primaria) con altri tipi di vegetazione come praterie e arbusteti (che sono secondari) oppure con l'introduzione di colture agricole, che sono più o meno invase da vegetazione infestante, pure essa secondaria.

In gran parte d'Europa ciò è avvenuto ormai da molti secoli, pensiamo alla pianura padana che è stata disboscata all'epoca di Giulio Cesare, o ad alcune catene montuose dell'Appennino centrale come i Monti Sibillini, dove le foreste di faggio (*Polysticho-Fagetum*) sono state completamente eliminate ed oggi sono sostituite con praterie secondarie dell'ordine *Brometalia* (fig. 13) e qui gli esempi per tutta l'Italia potrebbero essere molto numerosi.



Fig. 13 – Eliminazione totale delle foreste di faggio (*Fagus sylvatica*) sui Monti Sibillini e loro sostituzione con praterie secondarie dell'ordine *Brometalia* (foto: F. Pedrotti).

Lo stesso fenomeno si è verificato in tutte le altre zone del mondo con antiche colture come la Cina, l'India, le Ande nelle zone abitate dagli Incas o più tardi, con l'arrivo degli spagnoli. Il bacino del Rio Camacho nel dipartimento di Tarija, già citato, che occupa un'area di 1.050 kmq fra 1.600 e 4.500 m era ricoperto da una foresta ininterrotta, a partire dalla fine del 1700 è stato progressivamente disboscato ed oggi gli ultimi nuclei di foresta occupano appena 45 kmq, pari al 4,3% del territorio; le foreste di tipa (*Tipuana tipu*), che in passato occupavano un'area molto vasta, sono state quasi completamente eliminate

ed oggi occupano soltanto 1,3 kmq in tutto il bacino, quelle di molle (*Schinus molle*) 9,9 kmq, quelle di pino del cerro (*Podocarpus parlatorei*) 5,6 kmq, quelle di kenua (*Polylepis crista-galli* e *P. hieronymi*) 7,6 kmq, mentre quelle di ontano delle Ande (*Alnus acuminata* ssp. *acuminata*), che occupano la fascia altitudinale più elevata, fra 2300 e 3000 m, hanno oggi una consistenza maggiore con 20,6 kmq (LIBERMAN CRUZ e PEDROTTI, 2006).

Le eliminazioni della foresta sono state molto intense in passato, ma proseguono anche oggi senza tregua in tutto il mondo a scapito di vari ecosistemi forestali; fra i vari casi che si potrebbero citare, ne ricorderò alcuni di cui ho un'esperienza diretta e drammatica. Nel Borneo le foreste pluviali tropicali vengono abbattute e sostituite con piantagioni di palma da olio (*Elaeis guineensis*), in alcune parti della Nuova Zelanda le foreste originarie di *Nothofagus fusca* vengono completamente tagliate e sostituite con rimboschimenti di specie esotiche come pini ed eucalipti; in Cile le foreste vengono tagliate a zero su vaste aree in tutte le regioni fitogeografiche del paese e sono particolarmente gravi nelle foreste valdiviane, in quelle di araucaria (*Araucaria araucana*) di cui non rimane traccia alcuna (fig. 14), in quelle della Terra del Fuoco, ove vengono bruciate per ottenere nuove aree pascolive, come illustrato in un libro di denuncia avente per titolo *La tragedia del bosco cileno* a cura di un gruppo di botanici e naturalisti cileni (HOFFMANN, 1998).



Fig. 14 – Subito al di fuori del Parco Nazionale Nahuel Vuda in Cile è avvenuta l'eliminazione totale delle foreste di *Araucaria araucana* in Cile (foto: F. Pedrotti).



Fig. 15 – Foreste bruciate di *Nothofagus pumilio* nella Terra del Fuoco in Cile per ottenere nuove aree pascolive (da HOFFMANN, 1998).

Questo libro contiene una documentazione di eccezionale valore sulla distruzione dei boschi del Cile mediante il taglio raso, le piste attraverso il bosco, lo sfruttamento industriale del bosco, l'incendio e così via (fig. 15).

Un esempio di eliminazione totale della vegetazione arborea da tutto un territorio è quello avvenuto nell'Isola di Pasqua; in base alle notizie che si possiedono, in passato l'isola era ricoperta da foresta, al posto della quale si trova oggi una savana tropicale; una delle specie legnose dell'Isola di Pasqua era il toromiromi (*Sophora toromiromi*) di cui nel 1917 era stato trovato soltanto un albero da Skottsberg, che più tardi nel 1935 era stato visto anche da Chapin, mentre un'altra osservazione nella stessa località è degli anni 1955-56. Nel Libro Rosso delle piante del mondo la specie è ritenuta estinta (INTERNATIONAL UNION CONSERVATION NATURE, 1978).

La specie, invece, non era estinta perché l'esploratore naturalista scandinavo Thor Heyerdhal, passando dall'Isola di Pasqua, aveva raccolto una manciata di semi di toromiromi dall'unico albero

presente, poi scomparso, che sono germinati nell'Orto botanico di Oslo; la specie è stata riportata nell'Isola di Pasqua ove oggi se ne trovano alcune piantine in un vivaio allevate con molta difficoltà, sembra infatti che non esista più il microrganismo simbiote tipico delle Leguminose e specifico per il toromiromi; è stato anche costituito un Comitato internazionale con ricercatori di vari stati del mondo per studiare la biologia del toromiromi e per tentare di ripiantarlo in natura. A tutt'oggi la specie si deve considerare estinta in natura ed esistente soltanto *ex situ*.

Anche sui monti della Sicilia si è verificata l'eliminazione della foresta o una sua drastica riduzione, come è avvenuto per le abetine (o abetine miste a faggio) dell'abete dei Nebrodi (*Abies nebrodensis*), di cui oggi rimangono soltanto 27 individui; in questo caso la conservazione di questa rara specie *in situ* ed *ex situ*, per quanto irta di difficoltà, sembra più agevole di quella del toromiromi, come risulta dalle ricerche sulla biologia della riproduzione di tale specie a cura di RAIMONDO e SCHICCHI (2005).



Figg. 16, 17 – Un esemplare di *Sequoia sempervirens* denominata “Stratosphere Giant” è a tutt’oggi l’albero più alto del mondo (112,87 m nel 2006) (foto tratte dal sito: [www.ictinternational.com.au](http://www.ictinternational.com.au)).

Nonostante tutto, è impressionante constatare che l’eliminazione della foresta da vaste aree del pianeta continua ancora, benché ci sia stata la presa di coscienza del problema da parte dell’uomo, anche in paesi di antica tradizione nel campo della conservazione della natura come gli Stati Uniti. Pochi anni fa (nel 1996) in California la Pacific Lumber Company, una società nel settore della raccolta e della trasformazione del legname, aveva completamente disboscato una collina con una foresta secolare di sequoia della costa (*Sequoia sempervirens*), provocando una frana che ha gravemente danneggiato la città di Stafford. È stato in quel momento che una ragazza di 23 anni, Julia Butterfly Hill, si è arrampicata in cima ad una sequoia alta 60 metri<sup>1</sup> per protestare contro l’abbattimento di una foresta di alberi millenari. Ne è ridiscesa soltanto due anni dopo, quando era stato raggiunto un accordo simbolico per la conservazione della sequoia e degli alberi circostanti. Durante questo periodo ha vissuto su una piccola e traballante piattaforma a circa 60 metri di altezza, esposta a violente tempeste, perseguitata dagli elicotteri della Lumber Company che volavano vicinissimi alla sequoia per intimorirla, assediata a terra da agenti della compagnia per impedire il passaggio dei rifornimenti, tormentata dalle difficoltà di vivere in quelle condizioni, dalla solitudine e dal dolore di assistere alla distruzione della foresta (BUTTERFLY HILL, 2000). Tutto questo è accaduto nel paese di Aldo Leopold, John Muir, Rachel Carson, Fairfield Osborne, William Vogt e Victor H. Cahalane. John Muir aveva scritto, quasi 100 anni prima, che questi re della foresta (figg. 16 e 17), i più nobili di una razza nobile, appartengono di diritto al mondo, ma, poiché si trovano in California, l’America non può sfuggire alla responsabilità di esserne custode, ma le sue parole sono rimaste inascoltate oppure, se volete, accolte soltanto in parte.

<sup>1</sup> La sequoia in questione (battezzata “Moon”) fu oggetto, dopo la discesa dell’attivista, di un ulteriore tentativo di taglio con motoseghe che arrecò un’ampia ferita nel tronco profonda oltre 80 cm ed estesa per quasi la metà della circonferenza; il danno, scoperto da altri sostenitori della causa portata avanti da Julia Hill, fu arginato ricoprendo le superfici di taglio con medicamenti di origine vegetale e stabilizzando l’albero con cavi d’acciaio. Nella primavera del 2007 la sequoia mostrava di essersi ripresa dall’ingiuria e di continuare normalmente ad accrescersi (n.d.r.).

## La frammentazione della foresta

Quando l'eliminazione della foresta non è totale, si verifica una progressiva riduzione delle aree boscate e la conseguente frammentazione in aree più o meno piccole. Riduzione e frammentazione interrompono la continuità catenale fra le diverse associazioni vegetali e favoriscono fenomeni degenerativi, di cui già è stato detto.

In Italia, per lo meno sulle catene montuose, esistono ancora complessi forestali estesi e continui sulle Alpi, sugli Appennini ed anche sui monti della Sicilia, come ad esempio le faggete e le cerrete del Monte Soro sui Nebrodi (RAIMONDO, 1992).

Quando la riduzione è molto spinta e l'area ricoperta da foresta molto ridotta, in modo da dare origine a isole completamente circondate da aree coltivate o prative, si parla di *boschi residui*; ne costituisce un classico esempio il Bosco della Ficuzza in Sicilia. In Giappone - nella fascia climax delle foreste della classe *Camellietea japonicae*, oggi quasi completamente posta a coltura - si trovano boschi residui estremamente ridotti, che si sono salvati perché

ubicati negli immediati dintorni dei templi; MIYAWAKI (1979) si è espressamente occupato con le sue ricerche anche dei problemi di conservazione di questi piccoli biotopi di grande importanza biogeografica, ma anche estetica e culturale data la loro estrema rarità.

