

# PERDITA DELLA BIODIVERSITÀ

## PERDITA DELLA BIODIVERSITÀ

[Fausto Manes, Francesca Capogna]

La diversità dei viventi e la loro distribuzione sul territorio tendono continuamente a variare, per effetto dei naturali processi evolutivi, per gli effetti dei cambiamenti climatici a lungo e a breve termine e per le conseguenze dell'azione umana.

L'impatto dell'uomo sull'ambiente naturale avviene a diverse scale spaziali e temporali. I disastri ecologici, l'inquinamento industriale, la deforestazione e la conversione di habitat naturali in terreni agricoli e industriali si verificano ininterrottamente su vaste aree di ciascun continente. Tutte queste attività antropiche alterano l'habitat per molte specie vegetali e animali e determinano una riduzione della biodiversità (figura 3.1). Dove avvengono cambiamenti am-

bientali catastrofici, il maggiore impatto sulla biodiversità avviene istantaneamente, sebbene effetti residui possano prolungarsi per diversi anni. In altro modo, l'impatto a lungo termine che modifica un habitat potrebbe avvenire su una scala di tempo molto più ampia minacciando di estinzione numerose specie. Inoltre, l'alterazione di alcuni caratteri strutturali e funzionali di una comunità o di un ecosistema che avviene quando le specie si estinguono aggrava ulteriormente questo processo di estinzione.

Sono stati identificati cinque importanti fattori, denominati *driver*, che determinano cambiamenti nella biodiversità a scala globale (SALA *et al.*, 2000): cambiamenti dell'uso del suolo, cambiamenti climatici, aumento della concentrazione di anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) atmosferica, deposizioni azotate e piogge acide, introduzioni di specie animali e vegetali esotiche.

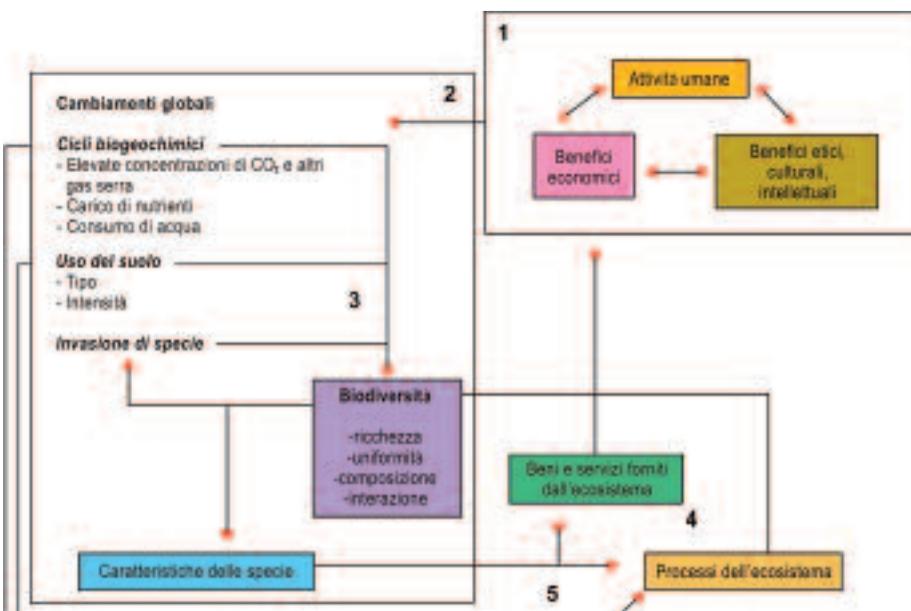


Fig. 3.1 - Il ruolo della biodiversità nei cambiamenti globali. Le attività umane (1) motivate da scopi intellettuali, culturali, economici, spirituali sono causa di cambiamenti ambientali ed ecologici di importanza globale. (2) Attraverso vari meccanismi le variazioni climatiche influenzano la biodiversità (3); cambiamenti nella biodiversità possono provocare direttamente alterazioni nell'ecosistema (4). I cambiamenti globali possono inoltre influire direttamente sugli ecosistemi (5) (CHAPIN *et al.*, 2000, modificato).

Mediante l'utilizzo di modelli globali, è stato possibile costruire scenari futuri di cambiamenti della biodiversità per l'anno 2100 nei principali biomi presenti sulla terra (artico, alpino, boreale, prateria temperata, savana, mediterraneo e deserto) e calcolare anche il singolo contributo di ciascun fattore a tale fenomeno. Tali studi hanno inoltre quantificato a livello globale (di tutti i biomi) l'impatto di ciascun fattore di cambiamento (figura 3.2).

In tutti gli ecosistemi terrestri i cambiamenti nell'uso del suolo rappresentano il fattore con il più alto indice di impatto sulla biodiversità perché determinano una perdita di habitat a cui è associata una rapida estinzione di specie; il secondo fattore, in ordine decrescente di importanza, è rappresentato dai cambiamenti climatici e, in particolare, dall'aumento di temperatura che interesserà maggiormente le latitudini elevate. Gli altri fattori hanno effetti, di intensità molto variabile, a scale spaziali minori.

Vengono di seguito sinteticamente descritti gli effetti sulla biodiversità dei diversi fattori, che verranno esaminati nel dettaglio nei prossimi capitoli.

### Cambiamenti di uso del suolo

Le attività umane legate ai cambiamenti nell'uso del suolo degradano sistematicamente ecosistemi e habitat causando spesso anche la loro completa scomparsa: quando la qualità dell'ambiente è così bassa da non poter più sostenere la sopravvivenza di una specie chiave si può arrivare, infatti, alla perdita sia di un habitat che dell'inte-

ro ecosistema. Per esempio la conversione delle praterie temperate in campi coltivati o delle foreste tropicali in praterie determina un'estinzione locale della maggior parte delle specie vegetali e delle specie animali a loro associate il cui habitat è caratterizzato principalmente dalla composizione della vegetazione. La causa principale del cambiamento dell'uso del suolo è rappresentata dall'espansione della popolazione umana che converte ecosistemi naturali in ecosistemi dominati dall'uomo. Il risultato principale di queste azioni è una frammentazione a scala di habitat e di paesaggio (figura 3.3). Secondo MALCOM e HUNTER (1996) questo processo iniziò quando l'uomo alterò la continuità del paesaggio naturale mediante interventi legati allo sviluppo dell'agricoltura e della residenza. Mano a mano che il territorio è convertito all'uso agricolo, gli ecosistemi naturali risultano isolati l'uno dall'altro determinando la "frammentazione" del paesaggio.

Quasi in tutti i casi, la frammentazione può ridurre la diversità delle specie native nel loro habitat naturale poiché piccole e isolate porzioni di territorio sono caratterizzate da: (1) una minore eterogeneità ambientale, (2) una minore presenza di specie rare e specie sensibili alle dimensioni dell'area, (3) piccole popolazioni più vulnerabili alle estinzioni locali, (4) una limitata immigrazione (5) una minore presenza di specie vagili. Dal punto di vista faunistico, le prime specie minacciate sono i grandi predatori e le specie di taglia grande. La frammentazione conduce quindi ad ecosistemi dominati da specie opportuniste, caratterizzate da una buona capacità di dispersione, colonizzazione, crescita rapida e con brevi cicli di vita.

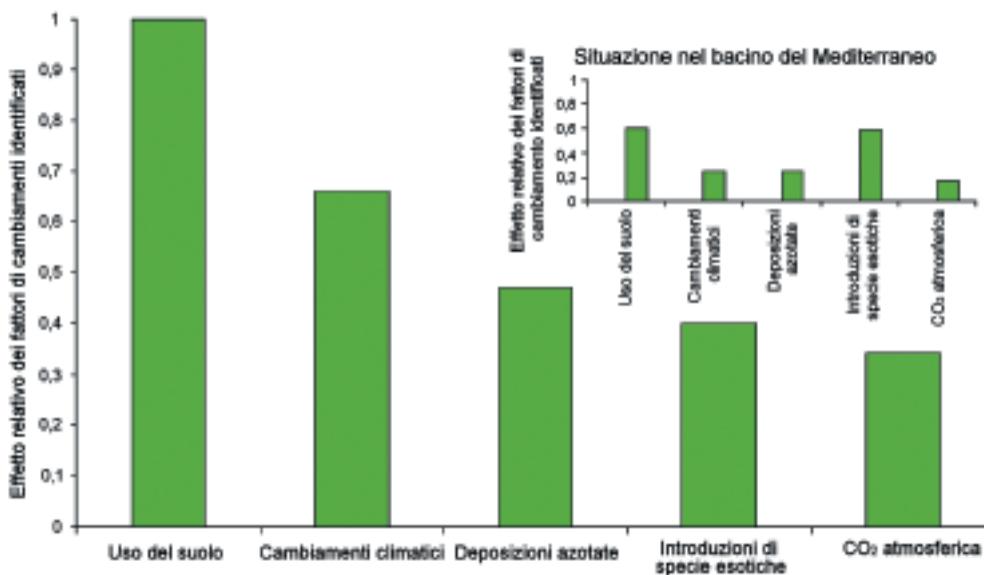


Fig. 3.2 - Effetti dei maggiori fattori di cambiamento sulla biodiversità. Nel box in alto a destra è mostrato il caso del Bacino del Mediterraneo (SALA *et al.*, 2000, modificato).

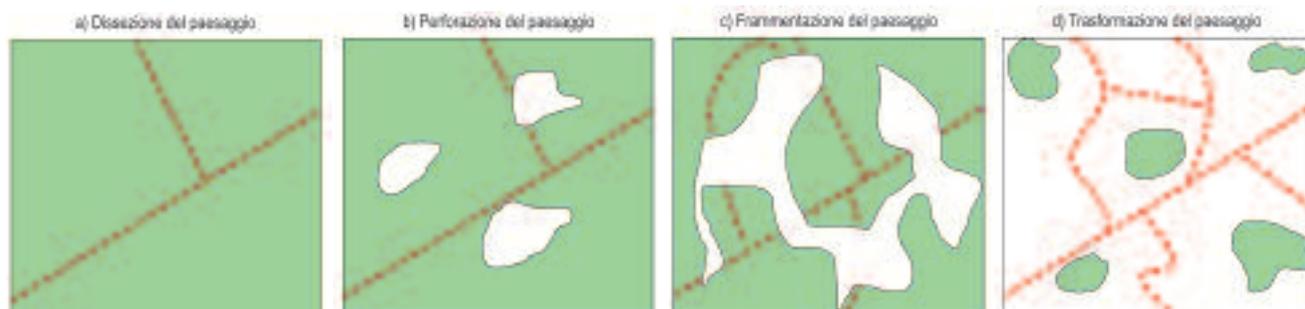


Fig. 3.3 - Esempi di modificazioni del paesaggio.

## Cambiamenti climatici

Per *cambiamento climatico* si intende soprattutto l'innalzamento della temperatura media terrestre legato all'aumento della presenza in atmosfera dei cosiddetti "gas serra" (principalmente vapore acqueo, ma anche anidride carbonica, metano, ossidi di azoto, ecc.). Tale innalzamento della temperatura ha effetti sulla biodiversità che si esplicano soprattutto a livello di quei biomi che sono caratterizzati da climi più estremi (biomi artico, alpino, deserto e nella foresta boreale).

## Aumento di anidride carbonica atmosferica

L'aumento della concentrazione di  $\text{CO}_2$  atmosferica determina un maggiore indice di impatto sulla biodiversità di quei biomi dove la presenza di acqua è limitante per le specie vegetali e dove la vegetazione è caratterizzata dalla presenza contemporanea di specie  $\text{C}_3$  e  $\text{C}_4$  le quali si differenziano per caratteristiche legate al processo di assimilazione della  $\text{CO}_2$  e alla capacità di utilizzare al meglio l'acqua. Sulla base di caratteristiche legate al processo di assimilazione della  $\text{CO}_2$  e alla capacità di utilizzare al meglio l'acqua le piante  $\text{C}_4$  sono meglio adattate ad ambienti in cui possono verificarsi periodi intensi di stress idrico.

Tra i biomi considerati, quelli che potrebbero essere maggiormente colpiti dagli effetti negativi di questo fattore sono le praterie e la savana proprio per le loro caratteristiche legate a un'aridità pronunciata.

## Deposizioni azotate e piogge acide

L'aumento delle deposizioni azotate e la conseguente acidificazione interessano maggiormente le foreste temperate, le foreste boreali e i biomi artico e alpino. L'*input* fornito dalle deposizioni azotate in tali biomi, caratterizzati da una carenza di azoto, potrebbe fornire un vantaggio

competitivo a quelle specie che hanno più elevati tassi di accrescimento. Le praterie, la savana e il bioma di tipo mediterraneo possiedono un indice di impatto intermedio perché la crescita delle specie vegetali è limitata sia dall'azoto che da altri fattori. In particolare, le foreste di querce nel Bacino del Mediterraneo sono state interessate, nel corso di secoli, da ripetute perdite di nutrienti a causa sia degli incendi che del prelievo della biomassa. Questi tipi di disturbo hanno abbassato le riserve di nutrienti nel suolo rendendo questo bioma positivamente sensibile alle deposizioni azotate. I deserti e le foreste tropicali sono, invece, i biomi meno sensibili perché limitati rispettivamente dalla presenza di acqua e dalla disponibilità di fosforo.

## Introduzione di specie esotiche

Rappresenta un altro fattore la cui intensità varia in accordo con le condizioni ambientali e con le caratteristiche biogeografiche. La ridotta distanza tra i Paesi, per commercio o per turismo, ha aumentato il numero di introduzioni accidentali di specie aliene. Quando una specie è introdotta in un ecosistema dove non è mai stata presente prima, può creare uno sbilanciamento dei processi naturali che mantengono l'ecosistema in equilibrio e condurre alla scomparsa delle specie native. Le conseguenze dell'introduzione delle nuove specie dipendono dalla biologia di entrambe le specie, quella introdotta e quella nativa. La capacità di una previsione degli effetti di una introduzione, accidentale o no, è sempre limitata e ciò suggerisce che un'accurata valutazione dovrebbe essere considerata caso per caso. Secondo alcune le previsioni, comunque, l'introduzione di specie esotiche potrebbe avere il maggiore indice di impatto sulla biodiversità presente nel bioma Mediterraneo e in quello delle foreste temperate.

## CAMBIAMENTI DI USO DEL SUOLO

[Marco Marchetti, Anna Barbati]

### PRINCIPALI TRASFORMAZIONI DEL PAESAGGIO ITALIANO

Il paesaggio italiano, quale oggi ci appare, è il risultato di profonde trasformazioni territoriali avvenute a carico degli ecosistemi naturali primari (praterie, foreste, zone umide) per ottenere superfici utilizzabili come aree agricole o urbanizzate (figura 3.4). Il motore fondamentale di tale processo (*driving force*) sta nella capacità della specie umana di evolversi culturalmente (livello tecnologico). Come osserva MAINARDI (2002): «La vera rivoluzione culturale è cominciata con l'addomesticamento degli animali e delle piante. Con il conseguente avvento della pastorizia e dell'agricoltura non solo ha avuto luogo il primo impatto negativo sulla biodiversità (un campo coltivato con un'unica specie vegetale in sostituzione di una foresta), ma si è pure assistito, con il progressivo incremento delle risorse, al definitivo scollamento tra demografia e territorialità». E dato che l'Italia ha visto svilupparsi civiltà da più di tremila anni, l'impatto 'culturale' della società umana sugli ecosistemi naturali è molto antico.

Le trasformazioni di una certa rilevanza risalgono all'epoca romana (II sec. a.c - IV sec. d.c.), ovvero al periodo d'espansione della "frontiera agricola". Alla conquista del territorio da parte dei romani seguiva - soprattutto nelle aree di pianura - la deforestazione per l'utilizzazione agricola dei terreni, che venivano suddivisi 'geometricamente' tra i coloni (centuriazione). La distruzione del-

le foreste primarie della Pianura Padana, che secondo documenti storici e dati paleobiologici era ricoperta da foreste planiziali e boschi igrofilo ripariali, ha avuto inizio proprio con la penetrazione e colonizzazione, prima etrusca e poi romana, nei territori della Gallia cisalpina. Lo stesso destino hanno seguito gli ecosistemi legati ad ambienti ripariali (boschi igrofilo, aree golenali sabbiose e limose ad arbusti) delle grandi aree vallive padane e peninsulari andati quasi completamente distrutti e sostituiti, nel corso del tempo, da formazioni secondarie o piantagioni forestali come i pioppeti.

La deforestazione dei territori forestali per l'uso agricolo o pastorale dei terreni o per il semplice sfruttamento del legname è proseguita nel corso dei secoli. Essa è stata ovviamente più incisiva nelle aree più idonee e remunerative per le attività umane (fascia costiera, pianura e bassa collina). Generalmente a una prima fase di diradamento della copertura forestale per un utilizzo del terreno come pascolo, seguiva l'effettivo disboscamento ed eliminazione delle ceppaie e la trasformazione del pascolo in area coltivabile nei terreni più idonei. Nelle aree collinari e montane i terreni più pietrosi rimanevano utilizzati a bosco ceduo, mentre gli altri a pascolo (figura 3.5).

La deforestazione è stata, più raramente in Italia, legata anche a esigenze di controllo politico del territorio. È il caso dell'isola di Lampedusa, che nel 1843 su ordine del re di Napoli Ferdinando di Borbone II fu completamente deforestata per diventare una colonia agricola sotto il controllo dello stesso re. Fu così sottratta alle mire espansionistiche degli Inglesi, che all'epoca già controlla-



Fig. 3.4 - Il paesaggio dei primi terrazzi alluvionali nella pianura emiliana, bacino del torrente Enza, Reggio Emilia (foto di M. Marchetti).



Fig. 3.5 - Il paesaggio dei querceti evoluti dei rilievi vulcanici laziali, la Macchia Grande di Manziana, il pratone nella fustaia di cerro e farnetto (foto di M. Marchetti).



Fig. 3.6 - La Piscina delle Bagnature, all'interno della Selva demaniale del Parco Nazionale del Circeo (foto di S. Bonacquisti).



Fig. 3.7 - Promontorio del Conero e scoglio del Trave. In primo piano *Arundo pliniana* (foto di L. Rosati).

vano la vicina Malta. Lampedusa, originariamente coperta da foreste mediterranee che crescevano particolarmente rigogliose lungo i canali ricchissimi di acqua dolce e fauna (BACCETTI *et al.*, 1995), divenne così una terra arida e sterile.

Quest'ultimo secolo ha segnato un periodo particolarmente intenso per la rapidità e l'estensione dei processi di trasformazione del paesaggio. Il cambiamento delle condizioni di vita, favorito dall'evoluzione tecnologica dell'ultimo secolo, è alla radice non solo dello sviluppo urbano (industriale e residenziale), ma anche delle profonde mutazioni nel territorio rurale.

Esempi in tal senso sono rappresentati dalle massicce opere di bonifica delle pianure costiere e interne (es. maremma toscana e laziale), che hanno determinato la frammentazione o la scomparsa dei sistemi lacustri e delle paludi forestali. Il paesaggio della pianura Pontina è stato completamente trasformato con la bonifica integrale degli anni '30, che ha determinato una drastica riduzione delle "Selve" (paludi forestali) che la ricoprivano (figura 3.6). A ciò seguì la canalizzazione dell'area per il deflusso delle acque stagnanti, l'appoderamento dei terreni, la costruzione delle vie di comunicazione e la costruzione di tre nuove città: Latina (Littoria), Pontinia e Sabaudia.

Anche lo sviluppo delle principali aree metropolitane italiane (Roma, Napoli, Milano) è avvenuto sostanzialmente nel XX sec. Roma, per esempio, ha cominciato ad espandersi oltre la cerchia delle mura aureliane solo dalla metà del '900; la campagna romana 'fuori le mura' si è quindi trasformata in una vasta area metropolitana compresa entro l'anello del Grande Raccordo Anulare.

Sempre dell'ultimo secolo (circa 70 anni fa) è la spesso irreversibile distruzione delle aree dunali e retrodunali costiere per lo sviluppo edilizio legato alle attività turistico-ricreative (nel caso delle dune) o per la coltivazione (retrodune). Oggi rimangono pochi frammenti isolati degli estesissimi litorali sabbiosi delle coste adriatiche e tirreniche (figura 3.7).

Il territorio rurale (coltivi, pascoli, boschi e incolti) ha subito nel '900 una progressiva trasformazione non solo per la 'sottrazione di superficie' legata allo sviluppo urbano (industriale, residenziale, delle infrastrutture). Il passaggio dall'agricoltura di sussistenza e di autoconsumo a quella di mercato, avvenuto nel corso degli ultimi cinquant'anni, ha comportato due processi opposti: da una parte l'industrializzazione e intensificazione agricola e zootecnica, dall'altra l'abbandono rurale e l'estensificazione delle aree economicamente marginali.

Nelle aree di pianura e di media e bassa collina si sono diffuse le colture intensive e le produzioni foraggere artificiali (prati artificiali). La diffusione delle monoculture e la semplificazione strutturale del paesaggio agricolo, necessaria per la meccanizzazione, hanno determinato una drastica caduta della biodiversità vegetale, che solo nell'ultimo quinquennio ha iniziato a invertire la tendenza in alcune aree. Con l'agricoltura intensiva non solo sono scomparse le specie spontanee, come le graminacee selvatiche, ma sono stati eliminati tutti quegli elementi strutturali tipici del paesaggio agricolo tradizionale (siepi, alberate, boschetti, alberi di grandi dimensioni), determinanti per la sopravvivenza di molte specie di uccelli legate all'ambiente agricolo.

Le aree rurali ove la struttura del paesaggio agricolo tra-

dizionale è riuscita a conservarsi (mosaico di particelle di vario tipo, presenza di margini ecotonali, elementi divisorii, boschetti, alberi di grandi dimensioni ecc.) rappresentano, viceversa, punti di concentrazione dell'avifauna (PILASTRO, 2002).

L'abbandono colturale dei terreni agricoli o dei prati naturali (pascoli e prati-pascoli naturali) nelle aree marginali d'alta collina o media e bassa montagna (alpina e appenninica) ha rappresentato, per altri versi, un ulteriore fattore deprimente la biodiversità. L'effetto più pericoloso dell'abbandono è stata la progressiva contrazione delle praterie naturali (es. praterie terofitiche tipiche di ambienti steppici), che fino ad allora erano state mantenute da pratiche colturali tradizionali come il pascolo estensivo. La pastorizia transumante ha consentito per lungo tempo il mantenimento di habitat favorevoli per uccelli legati ad ambienti steppici per la nutrizione o la riproduzione. L'abbandono della pastorizia transumante (es. abbandono della transumanza dall'Abruzzo alla Capitanata avvenuto nella seconda metà del XX sec.) e la conseguente trasformazione di questi ambienti xerici aperti ha determinato la rarefazione (es. gallina prataiola, starna italiana, albanella minore o falchi predatori delle steppe) o l'estinzione (quaglia tridattila) dell'avifauna legata a questi ambienti.

Le aree agricole abbandonate in alcuni casi sono state ricolonizzate dalle specie forestali spontanee; nei terreni più degradati, sono state rimboschite utilizzando talvolta anche specie esotiche o comunque alloctone.

Da quanto brevemente esposto appare evidente quanto il paesaggio originario del nostro Paese sia stato profondamente trasformato dalle attività antropiche che si manifestano con differenti usi e coperture del suolo. L'antropizzazione, inevitabile conseguenza dell'evoluzione socioeconomica e culturale, ha comportato la distruzione o la trasformazione degli ecosistemi primari, creandone di nuovi (*secondari*) come gli agro-ecosistemi, le foreste semi-naturali e i cosiddetti 'ecosistemi urbani'.

Nel contesto di studi specifici a carattere locale (AGNOLETTI, 2002) o regionale le trasformazioni del paesaggio in tempi recenti (ultimi due secoli) sono state misurate attraverso mappe storiche d'uso del suolo, derivate da cartasti storici o da fotointerpretazione.

Un'analisi quantitativa del processo di trasformazione del paesaggio italiano non è stata ancora realizzata a scala nazionale. Allo stato attuale, è possibile quantificare la distribuzione nazionale dei differenti tipi di uso/copertura del suolo, secondo la classificazione europea CORINE *land cover* (AA.VV., 1993), utilizzando il database geografico relativo alla Cartografia dell'uso del suolo

CORINE land cover II livello	ha	%
2.1 Seminativi	8.110.643,08	26,85
3.1 Zone boscate	8.007.695,71	26,51
2.4 Zone agricole eterogenee	5.356.176,67	17,73
3.2 Zone caratterizzate da vegetazione arbustiva e/o erbacea	3.628.297,38	12,01
2.3 Colture permanenti	2.278.725,34	7,54
1.1 Zone residenziali	954.156,84	3,16
3.3 Zone aperte con vegetazione rada o assente	685.409,23	2,27
2.3 Prati stabili	494.109,36	1,63
5.1 Acque continentali	223.498,51	0,74
1.2 Zone industriali, commerciali e infrastrutture	223.134,24	0,74
5.2 Acque marittime	97.920,27	0,324
1.3 Zone estrattive, cantieri, discariche e terreni artefatti e abbandonati	57.181,66	0,19
4.2 Zone umide marittime	49.714,06	0,16
4.1 Zone umide interne	16.501,84	0,05

Tabella 3.1 - Distribuzione, in ettari e in percentuale rispetto alla superficie totale nazionale, dell'uso/copertura del suolo in Italia secondo la classificazione CORINE *Land Cover* II livello, in ordine decrescente di copertura.

e delle coperture vegetazionali in scala 1:250.000<sup>1</sup> (tabelle 3.1 e 3.2).

Le zone boscate e i seminativi (principalmente colture intensive) rappresentano, con quote equivalenti, oltre il 50% del territorio nazionale. Nonostante questa diffusa presenza di sistemi agricoli industrializzati, quasi il 18% della superficie nazionale è costituito da aree agricole che conservano una struttura complessa, favorevole per la conservazione della biodiversità (zone agricole eterogenee). Le praterie naturali (continue e discontinue) rappresentano solo il 6% della superficie nazionale. Una cifra ancora più preoccupante riguarda le zone umide che tra interne e marittime assommano allo 0,2% del territorio nazionale.

<sup>1</sup> Realizzato da diverse Università italiane su finanziamento della Direzione per la Protezione della Natura del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio nell'ambito del progetto *Completamento delle Conoscenze Naturalistiche di base*.

CORINE II livello	CORINE III e IV livello	Superficie (ha)
<b>1.1 ZONE RESIDENZIALI</b>		
	111 Zone residenziali a tessuto continuo	184.201
	112 Zone residenziali a tessuto discontinuo e rado	769.955
<b>1.2 ZONE INDUSTRIALI, COMMERCIALI E INFRASTRUTTURE</b>		
	121 Aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati	180.171
	122 Reti stradali, ferroviarie e infrastrutture tecniche	12.081
	123 Aree portuali	10.709
	124 Aeroporti	20.172
<b>1.3 ZONE ESTRATTIVE, CANTIERI, DISCARICHE E TERRENI ARTEFATTI E ABBANDONATI</b>		
	131 Aree estrattive	45.808
	132 Discariche	2.042
	133 Cantieri	9.331
	141 Aree verdi urbane	12.524
	142 Aree ricreative e sportive	14.219
<b>2.1 SEMINATIVI</b>		
	2111 Colture intensive	7.093.553
	2112 Colture estensive	449.237
	212 Seminativi in aree irrigue	319.731
	213 Risaie	248.122
<b>2.2 COLTURE PERMANENTI</b>		
	221 Vigneti	539.422
	222 Frutteti e frutti minori	439.481
	223 Oliveti	1.293.248
	224 Altre colture permanenti	6.574
<b>2.3 PRATI STABILI</b>		
	231 Prati stabili	494.109
<b>2.4 ZONE AGRICOLE ETEROGENEE</b>		
	241 Colture temporanee associate a colture permanenti	429.881
	242 Sistemi colturali e particellari complessi	2.586.004
	243 Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti	2.078.927
	244 Aree agroforestali	261.364
<b>3.1 ZONE BOScate</b>		
	3111 Boschi a prevalenza di leccio e/o sughera	684.833
	3112 Boschi a prevalenza di querce caducifoglie	2.019.509
	3113 Boschi misti a prevalenza di latifoglie mesofile	852.816
	3114 Boschi a prevalenza di castagno	769.861
	3115 Boschi a prevalenza di faggio	993.175
	3116 Boschi a prevalenza di specie igrofile	113.998
	3117 Boschi e piantagioni a prevalenza di latifoglie non native	150.489
	3121 Boschi a prevalenza di pini mediterranei e cipressete	194.012
	3122 Boschi a prevalenza di pini montani e oromediterranei	236.463
	3123 Boschi a prevalenza di abete bianco e/o abete rosso	619.171
	3124 Boschi a prevalenza di larice e/o pino cembro	318.368
	3125 Boschi e piantagioni a prevalenza di conifere non native	11.412
	31311 Boschi misti a prevalenza di leccio e/o sughera	60.222
	31312 Boschi misti a prevalenza di querce caducifoglie	102.520
	31313 Boschi misti a prevalenza di latifoglie mesofile	129.006
	31314 Boschi misti a prevalenza di castagno	79.193
	31315 Boschi misti a prevalenza di faggio	169.942
	31316 Boschi misti a prevalenza di specie igrofile	849

**Tabella 3.2** - Ripartizione dell'uso/copertura del suolo in Italia, in ettari, secondo la classificazione CORINE *Land Cover* III e IV livello (aggiornamento al periodo 1998-2002). *Segue a pagina successiva*

31317	Boschi misti a prevalenza di latifoglie non native	9.835
31321	Boschi misti a prevalenza di pini mediterranei e cipressete	111.612
31322	Boschi misti a prevalenza di pini montani e oromediterranei	176.507
31323	Boschi misti a prevalenza di ab. Bianco e/o ab. Rosso	1.551.443
31324	Boschi misti a prevalenza di larice e/o pino cembro	45.657
31325	Boschi misti a prevalenza di conifere non native	3.014
<b>3.2 ZONE CARATTERIZZATE DA VEGETAZIONE ARBUSTIVA E/O ERBACEA</b>		
321	Aree a pascolo naturale e praterie	24
3211	Praterie continue	781.960
3212	Praterie discontinue	1.089.208
322	Brughiere e cespuglieti	711.498
3231	Macchia alta	189.878
3232	Macchia bassa e garighe	855.729
<b>3.3 ZONE APERTE CON VEGETAZIONE RADA O ASSENTE</b>		
331	Spiagge, dune e sabbie	56.853
332	Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti	578.961
335	Ghiacciai e nevi perenni	49.596
<b>4.1 ZONE UMIDE INTERNE</b>		
411	Paludi interne	16.260
412	Torbiera	241
<b>4.2 ZONE UMIDE MARITTIME</b>		
421	Paludi salmastre	23.808
422	Saline	25.791
423	Zone intertidiali	115
<b>5.1 ACQUE CONTINENTALI</b>		
511	Corsi d'acqua, canali e idrovie	54.105
512	Bacini d'acqua	169.394
<b>5.2 ACQUE MARITTIME</b>		
521	Lagune	96.449
522	Estuari	420
523	Mari e oceani	1.052

**Tabella 3.2** - Ripartizione dell'uso/copertura del suolo in Italia, in ettari, secondo la classificazione CORINE *Land Cover* III e IV livello (aggiornamento al periodo 1998-2002). *Segue da pagina precedente*

## EFFETTI DEI CAMBIAMENTI DI USO DEL SUOLO SULLA BIODIVERSITÀ

La contrazione di un habitat caratterizzato da una certa copertura del suolo si accompagna all'isolamento e alla lontananza tra i diversi frammenti residui. In tal senso i frammenti di habitat residui possono essere considerati come isole di un arcipelago, immerse in un mare (matrice) di natura diversa. In queste condizioni il numero di specie presenti in una determinata superficie (frammento) di habitat, o la perdita di specie derivante da una riduzione di estensione di tale habitat, può essere teoricamente stimato attraverso il modello di MCARTHUR e WILSON (1967) della 'biogeografia insulare'. Ciò vale fondamentalmente per le specie fortemente dipendenti da condizioni ecologiche ristrette legate alla specificità dell'habitat (*specialiste o stenoecie*), generalmente endemismi.

Secondo il modello, le specie endemiche di un habitat scompaiono nel caso in cui questo sia distrutto, ma nella realtà questi fenomeni hanno dinamiche molto più complesse.

L'effetto più pericoloso della riduzione e della frammentazione dell'habitat per la sopravvivenza delle specie è la limitazione delle possibilità d'interscambio genetico fra le popolazioni isolate e numericamente impoverite (*rarefazione*). La frammentazione può determinare una diminuzione della diversità genetica nelle popolazioni residue, riducendo dunque le possibilità di cambiamento evolutivo. Quando la dimensione della popolazione e quindi la diversità genetica scendono al di sotto di un certo limite, le future opzioni evolutive diventano talmente scarse da condannare la specie a un rapido declino (MASSA, 1999a). La distruzione o la trasformazione degli ecosistemi originari è riconosciuta come la principale causa della rarefazione ed estinzione di gran parte delle specie animali italiane (BOLOGNA, 2002).

La possibilità di sopravvivenza delle popolazioni frammentate è quindi drammaticamente legata alla dimensione (cfr. concetto di *popolazione minima vitale*, SHAEFFER, 1981) e alla connessione tra le popolazioni isolate (sottopopolazioni) nei diversi frammenti di habitat.

La frammentazione critica per la sopravvivenza delle specie è diversa a seconda del tipo di organismo. Come osserva MASSA (1999b), per molti insetti o anfibi una semplice strada asfaltata può rappresentare una barriera che blocca drasticamente le possibilità d'incontro tra individui viventi nei diversi blocchi; per i grandi predatori il fattore critico è l'estensione dei frammenti di ha-

bitat residuo, ciascuno dei quali può non raggiungere neppure la superficie dell'area familiare (*home range*) di un solo individuo. Ecco perché tra le principali minacce alla conservazione delle specie negli habitat naturali residui è proprio la costruzione di nuove infrastrutture (es. impianti di risalita, strade, ferrovie, autostrade), che aggrava ulteriormente l'attuale situazione di frammentazione degli habitat.

Sempre MASSA (1999b) afferma che le possibilità di sopravvivenza aumentano se gli animali riescono a spostarsi efficacemente tra un blocco e l'altro a livello di individuo o di popolazione (*metapopolazione*). Questo accade se le specie non sono *specie interne* (es. picchi o ghiandaie), che per poter persistere in un habitat frammentato necessitano di blocchi di habitat completamente protetti da una zona tampone che allontani dalla loro area vitale la presenza di margini netti con la matrice esterna.

Grado d'isolamento tra i frammenti di habitat residui, qualità della matrice di connessione ed effetto di margine sono dunque tutti fattori che influiscono sulle possibilità di sopravvivenza delle specie endemiche.

C'è poi la possibilità che alcune specie riescano ad adattarsi agli habitat secondari, qualora questi conservino parte delle caratteristiche di un habitat naturale. È il caso per es. di pascoli e lande derivate dalla distruzione di habitat forestali ove sono rinvenibili componenti floristiche e faunistiche spontanee, derivanti da radure o habitat preesistenti (BRANDMAYR, 2002). Questi habitat, definiti seminaturali benché la fisionomia originaria dell'ecosistema sia stata alterata, sono ricchissimi di specie animali e vegetali di origine spontanea.

La distruzione degli habitat primari, d'altra parte, si accompagna alla creazione di nuovi spazi e habitat (agroecosistemi, ecosistemi urbani) favorevoli all'insediamento e alla diffusione di specie *sinantropiche*, ovvero specie (animali e vegetali) che risultano più o meno dipendenti da manufatti, processi (es. concimazione, mietitura, aratura nei coltivi) o risorse trofiche (discariche) messe a disposizione involontariamente dall'uomo. Si tratta in genere di specie opportuniste sia dal punto di vista dell'alimentazione che nella scelta dei siti di riproduzione, specie che manifestano elevata capacità di spostamento. Ciò spiega la crescita (mai osservata in passato) che si è registrata negli ultimi decenni nel numero di specie animali (es. cicogna, storno, gabbiani, volpe, merlo, gazza, pettirosso) capaci di colonizzare gli ambienti urbani (*inurbamento*).

Nei parchi urbani, poi, si possono rilevare presenze inaspettate, come avifauna tipicamente legata ad am-

bienti forestali, che si ritrovano in queste isole verdi anche con densità particolarmente elevate. Un esempio in tal senso è rappresentato dalla colonia di allocchi (*Strix aluco*) del Parco Storico di Monza.

Le specie vegetali in grado di adattarsi alle condizioni ecologiche dell'ambiente urbano (habitat dispersi, isolati, super-calpestati, iper-azotati, semi-desertici, effimeri) hanno strategie di sopravvivenza specifiche: alta produttività, cicli vitali brevi, scarsa lignificazione. Spesso questi caratteri appartengono a specie di provenienza esotica (*alloctone*) che possono diventare talmente competitive in nicchie ecologiche proprie di specie indigene o nelle nicchie suddette, da soverchiare ed eliminare gli elementi indigeni (*invasioni*).

Diverse sono invece le considerazioni relative ai paesaggi suburbani dove le condizioni di transizione ecologica unite a gravi forme di degrado o a limitazioni e vincoli nelle connessioni, date ad esempio dalle recin-

zioni indiscriminate, corrispondono spesso anche a forme insediative e tipologie urbanistiche di bassa qualità anche per l'uomo.

In definitiva l'antropizzazione del paesaggio produce due effetti opposti sulla biodiversità: aumenta l'estensione degli ecosistemi secondari che, essendo legati a esigenze contingenti dell'attività umana, sono più instabili rispetto agli ecosistemi naturali (es. foreste). In queste condizioni le popolazioni endemiche, naturalmente sedentarie e specializzate, tendono a essere sostituite da specie mobili, opportuniste e poco esigenti di grandi spazi.

La biodiversità complessiva a scala di paesaggio (regionale e nazionale) diminuisce con l'antropizzazione, poiché comunità fra loro molto differenti vengono sostituite con comunità molto simili su vaste estensioni (BRANDMAYR, 2002).

## CAMBIAMENTI CLIMATICI

[Carlo Blasi, Leopoldo Michetti]

Molti dei componenti minori dell'atmosfera interagiscono con la radiazione infrarossa terrestre causando il cosiddetto "effetto serra". L'effetto serra consente la vita sulla terra, poiché la sua presenza aumenta la temperatura superficiale del pianeta di circa 33 °C rispetto ai valori che avrebbe in sua assenza. Il principale gas serra è il vapore acqueo che però, diversamente da altri gas serra, è soggetto a forti variazioni di concentrazione sia nello spazio che nel tempo (IPCC, 1995).

Dall'inizio della rivoluzione industriale, l'uomo ha modificato la composizione atmosferica, immettendovi grandi quantità di gas serra "minori", tra cui più nota è l'anidride carbonica (CO<sub>2</sub>).

Possiamo notare che il valore di concentrazione naturale di CO<sub>2</sub>, quello cioè che garantiva il benefico effetto serra naturale, era di circa 280 ppm<sub>v</sub> (parti per milione in volume) mentre in 150 anni – ma essenzialmente negli ultimi 70 – abbiamo portato la concentrazione di anidride carbonica a poco meno di 364 ppm<sub>v</sub> (valore al 1998) pari a un aumento del 30% circa. Con l'attuale *trend* di crescita si prevede il raddoppio (560 ppm<sub>v</sub>) del valore preindustriale entro 35 anni circa. Entro la fine del secolo si potrebbe avere un valore quattro volte maggiore (vedi figure 3.8 e 3.9). In altre parole avremo prodotto una variazione della concentrazione atmosferica

di CO<sub>2</sub> tre volte maggiore della massima variazione registrata in poco meno di mezzo milione di anni. Guardando la fortissima correlazione tra temperatura media e concentrazione di gas serra (ma sono disponibili analoghi dati anche per la concentrazione di metano) è possibile aspettarsi, con tali grandi e rapidissime variazioni antropogeniche della concentrazione di CO<sub>2</sub>, un effetto serra di vaste proporzioni.

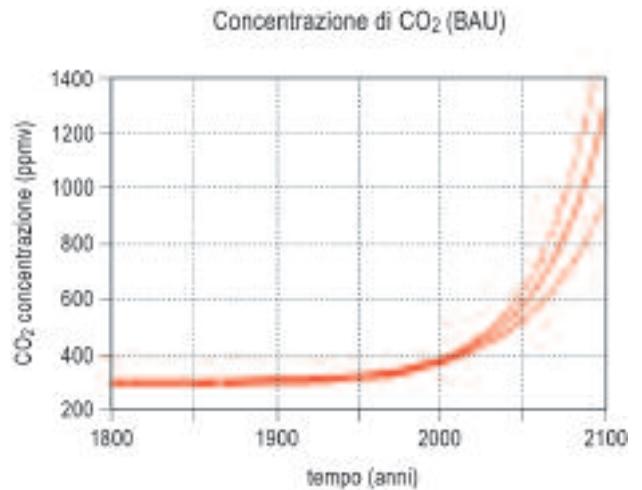


Fig. 3.9 - Estrapolazione della concentrazione di CO<sub>2</sub> all'anno 2100. Il valore stimato è 1330 ppm<sub>v</sub> (scenario IPCC IS92e. Statistica: GDI 1997).

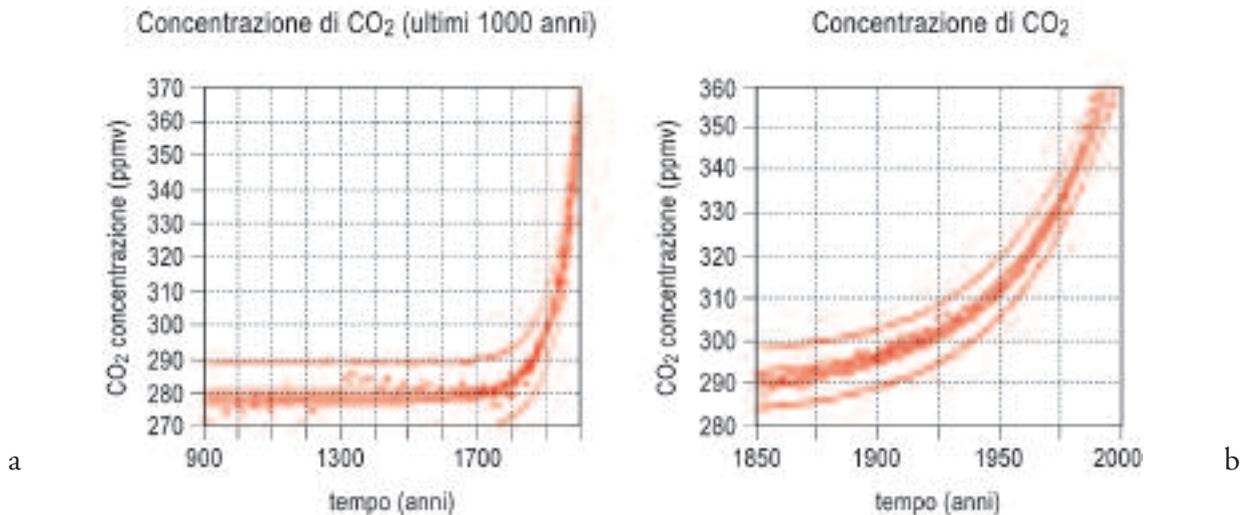


Fig. 3.8 - a) variazioni naturali di CO<sub>2</sub> e incremento antropogenico dopo la rivoluzione industriale nel 1800. Dati da IPCC (1995); statistica GDI (*Global Dynamics Institute*) 1997. b) zoom dell'intervallo temporale 1850-2000 in cui viene mostrato il trend esponenziale della concentrazione di CO<sub>2</sub> dopo la rivoluzione industriale.

## VARIAZIONI CLIMATICHE DOCUMENTATE

Il tasso attuale di riscaldamento superficiale è pari a  $0,15\text{ }^{\circ}\text{C}$  per decennio ed è riscontrabile a tutte le scale: mondiale, europea e nazionale.

Le variazioni maggiori sono state registrate nell'emisfero Nord alle latitudini più elevate (Circolo Polare Artico, Europa, Asia, America) con incrementi della temperatura nel corso dell'ultimo decennio di  $3/5\text{ }^{\circ}\text{C}$  rispetto al secolo precedente. Per lo stesso periodo gli incrementi si riducono a  $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  all'equatore, mentre non si osservano variazioni significative nell'emisfero australe. In particolare alla scala continentale europea la maggior parte delle aree ha mostrato in questo secolo aumenti medi di temperatura sino a  $0,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ . L'aumento non sembra essere continuo: è presente fino al 1940, poi si è avuta una flessione sino al 1970 e successivamente un drastico nuovo aumento dagli anni '70 in poi. Queste caratteristiche sono evidenti maggiormente alle medie e alte latitudini. Durante gli anni '90 il riscaldamento è stato molto elevato, con aumenti variabili tra  $0,25$  e  $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  in soli 10 anni. Oltre a fare più caldo di giorno, fa anche sempre meno freddo di notte: infatti nell'ultimo secolo l'aumento delle temperature minime è risultato pari al doppio di quello delle temperature massime. Così nel nostro emisfero è in atto un accorciamento della stagione fredda, con la conseguente riduzione dell'innevamento e un forte regresso della superficie dei ghiacciai sia sulle montagne sia nell'Artide, dove lo spessore della calotta polare risulta diminuito del 40%.

In merito alla valutazione nelle variazioni climatiche stanno emergendo considerazioni basate non solo su modelli, ma sull'andamento di dati reali considerati per periodi significativi (50, 100 anni) (figura 3.10).

In Italia esiste un numero ampio di serie termometriche e pluviometriche, ma solo una parte limitata è disponibile per la ricerca climatologica. Tra le serie disponibili meritano particolare importanza quelle dell'UCEA (Ufficio Centrale di Ecologia Agraria, Roma) che contengono numerose informazioni di meteorologia sull'area nazionale. Esse furono ricostruite e informatizzate negli anni '70, nell'ambito di un progetto del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) che supportò la registrazione di temperature massime, minime e precipitazioni giornaliere di 27 serie secolari. Queste serie iniziavano dal 1870 e finivano intorno al 1970, presentando molti dati mancanti. Dall'analisi dei dati emerge che, per l'Italia, il riscaldamento misurato dal 1860 ad oggi

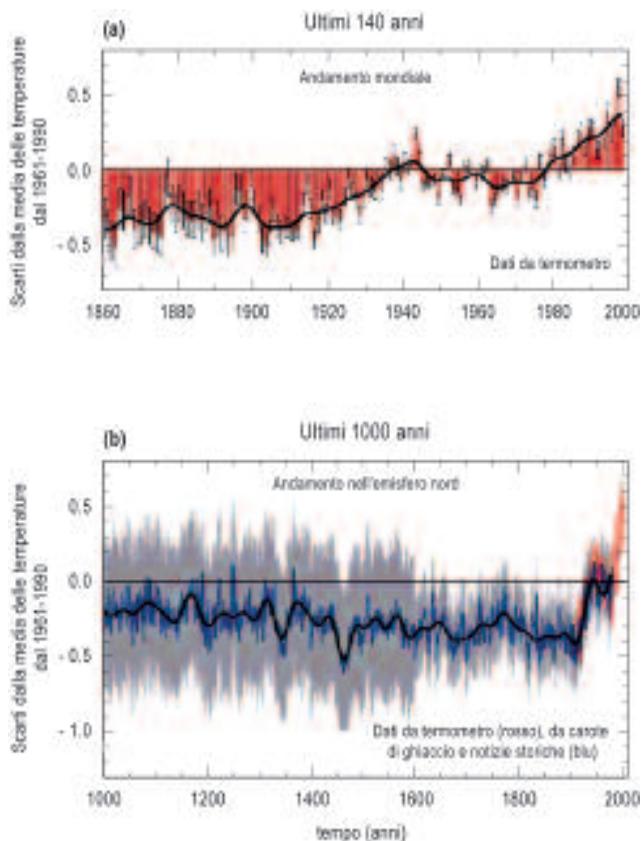


Fig. 3.10 - Andamento dello scarto della temperatura media annuale globale della media, periodo 1961-1990. Le linee continue rappresentano la media mobile su dieci anni. In alto gli ultimi 140 anni (misure termometriche in stazioni al suolo). In basso l'ultimo millennio (varie fonti di dati) (IPCC, 2001).

è di circa  $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ , con una parte sostanziale dell'incremento ( $0,6\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) a partire dal 1900. L'aumento della temperatura sul territorio italiano durante gli ultimi 40 anni ha avuto, quindi, un tasso di crescita di circa  $0,03\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{anno}$ , che risulta superiore a quello medio sia a scala globale che europea. Gli anni '90 sono stati i più caldi del millennio: nel 1997 e nel 1998 si sono raggiunti i valori più elevati.

A titolo esemplificativo si analizzano i casi dell'Italia settentrionale (figura 3.11) e della Maiella, ove la variazione degli ultimi 30 anni sta riducendo la continentalità a vantaggio della oceanicità (figura 3.12).

Per quanto riguarda le precipitazioni, nel corso degli anni '90 si è osservato mediamente un aumento alle latitudini elevate (tra lo 0,5 e l'1% per decennio) e una riduzione alle medie e basse latitudini ( $-0,3/-0,5\%$  per decennio). In Europa centro-settentrionale buona parte dell'aumento delle precipitazioni annuali sembra de-

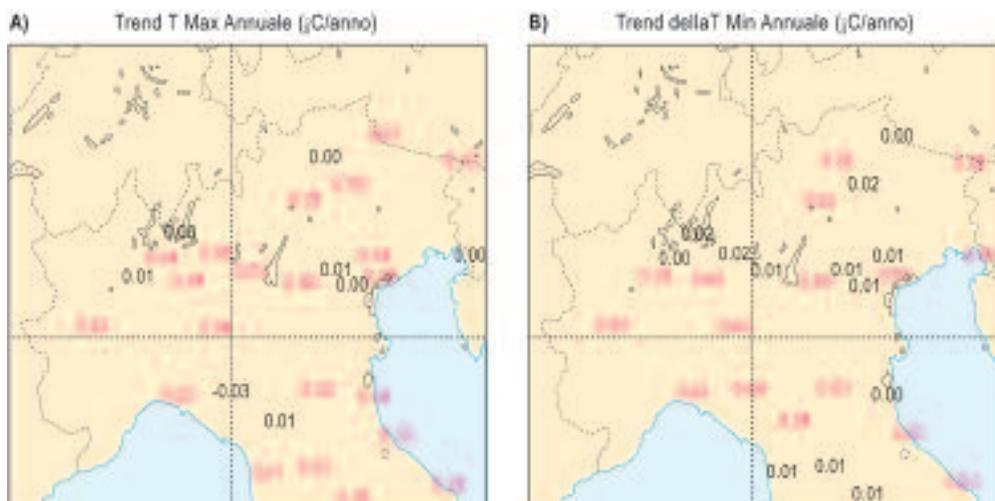


Fig. 3.11 - Incremento annuo delle temperature massime e minime misurate in Italia settentrionale nel periodo 1961-1998. Il colore rosa evidenzia variazioni positive delle temperature statisticamente significative (ZUCCHERELLI, 2000). *Trend Tmax* annuale (°C/anno). *Trend della Tmin* annuale (°C/anno).

rivare da un aumento delle stesse durante la stagione invernale e quella primaverile; sembrano invece essere diminuite le precipitazioni durante la stagione estiva.

Nel bacino del Mediterraneo, invece, sembra assai evidente e significativa la diminuzione delle precipitazioni durante tutte le stagioni a partire dalla fine degli anni '50 fino a oggi. La barriera orografica costituita dalle Alpi è in grado di modificare la tendenza delle precipitazioni che risulta in aumento nell'Europa continentale (a Nord delle Alpi) e in diminuzione nell'Europa mediterranea.

Oltre che come quantità totale, le piogge hanno cam-

biato anche le modalità con cui si verificano: nelle regioni tropicali e sub tropicali si denota un aumento dei giorni con pioggia intensa e una riduzione del numero dei giorni piovosi. Alle medie ed elevate latitudini la frequenza delle piogge intense è aumentata dal 2 al 4%.

In Italia, è stato osservato un aumento significativo del numero dei giorni fortemente piovosi (più di 25 mm al giorno) e la diminuzione di quelli con pioggia debole (meno di 25 mm al giorno). Le conseguenze dirette di questo andamento si esprimono da una parte con la maggiore incidenza delle situazioni di alluvioni causate da forti piogge (in questo incide naturalmente non solo il carat-

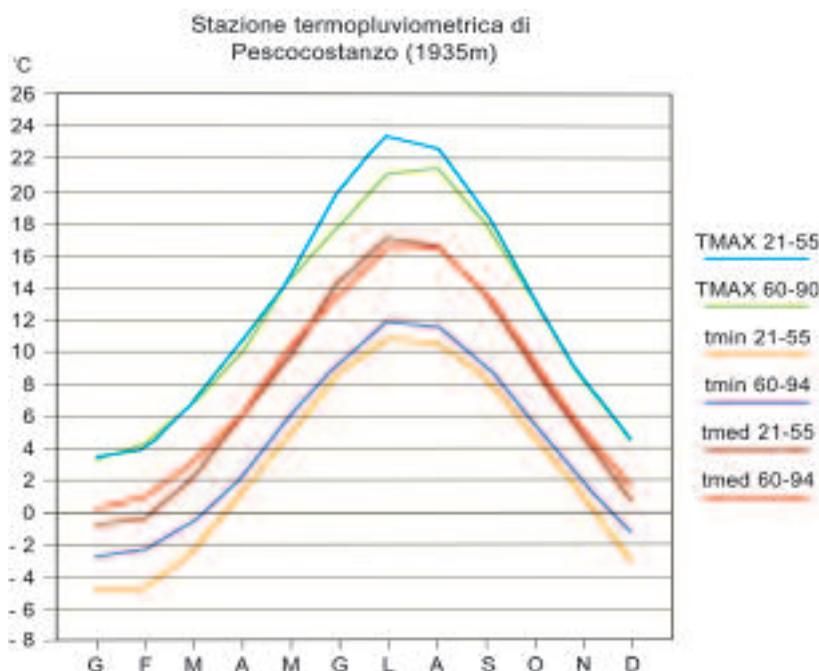


Fig. 3.12 - Confronto diacronico (1921-1955 e 1960-1994) tra la Tmax, tmin e tmed della stazione di Pescocostanzo (1359 m). La tmin nell'intervallo 1921-1955 risulta essere minore di circa 2 °C nel periodo invernale rispetto all'intervallo 1960-1994, mentre la Tmax nell'intervallo 1921-1955 è di circa 2 °C superiore nel periodo estivo rispetto all'intervallo 1960-1994. Diminuisce la continentalità a favore del regime oceanico (inverni molto freddi ed estati più fresche). Applicando la regressione alle stazioni termopluviometriche della Maiella, di cui Pescocostanzo fa parte, si vede che i limiti bioclimatici (RIVAS-MARTINEZ, 1996) cambiano nei due intervalli temporali analizzati. Nel periodo 1921-1955 il limite tra supratemperato e orotemperato è a circa 1680 m, mentre tra orotemperato e criotemperato è a circa 2.330 m. Nel periodo 1960-1994 i suddetti limiti si trovano rispettivamente a 1850 m circa e 2470 m circa.