In molti casi la riduzione e frammentazione delle foreste ha portato alla rarità di molte associazioni fino alla loro scomparsa. Ciò è avvenuto soprattutto a scapito delle foreste di pianura, di cui in Italia si rinvenivano pochissimi esempi, delle foreste paludose, ormai quasi completamente distrutte nel nostro paese, e delle foreste ripariali, di cui permangono pochi frammenti in condizioni eccezionali, soprattutto in corrispondenza di antiche proprietà feudali o reali. La vegetazione ripariale in Italia è stata eliminata quasi ovunque e oggi è formata soltanto da una sottile fascia di saliceti (figg. 18 e 19), mentre gli ecosistemi che occupavano i terrazzi più alti, come pioppeti, ulmeti, ecc., sono stati ovunque distrutti, con poche eccezioni come a San Rossore, al Bosco dell'Incoronata, ecc. (PEDROTTI e GAFTA, 1996).

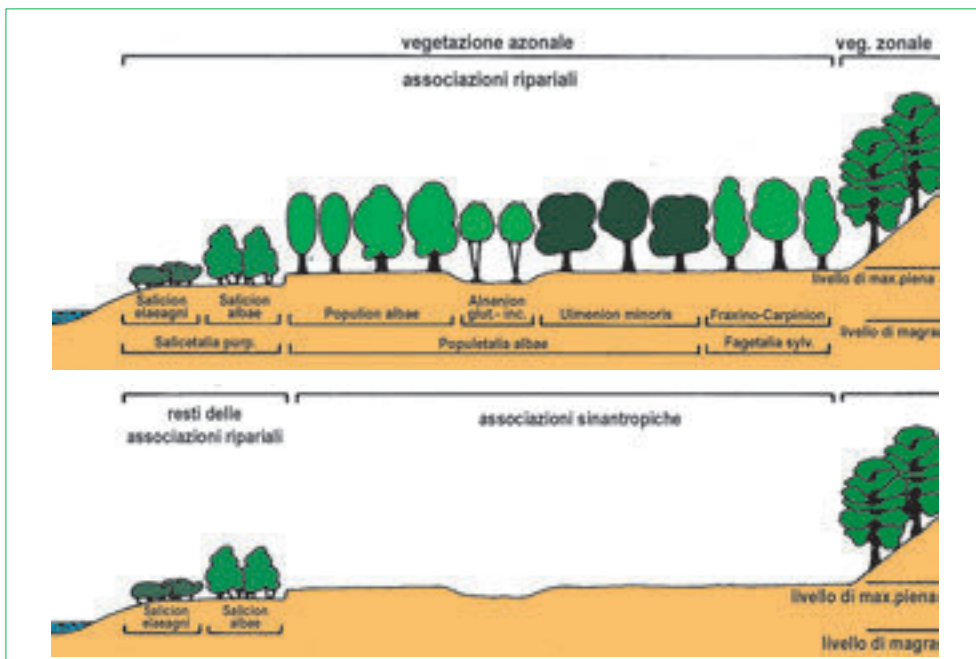


Fig.18 – Zonazione della vegetazione ripariale (vegetazione potenziale) dei corsi d'acqua dell'Italia peninsulare, regione euro siberiana (da PEDROTTI et GAFTA, 1996).

Fig. 19 – Zonazione della vegetazione ripariale (vegetazione reale) dei corsi d'acqua dell'Italia peninsulare, regione euro siberiana (da PEDROTTI et GAFTA, 1996).

Le seguenti associazioni forestali si devono ritenere in via di scomparsa nel nostro paese, come riportato nella relazione sulla stato dell'ambiente in Italia per il 1997 (PEDROTTI, 1997 e aggiunte successive): associazioni paludose: *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* (Alpi e pianura padana), *Hydrocotilo-Alnetum glutinosae* (fascia costiera tirrenica), *Thelypteridi-Alnetum glutinosae* (Trentino), *Cladio-Fraxinetum oxycarpae* (delta del Po e Parco nazionale del Circeo); associazioni ripariali: *Carici remotae-Fraxinetum excelsioris* (Trentino), *Pruno padi-Fraxinetum excelsioris* (Alto Adige e Friuli), *Populetum albae* (Pianura Padana e penisola), *Roso sempervirentis-Populetum nigrae* (Italia meridionale), *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae* (Italia centro-meridionale), *Lauro-Fraxinetum oxycarpae* (Campania, tenuta di Persano); associazioni mesofile di collina e montagna: *Aceri-Ulmetum montanae* (Monti della Laga), *Geranio nodosi-Carpinetum* (Umbria), *Rubio-Carpinetum* (Marche e Abruzzo).

### Il ritorno della foresta (successione secondaria)

Le modalità attraverso le quali si giunge all'assenza di foresta sono differenti a seconda delle condizioni ambientali e socio-economiche. Oggi le aree con assenza di vegetazione forestale in Europa, compresa l'Italia, sono molto estese e superano quelle nelle quali la foresta è ancora presente. Tuttavia la foresta è una risorsa rinnovabile e quindi può riformarsi ove non esiste più, purché l'uomo lo permetta.

Il ritorno della foresta nelle aree ove in passato era presente ed ove è stata eliminata a causa dell'intervento dell'uomo avviene attraverso il processo della successione secondaria; la comunità vegetale preesistente è stata completamente sostituita da un altro tipo di fitocenosi e il processo successionale ha inizio a partire da specie colonizzatrici che provengono da altre associazioni vegetali (CANULLO e FALINSKA, 2003). Si arriva così alla ricostituzione ex novo della foresta in un periodo talvolta molto lungo, fino al raggiungimento del climax.

Vorrei riferire brevemente due esempi di successioni secondarie a partire da campi abbandonati e da praterie non più sfalciate. Il primo esempio si riferisce ai campi abbandonati di Jelonka, una zona con suoli sabbiosi a sud della Foresta di Bialowieza, ma al di fuori della foresta, che è stata abbandonata

dai contadini a partire dagli anni del primo dopoguerra, nel 1918-1919. L'area abbandonata è estesa circa 12.000 ettari, di cui 227 ettari sono stati posti sotto stretta protezione mediante l'istituzione di una riserva, per permettere lo studio dei processi della successione secondaria. A Jelonka Janusz B. Falinski ha impiantato molti quadrati permanenti per le sue osservazioni che si sono protratte per oltre 40 anni, fino alla sua prematura scomparsa avvenuta nel 2004. La successione secondaria dopo l'abbandono inizia con l'insediamento di Crittogame, Licheni e Muschi, fra cui le due specie principali sono *Cladonia mitis* e *Polytrichum piliferum*; attraverso varie fasi, che è qui impossibile analizzare, dopo circa 30 anni si giunge alla formazione di un bosco di pino silvestre (fig. 20) e dopo 350 sarà raggiunto il climax con l'associazione *Tilio-Carpinetum* (FALINSKI, 2004); tale valutazione è stata eseguita in base all'età degli individui più vecchi di farnia (*Quercus robur*) presenti oggi a Bialowieza.

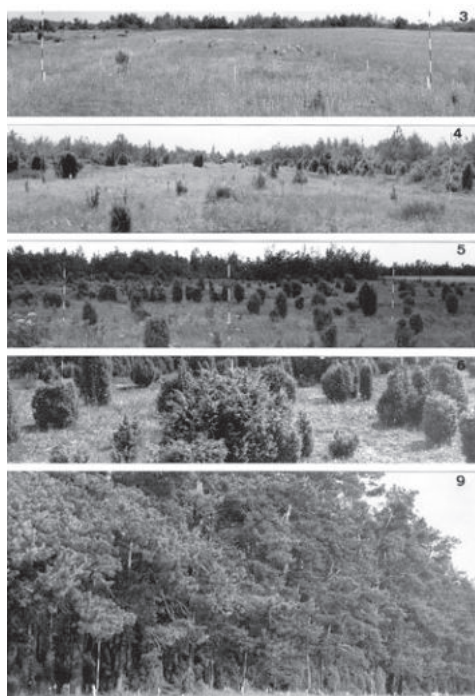


Fig.20 – Comunità vegetali durante la successione secondaria nei campi abbandonati di Jelonka in Polonia (anni dal 1971 al 2003); si passa dalle comunità erbacee con singole piante di *Juniperus communis* (fasi 3 e 4) ad un arbusteto di *Juniperus communis* (fasi 5 e 6), ad una giovane pineta di *Pinus sylvestris* (fase 9) (da FALINSKI, 2004).

La durata della riformazione della foresta originaria mediante il processo della successione secondaria può essere valutata anche con altri metodi. Sulla costa occidentale del Nord America la durata di riformazione delle foreste di douglasia (*Pseudotsuga* sp.) è di circa 400 anni; questa valutazione si basa su una cronosequenza di quasi 1000 anni, mediante la relazione con le prime due variabili canoniche dedotte dai parametri strutturali della foresta (SPIECE e FRANKLIN, 1991).

Il secondo esempio si riferisce alle praterie umide della valle della Narewka nel tratto in cui attraversa la foresta di Bialowieza, che venivano sfalciate fino al 1921, anno di istituzione del parco nazionale, ma in alcune aree anche dopo. Nella località di Reski

Krystyna Falinska ha impiantato dei quadrati permanenti ove ha eseguito osservazioni per un periodo di 30 anni, dal 1972 al 2002, per osservare la progressiva diminuzione fino alla scomparsa delle specie erbacee e l'insediamento nelle praterie abbandonate di salice cenerognolo (*Salix cinerea*) e conseguente formazione di un saliceto (*Salicetum pentandro-cinereae*) (fig. 21); essa ha anche osservato i meccanismi di *turnover* delle specie durante la successione, cartografando ogni anno non soltanto i cespugli di *Salix cinerea*, ma i singoli individui di tutte le specie erbacee (circa 20 specie) ed esaminando in dettaglio il comportamento di esse nella loro diffusione spaziale e successione temporale (FALINSKA, 2003).