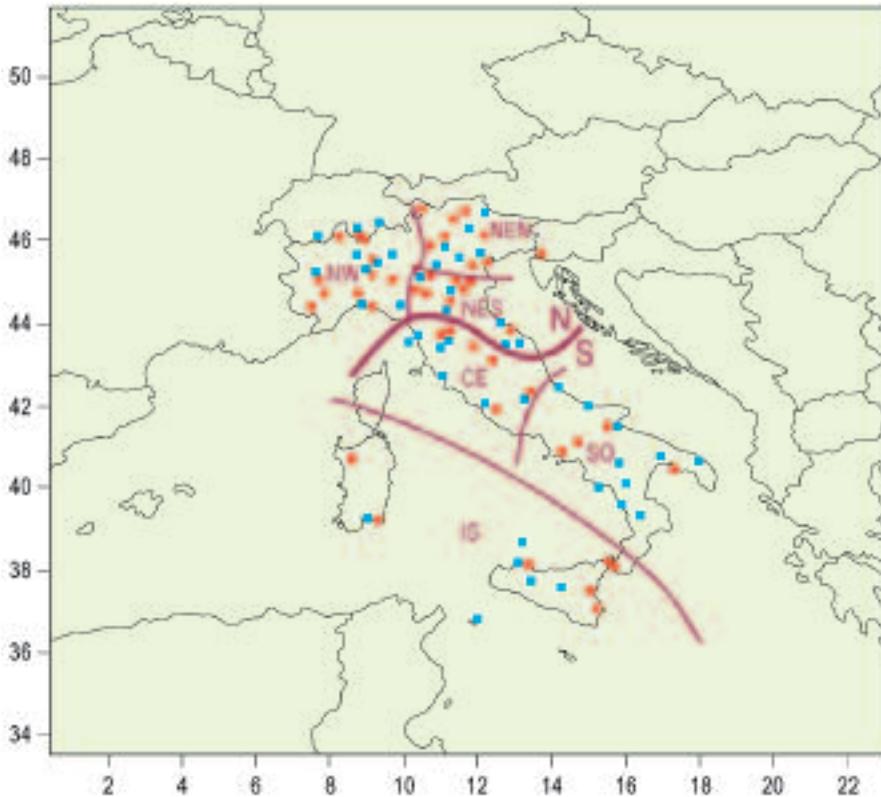


Fig. 3.13 - Distribuzione geografica delle stazioni. Il quadrato rosso si riferisce alle stazioni con serie centennali, mentre il quadrato azzurro a quelle con serie degli ultimi 50 anni. Sono anche indicate le regioni (N e S) e le subregioni (NW, NEN, NES, CE, SO, IS) (BRUNETTI *et al.*, 2000b).

tere della pioggia ma anche la gestione del territorio), dall'altra con una progressiva tendenza a un maggior consumo di acqua da parte della vegetazione, legato all'aumento delle temperature.

Per il nostro Paese le variazioni nelle precipitazioni in termini quantitativi e di periodicità risulta essere l'ele-

mento di maggior peso nei confronti dei cambiamenti. La complessità orografica e morfologica individuano infatti nelle piogge il parametro climatico assolutamente più predittivo che consente la suddivisione in vari settori, così come riportato in figura 3.13 e nella tabella 3.3.

Giorni di pioggia								
	NW	NEN	NES	CE	SO	IS	N	S
<i>Inverno</i>	-26 +/- 17	-	-41 +/- 15	-38 +/- 13	-34 +/- 11	-19 +/- 9	-34 +/- 15	-31 +/- 10
<i>Primavera</i>	+	+	-	-	-	+	+	-
<i>Estate</i>	-26 +/- 10	-18 +/- 6	-	+	-	+	-16 +/- 7	+
<i>Autunno</i>	-	-	-	-	-23 +/- 9	-	-	-
<i>Anno</i>	-14 +/- 7	-12 +/- 5	-18 +/- 6	-12 +/- 6	-21 +/- 5	-	-14 +/- 5	-14 +/- 5
Intensità								
	NW	NEN	NES	CE	SO	IS	N	S
<i>Inverno</i>	+	+	-	-	-	+	+	-
<i>Primavera</i>	+	+	+	+12 +/- 5	+	-	+	+
<i>Estate</i>	+	+	+17 +/- 7	+17 +/- 7	-	-	+10 +/- 4	+
<i>Autunno</i>	+	-	+	+17 +/- 8	+	+	+	+11 +/- 5
<i>Anno</i>	+11 +/- 5	+	+9 +/- 4	+10 +/- 4	+	-	+7 +/- 3	+6 +/- 3

Tabella 3.3 - Variazione dei giorni e dell'intensità di pioggia nelle sub-regioni per il periodo 1951-1996. I numeri in grassetto hanno un livello di significatività maggiore del 95%; i numeri non in grassetto hanno un livello di significatività dal 90 al 95%; quando il livello di significatività è più basso del 90% è dato solo il segno (positivo o negativo) dell'andamento.

## FENOLOGIA E CAMBIAMENTI CLIMATICI

[Loretta Gratani, Maria Fiore Crescente]

Il riscaldamento globale dell'atmosfera ha portato negli ultimi 100 anni a un aumento della temperatura media terrestre di circa 0,6 °C e il fenomeno si è manifestato con maggiore evidenza fra il 1910 e il 1945 e dal 1976 a oggi. Il tasso di riscaldamento in quest'ultimo periodo risulta il più elevato in assoluto degli ultimi 1000 anni, soprattutto a causa dell'aumento delle temperature minime che sono cresciute ad un tasso doppio rispetto alle massime; di conseguenza, alle medie e alle alte latitudini sono diminuiti i periodi con temperature inferiori a 0 °C e ciò ha determinato, dal 1960 a oggi, un decremento della copertura nevosa e della estensione dei ghiacci di circa il 10% (WALTHER *et al.*, 2002). Si è riscontrato, inoltre, un cambiamento non uniforme nel regime delle precipitazioni, con un incremento dello 0,5-1% per decade alle medie e alle alte latitudini dell'emisfero Nord e una diminuzione dello 0,3% per decade ai sub-tropici (CLIMATE CHANGE, 2001).

Numerose ricerche indicano che i cambiamenti climatici hanno influenzato un numero elevato di organismi con distribuzione geografica diversa (HUGHES, 2000). A livello ecosistemico, gli effetti si manifestano attraverso l'alterazione dei processi più sensibili alle variazioni dei fattori climatici (PARMESAN e YOHE, 2003).

Un notevole contributo alla conoscenza dell'impatto del cambiamento climatico sui sistemi naturali è dato dalla fenologia, che studia la periodicità e la lunghezza delle fasi del ciclo stagionale o vitale degli organismi. Recentemente tali studi sono mirati a valutare sia gli effetti del cambiamento climatico sul ciclo fenologico, che le conseguenze di tali effetti sulla distribuzione delle specie e sul funzionamento degli ecosistemi. Le registrazioni fenologiche forniscono una indicazione integrata della sensibilità delle specie alla variazione dei fattori ambientali e in particolare a quelli climatici. I cambiamenti nella lunghezza e nella periodicità delle fenofasi e in particolare le variazioni inter-annuali dell'attività primaverile, che controlla la fissazione annuale della CO<sub>2</sub>, sono quindi indicatori sensibili del cambiamento climatico.

A livello europeo, il monitoraggio fenologico ha una lunga tradizione e ha portato alla raccolta di serie di dati, utilizzabili anche per valutare l'impatto del cambiamento climatico sui sistemi naturali. La rete europea dei Giardini Fenologici Internazionali (*International Phenological Gardens*, IPG) fondata nel 1957, copre una vasta

area dell'Europa nella fascia latitudinale 42° N – 69° N (dalla Scandinavia alla Macedonia) e longitudinale 10° W – 27° E (dall'Irlanda alla Finlandia a Nord a dal Portogallo alla Macedonia a Sud) (figura 3.14; tabella 3.4) e interessa 55 Giardini Fenologici (CHMIELEWSKI, 1996; RÖTZER e CHMIELEWSKI, 2000). La rete utilizza cloni geneticamente selezionati di specie arboree e arbustive (*Betula pubescens*, *Fagus sylvatica*, *Larix decidua*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Populus canescens*, *Populus tremula*, *Prunus avium*, *Quercus petraea*, *Quercus robur*, *Ribes alpinum*, *Robinia pseudoacacia*, *Salix aurita*, *Salix acutifolia*, *Salix glauca*, *Salix smithiana*, *Salix viminalis*, *Sambucus nigra*, *Sorbus aucuparia*, *Tilia cordata*), al fine di ottenere dati comparabili su piante non influenzate da differenze genetiche. Uno degli obiettivi dell'IPG è anche quello di realizzare una rete fenologica globale, che possa raccogliere dati a livello mondiale utili per il monitoraggio a lungo termine.

Anche l'Italia vanta una lunga tradizione fenologica, soprattutto grazie all'opera di MINIO e MARCELLO, che hanno coordinato la Rete Fenologica Italiana rispettivamente dal 1922 al 1936 e dal 1953 al 1965, di DALLA FIOR che ha coordinato la rete fenologica regionale del

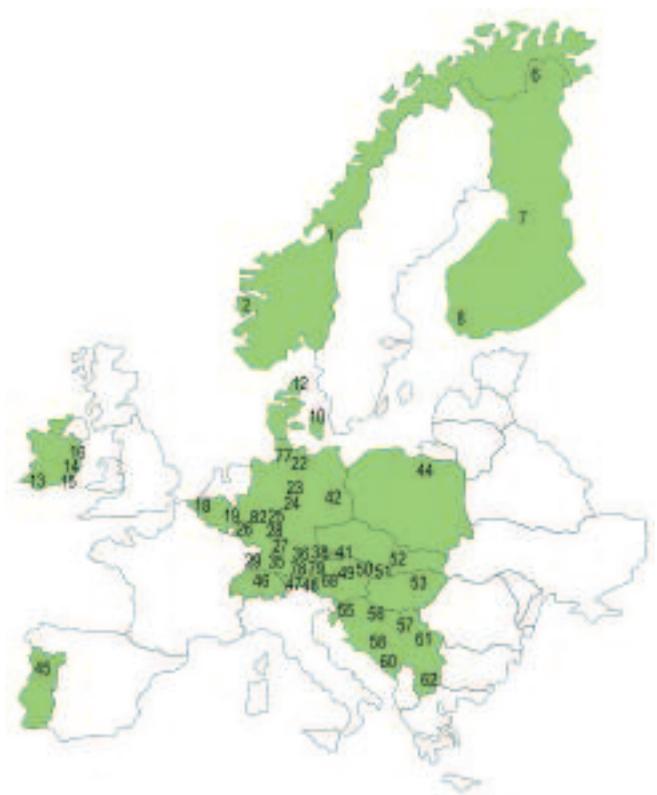


Fig. 3.14 - Distribuzione dei Giardini Fenologici Internazionali (IPG) (CHMIELEWSKI, 1996, ridisegnato).

n° IPG	Latitudine	Longitudine	Altitudine	Osservazioni
01	63°29'	10°53' E	25	1964 -
02	60°16'	05°21' E	50	1964 -
06	69°45'	27°00' E	180	1968 -
07	64°31'	26°27' E	115	1968 -
08	60°23'	22°33' E	10	1965 -
10	55°40'	12°18' E	30	1971 -
12	57°14'	09°55' E	20	1972 -
13	51°56'	10°15' W	14	1966 -
14	52°20'	06°35' W	80	1966 -
15	52°18'	06°31' W	60	1967 -
16	53°23'	06°20' W	30	1966 -
18	50°59'	03°48' E	15	1963 -
19	50°00'	05°44' E	500	1972 -
22	53°39'	10°12' E	46	1970 -
23	51°20'	09°40' E	500	1965 -
24	50°06'	08°47' E	99	1959 -
25	49°59'	07°58' E	118	1973 -
26	49°45'	06°40' E	265	1960 -
27	48°43'	09°13' E	380	1961 -
28	48°49'	09°07' E	330	1968 -
29	48°03'	07°36' E	285	1972 -
30	48°04'	07°41' E	265	1968 -
31	48°00'	07°51' E	270	1970 -
32	48°01'	07°59' E	500	1976 -
33	47°55'	07°54' E	1210	1970 -
34	47°52'	08°00' E	1485	1971 -
35	47°57'	08°31' E	680	1973 -
36	48°11'	11°10' E	540	1963 -
38	48°51'	13°31' E	737	1974 -
39	48°55'	13°19' E	756	1974 -
40	48°56'	13°20' E	956	1974 -
41	48°56'	13°31' E	1370	1976 -
42	50°59'	13°32' E	360	1962 -
44	53°47'	21°35' E	127	1967 -
45	41°15'	08°30' W	30	1968 -
46	47°20'	08°48' E	600	1963 -
47	47°17'	11°24' E	600	1973 -
48	47°15'	11°30' E	900	1968-85; 1991 -
49	48°15'	16°22' E	202	1960 -
50	48°15'	16°43' E	150	1960-88; 1992 -
51	48°20'	18°22' E	180	1962 -
52	48°27'	18°56' E	540	1966 -
53	47°36'	19°21' E	220	1974 -
55	46°04'	14°30' E	310	1962 -
56	46°02'	16°34' E	146	1962 -
57	45°47'	19°07' E	90	1975
58	43°45'	18°01' E	1000	1962 -
60	42°05'	19°05' E	5	1975 -
61	44°22'	20°57' E	121	1974 -
62	41°39'	22°51' E	240	1962 -
68	47°48'	13°04' E	440	1985 -
77	53°44'	09°53' E	13	1988 -
78	47°34'	12°57' E	1430	1994 -
79	47°35'	12°58' E	950	1994 -
83	49°46'	07°03' E	480	1995 -

Tabella 3.4 - Localizzazione dei Giardini Fenologici Internazionali (IPG) (CHMIELEWSKI, 1996).

Trentino dagli anni '20 agli anni '60 e di MONTELUCCI che ha collezionato dati relativi al periodo 1960-1982. La realizzazione di una rete di Giardini Fenologici è tuttavia un fatto abbastanza recente e il primo Giardino è stato costituito nel 1982 a San Pietro Capofiume (BO). Attualmente è attiva una rete di nove Giardini distribuiti nel territorio nazionale (figura 3.15), le cui attività sono coordinate dal Gruppo di Lavoro Nazionale per i Giardini Fenologici, costituitosi nel 1993, in collaborazione con la Società Botanica Italiana, Enti regionali, l'associazione di Aerobiologia e Istituti Universitari. Il Gruppo ha predisposto un elenco di specie indicatrici comuni a tutti i Giardini, ottenute per propagazione vegetativa da piante madri presenti nel Giardino di San Pietro Capofiume, più esattamente *Crataegus monogyna*, *Corylus avellana*, *Ligustrum vulgare*, *Robinia pseudoacacia*, *Sambucus nigra*. Sono state incluse in questo elenco tre diverse specie di *Salix* (*S. acutifolia*, *S. viminalis* e *S. smithiana*) provenienti dall'IPG (BOTARELLI e SACCHETTI, 1998).



Fig. 3.15 - Distribuzione dei Giardini Fenologici in Italia. 1) Arboreto di Arco (TN); 2) Bonisiolo di Mogliano Veneto (TV); 3) San Pietro Capofiume (BO); 4) Montepaldi San Casciano (FI); 5) Orecchiella Garfagnana Corfino (LU); 6) Fontanella Sant'Apollinare di Marsciano (PG); 7) Portici, (NA); 8) Pantanello di Bernalda (MT); 9) Fenosù Oristano (SS) (MANDRIOLI, 1998).

Il monitoraggio fenologico effettuato dall'IPG ha evidenziato l'aumento della temperatura attraverso la registrazione dell'anticipo degli eventi primaverili. Nelle zone temperate, infatti, la schiusura delle gemme, la fogliazione e la fioritura (fenofasi) rispondono all'accumulo della temperatura al di sopra di un valore soglia, che è specie-specifico e un aumento delle temperature medie invernali e primaverili si riflette in un anticipo delle fasi (RATHCKE e LACEY, 1985). In particolare, CHMIELEWSKI e RÖTZER (2000) hanno evidenziato come nel periodo 1969-1998, in Europa, l'inizio dell'attività vegetativa sia mediamente anticipato di 2,7 giorni per decade, per complessivi 8 giorni. Risultati simili sono stati ottenuti da KOCH (2000) per *Fagus sylvatica*, *Acer platanoides*, *Betula pendula*, *Aesculus hippocastanum*, *Larix decidua*, *Malus domestica*, *Prunus avium*, *Syringa vulgaris* e specie del genere *Quercus*, analizzando registrazioni effettuate in Svizzera, Austria e Slovenia, nel periodo 1960-1999. MENZEL (2000), utilizzando dati fenologici relativi a cloni di specie arboree e arbustive, ha messo in evidenza, per il periodo 1959-1996, un anticipo di circa 6 giorni (-0,21 giorni/anno) per il processo di fogliazione e un ritardo di 4,5 giorni (+0,15 giorni/anno) per il processo di senescenza fogliare, con un conseguente allungamento medio della stagione di crescita di 10,8 giorni dal 1960. RÖTZER e CHMIELEWSKI (2000) hanno messo in evidenza, attraverso modelli di regressione multipla, le relazioni fra la data d'inizio delle fenofasi e fattori quali l'altitudine, la latitudine e la longitudine (figura 3.16). Mentre il fattore altitudine varia da 2,0 giorni/100m per l'inizio della fogliazione in *Fagus sylvatica*

a 4,6 giorni/100m per l'inizio della fioritura in *Robinia pseudoacacia*, il fattore latitudine da 1,8 giorni/° per l'inizio della fogliazione in *Fagus sylvatica* a 4,5 giorni/° per l'inizio della fogliazione in *Prunus avium*, il fattore longitudine da 0,23 giorni/° per l'inizio della fogliazione in *Fagus sylvatica* a 0,83 giorni/° per l'inizio della fogliazione in *Prunus avium*. GRATANI *et al.* (2000) hanno evidenziato una differenza di circa 15 giorni nella data di schiusura delle gemme in *Quercus ilex* L. fra il centro (Castelporziano, Roma, 41°45'N 12°26'E, livello del mare) e il Nord Italia (Nago, Trento, 45°55'N 10°53'E, 260 s.l.m.) e di tre settimane nella durata del processo di allungamento dei germogli. La topografia gioca un ruolo notevole nel determinare la variabilità spaziale delle fenofasi, poiché incide sulla variazione locale della temperatura. GRATANI *et al.* (1999) in uno studio condotto a Campo Imperatore (Gran Sasso d'Italia) hanno evidenziato differenze fenologiche significative per le specie delle associazioni presenti nel piano subalpino (1.800-2.000 m s.l.m.) e nel piano montano (1440-1800 m s.l.m.) e, a livello dello stesso piano, variazioni in aree topograficamente diverse. Nel piano montano, ad esempio, l'inizio della fioritura mostra un anticipo di 10-15 giorni rispetto al piano subalpino e raggiunge il picco massimo dopo circa 20-25 giorni dall'inizio del fenomeno; l'attività fenologica è più breve dove le condizioni microclimatiche sono più limitanti e, nei siti più esposti all'azione del vento, anche il periodo di maturazione dei frutti è più ristretto.

OSBORNE *et al.* (2000) hanno mostrato come la fase di fioritura di *Olea europaea* sia fortemente influenzata

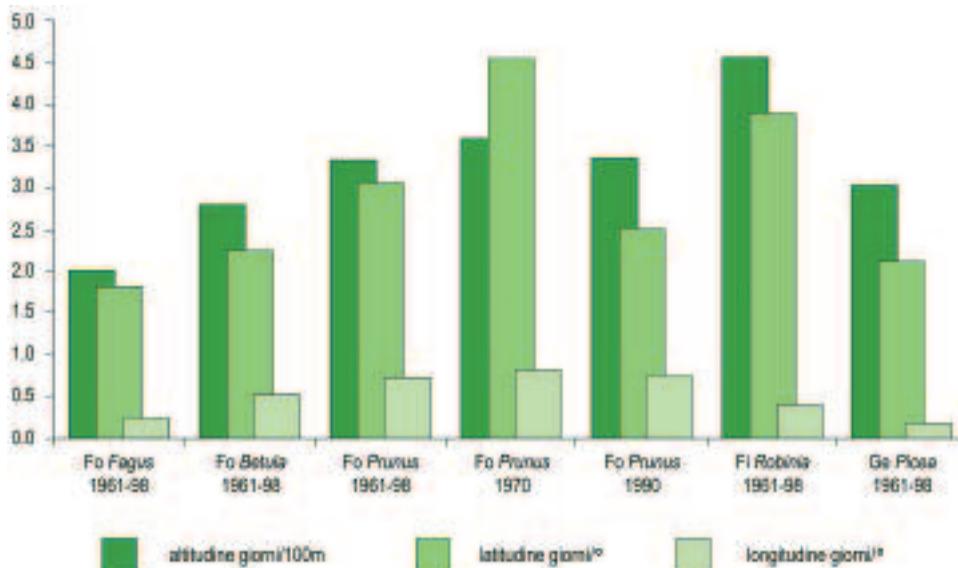


Fig. 3.16 - Relazione fra le fenofasi e l'altitudine, la latitudine e la longitudine. Fo=inizio fogliazione; Fi=inizio fioritura; Ge=inizio allungamento germogli (RÖTZER e CHMIELEWSKI, 2000).

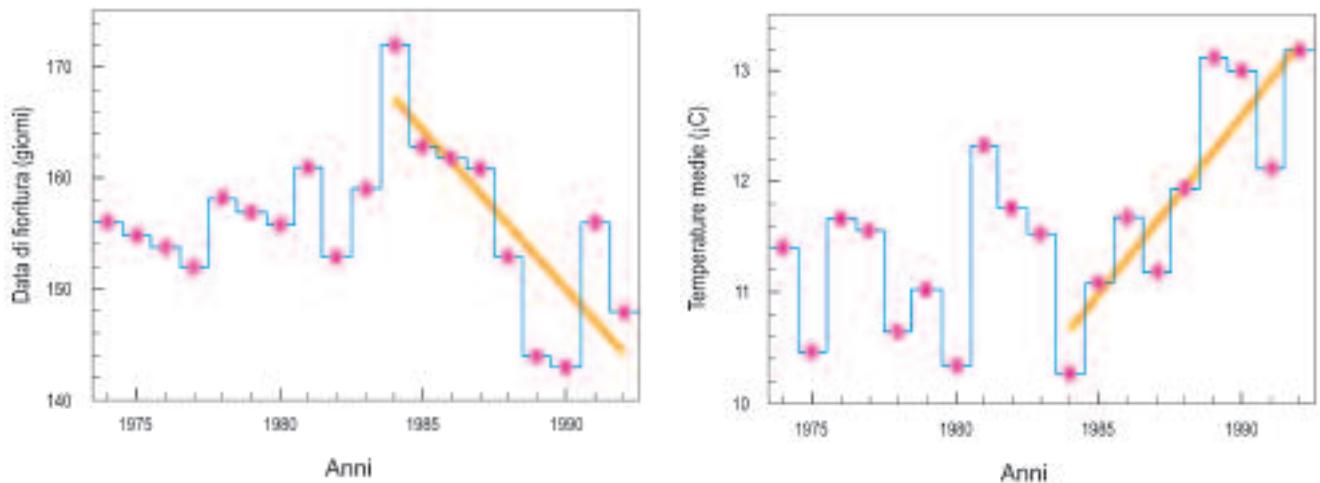


Fig. 3.17 - Variazioni della data di fioritura di *Olea europaea* in risposta alle variazioni della temperatura (OSBORNE *et al.*, 2000).

dalle temperature medie primaverili, ipotizzando un anticipo di 3-23 giorni fra il 1990 e il 2030 (figura 3.17); gli autori suggeriscono di utilizzare questa specie come indicatore del cambiamento climatico nel Bacino del Mediterraneo.

Poiché il riscaldamento del clima provoca un cambiamento nel regime termico, a cui non corrisponde, tuttavia, un cambiamento nel fotoperiodo, specie localmente adattate ad una certa combinazione di luce e temperatura possono risultare danneggiate. In generale, si possono ipotizzare (LECHOWICZ, 2001) tre tipi di risposta delle specie al cambiamento climatico: 1) le specie possono migrare per rimanere nello stesso regime climatico a cui sono adattate fenologicamente; di tale fenomeno ci sono evidenze alla fine dei periodi glaciali; 2) le specie possono adattarsi alle nuove condizioni climatiche; c'è sempre un certo grado di variabilità fra gli individui di una popolazione per quanto riguarda la lunghezza e la periodicità delle fasi fenologiche e da un punto di vista evolutivo ci si aspetta il mantenimento di tale variabilità. Le differenze fra gli individui di una popolazione possono favorire lo spostamento di fase in ri-

sposta al cambiamento climatico e, in un tempo sufficientemente lungo, possono determinare una risposta adattativa; 3) le specie possono rispondere negativamente al cambiamento climatico perdendo la dominanza all'interno del sistema oppure estinguendosi. Per quanto riguarda il primo punto, la frammentazione degli habitat pone delle barriere alla migrazione, riducendo la possibilità di spostamento delle specie e abbassando la variabilità genetica all'interno delle popolazioni che restano isolate, rendendole quindi più vulnerabili.

Da quanto detto emerge che il monitoraggio fenologico è uno strumento utile per trarre informazioni relative al cambiamento climatico. Grazie alla lunga serie di dati fenologici raccolti, l'Europa è particolarmente attiva nello sviluppo di modelli fenologici. La realizzazione di una Rete Fenologica a livello globale certamente contribuirà a estrapolare i risultati delle singole ricerche, consentendo di migliorare le valutazioni dell'impatto del cambiamento climatico sulla produttività agricola, sul funzionamento delle foreste, sulla biodiversità e su tutte le problematiche legate alla salute umana.

## CAMBIAMENTI NELLA CONCENTRAZIONE DI CO<sub>2</sub> E DEPOSIZIONI AZOTATE

[Fausto Manes, Francesca Capogna]

### CONCENTRAZIONE DI CO<sub>2</sub>

Uno dei maggiori effetti che derivano dai cambiamenti di uso del territorio interessa il ciclo del carbonio e in particolare i cambiamenti nella concentrazione atmosferica della CO<sub>2</sub> (FAO/UNEP, 1999).

La concentrazione di CO<sub>2</sub>, infatti, è aumentata dal valore noto per il 1600 d.C. (285 ppmv) fino al di sopra dei 366 ppmv nel 1998 (KEELING e WHORF, 1999). Il tasso decennale di incremento nell'ultimo secolo è stato persistente e più rapido di qualsiasi altro periodo nell'ultimo millennio. Questo tasso di cambiamento può essere spiegato dagli effetti cumulativi che derivano dal consumo di combustibili fossili, dalla deforestazione e dalla risposta degli oceani e della biosfera all'azione dell'uomo.

Dal 1850 al 1998, 270 ± 30Gt di C sono state emesse dalla combustione di combustibili fossili e dalla produzione di cemento (MARLAND *et al.*, 1999); 176 ± 10Gt di C sono state accumulate in atmosfera (ETHERIDGE *et al.*, 1996; KEELING e WHORF, 1999). L'*uptake* cumulativo a opera degli oceani durante questo periodo è stato stimato essere di 120 ± 50Gt di C (KHESHGI *et al.*, 1999; JOOS *et al.*, 1999). Il bilancio del carbonio per questo periodo mette in evidenza un ammontare netto globale di C sulla superficie terrestre di 26 ± 60Gt di C. In altre parole, il sistema terrestre è assimilabile ad una sorgente.

Durante il periodo che va dal 1850 al 1998, le emissioni nette cumulative e globali di CO<sub>2</sub> derivanti da cambiamenti di uso del suolo sono state stimate di circa 136 ± 55 Gt di C. Di queste emissioni, circa l'87% era dovuto a cambiamenti avvenuti in aree forestate e circa il 13% ad aree coltivate e praterie delle medie latitudini (HOUGHTON, 1999; HOUGHTON *et al.*, 1999, 2000). A questo punto sarebbe necessaria una richiesta globale residua di 110 ± 80 Gt di C per bilanciare la differenza tra la sorgente netta terrestre (26 ± 60Gt di C) e la più grande sorgente terrestre derivante dagli effetti del cambiamento dell'uso del territorio sulle riserve di carbonio.

Numerosi studi confermano il fatto che l'aumento della CO<sub>2</sub> atmosferica agisce su molte specie vegetali mediante un aumento della fotosintesi netta, della biomassa vegetale (POORTER, 1993; CEULEMANS e MOUSSEAU, 1994; WULLSCHLEGER *et al.*, 1995, 1997) e dell'efficienza di uso dell'acqua (SAXE *et al.*, 1998; WOODWARD *et al.*, 2002). SAXE *et al.* (1998) hanno dimo-

strato che un raddoppio della concentrazione della CO<sub>2</sub> atmosferica determina un aumento di circa il 50% della produzione di biomassa nelle specie arboree angiosperme e un aumento di circa il 130% nelle gimnosperme. Come recentemente dimostrato da IDSO e KIMBALL (2001), comunque, questa iniziale stimolazione dell'accrescimento può declinare significativamente per acclimatazione negli anni successivi e raggiungere un livello di equilibrio molti anni dopo. Esperimenti recenti (LEAVITT *et al.*, 2003) hanno confermato un *trend* in aumento dell'efficienza nell'uso dell'acqua, dovuto principalmente all'aumento antropogenico della concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica; questo fenomeno potrebbe causare una crescita molto più rapida degli alberi in ambienti aridi, agendo come serbatoi di carbonio per la CO<sub>2</sub> in eccesso. Gli ecosistemi aridi, che occupano circa il 20% della superficie terrestre, sono tra quelli, infatti, maggiormente sensibili alle elevate concentrazioni atmosferiche di CO<sub>2</sub> associate ai cambiamenti climatici. La produzione primaria nei deserti è fortemente limitata dall'acqua e dal contenuto di azoto. In condizioni di elevate concentrazioni di CO<sub>2</sub>, l'immediata e positiva risposta dell'efficienza nell'uso dell'acqua migliora le relazioni idriche a favore della produzione primaria. Inoltre, le diverse risposte delle specie all'elevata CO<sub>2</sub> possono modificare le interazioni competitive, cambiando potenzialmente la composizione di una comunità. In Nord America, le elevate concentrazioni di CO<sub>2</sub> hanno favorito a lungo termine la dominanza di alcune graminacee esotiche rispetto a numerose specie native annuali. Questo cambiamento nella composizione in specie a favore di graminacee annuali esotiche, guidato da quello globale, ha la potenzialità di accelerare gli effetti del ciclo del fuoco tipico di quegli ambienti, di ridurre la biodiversità e di alterare la funzione dell'ecosistema nei deserti del Nord America (SMITH *et al.*, 2000).

Ad oggi, tuttavia, le conoscenze sugli effetti a lungo termine della fertilizzazione dovuta alla CO<sub>2</sub> sull'assorbimento del carbonio da parte delle foreste sono ancora limitate.

## AUMENTO DELLA CONCENTRAZIONE DI CO<sub>2</sub>

In Italia il monitoraggio della concentrazioni di CO<sub>2</sub> in atmosfera avviene da tempi relativamente recenti. Nel nostro paese esistono due stazioni per il rilevamento “di fondo” della CO<sub>2</sub>, che possono essere rappresentative dell’area mediterranea (ENEA, 2001). Le misure effettuate dalla stazione di Monte Cimone (MO), funzionante dal 1978, costituiscono la serie storica più lunga per l’area del Mediterraneo. In figura 3.18 è riportata la serie di dati disponibile per il periodo 1990-1999. La media annuale della concentrazione della CO<sub>2</sub> atmosferica è pari a 360,5 ppm. Le informazioni sull’andamento del periodo evidenziano una crescita intorno al 4%, passando dai 354,2 ppm del 1990 ai 368,6 del 1996. Questi risultati confermano una generale tendenza alla modificazione nella composizione dell’atmosfera, in accordo anche con i dati rilevati dalle altre stazioni della rete mondiale di monitoraggio, osservata anche su scale temporali più ampie di quella in esame.

Nell’isola di Lampedusa (TR) è ubicata la seconda stazione di monitoraggio attiva da maggio 1992. La serie di dati relativa al periodo 1992-2001 è riportata in figura 3.19. L’isola di Lampedusa è stata prescelta come sito remoto di riferimento perché, essendo ubicata al centro del Mediterraneo e non influenzata da perturbazioni di CO<sub>2</sub> provenienti da fonti antropiche (zone urbane, industriali, traffico o altro) o da sensibili fonti naturali (ciclo di fotosintesi e di respirazione di boschi, foreste o comunque di estesa vegetazione), soddisfa tutti i requisiti di rappresentatività della CO<sub>2</sub> di fondo richiesti dal WMO (*World Meteorological Organization*). La media della concentrazione del periodo analizzato è 365,5 ppm, con una crescita del 3% passando da 360,8 del 1993 a 372,5 dei primi nove mesi del 2001. La costante crescita delle concentrazioni di CO<sub>2</sub> registrate nelle due stazioni trova conferma nei risultati relativi agli aumenti della componente energetica (10%) tra il 1994 e il 1999. Solamente un serio intervento di politica ener-

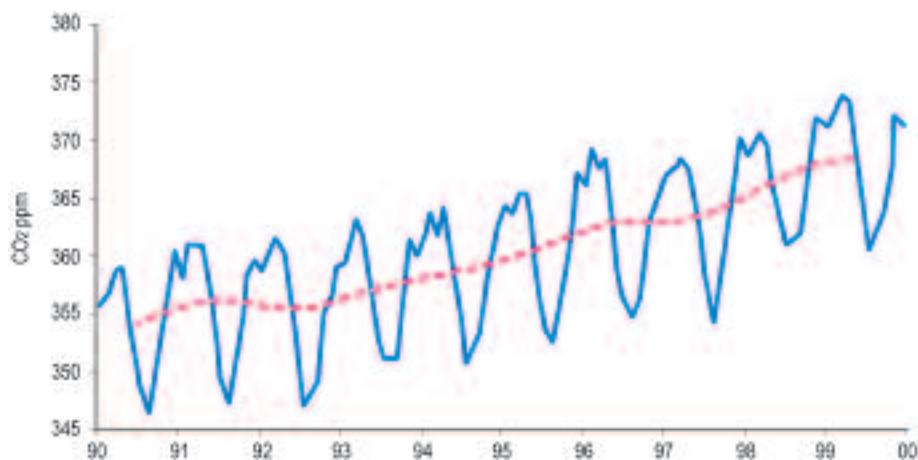


Fig. 3.18 - Concentrazioni di CO<sub>2</sub> (Stazione di Monte Cimone). Anni 1990-1999 (ppm<sub>v</sub>) (ENEA, 2001, modificato).

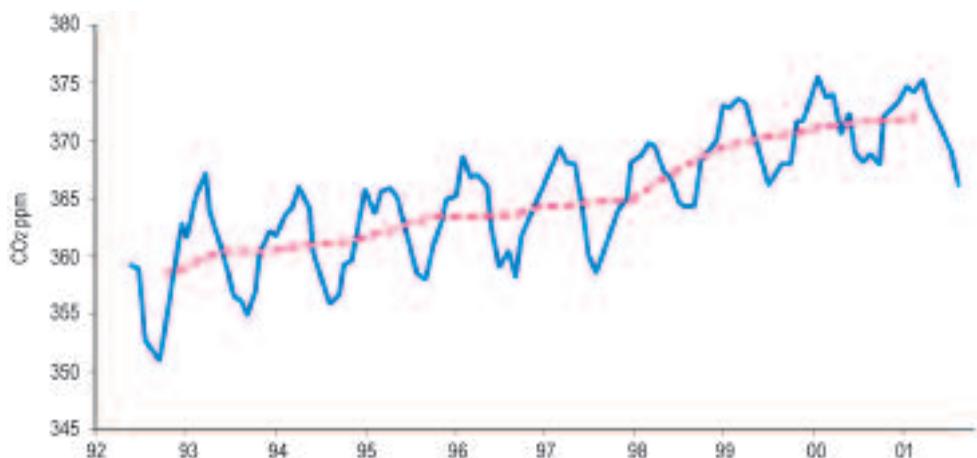


Fig. 3.19 - Concentrazioni di CO<sub>2</sub> (Stazione di Lampedusa). Anni 1992-2001 (ppm<sub>v</sub>) (ENEA, 2001, modificato).

getico-ambientale in questo settore potrebbe consentire di rispettare il Protocollo Kyoto che ci impegna a ridurre le emissioni dei gas serra entro il 2012 del 6,5% rispetto al 1990.

In figura 3.20 è riportato l'andamento dei 4 paesi che hanno maggiormente contribuito alla emissione di anidride carbonica nel contesto dell'Unione Europea. La Germania e il Regno Unito sono gli unici paesi che hanno ridotto le loro emissioni in confronto al 1990 (rispettiva-

mente del 16% e del 9%), mentre tutti gli altri paesi europei le hanno aumentate. L'Italia, con un aumento del 5%, è il paese che ha incrementato meno le sue emissioni subito dopo la Svezia. L'Italia presenta, infatti, nel 1999 emissioni di CO<sub>2</sub> pro-capite pari a circa 8 tonnellate contro un valore europeo di 8,7. Questo risultato colloca l'Italia all'11° posto di una graduatoria guidata dalla Finlandia (12 tonnellate pro-capite) e chiusa, con 6 tonnellate annue, dai portoghesi (figura 3.21).

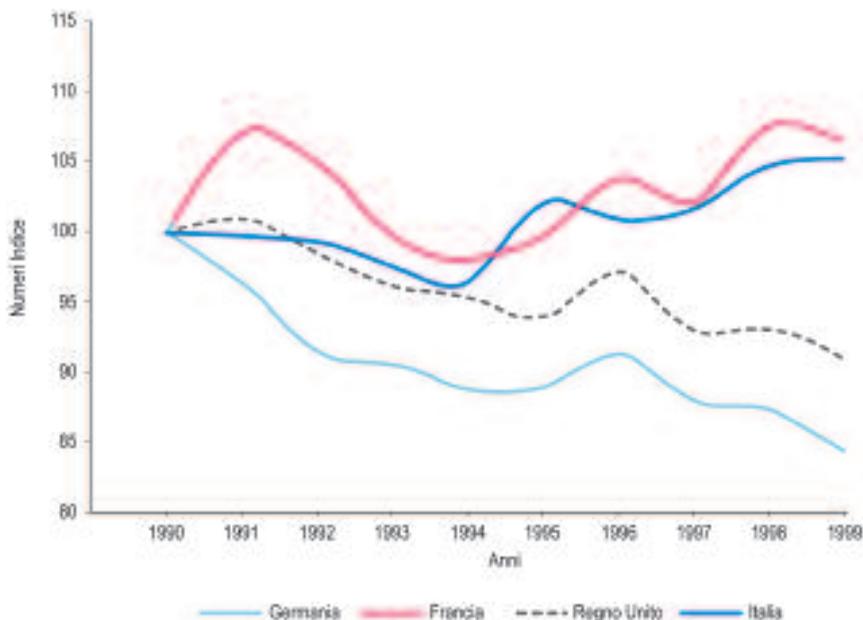


Fig. 3.20 - Emissioni di CO<sub>2</sub> da processi energetici in alcuni paesi dell'Unione europea (Fonte: Agenzia Europea dell'Ambiente, 2001) (ENEA, 2001, modificato).

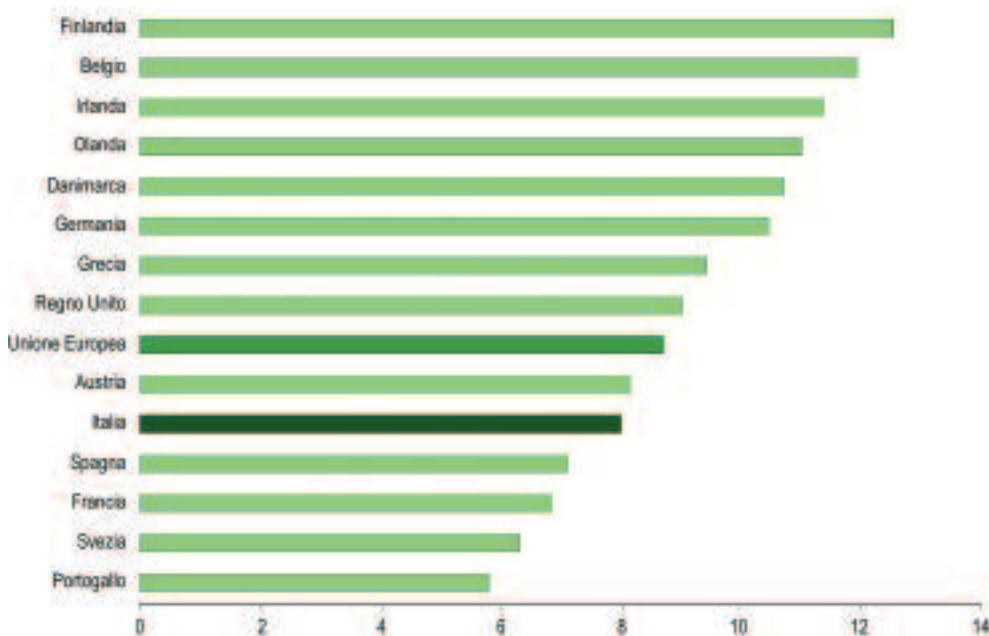


Fig. 3.21 - Emissioni di CO<sub>2</sub> anno 1999 (tonnellate pro capite) (ENEA, 2001, modificato).

## DEPOSIZIONI AZOTATE

La fertilizzazione con azoto rappresenta un valido sistema per aumentare la produzione agricola e risulta particolarmente efficiente nell'aumentare la produttività delle piantagioni di foreste nelle regioni climatiche mediterranee, temperate e boreali (LINDER *et al.*, 1996). Fertilizzazioni con azoto e fosforo promuovono la fotosintesi e, in particolare, l'azoto stimola l'aumento del numero e della crescita delle foglie, determinando una maggiore estensione o densità della chioma.

Negli ultimi anni la deposizione atmosferica di azoto sugli ecosistemi forestali è in crescita a causa delle elevate emissioni di sostanze azotate in forma ossidata provenienti dalle attività industriali e dai mezzi di trasporto e di sostanze azotate in forma ridotta prodotte dall'allevamento di bestiame e dall'agricoltura (GALLOWAY, 1995). In Nord Europa e in alcuni siti negli Stati Uniti (FENN *et al.*, 1998) è stato documentato un notevole aumento di deposizioni azotate rispetto ai livelli pre-industriali (SUTTON *et al.*, 1993). Negli Stati Uniti dell'est, il rilascio di  $\text{NO}_x$  ad opera del consumo di combustibili fossili ha innalzato le deposizioni azotate di circa 10 volte se paragonate all'era pre-industriale (HICKS *et al.*, 1990). Studi recenti prevedono un aumento delle emissioni di N in tutto il mondo (il fenomeno sarà particolarmente intenso in Asia e in Africa) per l'utilizzo indiscriminato dei fertilizzanti e per il consumo di combustibili fossili (GALLOWAY, 1995).

Un inventario di dati che provengono da diversi siti di campionamento ha rivelato che la crescita degli alberi sta aumentando in Europa (SPIECKER *et al.*, 1996). Le deposizioni umide e secche di nutrienti potrebbero aver contribuito a questa crescita delle foreste. In generale, la deposizione (umida e secca) annuale totale di azoto (ossidato e ridotto) in aree rurali varia tra i 5 e i 40  $\text{kg ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ ; le concentrazioni minori si hanno nelle aree forestali remote, per lo più alle elevate latitudini e ai tropici (FREYDIER *et al.*, 1998).

In alcuni ambiti, tuttavia, il carico di deposizioni azotate sulle foreste ha ecceduto la capacità di assimilazione di alcuni ecosistemi, conducendo a uno sbilanciamento del contenuto di nutrienti e ad una lisciviazione di  $\text{NO}_3^-$  nelle acque di ruscellamento, in un processo conosciuto come "saturazione da azoto" (ABER *et al.*, 1989, 1998). La saturazione da azoto è stata descritta per le foreste che ricevono una notevole quantità di N, che varia tra i 20 e i 100  $\text{kg ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ , in Olanda, in Gran Bretagna e negli Stati Uniti.

Esiste una scarsa conoscenza relativa alle deposizioni atmosferiche di N nelle aree rurali del Bacino del Mediterraneo e agli effetti potenziali di tale fenomeno sulle foreste mediterranee.

Per centinaia di anni le foreste di leccio del Bacino del Mediterraneo sono state soggette a ripetute perdite di nutrienti a causa degli incendi e della raccolta del legname. Questi disturbi potrebbero aver abbassato le riserve di nutrienti nel suolo. Una minore disponibilità di nutrienti potrebbe essere parzialmente responsabile della bassa produzione primaria netta epigea delle foreste di leccio ( $6.3 \text{ t ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$  in Spagna, IBANEZ *et al.*, 1999), sebbene la limitazione idrica e altri fattori possano essere implicati.

Un esperimento condotto in una foresta di leccio in Spagna ha rivelato che la produzione netta epigea aumentava sia dopo l'irrigazione che dopo la fertilizzazione con  $250 \text{ g di N ha}^{-1}$  (RODÀ *et al.*, 1999). La fertilizzazione con N aumenta enormemente la produzione fogliare e di ghiande, dimostrando che le foreste mediterranee possono rispondere ad aumenti della disponibilità di azoto nonostante la presenza di una forte limitazione idrica.

Certamente continui apporti di N a basse dosi potrebbero avere effetti completamente diversi da quelli di una singola e grande somministrazione di fertilizzante. In ogni caso, l'evidenza dei risultati dimostra che le deposizioni atmosferiche azotate sono trattenute all'interno degli ecosistemi e verosimilmente nel suolo e nella vegetazione. L'azoto atmosferico potrebbe essere utilizzato dagli alberi per mantenere la loro crescita, ma gli effetti a lungo termine di questa aumentata disponibilità di azoto sono ancora materia di approfondimento. Una chiave di incertezza riguarda, infatti, quanto e per quanto tempo il tasso annuale corrente di deposizione di azoto potrà sostenere la crescita e la produzione netta di un ecosistema (NEP) forestale.

Numerosi studi hanno evidenziato una relazione tra i cambiamenti nella ricchezza in specie e il gradiente di disponibilità di nutrienti. La risposta tipica osservata è stata una curva a campana: la ricchezza in specie è bassa a bassi livelli di nutrienti, aumenta fino a un picco per livelli intermedi e declina più gradualmente ad alti livelli di nutrienti (PAUSAS e AUSTIN, 2001). Un numero relativamente piccolo di specie riesce a tollerare condizioni estreme di carenza di nutrienti. Quando le risorse aumentano, più specie possono sopravvivere e quindi la ricchezza in specie aumenta. A più alti livelli di nutrienti, soltanto poche specie altamente competitive diventano dominanti determinando il declino della diversità.

## EMISSIONI DI OSSIDI DI AZOTO ( $\text{NO}_x$ ), DEPOSIZIONI AZOTATE E ACIDIFICAZIONE

Relativamente all'anno 1999 le emissioni totali di ossidi di azoto stimate per l'Italia ammontano a circa 1467 Gg pari a poco meno del 15% del totale europeo. Il settore energetico e, in particolar modo, il settore del trasporto stradale sono i maggiori responsabili per quasi la totalità di tali emissioni. L'andamento temporale di tali emissioni nazionali è tendenzialmente decrescente (diminuzione del 24% in dieci anni). Dal 1980 al 1992 si ha una tendenza alla crescita per gli ossidi di azoto; negli anni successivi la tendenza si inverte (figura 3.22). L'obiettivo di 1814 Kt/anno al 1994, previsto dal Protocollo di Sofia, è stato effettivamente raggiunto in quell'anno mentre si è ancora lontani dal tetto di 1000 Kt/anno che non dovrà essere superato nel 2010.

La mappatura dei carichi critici di azoto sul territorio italiano mostra, in generale, la sensibilità dei suoli all'azoto contenuto nelle deposizioni con riferimento all'eutrofizzazione. I suoli alpini dell'Appennino Ligure, ma anche della Sardegna e di alcune zone dell'Italia centrale sono i più sensibili al fenomeno dell'eutrofizzazione. Le aree più critiche dove è necessaria una riduzione delle deposizioni di azoto sono particolarmente concentrate nell'arco alpino.

L'analisi condotta sui dati del periodo 1987-1998 del-

le stazioni della rete ENEL di campionamento delle deposizioni umide consente di affermare, tuttavia, che l'acidificazione è diminuita.

Come è noto l'inquinamento atmosferico è un problema di non facile risoluzione dal momento che non si limita mediante controlli su scala nazionale. Infatti, il 70% degli ossidi di azoto e il 47% di ammoniaca emessi in Italia vengono trasportati oltre le frontiere nazionali, andando a depositarsi oltre i nostri confini. Per contro il 30% degli ossidi di azoto e il 12% dell'ammoniaca che interagisce sul nostro territorio provengono da altri paesi (Stime EMEP 1997: Programma di cooperazione per il monitoraggio e la valutazione della trasmissione a lunga distanza di inquinanti atmosferici in Europa).

Le indagini sullo stato di salute dei boschi effettuate dal CONECOFOR (vedi § *Reti di monitoraggio coordinate dal Corpo Forestale dello Stato*) hanno messo in evidenza una maggiore defoliazione delle chiome delle latifoglie rispetto alle conifere. Tra le conifere di età minore di 60 anni la specie più danneggiata è il pino silvestre, mentre per individui di età superiore ai 60 anni i danni maggiori si sono riscontrati in individui di abete bianco. Tra le latifoglie giovani la roverella e il castagno hanno presentato un numero considerevole di individui mediamente defolciati, mentre per individui di maggiore età la specie più danneggiata risulta essere il faggio.

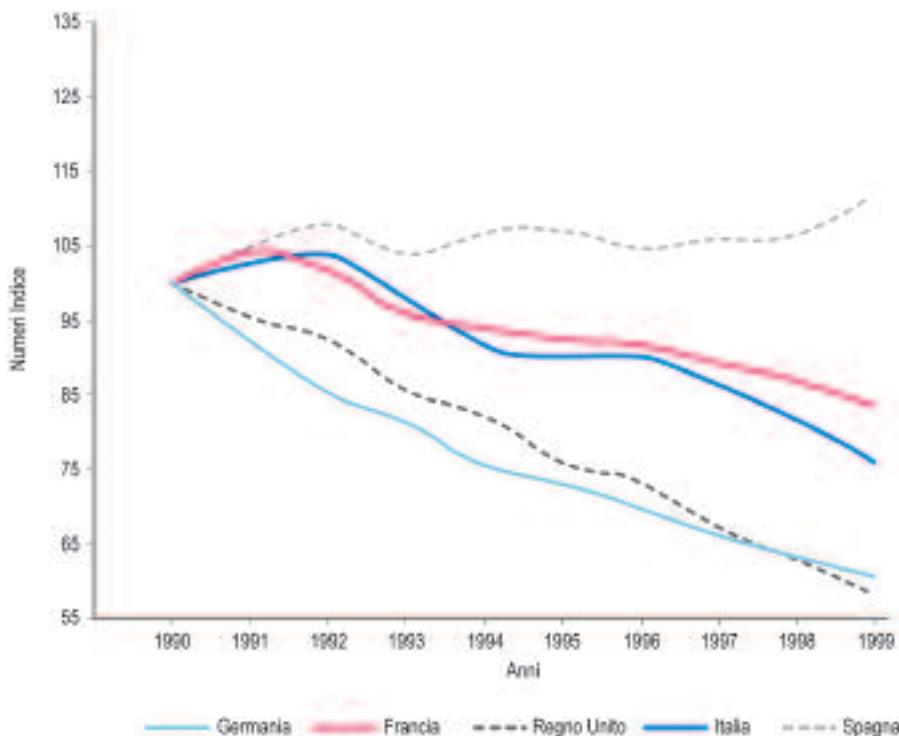


Fig. 3.22 - Emissioni di  $\text{NO}_x$  da processi energetici in alcuni paesi dell'Unione europea. (Fonte: Agenzia Europea dell'Ambiente, 2001) (ENEA, 2001, modificato).