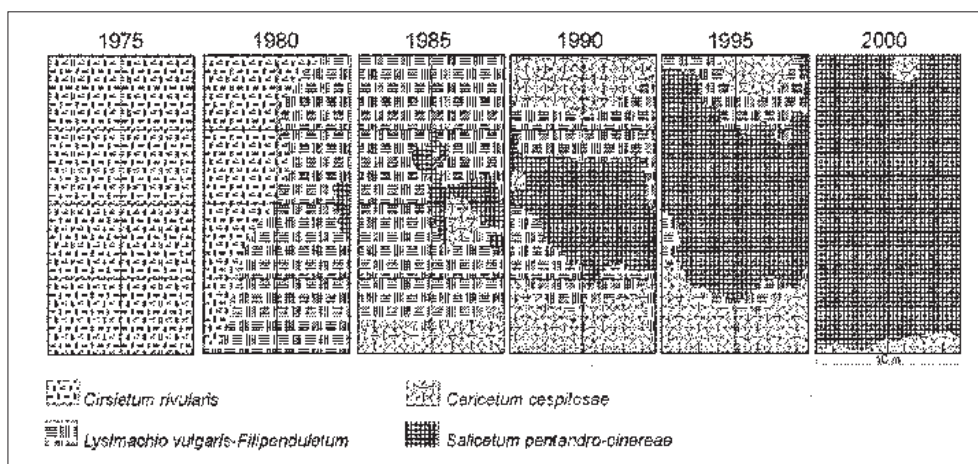


Fig.21 – Pattern della successione secondaria dalla prateria alla foresta nella località di Reski, valle della Narewka, Bialowieza (da FALINSKA, 2003).

Più in generale, le modalità spaziali di formazione del bosco per effetto della successione secondaria nella vegetazione dei climi temperati secondo CANULLO e FALINSKA (2003) sono 3: per biogruppi (nucleazione), per diffusione o dispersione e per avanzamento frontale. I biogruppi sono aggregazioni costituite da 3-4 specie di cespugli e di alberi che si formano nei campi abbandonati e nelle praterie secondarie a partire da una specie arbustiva, che rappresentano l'inizio del processo della nucleazione; infatti dopo pochi anni possono espandersi fino a diventare nuclei di rigenerazione sempre più estesi, come è il caso delle pioppete di pioppo tremulo di Gioia Vecchia in Abruzzo, la cui origine e sviluppo va ricollegata a nuclei allungati, o

allineamenti, di pioppo tremulo (PEDROTTI, 1996). In certi casi, lo sviluppo del biogruppo è permesso dal cespo di una graminacea, che facilita la germinazione e lo sviluppo delle specie arbustive come è il caso della kenua (*Polylepis tarapacana*) che sul Nevado Sajama (Bolivia) fra 4300 e 4900 m forma boschi, che sono considerati i più alti del mondo, come ha scritto CARDENAS (1969), non molto densi perché in parte diradati a causa dell'uomo e talvolta interrotti da radure con *Festuca orthophylla* (LIBERMAN CRUZ *et al.*, 1997); i cespi di quest'ultima specie facilitano la germinazione dei semi della kenua che ben difficilmente può avvenire nei suoli nudi circostanti (suoli vulcanici) e quindi il processo della successione secondaria (fig. 22).



Fig. 22 – Praterie secondarie (pajonales) aperte di *Festuca orthophylla* del Nevado Sajama (Bolivia), alla quota di 4000-4500 m, nelle quali è iniziato il processo della successione secondaria con lo sviluppo di piante di *Polylepis tarapacana* (foto: F. Pedrotti).

Analogamente accade per i cespi di *Molinia coerulea* nelle praterie umide appartenenti all'associazione *Junco-Molinietum* della torbiera di Fiaivè in Trentino, che consentono l'attecchimento di *Frangula alnus*, la prima specie arbustiva che si insedia nelle praterie abbandonate, alla quale fa seguito dopo alcuni anni *Salix cinerea* (CANULLO, PEDROTTI e VENANZONI, 1992).

La diffusione è data dallo sviluppo diretto di specie forestali, ad esempio la roverella, saltando il passaggio attraverso una fase di arbusteto, processo molto comune nelle aree prative abbandonate attorno ai querceti residui di *Quercus pubescens* delle colline dei dintorni di Camerino.

L'espansione frontale è caratterizzata dalla gradualità del processo in funzione di spazio e tempo, sotto l'influsso direzionale, diretto e continuo del mantello e della vegetazione retrostante per l'apporto di semi e propaguli (GOUZE, 1987; CANULLO, 1993); in pratica, si verifica l'avanzamento del sistema orlo-mantello-cintura arborea (o prebosco)-bosco, tenendo presente che ad ognuno dei componenti citati corrisponde una determinata associazione vegetale. BIONDI (2003) descrive vari esempi di sviluppo del bosco per avanzamento frontale nel piano collinare delle Marche, ove le principali specie che intervengono nelle fasi iniziali del processo sono *Spartium junceum*, *Cytisus sessilifolius* e *Juniperus oxycedrus*.

Le tre modalità di formazione del bosco possono avvenire separatamente, ma sovente si intrecciano

e si sovrappongono, per quanto nelle prime fasi siano facilmente riconoscibili.

Possono anche avvenire in parallelo nella stessa località, come le ontanete del Laghestel di Piné che appartengono alle due associazioni *Carici elatae-Alnetum glutinosae* e *Stellario nemorum-Alnetum glutinosae* (PEDROTTI, 2004b). A seguito dell'abbandono della fienagione, ambedue le associazioni prima citate si sviluppano per espansione frontale dal bordo esterno dell'area torboso-palustre verso l'interno, ma il *Carici elatae-Alnetum glutinosae* si sviluppa anche per nucleazione a partire da individui diffusi di ontano nero nelle praterie umide (fig. 23).

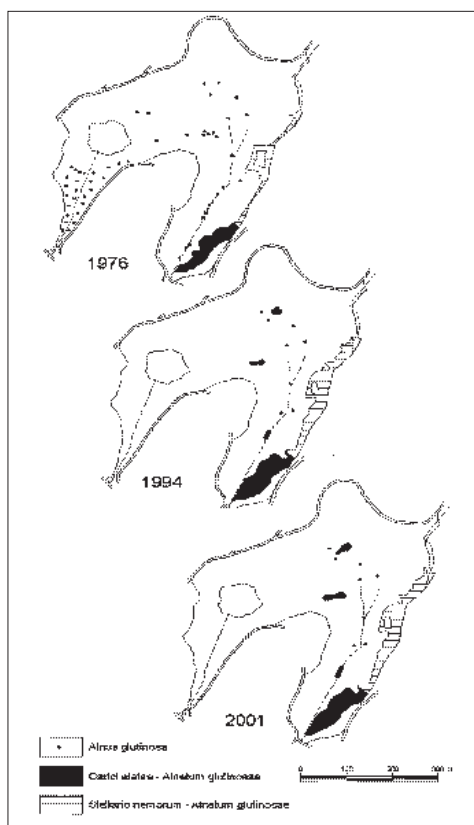


Fig.23 – Distribuzione di due associazioni di ontano nero (*Alnus glutinosa*) nel bacino del Laghestel di Piné, dal 1976 al 2001; il *Carici elatae-Alnetum glutinosae* si sviluppa sia per avanzamento frontale che per nucleazione, lo *Stellario nemorum-Alnetum glutinosae* soltanto per avanzamento frontale. Fra il rilevamento del 1976 e quello del 1994 un incendio ha bruciato gli ontani del settore occidentale del bacino (da PEDROTTI, 2004b).

Infine, può essere interessante ricordare che molti Autori distinguono quattro stadi principali nella successione secondaria delle foreste: 1) insediamento e inizio della fitocenosi; 2) diradamento ed eliminazione concorrenziale; 3) sviluppo del sottobosco; 4) stadio maturo di alto fusto (BROKAW e LENT, 1999).

Le foreste che si sviluppano mediante i processi della successione secondaria avvenuti in quest'ultimo secolo rientrano nella categoria delle foreste giovani o di neoformazione.

### **Le associazioni sviluppate a seguito dell'eliminazione della foresta**

Il tema della successione secondaria mi porta a parlare brevemente delle associazioni che si sviluppano a seguito dell'eliminazione della vegetazione primaria, di cui accennerò qui a due casi, sempre all'interno di determinati sigmeti: quello delle praterie secondarie e quello delle brughiere. In ambedue i casi si tratta di associazioni temporaneamente stabili la cui origine e mantenimento sono dovuti all'uomo, ammesso che l'uomo eserciti regolarmente la sua azione su di esse, permettendo in tal modo il processo della fluttuazione di origine antropica (PEDROTTI, 2003 e 2004a).

Le praterie secondarie sono formazioni vegetali di grande interesse botanico per l'alto grado di biodiversità, ma sono stabili soltanto a causa del costante intervento dell'uomo, che vi mantiene un dinamismo di fluttuazione antropica soprattutto con lo sfalcio e con il pascolamento. Nel caso di tali praterie (ordine *Arrhenatheretalia*), il fenomeno più vasto ed esteso è oggi quello dell'abbandono, con conseguente sviluppo di specie arbustive dell'ordine *Prunetalia*, che porta dapprima allo sviluppo di arbusteti, che sulle Alpi appartengono all'associazione *Corylo-Populetum tremulae*, e quindi del bosco. Sempre sulle Alpi, le praterie umide dell'ordine *Molinietalia* quando sono abbandonate in breve tempo si trasformano in arbusteti del *Salicetum cinereae* e talvolta in foreste dell'*Alnion glutinosae*. Sull'Appennino le praterie xeriche dell'ordine *Brometalia* portano a diverse associazioni dell'alleanza *Cytision sessilifolii* e talvolta anche ad associazioni più mature come il *Melico uniflorae-Populetum*

*tremulae*, che si può considerare un'associazione vicariante appenninica di quella delle Alpi.

Di fronte a tale situazione, si pone un problema di una certa rilevanza. Infatti c'è la possibilità della scomparsa di paesaggi vegetali indubbiamente interessanti come quelli delle praterie, ma secondari, da mantenere ove le condizioni socio-economiche lo permettono, mentre negli altri casi saranno necessariamente sostituite dal paesaggio della foresta, di cui ovunque - soprattutto in Italia - c'è estremo bisogno per questioni ecologiche generali quali: difesa del suolo, assorbimento e accumulazione dell'anidride carbonica, mitigazione del clima nei periodi caldi e secchi come quelli dell'estate 2003, ecc. C'è però una tendenza abbastanza diffusa in Italia, che tende a mantenere la praterie anche quando è evidente il loro passaggio alla foresta: per motivi estetici, per motivi "scientifici" e per motivi tradizionali, collegati ad antiche forme di economia nelle zone di montagna, con i differenti tipi di monticazione.