## SPECIE ESOTICHE

[Riccardo Scalera, Laura Celesti Grapow]

In molte parti del mondo, una delle principali cause di perdita della biodiversità è rappresentata dalla introduzione, al seguito dell'uomo, di un crescente numero di specie al di fuori del loro areale originario (REJMANEK, 1995). Le specie introdotte, dette anche "esotiche" o "aliene", sono in Italia tra i fattori maggiormente responsabili dell'estinzione di molte specie. Inoltre possono causare ingenti danni economici, sanitari e socio-culturali che necessariamente si riflettono su tutta la società. Non tutte le specie introdotte sono dannose, al contrario molte di esse sono di grande utilità, come ad esempio numerose piante che costituiscono oggi la base alimentare di gran parte della popolazione mondiale (HOYT, 1992). In generale, la maggioranza delle specie non riesce a superare la serie di barriere presenti (riproduttive, ambientali) e a stabilirsi in nuovi territori. Tuttavia una piccola parte di esse, indicate con il termine "invasive" (RICHARDSON *et al.*, 2000), riesce ad affermarsi e a diffondersi in modo tale da diventare una minaccia alla persistenza dei *taxa* autoctoni e quindi alla biodiversità. Ciò nonostante, le problematiche scaturite dalle cosiddette "invasioni biologiche", come viene comunemente indicata la diffusione delle specie esotiche, sono state spesso trascurate o sottovalutate anche negli ambienti scientifico-accademici: basti ricordare che in un passato non troppo lontano sono esistite addirittura delle società specializzate nell'acclimatazione di specie esotiche! Solo negli ultimi anni stiamo assistendo a una crescente attenzione da parte dell'intera comunità scientifica e del mondo politico-istituzionale.

Attualmente le invasioni sono considerate, dopo la distruzione degli habitat, uno dei principali fattori di perdita della biodiversità nella biosfera (HURKA 2002). L'articolo 8h della CBD, dedicato alle specie esotiche, evidenzia l'importanza di un'attenta valutazione delle entità introdotte ed esprime la necessità della prevenzione, del controllo e della rimozione di quelle specie ritenute dannose. Un elemento prioritario nella gestione delle invasioni consiste quindi nella conoscenza delle singole specie, del loro ruolo attuale e delle loro potenzialità invasive.

Una prima risposta a questa esigenza venne negli anni '80 dalla commissione "Scientific Committee on Problems of the Environment" (SCOPE), una rete di esperti fondata nel 1969 all'interno del Consiglio Internazionale per la Scienza (*International Council for Science – ICSU*) a cui aderiscono 38 istituzioni scientifiche nazionali e consigli di ricerca e 22 unioni scientifiche interna-

zionali che evidenziò l'impatto delle specie invasive sugli ecosistemi (DRAKE *et al.*, 1989).

Più di recente il *Global Invasive Species Program* (GISP), istituito nel 1997 da parte dello SCOPE, del Centro Internazionale per l'Agricoltura e le scienze Biologiche (*CAB International – CABI*) e dall'IUCN e parzialmente finanziato dall'UNEP (GISP PHASE I), ha rivolto l'attenzione all'identificazione e al controllo delle specie più problematiche (MOONEY, 1999). Nel dettaglio, il programma ha lo scopo di elaborare una strategia globale in risposta alle minacce poste dalle specie esotiche invasive (*Invasive Alien Species – IAS*), e di fornire un supporto tecnico e scientifico per l'implementazione dell'art. 8 sopracitato. Il GISP è costituito da un team di esperti in conservazione delle risorse naturali, fra cui biologi, economisti, politici e manager, che lavorano con la finalità di fornire agli organismi locali, nazionali e internazionali strategie a lungo termine e strumenti per il controllo delle invasioni. Attualmente sono parti istituzionali del programma (GISP PHASE II): il CABI, lo IUCN, lo SCOPE, la CBD, l'istituto nazionale del Sudafrica per la biodiversità (*South African National Biodiversity Institute – SANBI*), il programma *Working for Water* (WfW), la campagna antincendi *Ukuvuka Fire Stop*, l'UNEP, il gruppo di specialisti per le specie invasive (*Invasive Species Specialist Group – ISSG*) della commissione per la salvaguardia delle specie (*Species Survival Commission – SSC*) dell'IUCN, il progetto *DIVERSITAS and International Programme of Biodiversity Science e l'organizzazione australiana per la ricerca scientifica e industriale (Australia's Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation – CSIRO)*.

È stata infine adottata dal Consiglio d'Europa, in occasione del 23° incontro del Comitato Permanente della Convenzione di Berna (Strasburgo, dicembre 2003), una Strategia Europea sulle Specie Aliene Invasive (Rec. N.99/2003).

Le introduzioni non sono un fenomeno recente; le loro origini risalgono addirittura alla preistoria. Per questo motivo talvolta potrebbe risultare assai difficile, se non addirittura impossibile, stabilire se una determinata specie è giunta in una certa regione per cause naturali o al seguito dell'uomo. Un caso tipico è quello dell'Istrice (*Hystrix cristata*), una specie la cui presenza in Italia è da alcuni studiosi considerata autoctona, mentre altri ritengono che sia stata introdotta in epoca storica dai Romani. Certo è che negli ultimi anni la continua traslocazione di specie, che ormai coinvolge un'infinità di organismi animali e vegetali in ogni parte del pianeta, sta assumendo proporzioni davvero inquietanti, soprattutto a causa della crescente liberalizzazione del mercato. I principali fattori che sotten-

dono alle introduzioni infatti, per quanto intenzionali o accidentali, sono riconducibili al turismo e al commercio internazionale, legati a tutta una serie di attività produttive quali ad esempio l'agricoltura e l'allevamento a scopo alimentare e industriale, ma anche al collezionismo e al mercato degli animali da compagnia. Inoltre molti mezzi di comunicazione rappresentano degli ottimi vettori per specie di ogni genere. Così come i ratti utilizzano da secoli gli scafi delle imbarcazioni per colonizzare ogni angolo del pianeta, un'infinità di organismi marini si lasciano trasportare da un oceano all'altro attraverso le acque di zavorra nelle cisterne delle navi. Poi ci sono una molteplicità di vertebrati e invertebrati che, a prescindere dalle dimensioni, riescono a sfruttare efficacemente un passaggio nelle stive degli aerei e nei container.

Le implicazioni ecologiche delle invasioni sono di primaria importanza e coinvolgono l'intera biosfera, dagli habitat acquatici alle terre emerse. Già ELTON (1958), uno dei fondatori dell'Ecologia, sosteneva che l'introduzione di organismi viventi all'esterno delle aree in cui si sono evoluti può causare alterazioni permanenti a tutti i livelli di organizzazione ecologica. Anche se la presenza di nuove specie sembra aumentare la biodiversità su scala locale, essa può compromettere gli equilibri all'interno di un sistema e portare al declino e alla scomparsa di alcuni *taxa* su scala mondiale. Le specie alloctone possono agire sia direttamente, per competizione, che indirettamente, interferendo nei rapporti interspecifici tra i componenti di una comunità e modificando gli equilibri persistenti negli ecosistemi. Un ulteriore rischio consiste nelle interazioni genetiche tra piante introdotte e native (ibridazione), che in alcuni casi può minacciare la persistenza di specie rare (RHYMER e SIMBERLOFF, 1996).

Non tutte le specie oggetto di introduzioni diventano invasive. Secondo una regola empirica infatti solo una su dieci riesce a insediarsi in maniera stabile e di queste generalmente non più di una su dieci finisce per costituire un problema per le comunità autoctone. La componente faunistica e vegetazionale di origine esotica può essere assai variabile nello spazio e nel tempo, in quanto è soggetta a un notevole dinamismo dettato dal successo di alcune specie a fronte della scomparsa di altre.

Secondo recenti ricerche mirate a fare il punto sulla situazione nel nostro paese, il numero di entità esotiche presenti in Italia è piuttosto elevato. Il quadro faunistico conta infatti alcune centinaia di specie non native in circolazione nell'ambiente naturale. Tra queste ne sono state identificate almeno 60 di vertebrati, di cui ben il 40% rappresentato da pesci d'acqua dolce (tabella 3.5). Si tratta però

<b>Mammiferi</b>
<i>Crocidura russula</i> (Crocidura rossiccia)
<i>Lepus capensis</i> (Lepre sarda)
<i>Sylvilagus floridanus</i> (Minilepre)
<i>Oryctolagus cuniculus</i> (Coniglio selvatico)
<i>Sciurus carolinensis</i> (Scoiattolo grigio)
<i>Tamias sibiricus</i> (Tamia siberiano)
<i>Callosciurus finlaysonii</i> (Scoiattolo siamese)
<i>Myocastor coypus</i> (Nutria)
<i>Rattus norvegicus</i> (Surmolotto)
<i>Rattus rattus</i> (Ratto nero)
<i>Mus musculus</i> (Topolino domestico)
<i>Ondatra zibethicus</i> (Topo muschiato)
<i>Hystrix cristata</i> (Istrice)
<i>Mustela vison</i> (Visone americano)
<i>Dama dama</i> (Daino)
<i>Ovis ammon musimon</i> (Muflone)
<b>Uccelli</b>
<i>Threskiornis aethiopicus</i> (Ibis sacro)
<i>Cygnus olor</i> (Cigno reale)
<i>Colinus virginianus</i> (Colino della Virginia)
<i>Phasianus colchicus</i> (Fagiano comune)
<i>Alectoris barbara</i> (Pernice sarda)
<i>Alectoris chukar</i> (Coturnice orientale)
<i>Francolinus francolinus</i> (Francolino comune)
<i>Francolinus erckelii</i> (Francolino di Erckel)
<i>Amazona aestiva</i> (Amazzone fronte blu)
<i>Myiopsitta monachus</i> (Pappagallo monaco)
<i>Psittacula krameri</i> (Parrocchetto dal collare)
<i>Amandava amandava</i> (Bengalino comune)
<i>Paradoxornis alphonisianus</i> (Becco a cono golacenerina)
<b>Rettili</b>
<i>Trachemys scripta elegans</i> (Testuggine dalle guance rosse)
<i>Mauremys caspita</i> (Mauremide caspita)
<i>Testudo graeca</i> (Testuggine greca)
<i>Testudo marginata</i> (Testuggine marginata)
<i>Chamaeleo chamaeleon</i> (Camaleonte comune)
<i>Coluber hippocrepis</i> (Colubro ferro di cavallo)
<b>Anfibi</b>
<i>Rana catesbeiana</i> (Rana toro)
<b>Pesci</b>
<i>Acipenser transmontanus</i> (Storione bianco)
<i>Cyprinus carpio</i> (Carpa)
<i>Carassius carassius</i> (Carassio)
<i>Abramis brama</i> (Abramide)
<i>Pseudorasbora parva</i> (Pseudorasbora)
<i>Rodeus amarus</i> (Rodeo amaro)
<i>Rutilus rutilus</i> (Rutilo)
<i>Naso</i> sp. (Naso)
<i>Ictalurus melas</i> (Pesce gatto)
<i>Ictalurus punctatus</i> (Pesce gatto punteggiato)
<i>Ictalurus nebulosus</i> (Pesce gatto nebuloso)
<i>Silurus glanis</i> (Siluro)
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Salmerino di fonte)
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Trota iridea)
<i>Coregonus</i> sp. (Coregone)
<i>Coregonus macrophthalmus</i> (Bondella)
<i>Lota lota</i> (Bottatrice)
<i>Gambusia affinis</i> (Gambusia)
<i>Lampris regius</i> (Pesce re)
<i>Micropterus salmoides</i> (Persico trota)
<i>Lepomis gibbosus</i> (Persico sole)
<i>Perca fluviatilis</i> (Persico reale)
<i>Stizostedion lucioperca</i> (Sandra)
<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Acerina)

Tabella 3.5 - Elenco delle specie di vertebrati introdotte in Italia.

delle sole entità naturalizzate, quelle cioè con popolazioni in grado di sostenersi autonomamente senza supporto da parte dell'uomo. Se considerassimo anche le specie semplicemente acclimatate o avvistate solo occasionalmente in natura come conseguenza di pochi esemplari fuggiti dalla cattività (pertanto con popolazioni potenzialmente in grado di naturalizzarsi o suscettibili di estinzione locale) il numero di specie esotiche in Italia sarebbe ben più alto: è questo il motivo per cui talvolta i dati riportati in letteratura non concordano. Peraltro è possibile che non tutti gli studiosi siano d'accordo sulla presunta alloctonia di entità che potrebbero esser state introdotte nell'antichità, soprattutto qualora gli indizi storici o paleontologici siano scarsi o addirittura assenti. Anche ciò contribuisce a diversificare le stime presentate in lavori diversi.

Alle introduzioni propriamente dette bisogna aggiungere un altro lungo elenco di specie: quelle oggetto di traslocazione faunistica. Si tratta in questo caso di specie che sono state oggetto di immissione da una parte all'altra del nostro paese. Un esempio tipico è quello della lepre europea (*Lepus europeus*), una specie che originariamente in Italia era limitata alle regioni settentrionali e centrali, che è stata oggetto di numerose immissioni a scopo venatorio anche in Italia centro-meridionale e in Sicilia, dove è presente la lepre appenninica (*Lepus corsicanus*), un endemi-

smo particolarmente vulnerabile nei confronti di questo genere di interventi. Un caso particolare di traslocazioni faunistiche è quello delle isole interessate da introduzioni di specie originarie della penisola. Pensiamo alla Sardegna, dove si ritiene che tutte le specie di mammiferi presenti siano di origine alloctona. La situazione può assumere in questo contesto dei connotati assai allarmanti, considerato che in tutto il mondo, nei sistemi insulari, le introduzioni di specie esotiche sono ritenute la principale causa di estinzione in assoluto per la specie native.

Nella maggior parte dei casi purtroppo le gravi conseguenze delle introduzioni non sono immediatamente percepibili. Quando comunque una specie esotica si è ormai insediata e comincia a rappresentare una minaccia pressante per l'ambiente, per le attività produttive o per la salute dell'uomo, allora può essere necessario prendere in considerazione delle azioni di controllo o eradicazione, strategie che però sono per loro natura esposte al consenso/dissenso popolare a seconda delle delicate questioni di ordine etico e utilitaristico che entrano in gioco. Questo limite è stato ben evidenziato in Italia nel caso del tentativo di eradicazione dello scoiattolo americano (*Sciurus carolinensis*), una specie potenzialmente pericolosa per la sopravvivenza dello scoiattolo rosso (*Sciurus vulgaris*) e in grado di procurare seri danni alle coltivazioni.

## FAUNA

[Marzio Zapparoli<sup>2</sup>]

Al momento non è disponibile un elenco ragionato delle specie animali non indigene in Italia, esistono solo sintesi parziali relative soprattutto agli artropodi di interesse economico e ai vertebrati. Le note che seguono si basano sulle *checklist* delle specie della fauna italiana (MINELLI *et al.*, 1993-1995), su alcune delle suddette sintesi (PELLIZZARI e DALLA MONTÀ, 1997; ANDREOTTI *et al.*, 2001; SCALERA, 2001) e su singoli lavori specifici.

Riguardo alla fauna terrestre, tra nematodi, molluschi gasteropodi, artropodi e vertebrati, è possibile stimare, indicativamente e per difetto, la presenza nel nostro Paese di almeno 450 specie accidentalmente o intenzionalmente introdotte, buona parte delle quali compresa nella classe degli insetti. In alcuni casi si tratta di specie di antica introduzione, spesso antropofile e perciò oramai cosmopolite, ad es. i roditori commensali dell'uomo o gli insetti delle derrate. Si tratta in ogni caso di una componente limitata, ancorché di grande interesse applicativo. Maggiore è invece il numero delle specie introdotte in epoche più recenti. Tra gli insetti fitofagi di interesse agrario e forestale, ad esempio, le specie introdotte con il commercio tra il 1945 e il 1995 sono 115; di queste, circa il 76%

è rappresentato da omotteri sternorrinchi (figura 3.23). Quasi l'80% risulta acclimatata. Molte specie sono legate a piante ornamentali e alcune hanno iniziato la loro espansione in Europa proprio a partire da focolai italiani (*Corythuca ciliata*, *Parectopa robiniella*, *Metcalfa pruinosana*). Tra il 1945 e il 1964 le specie introdotte sono state 13, 0.6 all'anno. Nel 1965-74, questo quoziente sale a 1.8 e nel 1975-95 giunge a ben 4.2 specie/anno. La tendenza all'aumento non è certo destinata a rallentare, basti pensare che negli ultimi tre anni sono almeno una ventina i casi pubblicati di insetti di nuova introduzione. La maggior parte dei fitofagi passivamente insediatisi nel periodo 1945-95 è di origine paleartica e neartica (17% W-paleartica, 10% E-paleartica, 27% neartica), il 16% neotropicale, il 14% afrotropicale, l'8% australoasiatica e il 7% orientale.

Molti casi di acclimatazione sono noti anche tra gli insetti utilizzati nella lotta biologica, alcuni anche appositamente allevati. Altresì preoccupanti per il loro impatto sanitario sono le introduzioni di specie in grado di trasmettere agenti patogeni alla fauna locale o all'uomo o di costituire serbatoi epidemici per patogeni altrimenti occasionali.

Le problematiche e gli esempi appena riportati interessano soprattutto ecosistemi urbani e agro-ecosistemi, numerosi sono tuttavia gli episodi documentati anche in ambienti naturali. Si possono ricordare il coleottero carabide SE-europeo *Carabus montivagus*, la cui presenza nelle Alpi centrali è probabilmente dovuta a movimenti militari occorsi durante la Grande Guerra. Dal

<sup>2</sup> Con il contributo di Gilberto Gandolfi (pesci d'acqua dolce), Marco Oliverio (molluschi marini), Simona Bussotti, Paolo Guidetti e Marino Vacchi (pesci marini), Anna Occhipinti (specie esotiche dell'ambiente marino).

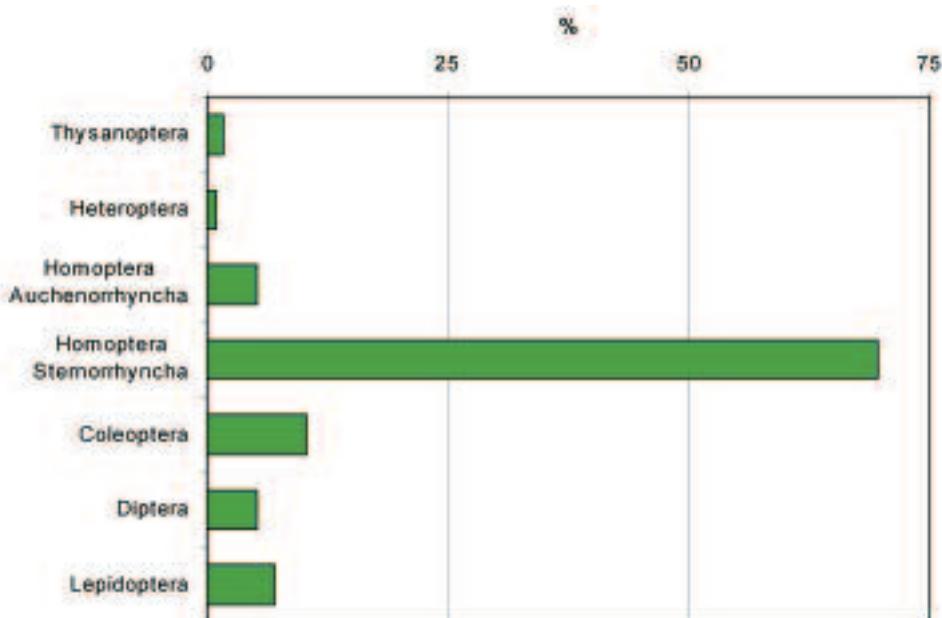


Fig. 3.23 - Ripartizione per ordini degli insetti di interesse agrario e forestale introdotti in Italia dal 1945 al 1995 (PELLIZZARI e DALLA MONTÀ, 1997).

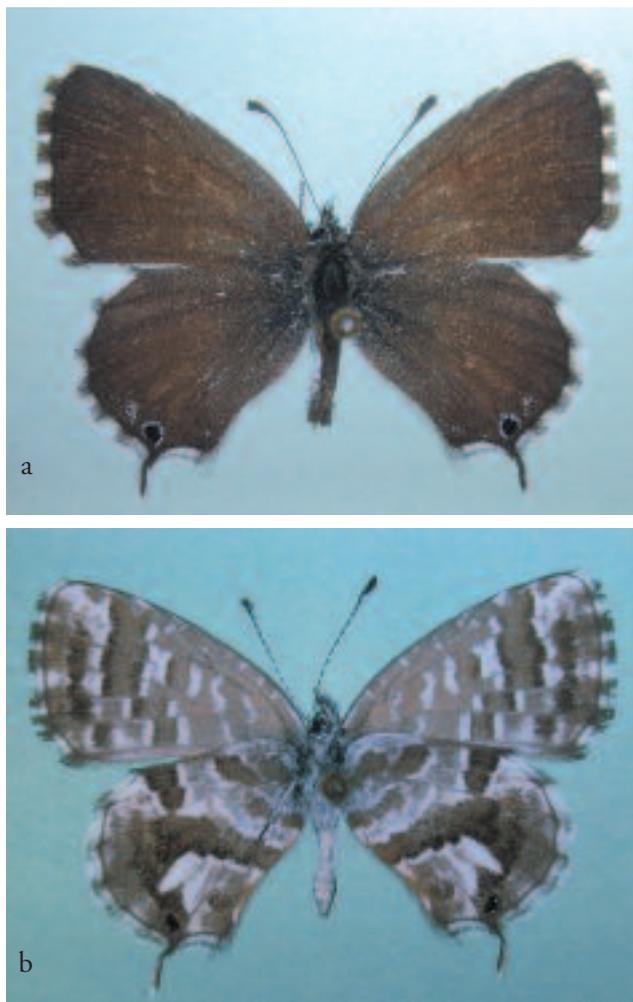


Fig. 3.24 - *Cacyreus marshalli*, lepidottero sudafricano della famiglia dei Licenidi il cui bruco si sviluppa su piante dei generi *Geranium* e *Pelargonium*, introdotto in Italia alla fine degli anni '90 del XX secolo (foto di A. Zilli) (a: fronte; b: retro).

1965 è presente in N-Italia il gasteropode polmonato W-europeo *Arion lusitanicus*, attualmente in espansione. Nel 1995 è giunto l'imenottero sfecide di origine indiana *Sceliphron curvatum*. Tra i macrolepidotteri acclimatati si possono ricordare i classici esempi dei saturnidi di origine asiatica *Antheraea yamamai* e *Samia cynthia*, entrambe deliberatamente introdotte nella seconda metà dell'Ottocento, e il licenide sudafricano *Cacyreus marshalli* (figura 3.24), giunto accidentalmente in Italia a partire dalla fine del ventesimo secolo. Alcune specie sono state oggetto di transfaunazioni, soprattutto dal continente alla Sardegna, come il coleottero meloide *Mylabris variabilis* introdotto nel 1946 per la lotta alle cavallette e oggi presente anche in Corsica. Introduzioni e transfaunazioni hanno interessato anche gli

ambienti ipogei, ad esempio nel caso del coleottero colevide cavernicolo *Bathysciola derosasi*, acclimatato dagli anni '50 in una grotta del Lazio.

Sia i ripopolamenti ittici, sia l'acquaristica hanno contribuito all'inquinamento faunistico dei nostri ambienti acquatici mediante il rilascio intenzionale od occasionale di specie esotiche di molluschi. Così, negli ultimi anni, in Italia, come in altri paesi europei, si è assistito non solo alla diffusione negli ambienti naturali di diverse specie estranee, sia di gasteropodi (*Potamopyrgus antipodarum*, *Physa acuta*, *Helisoma duryi*, ecc.) che di bivalvi (*Anodonta woodiana*, *Dreissena polymorpha*, ecc.), ma anche alla transfaunazione di alcune specie autoctone (*Viviparus ater*, *Emmericia patula*, ecc.) da un distretto geografico all'altro.

Paragonato agli invertebrati, il numero di vertebrati terrestri non indigeni è sicuramente basso (36 specie), il loro impatto sulle cenosi locali è tuttavia altrettanto importante (figura 3.25). Come per gli insetti fitofagi, la maggior parte dei vertebrati terrestri introdotti è rappresentata da specie paleartiche e nearctiche (rispettivamente 48% e 19%), seguono le specie orientali (14%), le afrotropicali (11%) e le neotropicali (8%). Tra gli anfibi l'unica specie certamente non indigena è *Rana catesbeiana*, nearctica, introdotta a scopo alimentare negli anni '30. Al Nord questa specie è forse in competizione con *Pelobates fuscus*, anuro indigeno di particolare pregio naturalistico.

I rettili introdotti sono almeno sei, di questi la specie più problematica è *Trachemys scripta*, nearctica, introdotta negli anni '80. Di grande diffusione come "animale da compagnia" e frequentemente abbandonata negli ambienti naturali e nelle aree urbane, si ritiene che questa specie possa competere con *Emys orbicularis*, l'unica testuggine indigena italiana, attualmente in forte declino

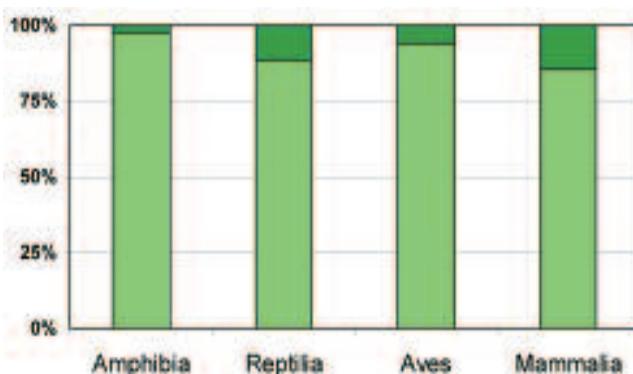


Fig. 3.25 - Composizione percentuale della componente non indigena (in verde, parte superiore) nelle classi di vertebrati terrestri in Italia.

		decennio e origine	località	coppie (status anno 2000)
Gipeto	<i>Gypaetus barbatus</i>	1990 - reintroduzione	P.N. Stelvio (versante lombardo)	2?
Falco cuculo	<i>Falco vesperinus</i>	1990 - immigrazione	provincia di Parma	20 ca.
Colino della Virginia	<i>Colinus virginianus</i>	1980 - introduzione	Lombardia, Piemonte	4000-6000
Pavoncella	<i>Vanellus vanellus</i>	1950 - immigrazione	provincia di Venezia	600-1000
Parrocchetto dal collare	<i>Psittacula krameri</i>	1970 - introduzione	Genova (Liguria)	30-80
Parrocchetto monaco	<i>Myiopsitta monachus</i>	1980 - introduzione	Genova (Liguria)	30-70
Cuculo dal ciuffo	<i>Clamator glandarius</i>	1960 - immigrazione	Toscana, Sardegna	meno di 10
Allocco degli Urali	<i>Strix uralensis</i>	1990 - immigrazione	provincia di Udine	meno di 10
Rondine rossiccia	<i>Hirundo daurica</i>	1960 - immigrazione	Gargano (Puglia)	15-25
Cesena	<i>Turdus pilaris</i>	1960 - immigrazione	Trentino-Alto Adige	5000-10000
Bengalino comune	<i>Amandava amandava</i>	1990 - introduzione	Molise, Lazio, Veneto ecc.	100-500

**Tabella 3.6** - Nuove specie di uccelli nidificanti in Italia (specie non acquatiche immigrate, introdotte o reintrodotte nella seconda metà del XX secolo).

per l'alterazione dei corpi idrici. La testuggine marginata (*Testudo marginata*) è un endemismo della Grecia meridionale, che presenta popolazioni anche in Sardegna risalenti a introduzioni assai antiche.

Il numero di specie di uccelli esotici osservate in Italia è molto elevato (110), ma solo una dozzina sono quelle naturalizzate o acclimatate (tabella 3.6). Di esse circa la metà è costituita da fasianidi, introdotte a scopo venatorio; le altre sono in gran parte utilizzate a scopo ricreativo. Tra le poche specie che potrebbero avere un impatto negativo sull'ambiente sono il cigno reale (*Cygnus olor*), la cui attività alimentare può alterare le fitocenosi acquatiche, il fagiano (*Phasianus colchicus*), potenziale competitore di galliformi autoctoni, e gli psittaciformi *Myiopsitta monachus* e *Psittacula krameri*, serbatoi naturali di psittacosi.

Per quanto riguarda i mammiferi, le specie non indigene sono 16, per la maggior parte roditori (tabella 3.7). In alcuni casi si tratta di antiche introduzioni, accidentali (*Rattus rattus*, *R. norvegicus*, *Mus domesticus*, *Crocidura russula*), o a scopo venatorio (*Lepus capensis*, *Oryctolagus*

*cuniculus*, *Dama dama*, *Ovis orientalis*) (tabella 3.8). Particolarmente preoccupante è la presenza dello scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*), sciuride neartico del quale sono state introdotte poche coppie a scopo amatoriale in Italia NW tra il 1948 e il 1994. La specie è oggi diffusa soprattutto nelle provincie di Torino e Cuneo, da dove si ritiene altamente probabile l'espansione verso le Alpi, con gravissima minaccia per la sopravvivenza dello scoiattolo rosso (*S. vulgaris*); la specie inoltre arreca danni alle colture specializzate (nocciolo) e al patrimonio selvicolturale. A scopo amatoriale, negli anni '80 sono stati introdotti anche lo scoiattolo variabile (*Callosciurus finlaysonii*), indocinese, localizzato solo ad Acqui Terme (AL), e il tamia (*Tamias sibiricus*), E-paleartico, in località del Nord e del centro. Entrambe le specie sono in espansione; il rischio che *C. finlaysonii* arrechi danno alle cenosi forestali e alle attività selvicolturali è elevato; il tamia non sembra produrre interferenze negative. A scopo venatorio negli anni '60 è stato introdotto il minilepre (*Sylvivagus floridanus*), lagomorfo americano che potrebbe entrare in competizione con i lagomorfi autoctoni.

SCIURIDI		
Scoiattolo grigio	<i>Sciurus carolinensis</i>	introdotto dagli Stati Uniti già alla metà del secolo scorso, la popolazione piemontese è in fase di rapida espansione
Scoiattolo variabile	<i>Callosciurus finlaysonii</i>	specie asiatica introdotta negli anni '80 presso Acqui Terme
Tamia siberiano	<i>Tamias sibiricus</i>	specie asiatica introdotta in diverse aree del nord Italia, una popolazione lungo il tratto bellunese del Piave presenta maggiori potenzialità di ampliamento
MICROTIDI		
Ondatra o Topo muschiato	<i>Ondatra zibethicus</i>	introdotto in Europa nella prima metà del XX secolo, attualmente in espansione
MIOCASTORIDI		
Nutria	<i>Myocastor corpus</i>	la naturalizzazione è avvenuta nella seconda metà del secolo scorso e ha portato a una rapida colonizzazione dei bacini idrografici di gran parte dell'Italia

**Tabella 3.7** - Eventi storici della introduzione o immigrazione spontanea da altre aree di introduzione in Europa di alcuni *taxa* di Roditori.

SUIDI		
Cinghiale	<i>Sus scrofa</i>	la divergenza genetica tra la pretesa sottospecie maremmana originaria ( <i>S. s. majori</i> ) e quella europea ( <i>S. s. scrofa</i> ) introdotta è ridotta; la popolazione sarda sembrerebbe aver avuto origine da forme domesticate
CERVIDI		
Cervo	<i>Cervus elaphus</i>	popolazioni autoctone solo nel Bosco della Mesola (Ferrara) ( <i>C. e. elaphus</i> ) e in Sardegna ( <i>C. e. corsicanus</i> )
Daino	<i>Dama dama</i>	introdotta già nel Neolitico, ma vi sono ipotesi di presenza della specie in Italia già sul finire dell'ultima glaciazione
Capriolo	<i>Capreolus capreolus</i>	popolazioni autoctone della ssp. <i>C. c. italicus</i> sono sopravvissute solo in ambiti geografici isolati (Provincia di Siena, Castelporziano, Gargano e Orsomarso in Calabria)
BOVIDI		
Mufone	<i>Ovis [orientalis] musimon</i>	derivato probabilmente da pecore in fase iniziale di domesticazione, il mufone sardo è oggi considerato da diversi autori una sottospecie di <i>O. orientalis</i>
Capra di Montecristo	<i>Capra aegagrus</i>	popolazione derivata da una antica introduzione di forme semidomestiche di egagro asiatico, successivamente interessata da ulteriori immissioni di capre domestiche

Tabella 3.8 - Eventi storici della introduzione o immigrazione spontanea da altre aree di introduzione in Europa di alcuni Ungulati.

Tra l'inizio del '900 e gli anni '20 sono stati introdotti in Europa come animali da pelliccia: l'ondata (*Ondatra zibethicus*), neartica, e la nutria (*Myocastor coypus*), neotropica; tipici di ambienti umidi, questi roditori sono oggi acclimatati e in espansione. In Italia, l'ondata è presente nel NE, recentemente colonizzato dall'E-Europa. La nutria è presente nella Pianura Padana, lungo la costa tirrenica e quella adriatica; popolazioni isolate sono note nel NE, nel S, in Sicilia e in Sardegna. Soprattutto la nutria è responsabile di gravi alterazioni agli ecosistemi ripariali, provocando la scomparsa della vegetazione e della fauna associata; sono altresì noti danni alla stabilità degli argini e agli agro-ecosistemi adiacenti. Come animale da pelliccia è stato introdotto in Europa dagli anni '50 il visone americano (*Mustela vison*). In Italia questa specie è localizzata nel NE e nel centro dove è presente l'unico nucleo stabile. Questo mustelide può essere un competitore della lontra (*Lutra lutra*) e della puzzola (*Mustela putorius*), può minacciare uccelli e micromammiferi e arrecare danni alla zootecnia e all'itticoltura. In futuro, si ritiene probabile la colonizzazione del nostro Paese da parte del cane procione (*Nyctereutes procyonoides*), canide E-paleartico, introdotto in E-Europa come animale da pelliccia negli anni '30-'50 e da qui in fase di attiva espansione.

Nel complesso delle acque interne italiane risultano oggi introdotte e in gran parte acclimatate moltissime specie di pesci provenienti da svariate parti del mondo. Tra queste, la carpa è certamente quella di più antica introduzione. Per alcune altre, come la bottatrice, il pigo e il persico, è stata supposta, ma non provata, l'introduzione in epoca medioevale. Introduzioni successive hanno iniziato ad essere svolte a partire dalla metà del XIX secolo e si sono protratte fino al 1970, con specie di provenien-

za europea come il lavarello e il luccio perca o Nord-americana come la trota iridea, il salmerino di fonte, il pesce gatto, il persico sole, il persico trota e la gambusia.

Con una impressionante progressione, negli ultimi trenta anni sono poi comparse in Italia altre specie di varia provenienza: dall'Europa centrale e orientale la bondella, il siluro (*Silurus glanis*), l'acerina (*Gymnocephalus cernuus*), il misgurno (*Misgurnus fossilis*) e una nutrita serie di ciprinidi danubiani e illirici; dall'Asia orientale la pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*), la carpa erbivora (*Ctenopharyngodon idellus*), la carpa testa grossa (*Hypophthalmichthys molitrix*) e la carpa argento (*H. nobilis*); dall'Africa la tilapia (*Tilapia* sp.); dal Nord America il pesce gatto punteggiato (*Ictalurus punctatus*), dal Sud America il pesce re. Diverse altre specie sono state segnalate in acque italiane, ma ancora non si hanno prove della loro acclimatazione. Nei bacini del distretto Padano-Veneto si ha oggi una continua evoluzione dei popolamenti, alla comparsa di nuove specie introdotte corrisponde una contrazione delle popolazioni di specie indigene e, in certi casi, anche di specie alloctone precedentemente diffuse.

Le introduzioni più antiche avevano motivazioni economiche, per incentivare la pesca professionale o l'allevamento. Con il passare del tempo gradualmente si sono sovrapposti interessi derivati dalla pesca ricreativa, oggi divenuti preminenti.

La colpevole leggerezza con cui sono immesse nelle nostre acque specie provenienti da oltre confine ha causato danni irreparabili. Nella grande maggioranza dei casi l'effetto dell'introduzione di una specie estranea è deleteria per il delicato equilibrio dell'ecosistema. Essendo poi i nostri ecosistemi acquatici in condizioni generalmente piuttosto precarie, l'insediamento di nuove specie procura dan-

ni che rischiano di peggiorare ulteriormente la situazione, provocando fenomeni di competizione e rendendo sempre più probabile l'estinzione di specie indigene.

Una ventina di specie di molluschi viventi lungo le nostre coste sono di origine alloctona, l'1,4% della malacofauna italiana. Tre di esse sono indicate come invasori lessepsiani (immigrati dal Mar Rosso nel Mediterraneo attraverso il Canale di Suez): il piccolo mitilide *Brachidontes pharaonis* e i due nudibranchi *Bursatella leachi* e *Chromodoris quadricolor*. Tre specie di bivalvi eduli (*Tapes philippinarum*, *Crassostrea gigas* e *Saccostrea cucullata*), sono fuoriuscite accidentalmente da impianti per l'acquacoltura o da aree lagunari limitate entro le quali non è stato ovviamente possibile confinarle. Nel caso della vongola del Sud-Est asiatico (*Tapes philippinarum*), dato l'alto valore commerciale della specie, questa è stata ampiamente introdotta nella maggior parte delle lagune italiane, soprattutto nel Nord Adriatico, dove ha successivamente dato luogo a popolazioni naturali. L'invasività delle popolazioni naturalizzate rappresenta un problema per la biodiversità autoctona, in particolare per la vongola verace nostrana (*Tapes decussatus*) oramai pressoché soppiantata dalla specie aliena. Le restanti specie aliene sono di evidente apporto antropico accidentale. Nel caso ad esempio dei due mitilidi *Musculista senhousia* e *Xenostrobus securis*, si paventano gravi alterazioni delle comunità lagunari con seri danni alla biodiversità. In tutti i casi sono pressoché sconosciuti i rischi a vari livelli per le comunità autoctone in termini sia di competizione per le risorse con specie nostrane, sia di introduzione di patogeni (virus, batteri e micosi) o parassiti.

Le cause dell'introduzione di nuove specie di pesci marini in Mediterraneo possono essere antropiche o naturali (anche se spesso il confine tra le due categorie è labile o difficile da stabilire). Le specie che fuoriescono dagli acquari e dagli impianti di acquacoltura ricadono nella prima categoria. Uova e larve di specie ittiche possono essere anche trasportate per mezzo delle acque di zavorra delle navi. Allo stesso modo, navi con carene particolarmente "sporche", cioè ricoperte da cospicue incrostazioni, possono costituire un vettore di trasporto per esemplari giovanili e adulti di forme ittiche bentiche di piccole dimensioni. Simili meccanismi di introduzione passiva sono stati per esempio ipotizzati per il Pomacentride tropicale indo-pacifico (*Abudefduf vaigiensis*; figura 3.26) segnalato nel Golfo di Napoli e, più recentemente, in mar Ligure o per la cernia lessepsiana *Epinephelus coioides* rinvenuta in Nord Adriatico. Lo stesso si dica per il Mugilide *Mugil soiyu*, introdotto in Mar Nero dalle coste Asiatiche

Orientali (Russia, Cina e Corea) per l'acquacoltura e il cui ingresso in Mediterraneo è ormai ritenuto prossimo date le ampie capacità di adattamento tipiche dei Mugilidi. Tale caso pone l'attenzione su un aspetto di cui si dovrà tener conto nel momento in cui vi saranno proposte per l'uso di specie ittiche alloctone ai fini dell'acquacoltura in Mediterraneo.



Fig. 3.26 - Esemplari di *Abudefduf vaigiensis* (Foto di R. Fenner).

Sino al 1869 l'introduzione di specie alloctone era essenzialmente dovuta agli ingressi di origine atlantica. Solo dopo l'apertura del canale di Suez fu possibile l'invasione anche di specie di origine indo-pacifica. Più di una dozzina di queste sono diventate così abbondanti da essere anche sfruttate commercialmente. Tra le circa 90 specie ittiche alloctone in Mediterraneo, soltanto un esiguo numero (3 specie) è di origine atlantico-boreale (ad affinità per le acque fredde), mentre la quasi totalità (87 specie) è di origine indopacifica e atlantico-tropicale (a maggiore affinità per le acque calde).

La cosiddetta 'tropicalizzazione' del Mediterraneo, che implica la comparsa ed espansione di specie termofile all'interno del bacino, potrebbe spiegare il fatto che gran parte (oltre il 90%) delle specie non native in questo ma-

re siano termofile. Ciò suggerisce che cambiamenti climatici come il riscaldamento delle acque possano essere alla base del successo delle specie ittiche alloctone ad affinità per le acque calde nel bacino del Mediterraneo.

La scoperta di specie non indigene è, anche nei mari italiani, un fenomeno sempre più frequente. Il numero di specie ittiche alloctone fino ad ora segnalato nei mari italiani è di 17 di cui 3 elasmobranchi. Tra esse, ve ne sono alcune che possono ritenersi visitatrici occasionali delle nostre acque ("specie vagabonde"). Ad esempio, i tre squali riportati più avanti in tabella 3.9 appartengono a questo gruppo di specie alloctone. Di tutte e tre le specie, infatti, si conoscono singoli ritrovamenti per i nostri mari: *Sphyrna mokarran* (figura 3.27) nel Golfo di Genova, *Rhizoprionodon acutus* nel Golfo di Taranto e una recente segnalazione di *Galeocerdo cuvieri* (figura 3.28) nelle acque dello Stretto di Messina. Per i pesci ossei si possono citare gli esempi di *Halosaurus owenii* (di origine atlantica, ritrovato prima sulle coste algerine e poi su quelle della Sardegna Meridionale), *Beryx splendens* (distribuito ubiquitariamente in quasi tutti gli oceani, ma segnalato con certezza solo una volta in Mediterraneo lungo le coste del mar Ligure) e del marlin *Makaira indica* (introdotto probabilmente da Gibilterra e catturato in Mar Ligure). Altre specie extra-mediterranee segnalate recentemente, invece, hanno rapidamente costituito popolazioni in grado di riprodursi e mantenersi anche nelle nostre acque. L'esempio più importante è costituito dal tetraodontiforme *Sphoeroides pachygaster*. Proveniente dall'Atlantico tropicale, fu segnalato per la prima volta in Mediterraneo nel 1981 nelle acque delle Isole Baleari e nel 1985 in Sardegna e nel Canale di Sicilia. Negli anni successivi si ebbero numerosi ritrovamenti in Mediterra-

neo, dapprima nel bacino occidentale, successivamente in Adriatico, Ionio e in tutto il resto del bacino di Levante. Attualmente, nel Canale di Sicilia la specie costituisce una cattura abituale, priva di valore commerciale, delle imbarcazioni a strascico. A proposito di questa specie, sono stati ritrovati riferimenti scientifici che documentano la sua presenza in Mediterraneo già nel XVI secolo. È possibile dunque ipotizzare che per molte specie atlantiche si siano create già in passato situazioni ambientali e climatiche favorevoli per penetrare in Mediterraneo e mantenere questo ampliamento di areale in modo temporaneo o definitivo.

Solo di recente l'interesse degli ecologi marini per il fenomeno delle invasioni di specie alloctone è aumentato in relazione ad alcuni casi emblematici che stanno procurando danni ecologici ed economici di vasta portata: ne sono un esempio quella del Mediterraneo da parte delle alghe tropicali del genere *Caulerpa*, l'invasione del Mar Nero da parte dello ctenoforo *Mnemiopsis leidyi* e del gasteropode *Rapana venosa*.

L'introduzione di specie alloctone è un fenomeno antico, ma ha avuto una grande accelerazione negli anni più recenti; una lista di tutti gli animali marini non indigeni segnalati a ottobre 2002 nelle acque italiane è costituita da 79 invertebrati e 18 pesci (tabella 3.9).

Gli invertebrati introdotti in acque italiane appartengono agli anellidi (20 specie), ai crostacei (20), ai molluschi (28) e ad altri gruppi (11). Per alcune delle specie riportate si tratta di singole segnalazioni che necessitano di verifica e conferma. Nella lista non sono comprese specie introdotte prima del 1950, quali ad esempio *Ficopomatus enigmaticus*, *Hydroides dianthus*, *H. elegans*, *Balanus eburneus*, *B. improvisus*.



Fig. 3.27 - Esemplare di *Sphyrna mokarran* (Foto di F. Boero).



Fig. 3.28 - Esemplare di *Galeocerdo cuvieri* (Foto di J. Stafford).

<b>CNIDARIA</b>
<i>Clytia hummelincki</i> (Leloup, 1935)
<i>Diadumene cincta</i> Stephenson, 1925
<i>Garveia franciscana</i> (Torrey, 1902)
<b>ANELLIDA</b>
<i>Amphicorina eimeri</i> (Lagerhans, 1880)
<i>Branchiomma luctuosum</i> (Grube, 1869)
<i>Desdemona ornata</i> Banse, 1957
<i>Dispio uncinata</i> Hartman, 1951
<i>Isolda pulchella</i> Muller, 1858
<i>Lumbrineris inflata</i> Moore, 1911
<i>Lysidice collaris</i> Grube, 1870
<i>Mediomastus capensis</i> Day, 1961
<i>Metasychis gotoi</i> (Izuka, 1902)
<i>Monticellina dorsobranchialis</i> (Kirkegaard, 1959) (= <i>Tharyx heterochaeta</i> Laubier, 1961)
<i>Notomastus aberrans</i> Day, 1963
<i>Ophryotrocha japonica</i> nomen nudum
<i>Pileolaria berkeleyana</i> (Rioja, 1942)
<i>Protodorvillea egena</i> (Ehlers, 1913)
<i>Pseudofabriciella filamentosa</i> (Day, 1963)
<i>Questa caudicirra</i> Hartman, 1966
<i>Rhodine gracilior</i> Tauber, 1879 (= <i>Rhodine loveni</i> )
<i>Rullierinereis anoculata</i> Cantone, 1982
<i>Spirorbis marioni</i> Caullery et Mesnil, 1897
<i>Streblosoma hesslei</i> (Day, 1955)
<b>BRYOZOA</b>
<i>Arachnoidea protecta</i> (Harmer, 1915)
<i>Celleporella carolinensis</i> Ryland, 1979
<i>Electra tenella</i> (Hinks, 1880)
<i>Tricellaria inopinata</i> (d'Hondt et Occhipinti Ambrogi, 1985)
<b>PYCNOGONIDA</b>
<i>Ammothea hilgendorfi</i> (Böhm, 1879)
<i>Anoplodactylus californicus</i> (Hall, 1912)
<b>CRUSTACEA, COPEPODA</b>
<i>Acartia grani</i> Sars, 1904
<i>Acartia tonsa</i> Dana, 1849
<i>Pteriacartia josephinae</i> Crisafi, 1974
<b>CRUSTACEA, PERACARIDA</b>
<i>Paracerceis sculpta</i> (Holmes, 1904)
<i>Elasmopus pectenigerus</i> (Bate, 1842)
<i>Caprella scaura</i> Templeton, 1836
<b>CRUSTACEA, DECAPODA</b>
<i>Callinectes danae</i> * Smith, 1869
<i>Callinectes sapidus</i> Rathbun, 1896
<i>Calappa pelii</i> Herklots, 1851
<i>Dromia</i> (= <i>Sternodromia</i> ) <i>spinirostris</i> * (Miers, 1881)
<i>Dyspanopeus sayi</i> (Smith, 1869)
<i>Herbstia nitida</i> Manning et Holthuis, 1981
<i>Heteropanope laevis</i> * (Dana, 1852)
<i>Marsupenaeus japonicus</i> (Bate, 1888)
<i>Menaethius monoceros</i> * (Latreille, 1825)
<i>Percnon gibbesi</i> (H Milne Edwards, 1853)
<i>Portunus pelagicus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Rhithropanopeus harrisi</i> (Gould, 1841)
<i>Scyllarus caparti</i> * Holthuis, 1952
<i>Thalamita gloriensis</i> Crosnier, 1962
<b>MOLLUSCA, BIVALVIA</b>
<i>Anadara inaequalis</i> (Bruguière, 1789)
<i>Anadara demiri</i> (Piani, 1981)
<i>Brachidontes pharaonis</i> (Fisher, 1870)
<i>Crassostrea gigas</i> (Thunberg, 1793)
<i>Eastonia rugosa</i> * (Helbling, 1779)
<i>Musculista senhousia</i> (Benson in Cantor, 1842)
<i>Mya arenaria</i> Linnaeus, 1758
<i>Perna picta</i> (Born, 1778)
<i>Pinctada radiata</i> (Leach, 1814)
<i>Saccostrea cucullata</i> (Born, 1778)
<i>Tapes philippinarum</i> (Adams et Reeve, 1850)
<i>Xenostrobus securis</i> (Lamarck, 1819)
<b>MOLLUSCA, GASTROPODA</b>
<i>Aeolidiella indica</i> * (Bergh, 1888)
<i>Bursatella leachii</i> De Blainville, 1817
<i>Cerithium scabridum</i> Philippi, 1848
<i>Chromodoris quadricolor</i> (Rueppell et Leuckart, 1828)
<i>Crepidula fornicata</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Cuthona perca</i> * (Marcus, 1958)
<i>Doris bertheloti</i> * (d'Orbigny, 1839)
<i>Haminoea callidegenita</i> Gibson et Chia, 1989
<i>Melibe fimbriata</i> Alder e Hancock, 1864
<i>Odostomia</i> ( <i>Megastomia</i> ) <i>cf. sicula</i> * Philippi, 1851
<i>Polycera hedgepethi</i> Marcus, 1964
<i>Polycerella emertoni</i> Verrill, 1881
<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes, 1846)
<i>Rissoina spirata</i> * (Sowerby, 1820)
<i>Sabia conica</i> (= <i>Hipponyx conicus</i> ) * (Schumacher, 1817)
<i>Sclerodoris cf. tuberculata</i> * Eliot, 1904
<b>TUNICATA</b>
<i>Botrylloides violaceus</i> Oka, 1927
<i>Microcosmus exasperatus</i> Heller, 1978
<b>PISCES</b>
<i>Abudefduf vaigiensis</i> (Quoy et Gaimard, 1825)
<i>Berix splendens</i> Lowe, 1834
<i>Chaunax suttkusi</i> Caruso, 1889
<i>Diodon hystrix</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Epinephelus coioides</i> * (Hamilton, 1822)
<i>Galeocerdo cuvieri</i> (Peron et Le Sueur, 1822)
<i>Makaira indica</i> (Cuvier, 1832)
<i>Pinguipes brasiliensis</i> Cuvier et Valenciennes, 1829
<i>Pisodonophis semicinctus</i> (Richardson, 1848)
<i>Pomadourus stridens</i> (Forskål, 1775)
<i>Pristis pectinata</i> Latham, 1794
<i>Rhizoprionodon acutus</i> (Rüppell, 1837)
<i>Seriola fasciata</i> (Bloch, 1793)
<i>Seriola carpenteri</i> Mather, 1971
<i>Sphoeroides pachygaster</i> (Muller et Troschel, 1848)
<i>Sphyrna mokarran</i> (Rüppell, 1837)
<i>Stephanolepis cf. diaspros</i> Fraser-Brunner, 1940
<i>Synagrops japonicus</i> (Doderlein, 1884)

Tabella 3.9 - Lista aggiornata a ottobre 2002 degli invertebrati e pesci marini alloctoni rinvenuti nelle acque italiane. (\* = segnalazioni singole).

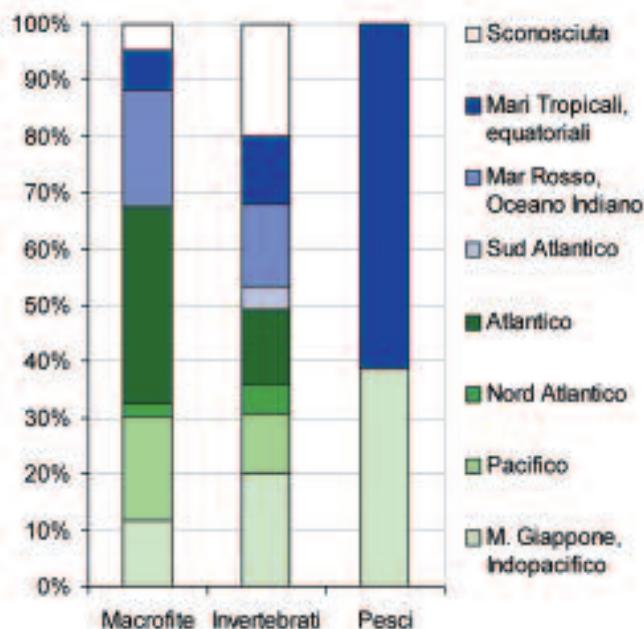


Fig. 3.29 - Aree di origine delle specie alloctone segnalate nei mari italiani.

L'Adriatico settentrionale rappresenta un'area ad alta incidenza di introduzioni: 17 specie sono segnalate solo in questo mare e addirittura 9 soltanto in Laguna di Venezia (l'idrozoa *Garveia franciscana*, il briozoo *Celleporella carolinensis*, il picnogonide *Ammothea hilgendorfi*, i crostacei peracaridi *Paracerceis sculpta*, *Elasmopus pecteniscrus*, *Caprella scaura* e il decapode *Dyspanopeus sayi*, il nudibranco *Doris bertheloti* e l'ascidiaceo coloniale *Botrylloides violaceus*).

Tra le specie di invertebrati introdotte nei mari italiani, circa il 25% è nativo dell'Oceano Atlantico, il 18% delle specie è originario dei Mari Giapponesi e dell'Indopacifico, il 18% del Mar Rosso e dell'Oceano Indiano, l'11% dei mari tropicali ed equatoriali e infine il 14% dell'Oceano Pacifico. Non è possibile stabilire l'origine del 14% degli invertebrati alloctoni (figura 3.29).

Per quanto riguarda le vie di introduzione, si ritiene che il 29% delle specie sia stato trasportato per mezzo delle acque di zavorra delle navi e una buona percentuale (19%) abbia raggiunto autonomamente le coste italiane compiendo una lenta migrazione attraverso il Canale di Suez (specie lessepsiane). L'acquacoltura (14% delle introduzioni), il trasporto sulle chiglie delle imbarcazioni (*fouling*, 16%) e le introduzioni accidentali dovute alle pratiche di acquariofilia (1% delle introduzioni) sembrerebbero avere un ruolo di secondaria importanza, rispetto alle acque di zavorra, nel trasporto degli invertebrati alloctoni nel nostro Paese (figura 3.30).