Certamente con lo sviluppo del bosco si verifica una perdita di aree destinate al pascolo; una recente ricerca in Val Rendena (Trentino) ha messo in evidenza che soltanto il 20% dei prati di altura nella zona del Parco Naturale Adamello-Brenta viene sfruttato per l'alpeggio e così la foresta avanza inesorabilmente è stato scritto. Dare un giudizio così negativo perché la foresta sta guadagnando nuove aree rispetto al pascolo sembra decisamente eccessivo; in tali aree non sarà più possibile praticare l'alpeggio, ma alla produzione di latte e di carne si sarà pur sostituita, se non altro, la produzione di legno. A tale riguardo, va sottolineato che l'Accademia Italiana di Scienze Forestali segnala che *il ritorno verso le formazioni forestali non è da scartare a priori e anzi può essere incoraggiato in alcune situazioni* (CIANCIO et al., 2001); ma credo che si possa e si debba aggiungere "in tutte le situazioni nelle quali è possibile".

Fra gli habitat prioritari della Comunità europea si trovano le praterie dell'Appennino della classe *Festuco-Brometea* (formazioni erbacee aride semi-naturali e facies arbustive su substrato calcareo, siti importanti per le "fioriture di Orchidee"). In tutti i rilievi montuosi dell'Italia centrale e meridionale (Marche, Umbria, Abruzzo, Lazio, Molise e Campania) si ritrovano oggi estesissime praterie secondarie che rientrano nel caso previsto dalla Comunità europea e quindi in esse si dovrebbe impedire il ritorno del bosco; una

posizione difficile da accettare, quando si pensi alla grave penuria di bosco in tutto l'Appennino. Per la gestione di queste praterie sono stati anche ipotizzati interventi volti a contrastare il processo naturale di recupero della vegetazione arbustiva e arborea, in quanto in certe zone l'incespugliamento dei prati porterebbe alla scomparsa di specie prative rare.

La riduzione delle specie può sicuramente avvenire, ma a livello locale e non generale, e comunque non la scomparsa, vedasi - ad esempio - il caso di due rare specie delle praterie umide di Piné (Trentino), *Iris sibirica* e *Carex hartmanii*, in progressiva riduzione a seguito dell'espansione delle ontanete di ontano nero (*Alnus glutinosa*) dopo la cessazione dello sfalcio dei molinieti appartenenti all'associazione *Junco-Molinietum* (PEDROTTI, 1991).

È certo, invece, che avverrà la modificazione a spese del paesaggio vegetale delle praterie, ma questo processo va visto in modo positivo e non negativo. Pensare di frenare le modificazioni vegetazionali oggi in atto dovute al cambiamento del rapporto uomo/natura in aree vaste è antistorico; potrebbe essere realizzato in aree di limitata estensione, all'interno di qualche area protetta.

Un altro caso riguarda le brughiere di calluna (*Calluna vulgaris*) tipiche dell'Europa atlantica, ma presenti in frammenti ridotti anche nella Pianura Padana e in Italia centrale in Umbria, ove si trovano al loro limite meridionale di distribuzione, con le due associazioni *Danthonio-Callunetum* e *Tuberario lignosae-Callunetum* alle quali sono collegate rare specie di Fanerogame e di Briofite.

POTT e HÜPPE (1991) e POTT *et al.* (2003) hanno descritto i diversi passaggi subiti dalle foreste primordiali delle associazioni *Betulo-Quercetum petraeae* e *Fago-Quercetum petraeae* sotto l'influsso delle greggi al pascolo con un diradamento progressivo che ha dato origine a radure sempre più vaste e nel corso del tempo allo sviluppo di specifici tipi di vegetazione seminaturali, le brughiere dell'associazione *Genisto-Callunetum*. Nella Lüneburgerheide, a seguito della diminuzione del pascolo con le pecore, fino al suo completo abbandono, si sviluppano e si diffondono specie arbustive fra cui betulle (*Betula alba*) e ginepri (*Juniperus communis*)

che precedono la trasformazione della brughiera in bosco. POTT e HÜPPE (1999) hanno pubblicato due cartine della zona della Lüneburgerheide che rappresentano la distribuzione delle brughiere alla fine del XVIII secolo, quando erano molto diffuse, ed oggi, quando sono quasi scomparse. Nel Parco Naturale della brughiera di Lüneburg già da alcuni decenni vengono effettuati interventi per il mantenimento della brughiera, però con scarsi risultati, anche a causa di nuovi processi che si sono innestati, come l'erosione del suolo e le piogge acide, che fanno ridurre le camefite della brughiera a vantaggio delle emicriptofite delle praterie, come *Nardus stricta* e *Avenella flexuosa*, e la conseguente formazione di associazioni erbacee.

Nelle brughiere dell'Umbria è in atto, invece, un processo di diffusione sparsa nelle brughiere di individui di cerro (*Quercus cerris*), di roverella (*Quercus pubescens*) e di *Quercus virgiliana*, i cui ultimi frammenti sono però minacciati anche da altre cause quali il dissodamento, la trasformazione in colture agricole e la crescente antropizzazione (PEDROTTI, 1982 e 1995; CORTINI PEDROTTI, 1985).

Dove avvengono questi processi, indubbiamente le variazioni paesaggistiche possono essere notevoli, ma non sono che la conseguenza delle mutate condizioni socio-economiche del paese, che non sono più quelle di un passato anche abbastanza recente.

## La naturalità della foresta

Le foreste naturali sono quelle la cui perennità è assicurata dal processo della rigenerazione naturale dovuta alle specie arboree autoctone; ad esse possiamo contrapporre le foreste artificiali, cioè piantate dall'uomo o guidate dall'uomo per finalità produttive e commerciali.

Per quanto riguarda la naturalità, si possono distinguere due accezioni: il grado e il tipo. A seconda del grado di naturalità, le foreste vengono divise in foreste primarie e foreste secondarie. Le foreste primarie non sono modificate dall'uomo e pertanto hanno mantenuto i loro caratteri primitivi: composizione floristica specifica, struttura verticale e orizzontale, funzionamento, capacità di autoregolazione.

Oltre a ciò, anche la composizione e l'organizzazione spaziale delle specie del sottobosco possono essere importanti indicatori del grado di naturalità della foresta come hanno dimostrato studi su boschi cedui invecchiati in Italia e sulla foresta di Bialowieza (CAMPETELLA *et al.* 2004; CAMPETELLA *et al.* 1999, CANULLO e CAMPETELLA 2006a e 2006b).

I metodi della teoria dell'informazione (JUHASZ-NAGY e PODANI, 1983) hanno permesso di quantificare alcuni importanti caratteri della complessità della vegetazione attraverso il conteggio di tutte le combinazioni di specie rinvenibili ad una data scala.

Tali studi hanno rilevato che il numero di combinazioni di specie e la loro relativa diversità (Florula Diversity) erano più elevate negli *stand* in rigenerazione rispetto a quelli di foresta primigenia.

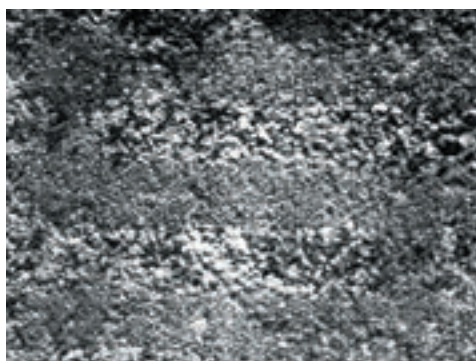


Fig.24 - Alternanza di *stand* a foresta primaria (fasce con chiome più grandi ed eterogenee) e a foresta in rigenerazione (chiome più piccole ed omogenee) nell'associazione di *Tilio-Carpinetum* nel Parco Nazionale di Bialowieza. Le fasce in rigenerazione si sono originate da tagli a raso effettuati nel 1910, prima dell'attuazione del parco (da FALINSKI, 1988, *foto aerea* PPGK, 1971, *Varsavia*).

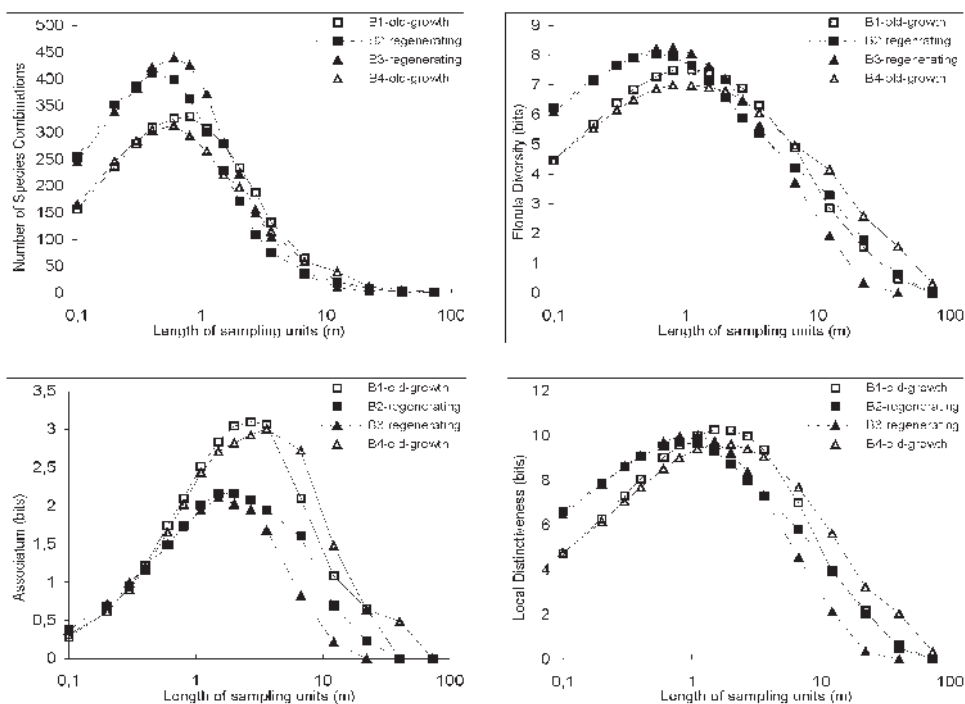


Fig. 25 – Risultati dei descrittori cenologici multispecifici (*Numero di combinazioni di specie, Florula Diversity, Associatum e Local Distinctiveness*) dai transesti di campo. Il numero delle specie frequenti (>3%) erano 11 in tutti i casi. □, Δ: *old-growth primary forest stands*; ■, ▲: *regenerating forest stands*. Ciascun descrittore è stato calcolato per una crescente dimensione dell'unità di campionamento, riportata in ascissa come scala lineare (da CANULLO e CAMPETELLA, 2006b).