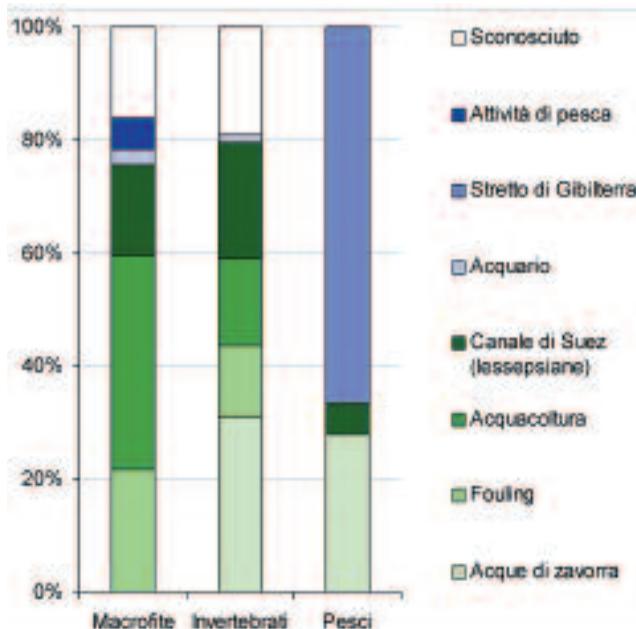


Fig. 3.30 - Probabili modi introduzione delle specie alloctone segnalate nei mari italiani.

Alcune specie introdotte volontariamente ormai da diversi anni per scopi commerciali sono ben acclimate nel nuovo ambiente. L'ostrica *Crassostrea gigas* e la vongola *Tapes philippinarum* supportano una fiorente attività di pesca nelle acque del Nord Adriatico. Il gasteropode asiatico *Rapana venosa* (figura 3.31), predatore di bivalvi, sebbene abbondante in alcune zone dell'Adriatico e in fase di espansione, non sembra almeno per il momento aver causato evidente impatto ecologico ed economico. Recentemente oltre a *R. venosa* viene seguita con preoccupazione la rapida espansione del bivalve indopacifico *Anadara demiri*, ritrovato nel 2000 in grande quantità lungo le coste dell'Adriatico centrale. Il briozoo *Tricellaria inopinata* (figura 3.32), giunto agli inizi degli anni '80 in laguna di Venezia probabilmente insieme a prodotti destinati all'acquacoltura, ha avuto una rapida espansione iniziale, occupando tutti i settori della laguna, ad eccezione delle aree più dissalate e divenendo il briozoo più abbondante in tutte le aree lagunari. Il granchio subtropicale *Percnon gibbesi*, segnalato per la prima volta in prossimità del litorale dell'isola di Linosa, si sta rapidamente espandendo verso altre località siciliane tra cui Pantelleria, Ustica e lungo il litorale catanese e palermitano.

La maggior parte dei pesci alloctoni ritrovati in acque italiane proviene dai mari tropicali atlantici (61%), mentre il 39% dall'area indopacifico. Nessuna specie risulta



Fig. 3.31 - Il muricide *Rapana venosa* è presente nelle acque del Nord Adriatico dal 1974. Questa specie, originaria dei mari della Cina e del Giappone, e introdotta in Mar Nero (1947) ed Adriatico (1973), è un vorace predatore di bivalvi di interesse commerciale. La sua recente introduzione involontaria (probabilmente dovuta alle acque di zavorra delle grandi navi commerciali) in aree di particolare pregio per l'allevamento e la pesca dei bivalvi (Baia di Chesapeake, USA; Rio de la Plata, Uruguay; Baia di Quiberon, Francia) ha dato avvio a diverse iniziative di studio a livello internazionale. La barra verticale bianca indica 1 cm (foto di D. Savini, 2002).

originaria di acque fredde (Atlantico boreale). Un singolo individuo della cernia indopacifica *Epinephelus coioides* è stato raccolto vivo allo stadio giovanile nel Golfo di Trieste; il suo riconoscimento è stato possibile solo quando l'esemplare ha raggiunto lo stadio adulto. I pesci pelagici di grosse dimensioni potrebbero aver raggiunto le coste italiane passando dallo stretto di Gibilterra (66%) e in minor numero dal Canale di Suez (6%), mentre alcuni pesci di dimensioni minori sarebbero stati introdotti dalle navi (28%). I dati sembrano indicare un flusso crescente di immigranti dall'Atlantico (Stretto di Gibilterra) dovuto in primo luogo a variazioni climatiche: il rapporto precipitazioni/evaporazione nel bacino Mediterraneo è deficitario e ciò crea correnti prevalenti in entrata da Gibilterra, inoltre si aggiunge l'effetto del riscaldamento globale che comporta l'aumento delle temperature superficiali delle acque e favorisce l'ingresso di specie ad affinità tropicale; infine, l'aumentato traffico marittimo gioca un ruolo tutt'altro che secondario nell'introduzione di vertebrati marini.

Il traffico navale commerciale e le pratiche di acquacoltura sono in crescita esponenziale ed è altamente pro-



Fig. 3.32 - Colonia del briozoo alloctono *Tricellaria inopinata* su *Mytilus galloprovincialis*. *T. inopinata* è presente in Nord Adriatico (Laguna di Venezia, 1982 e Laguna di Grado, 1990). Il briozoo, originario del Nord Pacifico, è stato probabilmente introdotto in laguna di Venezia associato a prodotti destinati all'acquacoltura ed è stato successivamente diffuso sulle coste atlantiche, dalla Galizia alla Manica e al Mare del Nord. La barra verticale bianca indica 1 cm (foto di D. Savini, 2003).

babile che anche il numero di introduzioni sia destinato a crescere in tempi relativamente brevi. Un aspetto di fondamentale importanza per il controllo del fenomeno è il riconoscimento immediato delle specie di nuova introduzione, capacità che richiede conoscenze tassonomiche specialistiche, purtroppo non sempre valorizzate nell'attuale panorama scientifico.

## FLORA

[Laura Celesti Grapow]

In Italia non esiste un rapporto aggiornato a scala nazionale sulla distribuzione della flora esotica e sull'impatto delle invasioni, ma già dall'inizio del 1900 sono stati pubblicati numerosi elenchi di specie, censimenti a livello regionale o locale e studi sulla comparsa e la diffusione di singoli *taxa* (cfr. ad esempio BÉGUINOT e MAZZA, 1916; VIEGI *et al.*, 1974, 1990; GENTILE, 1991). Le stime complessive più recenti, ottenute dalla banca dati della flora vascolare italiana (vedi § *Piante vascolari*), indicano la presenza di 751 specie alloctone, che rappresentano il 11% della flora d'Italia. Si tratta di valori molto inferiori rispetto ad altri paesi, ad esempio dell'Europa Centrale (CELESTI GRAPOW e BLASI, 1998): in Repubblica Ceca le specie vegetali esotiche costituiscono il 33% (PYŠEK, 2002), in Germania il 22% (KOWARIK, 2002), in Austria il 26% (ESSL e RABITSCH, 2003). Inoltre sul nostro territorio le specie che realmente riescono a penetrare nelle cenosi naturali e a minacciare i popolamenti autoctoni sono relativamente poche, soprattutto se confrontate alla situazione che si riscontra nel Nuovo Mondo, in particolare in Australia, Nuova Zelanda e nelle isole Oceaniche (ad es. Hawaii). Nel Bacino Mediterraneo l'elevata biodiversità, la costante introduzione di nuove specie e il lungo adattamento della flora all'impatto dell'uomo hanno reso numerose comunità vegetali relativamente resistenti alle invasioni (cfr. ad es. DI CASTRI, 1990; NAVEH e VERNET, 1991) e le specie introdotte rimangono per la maggior parte confinate agli habitat antropizzati e alle coltivazioni. Ciò nonostante esistono specie problematiche per le cenosi naturali, *taxa* in forte espansione e casi di particolare gravità e, pertanto anche in Italia le invasioni costituiscono una minaccia alla conservazione della biodiversità.

Seguendo la terminologia più recente si definiscono alloctone (esotiche) le specie migrate al di fuori del loro areale originario nel neolitico o post-neolitico tramite l'intervento deliberato o accidentale dell'uomo (RICHARDSON *et al.*, 2000). Le piante esotiche vengono quindi distinte sulla base di tre criteri: le modalità di immigrazione, il grado di naturalizzazione e il periodo storico di introduzione. In base al primo, le specie introdotte volontariamente dall'uomo, ad esempio a scopo alimentare od ornamentale e sfuggite alla coltura, si distinguono dalle avventizie, sopraggiunte in modo accidentale. Queste ultime, in gran parte erbacee, sono le più diffuse tra le specie infestanti, che creano ingenti danni alle colture e si

diffondono negli ambienti ruderali. Gli *Amaranthus* (Amaranthaceae) ad esempio, prevalentemente di origine americana, invadono velocemente i campi coltivati e abbandonati grazie alla rapida crescita vegetativa e alla produzione di un elevatissimo numero di semi dispersi dal vento. Una singola pianta di *A. retroflexus* può produrre fino a 120.000 semi nel suo breve ciclo vitale. Un'altra erbacea annuale capace di produrre un elevatissimo numero di semi è la *Conyza canadensis* (Asteraceae), originaria dell'America Settentrionale. Può raggiungere 3 metri di altezza e invadere campi, vigneti e orti nonché canali di irrigazione e terreni incolti. L'elevata resistenza di questa specie costituisce un problema ecologico perché il suo controllo può richiedere un massiccio uso di erbicidi. L'acetosella gialla (*Oxalis pes-caprae*, Oxalidaceae), introdotta nel bacino Mediterraneo dal Sudafrica nel 1796, infesta oliveti, frutteti e giardini nell'Italia Mediterranea disperdendosi per mezzo di bulbilli prodotti dal fusto sotterraneo. Inoltre l'elevata concentrazione di ossalati nelle sue foglie, simili a quelle dei trifogli, può portare ad avvelenamento dei pascoli. Anche lo stramonio (*Datura stramonium*, Solanaceae), nota come erba delle streghe o del diavolo per le sue proprietà narcotiche, allucinogene e sedative, è dotata di elevata tossicità e costituisce un pericolo per gli erbivori pascolanti.

Il grado di naturalizzazione costituisce una misura del successo delle specie nel nuovo territorio e una stima della loro "invasività". In base ad esso si distinguono le specie *occasionalì*, che si riproducono per poche generazioni ma non formano popolamenti stabili, le *naturalizzate*, in grado di stabilirsi nella nuova area geografica indipendentemente dalle fonti di semi originarie e le *invasive*, la cui rapida e incontrollata diffusione crea problemi ecologici ed economici (PYŠEK, 1995). Queste ultime sono generalmente una percentuale molto bassa rispetto al totale delle specie introdotte. Tuttavia in alcuni casi, in assenza dei competitori, degli erbivori e dei parassiti che ne limitano le popolazioni nelle aree originarie, alcune specie possono riprodursi molto rapidamente e competere direttamente con le specie autoctone per le risorse ambientali: per la luce a livello epigeo, per l'acqua e i nutrienti a livello ipogeo. In realtà, più frequentemente che per interferenza diretta le piante invasive agiscono indirettamente, alterando gli equilibri degli ecosistemi, ad esempio modificando i cicli dei nutrienti. È il caso della robinia (*Robinia pseudoacacia*, Fabaceae), la specie legnosa invasiva più diffusa e più nota in Italia. Avvalendosi della simbiosi con batteri azotofissatori nei noduli radicali, tipica della famiglia delle leguminose, questa specie può alterare il ciclo del-

l'azoto arricchendo il terreno a svantaggio di specie native adattate a suoli poveri. Originaria degli Stati Uniti Nord-Orientali la robinia è stata introdotta in Europa all'inizio del 1600 e ampiamente coltivata per numerosi motivi: come specie ornamentale, per la presenza tra l'altro di fiori profumati e vistosi, per la sua crescita rapida, per il legno duro e per il robusto sistema di rizomi che ne ha permesso l'utilizzo per stabilizzare scarpate stradali e ferroviarie. Rapidamente è sfuggita alla coltura e in Italia rappresenta un esempio di specie che non solo invade gli ambiti antropizzati ma si espande nelle cenosi naturali. Si tratta di una competitiva-ruderale, la strategia di maggior successo tra le specie invasive, ossia capace di unire ad una forte competitività (rapida crescita, notevole sviluppo del sistema vegetativo e radicale) i caratteri della specie pioniera (capacità di colonizzare nuovi habitat, efficiente riproduzione e dispersione). Proprio per il suo carattere di specie pioniera, il taglio periodico effettuato allo scopo di limitarne la diffusione ne ha al contrario favorito a lungo la propagazione. Tuttavia è noto che in numerosi casi, se non ringiovaniti dai tagli, i popolamenti di robinia sono destinati a perdere il carattere dominante e a regredire nel tempo (BERTACCHI *et al.*, 2001).

Assieme alla robinia, una delle principali specie legnose invasive in Italia è l'albero del paradiso (*Ailanthus altissima*), appartenente alla famiglia tropicale delle *Simulacraceae*. È un albero caducifoglio con foglie composte che raggiunge anche i 25 metri di altezza. Originario della Cina Centrale è stato introdotto in tutto l'emisfero settentrionale intorno alla metà del 1700, prevalentemente piantato lungo i viali cittadini per la sua tolleranza all'ambiente urbano. È dotato di notevole vigore sia nella propagazione vegetativa che da seme. Dioico (i fiori maschili e quelli femminili sono portati su diversi individui), una singola pianta può produrre anche un milione di semi l'anno, dispersi dal vento e dall'acqua. Per la capacità di adattarsi a un ampio spettro di condizioni ambientali e per le efficienti modalità di dispersione, l'ailanto si è rapidamente diffuso nelle aree temperato-calde di Europa, Stati Uniti e Australia dove costituisce stand monospecifici che competono con la vegetazione nativa. In Italia è quasi esclusivamente limitato alle aree ruderali e di intenso impatto antropico e generalmente non penetra nella vegetazione naturale, ma in ambito urbano è una specie problematica perché le radici danneggiano le fondamenta delle costruzioni e i manufatti archeologici.

Anche il *Prunus serotina* è una specie legnosa in espansione. È una pianta forestale originaria delle regioni orientali del Nord America, introdotta in Europa nel XVII se-

colo a scopo ornamentale. Coltivata inizialmente solo in parchi e giardini, verso la fine del XIX secolo fu utilizzata in opere di riforestazione e iniziò a spontaneizzarsi all'interno delle stesse foreste. Tuttavia, anziché formare alberi ad alto fusto utilizzabili per il legno, il *P. serotina* cominciò a sviluppare bassi cespuglietti e iniziò ad invadere diversi tipi di foreste, modificando le condizioni ecologiche degli strati arbustivi ed erbacei inferiori e impedendo il rinnovamento delle specie autoctone con la formazione di popolamenti molto densi. Attualmente, numerosi paesi europei sono interessati dall'invasione di questa specie, che può germinare e crescere in una vasta gamma di condizioni ambientali ed ha una efficiente modalità di propagazione, raggiungendo presto la maturità riproduttiva e producendo un gran numero di frutti.

Fra le specie invasive in rapida espansione merita un cenno il *Senecio inaequidens*, asteracea di origine sudafricana, che a causa della efficiente dispersione dei semi provvisti di pappo e quindi trasportati dal vento, si sta diffondendo in tutta Italia, prevalentemente lungo i margini stradali.

Per quanto riguarda il terzo criterio, il periodo di immigrazione, le specie di antica introduzione, dette archeofite, vengono spesso considerate parte integrante della flora locale. Ne è un esempio la canna domestica (*Arundo donax*, *Poaceae*) la più grande graminacea nel Mediterraneo, alta sino a 6 metri. Di origine asiatica, è stata introdotta per costituire barriere e per utilizzare i culmi, simili al bamboo. Grazie alla presenza di rizomi sotterranei, forma popolamenti densi presso le sponde dei canali o lungo strade e reti ferroviarie ed è attualmente diffusa nelle aree tropicali e subtropicali di tutto il mondo.

Le piante introdotte dopo il 1492 sono dette neofite. Tale data, con la scoperta dell'America, rappresenta l'inizio del periodo di colonialismo europeo che permise a numerosissime specie di superare le barriere biogeografiche tra il continente Eurasiatico, quello Americano, l'Australia e le aree più distanti dell'Africa. In realtà sono state soprattutto le specie trasportate dai coloni europei dal Vecchio Mondo ad aver causato i maggiori danni alla biodiversità nelle nuove terre (DI CASTRI, 1989), in particolar modo nelle isole, ma in maniera minore è avvenuto anche il flusso inverso. Non bisogna dimenticare che l'importazione di specie alloctone in Europa ha riguardato per la maggior parte piante di grande importanza per lo sviluppo delle società umane, basti pensare alle numerose specie alimentari di origine americana quali la patata (*Solanum tuberosum*) e il pomodoro (*Lycopersicon esculentum*). Solo in alcuni casi le alloctone hanno assunto nei nuovi territori caratteri di invasività, particolarmente se

sopraggiunte in regioni biogeografiche con caratteristiche simili a quelle di origine. Questa corrispondenza tra il clima delle aree originarie e quelle colonizzate fa sì che in Italia esistano due gruppi distinti di specie esotiche, le più mesofile stabilizzate nella regione fitoclimatica temperata e quelle più termofile nella regione mediterranea.

Nell'Italia temperato-continentale prevalgono le entità originarie delle regioni temperate del nordamerica (ad es. *Ambrosia artemisiifolia*, *Solidago canadensis*, *S. gigantea*) e dell'Asia (ad es. *Reynoutria japonica*, *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*) fortemente invasive anche in Europa Centrale e Settentrionale. La presenza di *Ambrosia artemisiifolia*, asteracea di origine nordamericana, è stata segnalata per la prima volta in Italia nel 1902 (PIGNATTI, 1982). Attualmente è in forte espansione, ampiamente diffusa nelle aree urbane e negli ambienti antropizzati in Europa Centrale. Il problema creato da questa specie consiste nella forte allergenicità dei suoi granuli pollinici che possono anche causare fenomeni di sensibilizzazione verso altre composite. La *Reynoutria japonica* (*Polygonaceae*) è un'erba perenne con crescita vigorosa nativa del Giappone, Taiwan e della Cina Settentrionale. Al di fuori del suo areale originario è un'infestante aggressiva che invade gli habitat ripariali e antropizzati formando popolamenti impenetrabili lungo corsi d'acqua, bordi di vie e ferrovie. Introdotta in Europa a metà del '700 a scopo ornamentale, per fissare le scarpate sabbiose e come foraggio, si è diffusa in Europa Centrale e Settentrionale, negli Stati Uniti, in Canada, in Nuova Zelanda e in parti dell'Australia. In Italia Settentrionale è una specie in espansione, frequente nella Pianura Padana occidentale e Nord-occidentale e nelle valli prealpine (FRATTINI, 1987). È un'eccellente competitorice, poiché il fogliame forma rapidamente chiome dense che ombreggiano le aree sottostanti impedendo la germinazione delle specie indigene. È inoltre capace di colonizzare habitat pionieri. Grazie alla sua elevata plasticità ecologica è in grado di adattarsi a un'ampia varietà di fattori ambientali, tollerare pH estremi, suoli con alti contenuti di sali e inquinati da metalli pesanti. Anche in questa specie il ruolo dei semi, idrocori e anemocori, nella dispersione è secondario e la pianta si diffonde prevalentemente tramite rizomi sotterranei. Sono sufficienti alcuni frammenti di rizoma nel terreno per il suo sviluppo e ciò ne rende particolarmente facile la diffusione e costoso il controllo. Indirettamente inoltre causa ingenti danni ambientali per l'uso degli erbicidi utilizzati per debellarla.

Un'altra specie asiatica in rapida espansione in Italia Settentrionale è l'*Impatiens parviflora* (*Balsaminaceae*).

Diffusa dapprima come specie ruderale, alla fine del 1800 era già divenuta una delle più comuni specie invasive nelle foreste del Centroeuropa. Anche la congenerica *I. glandulifera* è di origine asiatica; introdotta all'inizio del XIX secolo, si sta espandendo negli habitat ripariali in Europa Settentrionale e Occidentale. La sua potenzialità invasiva è dovuta alla efficiente dispersione idrocora dei semi e alla capacità, nonostante si tratti di una specie annuale, di competere con robuste specie perenni native.

Nella regione mediterranea prevalgono di converso gli elementi termofili di origine Neotropica (ad es. *Agave americana* - figura 3.33, *Nicotiana glauca* - figura 3.34, *Opuntia ficus-barbarica*) o provenienti da altre regioni a clima mediterraneo (*Carpobrotus acinaciformis* - figura 3.35, *C. edulis*, *Oxalis pes-caprae*) che costituiscono spesso un problema in aree bioclimaticamente affini come la California o l'Australia Sud-Occidentale. È il caso dei *Carpobrotus* (*Aizoaceae*), provenienti dalla Regione del Capo in Sudafrica, la cui invasione costituisce attualmente una delle principali minacce alle cenosi indigene e agli ecosistemi costieri nel Bacino Mediterraneo. *C. acinaciformis* e *C. edulis* sono stati introdotti nel Mediterraneo



Fig. 3.33 - *Agave americana*, Torre Astura - Lazio (foto di L. Rosati).



Fig. 3.34 - *Nicotiana tabacum* (foto di L. Rosati).



Fig. 3.35 - *Carpobrotus acinaciformis*, Torre Astura - Lazio (foto di L. Rosati).

e in California all'inizio del XIX secolo come specie ornamentali e per la stabilizzazione di dune e scarpate. Si riproducono sia da seme che vegetativamente tramite il fusto radicante ai nodi. Tollerano una grande varietà di condizioni di umidità e nutrienti, diffondendosi sia sulle dune che sulle coste rocciose. A causa del portamento prostrato, formano densi tappeti monospecifici e competono direttamente con le altre specie per la luce, i nutrienti, l'acqua e lo spazio. La loro rapida espansione può produrre estinzioni a livello locale e costituire un pericolo per la biodiversità in presenza di endemismi o specie rare, come sta avvenendo sulle isole Baleari per alcune specie endemiche del genere *Limonium*. Accumulando sali nelle foglie succulente, i *Carpobrotus* alterano il pH del suolo e possono diminuire la disponibilità dei nutrienti. Inoltre, determinando l'accumulo di materiale organico sulle dune sabbiose, possono favorire lo stabilirsi di altre specie estranee su un substrato altrimenti di difficile colonizzazione.

Il fico d'India (*Opuntia ficus-barbarica*) è una cactacea originaria del Messico, introdotta in Europa da Cristoforo Colombo nel 1500. Coltivata per i frutti commestibili e come siepe, questa specie robusta e spinosa invade aree ruderali e abbandonate, pascoli e garighe. È attualmente una specie problematica in California, Sudafrica, Hawaii e in alcune aree dell'Europa Meridionale, dove sostituisce la vegetazione naturale e limita l'accesso ad alcuni siti, formando barriere impenetrabili.

Da questa breve sintesi sulla flora invasiva in Italia si rileva che ai fini della conservazione della biodiversità esi-

ste una differenza fondamentale tra le specie che rimangono limitate agli habitat antropizzati e quelle che invadono le cenosi naturali. Generalmente gli ambienti più interessati dalle invasioni sono infatti quelli più fortemente influenzati dall'uomo quali coltivazioni, centri abitati, zone industriali e vie di trasporto (CELESTI GRAPOW *et al.*, 2004). Il disturbo antropico crea nicchie ecologiche vuote e instaura stadi precoci della successione, particolarmente favorevoli alla colonizzazione da parte di nuove specie. Nelle città inoltre il processo di invasione è favorito dalle maggiori possibilità di dispersione. È per questi motivi che la componente esotica costituisce una percentuale consistente della flora dei centri abitati, che si aggira intorno al 40% in Europa Centrale e circa al 20% in Italia (CELESTI GRAPOW *et al.*, 2001; CELESTI GRAPOW e BLASI, 2002).

Fra gli ambienti naturali più soggetti alle invasioni prevalgono gli habitat ripariali, quelli planiziali, quelli costieri e quelli acquatici. Ne è un esempio l'invasione dell'alga verde di origine tropicale *Caulerpa taxifolia* (*Chlorophyta*, *Ulvophyceae*) che costituisce una grave minaccia alla biodiversità nel mare Mediterraneo. La caulerpa, di origine tropicale, è stata utilizzata a partire dagli anni '70 come pianta decorativa per gli acquari tropicali. I primi popolamenti spontanei furono osservati nel 1984 in un tratto costiero nei pressi di Monaco. Occupavano un'area di appena un metro quadrato e probabilmente derivavano da individui sfuggiti dal Museo Oceanografico di Monaco. Cinque anni più tardi la colonia copriva più di un ettaro e alla fine del 2001 erano interessati dalla infesta-

zione 6 paesi (Germania, Francia, Italia, Spagna, Croazia e Tunisia), più di 130 kmq di fondale e 190 km di costa. In Italia il primo rinvenimento risale al 1992, ma da allora la specie si è rapidamente diffusa e attualmente copre circa 10.000 ettari. Contrariamente a ciò che accade nel Mediterraneo, nelle acque tropicali originarie questa alga non forma mai colonie dense. La riproduzione vegetativa è vigorosa e la dispersione è facilitata dal trasporto a grandi distanze di frammenti del tallo per mezzo delle ancore delle navi e delle reti da pesca; tali frammenti tendono ad affondare, costituendo nuove colonie dove si posano. L'efficiente propagazione è inoltre dovuta al contenuto di tossine che la rendono poco appetibile e alla capacità di formare popolamenti fitti su un'ampia varietà di substrati e a profondità molto variabili. L'introduzione della caulerpa ha causato conseguenze ecologiche gravi in modo particolare alle praterie dell'endemica pianta vascolare *Posidonia oceanica* in quanto l'alga riduce la penetrazione della luce e altera le funzioni di questo fragile e importante ecosistema. Inoltre minaccia la diversità di numerose comunità marine fra cui le cenosi di alghe e l'ittiofauna.