Nella foresta in rigenerazione, il disturbo antropico pregresso ha introdotto importanti modificazioni del sistema in termini di copertura delle chiome, struttura verticale, composizione specifica e omogeneizzazione dell'habitat.

Di conseguenza, la riduzione della diversità mosaicale e l'ampliamento di *patches* omogenei ha favorito più diversità a livello di combinazioni specifiche. All'opposto, una maggiore dipendenza spaziale (*Associatum*) è stata rilevata negli *stand* di foresta indisturbata (figg. 24 e 25).

In tali comunità la differente composizione specifica a livello arboreo, una maggiore complessità strutturale ed una distribuzione delle chiome più eterogenea ha favorito la formazione di un complesso mosaico nel sottobosco. In tale situazione, la presenza di micrositi selettivi ha promosso una maggiore dipendenza spaziale tra le specie a causa di una maggiore diversificazione di nicchia. Tali descrittori sono stati in grado di sintetizzare complesse interazioni tra processi biologici ed ecologici e possono essere utilizzati come indici dinamici della vegetazione (CANULLO e CAMPETELLA, 2006b).

Le foreste secondarie hanno subito modificazioni più o meno intense della composizione floristica, della struttura e del funzionamento. A seconda del tipo, la naturalità delle foreste viene normalmente distinta come segue: naturalità incontrollata, naturalità controllata, naturalità culturale e naturalità residuale. La naturalità incontrollata delle foreste, tipica delle foreste primarie, può essere applicata a determinate foreste all'interno di aree protette; in tal caso le foreste vengono abbandonate all'naturale, escludendo qualsiasi modificazione indotta da disturbi antropici. La naturalità controllata si persegue in alcuni casi particolari, ad esempio nelle foreste di protezione, mediante interventi selvicolturali orientati nel senso dell'evoluzione naturale. La naturalità culturale è tipica dei boschi di produzione. Infine la naturalità residuale riguarda le aree boscate destinate a scopi turistici e ricreativi e quindi soggette ad una forte pressione antropica.

Per la valutazione della qualità della vegetazione, compresa quella forestale, vi sono varie possibilità. Si può ricorrere, innanzi tutto, al processo di sinantropizzazione delle fitocenosi, considerato come un processo di alterazione delle fitocenosi

primarie, che si manifesta secondo due modalità principali: la modificazione della composizione floristica originaria e l'alterazione della struttura. La modificazione della combinazione specifica caratteristica della flora consiste, come ha precisato FALINSKI (1998b), nella sostituzione all'interno di una fitocenosi (associazione) di specie autoctone con specie alloctone, di specie stenoeceie con specie euriecie e di specie stenotope con specie cosmopolite. L'alterazione strutturale consiste in una modificazione, generalmente una semplificazione, della stratificazione generale di una fitocenosi, con diminuzione del grado di copertura di alcune specie ed aumento di altre. Il processo di sinantropizzazione si manifesta secondo intensità differenti ed è chiamato processo di degenerazione, se le modificazioni non compromettono l'identità delle fitocenosi, ma quando sono più spinte possono portare alla sostituzione completa delle fitocenosi originarie con fitocenosi meno complesse e a fitomassa minore, mediante il processo della regressione, di cui già si è parlato.

Facendo riferimento ai processi ecologici in atto, è possibile valutare il grado di naturalità e cioè lo stato di conservazione della vegetazione, come le abetine del Trentino, che sono gravemente compromesse nella loro esistenza dall'intervento antropico che tende a favorire l'abete rosso al posto dell'abete bianco (GAFTA, 1996 e 1997).

La valutazione delle fitocenosi può essere fatta in base a vari criteri, tra cui il grado di emerobia e la lontananza dal climax. L'emerobia è la somma degli effetti sugli ecosistemi che risulta dall'azione invasiva umana, intenzionale e non, e si esprime attraverso i seguenti gradi: metaemerobia (impatto illimitato dal punto di vista della distruzione della vita), mesoemerobia (impatto moderato), aemerobia (mancanza di impatto) (JALAS, 1955; SUKOPP, 1972; KOWARIK, 1988). La lontananza dal climax consiste nel valutare per ogni fitocenosi la sua posizione nella serie dinamica e quindi la sua distanza o vicinanza al climax (PIROLA, 1982).

In forma concreta, è possibile applicare il criterio di valutazione della vegetazione facendo riferimento alle unità vegetazionali che possono essere: singole fitocenosi concrete, sigmeti oppure complessi vegetazionali relativamente omogenei, come è stato fatto per la naturalità della vegetazione del Trentino-Alto Adige (PEDROTTI e MINGHETTI, 1999).

Alcuni sistemi forestali monitorati nell'ambito della rete CONECOFOR sono stati valutati anche in tal senso, rivelando un più elevato contenuto di emerobia in quelli ceduati o pascolati (CAMPETELLA *et al.* 2006).

La valutazione della qualità dell'ambiente, che è un problema diverso da quello della valutazione della vegetazione, si può eseguire facendo riferimento alle unità ambientali, come è stato fatto per il Parco Nazionale dello Stelvio (GAFTA e PEDROTTI, 1997).

Sia nell'uno caso che nell'altro, va rilevato che l'approccio e la metodologia per la valutazione possono essere molto diversi a seconda degli Autori, anche con l'uso di indici come quelli proposti da ANDERSON (1991), BIONDI e COLOSI (2005) e molti altri, che però non risolvono a fondo il problema della valutazione.

### La biodiversità della foresta

Lo studio della biodiversità vegetale costituisce oggi uno dei temi principali di riferimento per la biologia della conservazione (PRIMACK, 2002) ed è al centro di una grande discussione di carattere teorico ed applicativo per le implicazioni di carattere ambientale e di sopravvivenza delle specie, delle cenosi e dei processi ecosistemici (AA.VV., 2006).

Per la valutazione della biodiversità forestale si possono prendere in considerazione numerosi indicatori, abili a rappresentare il livello di variabilità di tutti gli elementi tassonomici, differenti a livello gerarchico, sia vegetali che animali, che compongono un così complesso ecosistema, come le specie, le associazioni, la composizione floristica delle differenti associazioni, le epifite che sono ospitate dagli alberi di maggiori dimensioni, la sinecologia, ecc.

Di seguito mi limiterò ad alcune considerazioni che si possono dedurre facendo riferimento a dati quantitativi relativi alle associazioni forestali teste di serie presenti in un determinato territorio. Per tale tentativo di valutazione è stato scelto il Trentino-Alto Adige, per il quale si possiede un numero relativamente soddisfacente di notizie.

Se si considera la consistenza generale delle associazioni che formano la vegetazione climax del

Trentino-Alto Adige, esse sono in numero di 91, di cui ben 78 sono associazioni forestali; si tratta di un numero molto elevato di associazioni, anche rispetto alle regioni vicine, ad ovest la Lombardia (CREDARO e PIROLA, 1975), ad est il Veneto (DEL FAVERO, 2000) e a nord il Tirolo (SCHIECHTL e STERN, 1976; SCHIECHTL, STERN e ZOLLER, 1982). Il confronto si può fare soltanto con il Veneto, ove sono presenti 33 associazioni forestali rispetto alle 78 del Trentino, e fra di essa una sola è tipica del Veneto e manca in Trentino e precisamente il *Fraxino orni-Pinetum nigrae*, mentre altre associazioni sono sì particolari del Veneto, ma rientrano in gruppi di associazioni affini, appartenenti alla stessa alleanza e presenti anche in Trentino, come l'*Hemerocallido-Ostryetum* che è tipico del Veneto.

Ciò si può spiegare per la posizione geografica del Trentino-Alto Adige che si estende dalle Prealpi alle Alpi interne, per le grandi differenze climatiche, per la elevata variabilità litologica e per la complessità geomorfologica con l'articolazione in molte valli con orientamenti diversi e con massicci montuosi molto elevati, rispetto alle altre regioni alpine centro-orientali (GAFTA e PEDROTTI, 1998; PEDROTTI e GAFTA, 2003).

Rispetto alla zonalità altitudinale, le associazioni in Trentino-Alto Adige sono così distribuite nei diversi piani altitudinali (sono elencate anche le associazioni climax formate di specie erbacee): piano nivale 2, piano alpino 11, piano subalpino 15, piano montano 28, piano collinare 12, a cui vanno aggiunte 23 associazioni azonali.

Il numero più alto si trova nel piano montano, con 28 serie di vegetazione; il piano montano è quello che presenta il dislivello altitudinale più ampio, da 1000 a 1800 m e la maggior varietà di ambienti.

Rispetto al tipo di substrato, sul siliceo (porfidi, graniti e scisti) si ritrovano 35 serie di vegetazione e su quello calcareo (calcari, marmi e dolomiti) 33 serie di vegetazione.

Le specie arboree presentano il seguente comportamento: il pino silvestre (*Pinus sylvestris*) caratterizza 10 serie di vegetazione, l'abete bianco (*Abies alba*) 8, il faggio (*Fagus sylvatica*) 6, il pino mugo (*Pinus mugo*) 6, l'abete rosso (*Picea abies*) 5, il pino cembro (*Pinus cembra*) 2, il larice (*Larix decidua*) 2, il carpino bianco (*Carpinus betulus*) 1, la rovere (*Quercus petraea*) 1.

La specie di albero che si ritrova nel maggior

numero di associazioni è il pino silvestre, con 10 serie distribuite dalle coste aride e steppiche della Val Venosta (*Astragalo-Pinetum sylvestris*) del settore endoalpino, ai versanti calcarei prealpini (*Chamecytiso-Pinetum sylvestris*) e alle torbiere (*Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris*) del piano montano (MINGHETTI, 1996 e 2003).

Un'altra specie ad ampio adattamento ecologico, pur limitatamente ai versanti esposti a nord, è l'abete bianco, con 8 serie di vegetazione distribuite dai rilievi prealpini con il *Cardamino pentaphylli-Abietetum* a quelli continentali con il *Calamagrostio villosae-Abietetum* (GAFTA, 1994).

Dai pochi dati esposti, risulta la grande biodiversità a livello fitocenotico e la grande complessità della vegetazione forestale del Trentino-Alto Adige, che è stato possibile rappresentare cartograficamente su una carta alla scala 1: 250.000 (PEDROTTI, *in corso di stampa*).

### Considierazioni conclusive

Da quando l'uomo esiste sulla terra, è entrato in un rapporto speciale con la foresta, da una parte di interesse per quanto si può trarre da essa, e dall'altra di conflitto perch la foresta occupa posti che l'uomo può utilizzare in altro modo.

Questa situazione è stata bene espressa dallo storico Oscar Gaspari in un contributo sul bosco e sull'uomo nella montagna italiana. Egli ha scritto che nel primo Novecento sulle montagne del nostro paese, in particolar modo l'Appennino, geologicamente più instabile ma anche più popolato, l'uomo ha avuto un rapporto estremamente contraddittorio con il bosco. Gli alberi sono un elemento essenziale per l'equilibrio naturale dell'ambiente montano, ma anche un diretto concorrente dei montanari nello sfruttamento di una risorsa molto scarsa: la terra (GASPARI, 1998).

Questa condizione, questa posizione dell'uomo rispetto al bosco, per lo meno in passato, risulta ancora più chiara nelle parole dell'economista agrario Ghino Valenti, quando scrive che *"Il bosco, economicamente considerato, è un male necessario, a cui conviene sottostare, solo in quanto la sua conservazione, o nuova formazione, siano indispensabili a mantenere la consistenza del terreno. Se questo fine si possa raggiungere in altri modi, tanto*

*meglio. In quelle condizioni, in cui il pascolo, il prato, e gli stessi campi, lavorati con opportune opere di sostegno, possono sussistere senza pericolo, sarebbe stoltezza rinunciare al profitto ben più sollecito che da un esercizio ben regolato della pastorizia e dell'agricoltura può conseguirsi"* (VALENTI, 1914).

Oggi, evidentemente, sappiamo che non è così, ma le considerazioni prima riportate ci permettono di spiegare, in parte, la situazione odierna del bosco in Italia.

D'altra parte, già molti anni fa un importante studioso dell'agricoltura italiana, Arrigo Serpieri, affermava che soltanto la *trasformazione nell'economia agraria della montagna sarà la più efficace difesa del bosco* (SERPIERI, 1910). Oggi il momento storico previsto da Serpieri è giunto, eppure la neoformazione del bosco è vista con sospetto perfino nel territorio delle aree protette, mentre dovrebbe esser favorita ovunque in tutti i modi possibili.

L'umanità vive oggi all'interno del binomio *presenza di foresta - assenza di foresta*, con tutte le conseguenze, anche tragiche, che ne derivano, come erosione del suolo, alluvioni, e così via.

L'uomo si è sempre misurato con la foresta e continua a farlo anche nella nostra epoca, che è stata definita *antropocene* per l'enorme influsso che esso esercita sull'ambiente naturale, tanto da diventare esso stesso una forza geologica.

Le ricerche sulla biogeografia delle foreste, alle quali si è qui brevemente accennato, hanno un carattere teorico ma da esse si possono trarre insegnamenti di carattere applicativo per la loro gestione, ivi comprese le pratiche selvicolturali.

Concludo con due osservazioni che sono come il corollario di quanto ho cercato di esporre sulle foreste, e ambedue sono portatrici di una nota positiva.

A causa delle loro caratteristiche intrinseche, le foreste rivelano in ogni momento il loro stato di conservazione o di alterazione e i livelli di influenza ai quali sono sottoposte a causa dell'attività antropica; esse costituiscono, pertanto, un indicatore biologico di carattere generale dello stato dell'ambiente.

Le foreste sono una risorsa rinnovabile, a condizione che l'uomo lo permetta; d'altra parte l'uomo per la sua sopravvivenza sul pianeta non potrebbe fare a meno della foresta. Vero è che la foresta è sempre stata nelle mani dell'uomo, ma l'uomo a sua volta è nelle mani della foresta.

## Letteratura citata

- ANDERSON J.E., 1991 - *A conpetual framework for evaluating and quantifying naturalness*. Conservation biology, 5(3): 347-352.
- AA.VV., 2006 - *Aspects of biodiversity in selected forest ecosystem in Italy - Status and changed over the period 1996 - 2003*. Ann. Ist. Sper. Selv., 30(suppl. 2): 3-16.
- BALLELLI S., LUCARINI D., PEDROTTI F., 2005 - *Catalogo dell'erbario dei Monti Sibillini di Vittorio Marchesoni*. Braun-Blanquetia, 38: 1-259.
- BARKMAN J.J., 1979 - *The investigation of vegetation texture and structure*. In: Werger, J.A. (ed.): The study of vegetation. Junk, The Hague: 125-160.
- BEAUX G., 1998 - *Les séries protégées de la forêt de Fontainebleau*. La voix de la forêt. Association des Amis de la Forêt de Fontainebleau, 2: 27-34.
- BIONDI E., 2003 - *Processi di rinaturizzazione in seguito ad abbandono delle attività agro-silvo-pastorali ed implicazioni gestionali*. In: Colantonio Venturelli R., Müller F., Paesaggio culturale e biodiversità. Firenze, ed. Leo S. Olschki: 47-80.
- BIONDI E., COLOSI L., 2005 - *Environmental quality: an assessment based on the characters of the plant landscape*. Plant Biosystems, 139(2): 145-154.
- BIRIS I.-O., DONITA N., 2002 - *Padurile virgine din Romania: mit sau realitate?* Bucarest, KNNV - ICAS.
- BOBIEC A., 1998 - *The mosaic diversity of field layer vegetation in the natural and exploited forests of Bialowieza*. Plant Ecology 136: 175-187.
- BRAUN-BLANQUET J., 1936 - *La chênaie d'yeuse méditerranéenne (Quercion ilicis)*. Monographie phytosociologique. Comm. S.I.G.M.A., 45: 1-147.
- BRIENEN R. J. W., 2005 - *Tree rings in the tropics*. Utrecht, PROMAB scientific series, 10: 1-144.
- BROKAW N., LENT R., 1999 - *Vertical structure*. In: Hunter M.L. jr. (ed.), *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*, pp. 373-399. Cambridge University Press, Cambridge
- BUTTERFLY HILL J., 2000 - *La ragazza sull'albero. L'incredibile avventura di una giovane donna e la sua battaglia per salvare la foresta*. Milano, casa ed. Corbaccio.
- CAMIN S., MAZZUCCHI M., 2003 - *La scalinata dei larici monumentali*. Bologna, Tipoarte.
- CAMPETELLA G., CANULLO R., ALLEGRINI M.C., 2006 - *Aspects of biological diversity in the conecofor plots. II. species richness and vascular plant diversity over the period 1999 - 2003*. Ann. Ist. Sper. Selvicoltura Arezzo, 30(2): 29-41.
- CAMPETELLA G., CANULLO R. & BARTHA S., 1999 - *Fine-scale spatial pattern analysis of the herb layer of woodland vegetation using information theory*. Plant Biosystem, 133(3): 277-288.
- CAMPETELLA G., CANULLO R. & BARTHA S., 2004 - *Coenostate descriptors and spatial dependence in vegetation: derived variables in monitoring forest dynamics and assembly rules*. Community Ecology, 5(1): 105-114.
- CANULLO R., 1993 - *Lo studio popolazionistico degli arbusteti nelle successioni secondarie: concezioni, esempi ed ipotesi di lavoro*. Ann. Bot., 51(suppl. 10), Studi sul territorio: 379-394.
- CANULLO R., CAMPETELLA G., 2006a - *Spatial patterns of textural elements in a regenerative phase of a beech coppice (Torricchio Mountain Nature Reserve, Apennines, Italy)*. Acta Botanica Gallica, 152(4): 529-543.
- CANULLO R., CAMPETELLA G., 2006b - *Structural and dynamic variables in regenerating and primary phytocoenoses of the tilio-carpinetum community in bialowieza national park*. Polish Botanical Studies, 26 (in corso di stampa).
- CANULLO R., FALINSKA K., 2003 - *Ecologia vegetale. La struttura gerarchica della vegetazione*. Napoli, ed. Liguori.
- CANULLO R., PEDROTTI F., 1992 - *The cartographic representation of the dynamic tendencies in the vegetation: a case study from the Abruzzo National Park (Italy)*. Oecologia Montana, 2: 13-18.
- CANULLO R., PEDROTTI F., VENANZONI R., 1992 - *La torbiera di Fiavé*. In: Pedrotti F., Guida all'escursione della Società Italiana di Fitosociologia in Trentino. 1-5 luglio 1994: 78-110.
- CARBIENER R., 1993 - *Les écosystèmes forestiers. Aspects fonctionnels liés à l'évolution biogéographique et aux influences anthropiques*. Coll. Phytosoc., 20: 74-99.
- CARDENAS M., 1969 - *Disertaciones botanicas y amenidades biologicas*. Cochabamba, ed. Los Amigos del Libro.
- CENUSA R., 1996 - *Probleme de ecologie forestiera. Teoria fazelor de dezvoltare. Aplicatii la molidisuri naturale din Bucovina*. Suceava, ed. Universitatea "Stefan cel Mare" din Suceava.

- CIANCIO O., CORONA P., MARCHETTI M., NOCENTINI S., 2001 - *Linee guida per la gestione ecosostenibile delle risorse forestali e pastorali nei parchi nazionali*. Firenze, Ministero Ambiente, Servizio Conservazione Natura - Accademia Italiana Scienze Forestali.
- COOK R. E., 1983 - *Clonal plant populations*. Am. Sci., 71: 244-253.
- CORTINI PEDROTTI C., 1985 - *La florule bryologique des collines sablonneuses à l'ouest du Lac Trasimene (Ombrie)*. Cryptog. Bryol. Lichénol., 6(1): 59-63.
- CORTINI PEDROTTI C., 1988 - *Le associazioni di briofite epifite del leccio (Quercus ilex) in Umbria*. Braun-Blanquetia, 2: 239-247.
- CORTINI PEDROTTI C., 1992 - *Le briofite quale componente strutturale e funzionale degli ecosistemi forestali*. Ann. Accad. Ital. Sc. Forestali, 41: 163-190.
- CREDARO V., PIROLA A., 1975 - *La vegetazione della Provincia di Sondrio*. Sondrio, Amministrazione provinciale.
- CRISTEA V., GAFTA D., PEDROTTI F., 2004 - *Fitosociologie*. Cluj-Napoca, Presa universitară clujeană.
- DECOQ G., 2006 - *Determinism, chaos and stochasticity in plant community successions: consequences for phytosociology and conservation ecology*. In: Gafta D. & Akeroyd J. (eds.), *Nature conservation: concepts and practice*. Heidelberg, Springer: 123-130.
- DEL FAVERO R., 2000 - *Biodiversità e indicatori nei tipi forestali del Veneto*. Venezia, Commissione europea, Regione Veneto, Accademia italiana scienze forestali.
- DUDLEY N., VALLAURI D., 2004 - *Deadwood, living forest. The importance of veteran trees and deadwood to biodiversity*. WWF Report.
- FALINSKA K., 2003 - *Alternative pathways of succession: species turnover patterns in meadows abandoned for 30 years*. Phytocoenosis, Archiv. Geobotanicum, 9: 1-104.
- FALINSKI J. B., 1977 - *Bialowieza primeval forest*. Phytocoenosis, 6(1-2): 133-148.
- FALINSKI J. B., 1986 - *Vegetation dynamics in temperate primeval forests. Ecological studies in Bialowieza forest*. Geobotany, 8: 1-537.
- FALINSKI J. B. 1988 - *Succession, regeneration and fluctuation in the Bialowieza Forest (NE Poland)*. Vegetatio, 77: 115-128.
- FALINSKI J. B., 1998a - *La forêt et son milieu*. Braun-Blanquetia, 20: 21-47.
- FALINSKI J. B., 1998b - *Maps of anthropogenic transformations of plant cover (maps of synanthropisation)*. Phytocoenosis, 10: 15-54.
- FALINSKI J. B., 2004 - *Polytrichum piliferum as a pioneer species in the secondary succession and post-fire regeneration of vegetation on abandoned farmland*. Braun-Blanquetia, 34: 207-230.
- FALINSKI J. B., PEDROTTI F., 1992 - *The vegetation and dynamical tendencies in the vegetation of Bosco Quarto, Promontorio del Gargano, Italy*. Braun-Blanquetia, 5: 1-31.
- FLON H., 1948 - *Les réserves artistiques et biologiques*. In: Fontainebleau. Publié par le Comité français d'organisation de la conférence internationale pour la protection de la nature: 63-72.
- GAFTA D., 1993 - *Zonation et dynamisme de la végétation dans quelques forêts riveraines du Sud de l'Italie*. Coll. Phytosoc., 20: 233-240.
- GAFTA D., 1994 - *Tipologia, sinecologia e sincorologia delle abetine nelle Alpi del Trentino*. Braun-Blanquetia, 12: 1-69.
- GAFTA D., 1996 - *Dégénération des quelques sapinières de l'ordre Fagetalia dans les Alpes du Trentin (Italie)*. Coll. Phytosoc., 20: 233-240.
- GAFTA D., 1997 - *Impactul antropic si efectele lui asupra fitocenozelor forestiere primare*. Studi cercetare (St. naturii), Bistrita, 3: 249-254.
- GAFTA D., 2002 - *Influenta antropo-zoogena asupra padurilor periurbane*. In: Cristea V., Baciuc C., Gafta D. (eds.), *Municipiul Cluj-Napoca si zona periurbana*. Studii ambientale. Cluj-Napoca, ed. Accent: 241-274.
- GAFTA D., PEDROTTI F., 1997 - *Environmental units of the Stelvio National Park as basis for its planning*. Oecologia Montana, 6: 17-22.
- GAFTA D., PEDROTTI F., 1998 - *Fitoclima del Trentino - Alto Adige*. Studi Trent. Sc. Nat., 73: 55-111.
- GARCIA NOVO F., 2003 - *The conservation of Donana National Park*. La Riserva Naturale di Torricchio, 11(1): 55-72.
- GASPARI O., 1998 - *Il bosco come "male necessario": alberi e uomini nella montagna italiana*. Memoria e ricerca, rivista semestrale di storia contemporanea, 1: 57-79.
- GÉHU J.-M., 1987 - *Des complexes de groupements végétaux à la phytosociologie paysagère contemporaine*. Inform. Bot. Ital., 18(1-2-3): 53-83.
- GÉHU J.-M., 1991 - *L'analyse symphytosociologique et géographique de l'espace. Théorie et méthodologie*. Coll. Phytosoc., 17: 11-46.

- GELLINI R., 1973-1975 - *Botanica forestale*. Firenze, Ed. CLUSF (2 vol.).
- GIURGIU V., DONITA N., BANDU C., RADU S., CENUSA R., DISSESCU R., STOICULESCU C., BIRIS I.-O., 2001 - *Les forêts vierges de Roumanie*. Louvain-la-Neuve, ed. ASBL Forêt Wallonne.
- GLENN-LEWIN D.C. & VAN DER MAAREL E., 1992 - *Patterns and processes of vegetation dynamics*. In: Glenn-Lewin D.C., Peet R.K. & Veblen T.T. (eds.) *Plant Succession - Theory and Prediction*, pp.11-59. Chapman & Hall, London.
- GOUZE B., 1987 - *Le développement de la forêt par reforestation naturelle*. La forêt Haut-Marnaise, 169-170: 29-41.
- GRANDTNER M.M., 2005 - *Elsevier's dictionary of trees. Vol. 1. North America*. Amsterdam, Elsevier.
- GUALDI V., TARTARINO P., 2006 a - *Altre riflessioni sulla gestione, su basi assestamentali, della foresta mediterranea europea. Le fonti delle procedure assestamentali presenti nella legislazione forestale prodotta dal Regno di Napoli e di Sicilia nella seconda metà del XVIII secolo e da quello di Napoli agli inizi del XIX*. L'Italia Forestale e Montana, 61 (4): 241-250.
- GUALDI V., TARTARINO P., 2006 b - *Altre riflessioni sulla gestione, su basi assestamentali, della foresta mediterranea europea. Le fonti delle procedure assestamentali presenti nella legislazione forestale prodotta dal regno delle due Sicilie nel XIX secolo*. L'Italia Forestale e Montana, 61 (6): 430-439.
- HOFFMANN, 1998 - *La tragedia del bosque chileno*. Santiago de Chile, ed. Defensores del Bosque Chileno, Ocho Libros.
- HRUSKA K., 1991 - *Human impact on the forest vegetation in the western part of the pannonic plain (Yugoslavia)*. Vegetatio, 92: 161-166.
- HRYNIEWIECKI B., 1948 - *Uzrodek umiłowania i ochrony polskiej przyrody "Pan Tadeusz" w oczach botaników (La source de l'amour et de la protection de la nature en Pologne. Le poème "Pan Tadeusz" aux yeux des botanistes)*. Ochrona Przyrody, 18: 6-25.
- JALAS J., 1955 - *Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten, ein terminologischer Reformversuch*. Acta Soc. Fauna Flora Fennica, 72: 1-79.
- JUHASZ-NAGY, P. & PODANI, J., 1983 - *Informations theory methods for the study of spatial processes in succession*. Vegetatio, 51: 129-140.
- KOTLIAR N. B., WIENS J. A., 1990 - *Multiple scale of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity*. Oikos, 59: 253-260.
- KOWARIK I., 1988 - *Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West)*. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, 56: 1-280.
- KULESZA W., 1931 - *"Pan Tadeusz" ewangelja ochrony przyrody (Le poème de Mickiewicz "Pan Tadeusz" ("Monsieur Thadée"), comme évangile de la protection de la nature)*. Ochrona Przyrody, 11: 1-10.
- INTERNATIONAL UNION CONSERVATION NATURE, 1978 - *The IUCN plant red data book*. Morges, IUCN.
- LEIBUNDGUT H., 1978 - *Über die Dynamik europäischer Urwälder*. Allg. Zeitschr. Forstwesen, 24: 686-690.
- LEONARDI C., STAGI F., 1982 - *L'architettura degli alberi*. Milano, ed. Mazzotta.
- LEVIN S.A., 1979 - *Multiple equilibria in ecological models*. In Proceedings of the International Symposium of Mathematical Modelling of Man-Environment Interaction, Tellavi, Georgia (USSR), September 1978, pp. 164-230.
- LIBERMANN CRUZ M., GAFTA D., PEDROTTI F., 1997 - *Estructura de la poblacion de Polylepis tarapacana en el Nevado Sajama, Bolivia*. In: Liberman Cruz M., Baied C. (ed.), Desarrollo sostenible de ecosistemas de montana: Manejo de areas fragiles en los Andes (Huarina, Bolivia, 2-12, 1995). La Paz: 71-78.
- LIBERMANN CRUZ M., PEDROTTI F., 2006 - *Woody formations in a mesothermic valley of Tarija Province, Bolivia*. In: Gafta D., Akeroyd J. (eds.), 2006 - *Nature conservation: concepts and practice*. Heidelberg, ed. Springer: 75-86.
- MAEKAWA M., NAKAGOSHI N., 1997 - *Riparian landscape changes over a period of 46 years, on the Azusa River in Central Japan*. Landscape Urban Planning, 37: 7-43.
- MARCHETTI M., LOMBARDI F., 2006 - *Analisi qualitativa del legno morto in soprassuoli non gestiti: il caso "Bosco Pennataro", Alto Molise*. L'Italia Forestale e Montana, 61(4): 275-302.
- MASON F., 2002 - *Dinamica di una foresta della Pianura Padana. Bosco della Fontana. Primo contributo, monitoraggio 1995*. Rapporto scientifici Centro nazionale biodiversità forestale Verona, 1: 1-208.
- MASON F., NARDI G., WHITMORE D., 2005 - *Recherches sur la restauration des habitats du bois mort: l'exemple du Life "Bosco della Fontana" (Italie)*. In: Vallauri D., André J., Dodelin B., Eynard-Machet R., Rambaud D. (eds.), *Bois mort et à cavités*, Parigi, Lavoisier: 285 - 292.
- MAZZOLENI S., RICCIARDI M., 1993 - *Primary succession on the cone of Vesuve*. In: Primary succession on land.

Spec. Publ., 12: 101-112.

MICKIEWICZ A., 1834 - *Pan Tadeusz*. Parigi (ed. italiana a cura di C. Garosci, Torino, Giulio Einaudi, 1955).

MINGHETTI P., 1996 - *Analisi fitosociologica delle pinete a Pinus mugo Turra del Trentino (Italia)*. Doc. PHYTOSOC., 16: 461-503.

MINGHETTI P., 2003 - *Le pinete a Pinus sylvestris del Trentino-Alto Adige (Alpi Italiane): tipologia, ecologia e corologia*. Braun-Blanquetia, 33: 1-95.

MIYAWAKI A., 1979 - *Vegetation und Vegetationskarten auf den Japanischen Inseln*. In: Miyawaki A. et Okuda S., *Vegetation and Landschaft Japans*. Yokohama, Yokohama Phytosociological Society: 49-70.

MOTTA R., NOLA P., 2002 - *I patriarchi verdi in Italia e nel mondo: le età degli alberi tra scienza e mito*. Monti e Boschi, 1: 14-19.

OLACZEK R., 1974 - *Kierunki degeneracji fitocenozy i metody ich badania*. Phytocoenosis, 3(3-4): 179-190.

PEDROTTI F., 1982 - *La végétation des collines entre le Trasimene et le Val de Chiana*. In: Guide-Itinéraire Excursion Internat. Phytosoc. Italie centrale (2-11 juillet 1982). Camerino: 482-492.

PEDROTTI F., 1991 - *L'alterazione del paesaggio delle montagne del Trentino a seguito dei cambiamenti nell'uso del territorio*. Coll. Phytosoc., XVII: 207-220.

PEDROTTI F., 1995 - *La vegetazione forestale italiana*. Atti Convegno Lincei, La vegetazione forestale italiana (Roma, 15 giugno 1993). Accademia Naz. Lincei, 115: 39-78.

PEDROTTI F., 1996 - *Il pioppo tremulo (Populus tremula L.) nella colonizzazione dei terreni abbandonati del Parco Nazionale d'Abruzzo*. Coll. Phytosoc., 27: 503-541.

PEDROTTI F., 1997 - *Vegetazione e flora*. In: Ministero Ambiente, *Relazione sullo stato dell'ambiente*. Roma, Istituto poligrafico e zecca dello stato: 19-23.

PEDROTTI F., 1999 - *Cartografia della vegetazione e qualità dell'ambiente*. Natura Alpina, 50(4): 21-41.

PEDROTTI F., 2003 - *Biologie de la conservation des phytocoenoses*. Bocconea, 16(1): 487-493.

PEDROTTI F., 2004a - *Scritti sulla tutela delle risorse vegetali*. Trento, TEMI.

PEDROTTI F., 2004b - *Ricerche geobotaniche al Laghestel di Piné (1967-2001)*. Braun-Blanquetia, 35: 1-54.

PEDROTTI F., *Le serie di vegetazione (sigmeti) del Trentino - Alto Adige con carta 1: 250.000*. Braun-Blanquetia, (in corso di stampa).

PEDROTTI F., GAFTA D., 1996 - *Ecologia delle foreste ripariali e paludose dell'Italia*. L'Uomo e l'Ambiente, 23: 1-162

PEDROTTI F., GAFTA D., 2003 - *Phytogeographical approach to distinction of vegetation megasequences in the Alps of Trentino-Alto Adige (with map 1: 250.000)*. Report C.E.A., 30: 1-18.

PEDROTTI F., MANZI A., 1994 - *La naturalità delle faggete appenniniche*. Economia Montana - Linea Ecologica, 6: 13-16.

PEDROTTI F., MINGHETTI P., 1999 - *Carta della naturalità della vegetazione del Trentino - Alto Adige*. In: Minghetti P., *Naturalità della vegetazione del Trentino - Alto Adige (con carta 1: 250.000)*. Report Centro Ecologia Alpina, 20: 1-35.

PICCIONI L., 1999 - *Il volto amato della patria. Il primo movimento per la protezione della natura in Italia 1880-1934*. L'Uomo e l'Ambiente, 32: 1-320.

PIGNATTI S., 1998 - *I boschi d'Italia*. Torino, UTET.

PIROLA A., 1982 - *Attualità e applicazione della cartografia della vegetazione*. Monti e Boschi, 33(3-5): 15-19.

POLI MARCHESE E., GRILLO M., 2000 - *Primary succession on lava flows on Mt. Etna*. Acta Phytogeographica Suecica, 85: 61-70.

POTT R., H.PPE J., 1991 - *Die Hudelandschaften Nordwestdeutschland*. Abh. Westf. Museum f. Naturkunde, 53(1/2): 1-313.

POTT R., H.PPE J., 1999 - *Die Landschaftsentwicklung der Lüneburger Heide*. Phytocoenosis, Suppl. Cart. Geobot., 11: 131 - 131-138.

POTT R., H.PPE J., HAGEMANN B., 2003 - *Langzeitliches Naturschutzmanagement und Sukzession in Norwestdeutschen Hudelandschaften*. La Riserva naturale di Torricchio, 11(2): 163-194.

PREDA V., SEGHEDEIN T.G., BOSCAIU N., 1981 - *Traditie si progres in ocrotirea patrimoniului natural al Romaniei*. Studii Comunicari Ocrotirea Naturii. Suceava, Cons. Jud. Ocrotirea Naturii: 7-35.

PRIMACK R.B., 2002 - *Essentials of conservation biology*. Sunderland, Sinauer Associates (ed. italiana: Primack R.B. et Carotenuto L., 2003 - *Conservazione della natura*, Bologna, Zanichelli).

RAIMONDO F. M. (ed.), 1992 - *I boschi di Sicilia*. Palermo, ed. Arbor.

RAIMONDO F. M., 1979 - *Rhamnus lojaconoi, nuova specie endemica della Sicilia*. Giorn. Bot. Ital., 113:

369-377.

RAIMONDO F.M., SCHICCHI R., 2005 - *Rendiconto sul progetto LIFE Natura "Conservazione in situ ed ex situ di Abies nebrodensis (Lojac.) Mattei"*. Palermo, Dipartimento Scienze Botaniche Università.

RIVAS MARTINEZ S., 1985 - *Biogeografía y vegetación*. Real Academ. Ciencias Exactas, Físicas y Naturales Madrid: 1-103.

RIVAS MARTINEZ S., 2005 - *Avances en geobotánica*. Madrid, Discurso de apertura del Curso académico de la Real Academia nacional de Farmacia del año 2005.

ROIG F.A., ANCHORENA J., DOLLENZ O., FAGGI A.M., MENDEZ E., 1985 - *Las comunidades vegetales de la transecta botánica de la Patagonia austral. Primera parte: la vegetación del área continental*. In: Boelcke O., Moore D.M., Roig F.A., *Transecta botánica de la Patagonia austral*. Buenos Aires, CONICET (Argentina), I. P. (Chile), R. S. (Gran Bretagna): 350-591.

SARTORI F., 1988 - *Prunus serotina Ehrh. en Italie*. Coll. Phytosoc., XIV: 185-203.

SCHIECHTL H.M., STERN R., 1976 - *Karte der aktuellen Vegetation von Tirol 1/100.000 - VI Teil, Blatt 11, Brixen-Pustertal*. Doc. cart. écol., 17: 73-84.

SCHIECHTL H.M., STERN R. et ZOLLER H., 1982 - *Karte der aktuellen Vegetation von Tirol 1/100.000 - VIII Teil, Blatt 9, Silvretta-Engadin-Vinschgau*. Doc. cart. écol., 25: 67-88.

SCHIRONE B., PEDROTTI F., SPADA F., BERNABEI M., DI FILIPPO A., PIOVESAN G., 2005 - *La hêtraie pluri-séculaire de la vallée Cervara (Parc national des Abruzzes, Italie)*. Acta Bot. Gallica, 152(4): 519-528.

SERPIERI A., 1910 - *Economia montana e restaurazione forestale*. Atti congresso forestale italiano di Bologna del 1909. Bologna: 4-16.

SPIECE T.A., FRANKLIN J.F., 1991 - THE STRUCTURE OF NATURAL YOUNG, MATURE AND OLD-GROWTH DOUGLAS-FIR FORESTS. In: RUGGIERO L.F., AUBRY K.B., CAREY A.B., HUFF M.H. (ed.), *Wildlife and vegetation of unmanaged Douglas-fir forests*, pp. 91-110. United States Forests

Service, Pacific Northwest Researches Station, General Technical Report PMW-GTR-285, Portland.

STUART CHAPIN F., WALKER L. R., FASTIE C. L., SHARMAN L.C., 2006 - *Mechanisms of Primary Succession Following Deglaciation at Glacier Bay, Alaska*. Ecological Monographs, 64(2): 149-175.

SUKOPP H., 1972 - *Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter den Menschen*. Ber. Landwirtschaft., 50: 112-139.

TOMASELLI R., GENTILE S., 1971 - *La riserva naturale integrale "Bosco Siro Negri" dell'Università di Pavia*. Atti Ist. Bot. Lab. Critt. Univ. Pavia, 6(VII): 41-70.

TONZIG S., 1975 - *Lecture di Biologia vegetale*. Milano, Ediz. scientifiche tecniche Mondadori.

TOPA E., 1972 - *Stefan cel Mare, promotor al ocrotirii naturii in Moldova*. Studii Comunicari Ocrotirea Naturii. Suceava, Cons. Jud. Ocrotirea Naturii: 39-48.

TRAVAGLINI D., MASON F., LOPRESTI M., LOMBARDI F., MARCHETTI M., CHIRICI G., CORONA P., 2006 - *Aspects of biological diversity in the CONECOFOR plots. V. Deadwood surveying experiments in alpine and mediterranean forest ecosystems*. Ann. Ist. Sper. Selv., 30(suppl. 2): 71-86.

TÜXEN R., 1979 - *Sigmaten und Geosigmaten, ihre Ordnung und ihre Bedeutung für Wissenschaft, Naturschutz und Planung*. Biogeographica, 16: 79-92.

VALENTI G., 1914 - *L'Italia agricola nel cinquantennio 1862-1911*. In: Studi di politica agraria, Roma: 470-471.

VALLAURI D., 2005 - *Le bois dit mort, une lacune des forêts en France et en Europe*. In: Vallauri D., André J., Dodelin B., Eynard-Machet R., Rambaud D. (eds.), *Bois mort et à cavités*, Parigi, Lavoisier: pp. 9-17.

VEGHER R., 1947 - *I cicli delle macchie solari e l'accrescimento delle Conifere nelle Alpi Venete*. Acta Pontif. Acad. Sc., X(30): 355-360.

WATT A.S., 1947 - *Pattern and process in the plant community*. J. Ecol., 35: 1-22.