## Bibliografia

- AA.VV., 1993 – *Corine Land Cover. Guide technique*. CECA-CEE-CEEA. Bruxelles
- ABER J.D., McDOWELL, W., NADELHOFFER K., MAGILL A., BERNSTON G., KAMAKEA M., McNULTY S., CURRIE W., RUSTAD L., FERNANDEZ I., 1998 – *Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems*. *BioScience*, 48: 921-934.
- ABER J.D., NADELHOFFER K., STEUDLER P., MELILLO J.M., 1989 – *Nitrogen saturation in northern forest ecosystems*. *BioScience*, 48: 378-386.
- AGNOLETTI M. (a cura di), 2002 – *Il paesaggio agro-forestale toscano. Strumenti per l'analisi, la gestione e la conservazione*. Arsia, Firenze.
- ANDREOTTI A., BACCETTI N., BESA M., GENOVESI P. e GUBERTI V. (a cura di), 1999 – *Mammiferi ed Uccelli alloctoni in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali*. Ministero dell'Ambiente, Servizio Conservazione della Natura. Istituto Nazionale della Fauna Selvatica. Pp.74+XIII.
- ANDREOTTI A., BACCETTI N., PERFETTI A., BESA M., GENOVESI P., GUBERTI V., 2001 – *Mammiferi ed Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali*. Quaderni Conservazione della Natura, 2, Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, 189 pp.
- BACCETTI B., MASSA B., POGGI R., 1995 – *L'esplorazione naturalistica a Lampedusa, Linosa e Pantelleria*. In Massa B. (a cura di).
- BÉGUINOT A., MAZZA O., 1916 – *Le avventizie esotiche della flora italiana*. *N. Giorn. Bot. Ital.* 23:403-465 e 495-540
- BERTACCHI A., LOMBARDI T., ONNIS A., 2001 – *Robinia pseudoacacia in the forested agricultural landscape of the Pisan Hills (Italy)*. In: BRUNDU G., BROCK J., CAMARDA I., CHILD L., WADE M. (eds.), *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. Blackhuys, Publ. The Hague, The Netherlands. pp. 41-46.
- BLASI C., 1996 – Il fitoclima d'Italia. *Giorn. Bot. Ital.*, 130(1): 166-176.
- BOLOGNA M.A., 2002 – *Rarefazione ed estinzione di specie*. In: MINELLI A., CHEMINI C., ARGANO R., RUFFO S. (a cura di) "*La fauna in Italia*". Touring Editore Milano e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma: 390-428.
- BOTARELLI L., SACCHETTI V., 1998 – *Le specie guida dei Giardini fenologici*. In: Botarelli L., Sacchetti V. (a cura di) "Guida al rilevamento dei Giardini fenologici italiani". Manuale prodotto nell'ambito del Progetto finalizzato "PHENAGRI", Mi.P.A., 16-41.
- BRANDYMAR P., 2002 – *Ambienti e fauna del paesaggio italiano*. In: MINELLI A., CHEMINI C., ARGANO R., RUFFO S. (a cura di) "*La fauna in Italia*". Touring Editore Milano e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma: 30-45.
- BRIGHT C., 1999 – *Life Out of Bounds: Bioinvasion in a Borderless World*. The Worldwatch Environmental Alert Series. Earthscan Publications Ltd, London. Pp.287.
- BRUNETTI M., BUFFONI L., MAUGERI M., NANNI T., 2000a – *Precipitation intensity trends in Northern Italy*. *Int. J. Climatology*, 20: 1017-1032.
- BRUNETTI M., MAUGERI M., NANNI T., 2000b – *Variations of temperature and precipitation in Italy from 1866 to 1995*. *Theor. Appl. Climatol.* 65, 165-174.
- BUFFONI L., BRUNETTI M., MANGIANTI F., MAUGERI M., MONTI F., NANNI T., 2003 – *Ricostruzione del Clima Italiano negli ultimi 130 anni e scenari per il XXI Secolo*. Atti workshop "CLIMAGRI- Cambiamenti Climatici e Agricoltura" Cagliari, 16-17 gennaio 2003.
- CACCIAMANI C., DESERTI M., MARLETTO V., TIBALDI S., VIOLETTI D., ZINONI F., 2001 – *MUTAMENTI CLIMATICI: Situazione e prospettive*. SERVIZIO METEOROLOGICO REGIONALE, Quaderno Tecnico ARPA-SMR n.03/2001.
- CACCIAMANI C., LAZZERI M., SELVINI A., ZUCCHERELLI A., TOMOZEIU R., 2001 – *Evidenza di cambiamenti climatici sul Nord Italia*. Parte 1: *Analisi delle temperature e delle precipitazioni*. Report Interno Area Previsioni e Sala Operativa, ARPA-SMR. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881pp.
- CELESTI GRAPOW L., ACOSTA A., CARRANZA M.L., BLASI C., 2004 – *Neophyta in a Mediterranean city: invasive plant species in the different land use types of Rome, Italy*. In: KUHN I & KLOTZ S. (eds.) 2004: *Biological Invasions: Challenges for Science*. *Neobiota* 3:7-15.
- CELESTI GRAPOW L., BLASI C., 2002 – *Il ruolo delle specie spontanee esotiche nella flora delle città mediterranee in Italia*. *Atti dei Convegni Lincei*, 182: 259-269.
- CELESTI GRAPOW L., BLASI C., 1998 – *A comparison of the urban flora of different phytoclimatic regions in Italy*. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 367-378.
- CELESTI GRAPOW L., DI MARZIO P., BLASI C., 2001 – *The importance of alien and native species in the urban flora of Rome (Italy)*. In: BRUNDU G., BROCK J., CAMARDA I., CHILD L., WADE M. (eds.), *Plant Invasions. Species Ecology and Ecosystem Management*. Blackhuys Publ. The Hague. pp. 209-220.
- CEULEMANS R., MOUSSEAU M., 1994 – *Effects of elevated atmospheric*

- CO<sub>2</sub> on woody plants*. New Phytol. 141: 129-140.
- CHAPIN III F.S., ZAVALA E.S., EVINERS V.T., NAYLOR R.L., VITOUSEK P.M., REYNOLDS H.L., HOOPER D.U., LAVOREL S., SALA O.E., HOBBI S.E., MACK M.C., DIAZ S., 2000 – *Consequences of changing biodiversity*. Nature, 405: 234-242.
- CHMIELEWSKI F.M., 1996 – *The International Phenological Gardens across Europe. Present state and perspectives*. Phenology and Seasonality, 1: 19-23.
- CHMIELEWSKI F.M., RÖTZER Th., 2000 – *Regional trends of the beginning of growing season in Europe and possible climatic causes*. International Conference "Progress in Phenology - Monitoring, Data Analysis, and Global Change Impacts" Freising, Germania, 4-6 Ottobre.
- CLIMATE CHANGE, 2001 – *Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC (WG I-II), Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- DI CASTRI F., 1989 – *History of Biological Invasion with special emphasis on the Old World*. In: Drake J.A. et al. (eds.), Biological Invasions. A Global Perspective. John Wiley and Sons, Chichester. pp.1-30.
- DI CASTRI F., 1990 – *On invading species and invaded ecosystems: the interplay of historical chance and biological necessity*. In: DI CASTRI F., HANSEN A.J., DEBUSSCHE M. (eds.), *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht. The Netherlands. pp. 3-16.
- DOBBOONS A., 1997 – *Biodiversity and the future of democracy*. Tree, 12 (1): 39-40.
- DRAKE J. A., MOONEY H. A., DI CASTRI F., GROVES R.H., KRUGER F.J., REJMANEK M., WILLIAMSON M. (eds.), 1989 – *Biological Invasions. A Global Perspective*. SCOPE 37. John Wiley, New York, 528 pp.
- ELTON C.S. 1958 – *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London, 181pp.
- ENEA, 2001 – *Rapporto Energia Ambiente, 2001. L'Analisi*.
- ESSL F., RABITSCH, W., 2003 – *Neobiota in Österreich*. In: *Neue Tier- und Pflanzenarten in Österreich, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land-, und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft*.
- ETHERIDGE D.M., STEELE L.P., LANGENFELDS R.L., FRANCEY R.J., BARNOLA J.-M., MORGAN V.I., 1996 – *Natural and anthropogenic changes in atmospheric CO<sub>2</sub> over the last 1000 years from air in the Antarctic ice and firn*. Journal of Geophysical Research, 101: 4115-4128.
- FENN M.E., POTH M.A., ABER J.D., BARON J.S., BORMANN B.T., JOHNSON D.W., LEMLY A.D., McNULTY S.G., RYAN D.F., STOTTLERMYER R., 1998 – *Nitrogen excess in North America ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies*. Ecological Applications, 8: 706-733.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO) 1999 – *Urban and Peri-Urban Agriculture*. Report to the FAO Committee on Agriculture (COAG). <<http://www.fao.org/unfao/bodies/COAG/COAG15/X0076e.htm>>.
- FRATTINI S., 1987 – *La diffusione nel bacino padano-veneto di Reynoutria japonica (Polygonaceae)*. Pianura 1: 43-56.
- FREYDIER F., DUPRET R., LACAUX J.P., 1998 – *Precipitation chemistry in intertropical Africa*. Atmospheric Environment, 32: 749-765.
- GALLOWAY J.N., 1995 – *Acid deposition: perspectives in time and space*. Water, Air and Soil Pollution, 85: 15-24.
- GENTILE S., 1991 – *La componente floristica americana in Italia: considerazioni generali ed esempi di particolari impatti ambientali e paesaggistici*. Atti del Convegno Internazionale. "Scambi floristici fra vecchio e nuovo mondo: riflessi agro-selvicolturali e impatti naturalistico-ambientali e paesaggistici". Genova, 22-23 aprile 1991. pp. 17-56.
- GRATANI L., PESOLI P., CRESCENTE M.F., AICHNER K., e LARCHER W., 2000 – *Photosynthesis as a temperature indicator in Quercus ilex L.* Global and Planetary Change, 24: 153-163.
- GRATANI L., ROSSI A., CRESCENTE M.F., FRATTAROLI A.R., 1999 – *Ecologia dei pascoli di Campo Imperatore (Gran Sasso d'Italia) e carta della biomassa vegetale*. Braun-Blanquetia, 16: 227-247.
- GRIME J.P., 1979 – *Plant strategies and vegetation processes*. J. Wiley & Sons, Chichester.
- HICKS B.B., DRAXLER R.R., ALBRITTON D.L., FEHENSFELD F.C., DODGE M., SCHWARTX S.E., TANNER R.L., HALES J.M., MEYERS T.P., VONG R.J., 1990 – *Atmospheric Processes Research and Process Model Development. Acidic Deposition. State of Science and Technology (Report 2)*. National Acid Precipitation Assessment Program, Washington, DC.
- HOUGHTON, R.A., 1999 – *The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850-1990*. Tellus, 50b: 298-313.
- HOUGHTON, R.A., J.L. HARCKLER, K.T. LAWRENCE, 1999 – *The U.S. carbon budget: contributions from land-use change*. Science, 285: 574-578.
- HOUGHTON, R.A., SKOLE D.L., NOBRE C.A., HARCKLER J.L., LAWRENCE K.T., AND CHOMENTOWSKI W.H., 2000 – *Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon*. Nature, 403: 301-304.
- HOYT E., 1992 – *Conserving the wild relatives of crops*. IBPGR, IUCN e WWF, 2nd. Ed.
- HUGHES L., 2000 – *Biological consequences of global warming: is the signal already apparent?* Trends in Ecology and Evolution, 15: 56-61.
- HURKA H., 2002 – *Evolutionary consequences of biological invasions*. Neobiota 1: 203-204.
- IBANEZ J.J., LLEDO M.J., SÁNCHEZ J.R., RODÀ F., 1999 – *Stand structure, aboveground biomass and production*. In: RODÀ F., RETANA J., GRACIA C., BELLOT J. (eds.), *Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forests*. Springer, Berlin, pp. 31-45.
- IDSO S.B., KIMBAL B.A., 2001 – *CO<sub>2</sub> enrichment of sour orange trees: 13 years and counting*. Environmental and Experimental Botany, 46: 147-153.
- INGEGNOLI V., 1999 – *Criteri e metodi di conservazione biologica nei paesaggi antropizzati*. In: MASSA R., INGEGNOLI V. (a cura di) "Biodiversità, estinzione e conservazione". UTET, Torino: 250-277.
- IPCC, 1995 – *Second Assessment Report: Climate Change*.
- IPCC, 2001 – *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, C.A. Johnson (eds.)].
- JOOS F., MEYER R., BRUNO M., LEUENBERGER K., 1999 *The variability in the carbon sinks as reconstructed for the last 1000 years*. Geophysical Research Letters, 26: 1437-1441.
- KEELING C.D., WHORF T.P., 1999 – *Atmospheric and CO<sub>2</sub> records from sites in the SIO air sampling network*. In: *Trends: A Compendium of Data on Global Change*. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, USA.

- KHESHGI H.S., JAIN A.K., WUEBBLES D.J., 1999 – *Model-based estimation of the global carbon budget and its uncertainty from carbon dioxide and carbon isotope records*. Journal of Geophysical Research, 104: 31127-31144.
- KOCH E., 2000 – *Alpine long time data sets*. International Conference “Progress in Phenology - Monitoring, Data Analysis, and Global Change Impacts” Freising, Germania, 4-6 Ottobre.
- KOWARIK I., 2002 – *Biologische Invasionen in Deutschland: zur Rolle nichteinheimischer Pflanzen*. Neobiota 1: 5-24.
- LEAVITT S.W., IDSO S.B., KIMBALL B.A., BURNS J.M., SINHA A., STOTT L., 2003 – *The effect of long-term atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment on the intrinsic water-use efficiency of sour orange trees*. Chemosphere, 50: 217-222.
- LECHOWICZ M.J., 2001 – *Phenology*. In: *Encyclopedia of Global Environmental Change. Vol. 2. The Earth System: biological and ecological dimensions of global environmental change*. Wiley, London.
- LINDER S., MCMURTRIE R.E., LANDSBERG J.J., 1996 – *Global change impacts on managed forests*. In: Walker B., Steffen W. (eds.) *Global Change and Terrestrial Ecosystems*. International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP) Book series No. 2. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 275-290.
- MAC ARTHUR R.H., WILSON E.O., 1967 – *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MAINARDI D., 2002 – *Prefazione*. In: Massa R., Ingegnoli V. (a cura di) *Biodiversità, estinzione e conservazione*. UTET, Torino: XV-XXI.
- MALCOLM L., HUNTER J.R., 1996 – *Fundamentals of Conservation Biology*. Blackwell Science, Inc., USA
- MANDRIOLI P., 1998 – *Una rete di Giardini Fenologici in Italia: finalità e criteri*. In: BOTARELLI L., SACCHETTI V. (a cura di) “Guida al rilevamento dei Giardini fenologici italiani”. Manuale prodotto nell’ambito del Progetto finalizzato “PHENAGRI”, Mi.P.A., 5-8.
- MARLAND G., ANDRES R.J., BODEN T.A., JOHNSTON C., BRENKERT A., 1999 – *Global, Regional, and National CO<sub>2</sub> Emission estimates from Fossil Fuel Burning, Cement Production, and gas flaring: 1751-1996*. Report NDP-030, Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, USA.
- MASSA R., 1999a – *Estinzione e popolazione minima vitale*. In: MASSA R., INGEGNOLI V. (a cura di) “Biodiversità, estinzione e conservazione”. UTET, Torino: 92-106.
- MASSA R., 1999b – *La distruzione degli habitat naturali*. In: MASSA R., INGEGNOLI V. (a cura di) “Biodiversità, estinzione e conservazione”. UTET, Torino: 75-91.
- MCNEELY J.A., H.A. MOONEY, L.E. NEVILLE, P. SCHEI e J.K. WAAGE (eds.), 2001 – *A global strategy on invasive alien species*. IUCN Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, in collaboration with the Global Invasive Species Programme. Pp. x+50.
- MENZEL A., 2000 – *Trends in phenological phases in Europe between 1951 and 1996*. International Journal of Biometeorology, 44: 76-81.
- MINELLI A., RUFFO S., LA POSTA S. (eds.) 1993-1995 – *Checklist delle specie della fauna italiana*. 1-110. Calderini, Bologna.
- MINISTERO DELL’AMBIENTE, 2001 – *Relazione sullo stato dell’ambiente 2001*
- MOONEY H. A., 1999 – *The Global Invasive Species Program (GISP)*. Biological Invasions 1: 97-98.
- NAVEH Z., VERNET J.-L., 1991 – *The palaeohistory of the Mediterranean biota*. In: GROVES R.H., DI CASTRI F. (eds.), *Biogeography of Mediterranean Invasions*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 19-32.
- OSBORNE C.P., CHUINE I., VINER D., WOODWARD F.I., 2000 – *Olive phenology as a sensitive indicator of future climatic warming in the Mediterranean*. Plant, Cell and Environment, 23: 701-710.
- PARMESAN C., YOHE G., 2003 – *A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems*. Nature, 421: 37-42.
- PAUSAS JULI G., AUSTIN M. P., 2001 – *Patterns of plants species richness in relation to different environments: An appraisal*. Journal of Vegetation Science 12: 153-166.
- PELLIZZARI G., DALLA MONTÀ L., 1997 – *Gli insetti fitofagi introdotti in Italia dal 1945 al 1995*. Informatore Fitopatologico, 10: 4-12.
- PIERVITALI E., COLACINO M., CONTE M., 1998 – *Rainfall over Central-Western Mediterranean basin in the period 1951-1995*. Part I: *precipitation trends*. Il nuovo Cimento, 21 C, N. 3, 331-344.
- PIGNATTI S., 1982 – *Flora d’Italia*. Edagricole, Bologna.
- PILASTRO A., 2002 – *Gli uccelli*. In: MINELLI A., CEMINI C., ARGANO R., RUFFO S. (a cura di) “La fauna in Italia”. Touring Editore Milano e Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma: 150-162.
- POORTER H., 1993 – *Interspecific variation in the growth response of plants to elevated ambient CO<sub>2</sub> concentration*. Vegetatio, 104/105: 77-97.
- PYŠEK P., 1995 – *On the terminology used in plant invasion studies*. In: PYŠEK P., PRACH K., REJMÁNEK M., WADE M. (eds). *Plant Invasions - General Aspects and Special Problems*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands. pp. 71-81.
- PYŠEK P., 2002 – *Catalogue of alien plants of the Czech Republic*. Preslia 74: 97-186.
- PYŠEK P., PRACH K., MANDAK B. 1998 – *Invasions of alien plants into habitats of Central European landscape: an historical pattern*. In: STARFINGER U., EDWARDS K., KOWARIK I., WILLIAMSON M. (eds.), *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. pp. 23-32. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- RATHCKE B., LACEY E.P., 1985 – *Phenological patterns of terrestrial plants*. Annual Review of Ecology and Systematics, 16: 179-214.
- REJMÁNEK M., 1995 – *What makes a species invasive?* In: PYŠEK P., PRACH K., REJMÁNEK M., WADE M. (eds). *Plant Invasions - General Aspects and Special Problems*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands. pp. 3-13.
- RHYMER J.M., SIMBERLOFF D., 1996 – *Extinction by hybridization and introgression*. Ann.Rev. Ecol. Syst. 27: 83:109.
- RICHARDSON D.M., PYŠEK P., REJMÁNEK M., BARBOUR M.G., PANETTA E.D., WEST C.J., 2000 – *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions*. Diversity and Distributions 6: 93-107.
- RIVAS MARTINEZ S., 1996 – *Clasificación Bioclimática de la Tierra*. Flovia Bot. Madrid., 16: 1-32.
- RODÀ F., AVILA A., RODRIGO A., 2002 – *Nitrogen Deposition in Mediterranean Forests*. Environmental pollution, 118: 205-213.
- RODÀ F., MAYOR X., SABATÉ S., DIEGO V., 1999 – *Water and nutrient limitations to primary production*. In: RODÀ F., RETANA J., GRACIA C., BELLOT J. (eds.), *Ecology and Mediterranean Evergreen Oak Forests*. Springer, Berlin, pp. 183-194.
- RÖTZER Th, CHMIELEWSKI M., 2000 – *Phenological maps of Europe*. International Conference “Progress in Phenology - Monitoring, Data Analysis, and Global Change Impacts” Freising, Germania, 4-6 Ottobre.

- SALA O.E., CHAPIN III F.S., ARMESTO J. J., BERLOW E., BLOOMFIELD J., DIRZO R., HUBER-SANWALD E., HUENNEKE L.F., JACKSON R. B., KINZING A., LEEMANS R., LODGE D. M., MOONEY H. A., OESTERHELD M., POFF N. L., SYKES M. T., WALKER B. H., WALKER M., WALL D. H., 2000 – *Global Biodiversity Scenarios for the year 2100*. Science's Compass, 287: 1770-1774.
- SAXE H., ELLSWORTH D.S., HEATH J., 1998 – *Tree and forest functioning in an enriched CO<sub>2</sub> atmosphere*. New Phytol., 139: 395-436.
- SCALERA R., 2001 – *Invasioni biologiche. Le introduzioni di vertebrati in Italia: un problema tra conservazione e globalizzazione*. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Collana Verde, 103: 1-368.
- SHAEFFER M.L., 1981 – *Minimum population size for specie conservation*. Bioscience, 31: 131-134.
- SMITH S.E., RILEY E., TISS J.L., FENDEHEIM D.M., 2000 – *Geographical variation in predictive seedling emergence in a perennial desert grass*. Journal of Ecology, 88 (1): 139- 149.
- SPIECKER H., MIELIKÄINEN K., KÖHL M., SKOVSGAARD J.P. (eds.), 1996 – *Growth Trends in european Forests-Studies from 12 Countries*. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany, 354 pp.
- STARFINGER U., 1997 – *Introduction and naturalization of Prunus serotina in central Europe*. In: BROCK J.H., WADE M., PYŠEK P. AND GREEN, D. (eds.), *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. pp. 161-171.
- SUTTON M.A., PITCAIRN C.E.R., FOWLER D., 1993 – *The exchange of ammonia between the atmosphere and plant communities*. Advances in Ecological Research, 24: 301-393.
- TOURING CLUB ITALIANO (a cura di) 1991 – *Grande atlante geografico e storico*. Garzanti, Milano.
- VIEGI L., 2001 – *Investigations on some reproductive features of invasive alien plants in Italy*. In: BRUNDU G., BROCK J., CAMARDA I., CHILD L., WADE M. (eds.), *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. Blackhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: pp. 255-262.
- VIEGI L., CELA RENZONI G., D'EUGENIO M.L, RIZZO A.M., 1990 – *Flora esotica d'Italia: le specie presenti in Abruzzo e in Molise (revisione bibliografica e d'erbario)*. Archivio Botanico Italiano 66: 1-128.
- VIEGI L., CELA RENZONI G., GARBARI F., 1974 – *Flora esotica d'Italia*. Lavori Società Italiana Biogeografia, n.s., 4: 125-220.
- WALTHER G., POST E., CONVEY P., MENZEL A., PARMESAN C., BEEBEE T.J.C., FROMENTIN J., HOEGH-GULDBERG O., BAIRLEIN F., 2002 – *Ecological responses to recent climate change*. Nature, 416: 389-395.
- WOODWARD F.I., 2002 – *Potential impacts of global elevated CO<sub>2</sub> concentrations on plants*. Current Opinion in Plant Biology, 5 (3): 207-211.
- WULLSCHLEGER S.D., NORBY R.J., GUNDERSON C.A., 1997 – *Forest trees and their response to atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment: A compilation of results*. In: WHITMAN C.E. (ed.), *Advances in Carbon Dioxide effects Research*. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 79-100.
- WULLSCHLEGER S.D., POST W.M., KING A.W., 1995 – *On the potential for a CO<sub>2</sub> fertilization effect in the forests: Estimates of the biotic growth factor based on 58 controlled-exposure studies*. In: WOODWELL G.M., MACKENZIE F.T. (eds.), *Biotic Feedbacks in the Global Climatic System*. Oxford University Press, New York: 85-107.
- YOCOZ N.G., NICHOLSON J.D., BOULINIER T., 2001 – *Monitoring of biological diversity in space and time*. Trends in Ecology and Evolution, 16(8): 446-451.
- ZERUNIAN S., 2002 – *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia e strategie di conservazione dei pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole. Bologna, pp. 220.
- ZUCCHERELLI A., 2000 – *Analisi climatica dei dati di temperatura e precipitazione del Nord Italia*. Tesi di laurea in Fisica. Università di Bologna.

---

# FLORA E VEGETAZIONE

## FLORA

### PIANTE VASCOLARI

[Giovanna Abbate, Alessandro Alessandrini, Fabio Conti]

Per piante vascolari, o Tracheofite, si intendono tutti gli organismi vegetali provvisti di veri tessuti conduttori. Rappresentano il più grande gruppo di piante verdi che costituisce la vegetazione dominante su gran parte della superficie emersa del nostro pianeta. Appartengono a questa grande categoria i Licopodi, gli Equiseti, le Felci e le Spermatofite o Fanerogame, ovvero le piante a seme; queste ultime a loro volta comprendono le Cicadee, il Ginkgo, le Conifere, le Gnetofite e il grande gruppo delle Angiosperme, meglio note come piante a fiore. Tradizionalmente le Angiosperme venivano suddivise in Dicotiledoni e Monocotiledoni; di recente gli studi sistematici hanno portato a un'ulteriore ripartizione delle Dicotiledoni in gruppi più arcaici (Paleoerbe e Magnoliide) ed Eudicotiledoni.

### La ricerca floristica in Italia

Per flora vascolare si intende l'insieme di tutte le entità vascolari presenti in un determinato territorio. Per quanto riguarda l'Italia le opere generali sulla flora vascolare sono relativamente poche: BERTOLONI (1833-54), PARLATORE (1848-1896), FIORI (1923-1929), ZANGHERI (1976) e, più recentemente, di PIGNATTI (1982). Ciascuna opera assume un valore proprio in quanto registra lo stato delle conoscenze sulla flora del periodo in cui è stata elaborata. Attraverso il confronto tra flore di periodi diversi è possibile rilevare modifiche nel numero delle entità trattate, che possono derivare: da una migliore conoscenza della sistematica, dall'esplora-

zione più approfondita del territorio, dalla descrizione di nuove entità (spesso endemiche), dalla rivalutazione di alcune entità, dall'ingresso di piante avventizie. Ciascuna flora generale, quindi, oltre a un suo proprio valore intrinseco, riveste anche un valore 'di relazione' rispetto al momento storico, alle flore precedenti e a quelle successive.

L'indagine floristica a scala regionale e locale, dopo un periodo di relativa stasi, si è rivitalizzata soprattutto nell'ultimo ventennio (AA.VV., 1978-2004; POLDINI, 1991, LUCCHESI, 1995; ANZALONE, 1996; ALESSANDRINI e BRANCHETTI, 1997; CONTI, 1998). Lo sviluppo parallelo delle tecnologie informatiche e le esigenze sempre più sentite di conoscenza e conservazione dell'ambiente in tutte le sue componenti, hanno favorito poi la pianificazione e strutturazione di molte banche dati, a contenuto e scala assai differente. Ricordiamo a tale proposito le moderne Banche dati floristiche informatizzate realizzate per le Regioni Valle d'Aosta (BOVIO *et al.*, 2000) e Friuli-Venezia Giulia (POLDINI *et al.*, 2001).

### La banca dati della flora vascolare italiana<sup>1</sup>

Questa banca dati ha il pregio di rappresentare il primo strumento informatico per un'analisi della diversità floristica italiana. Non rappresenta un momento di revisione critica di tipo tassonomico, ma un'importante raccolta della grande mole di conoscenze floristiche acquisite negli ultimi venti anni.

---

<sup>1</sup> Realizzata nel triennio 1999-2002 dal Dipartimento di Biologia Vegetale dell'Università degli Studi di Roma 'La Sapienza' su finanziamento del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Direzione per la Protezione della Natura.

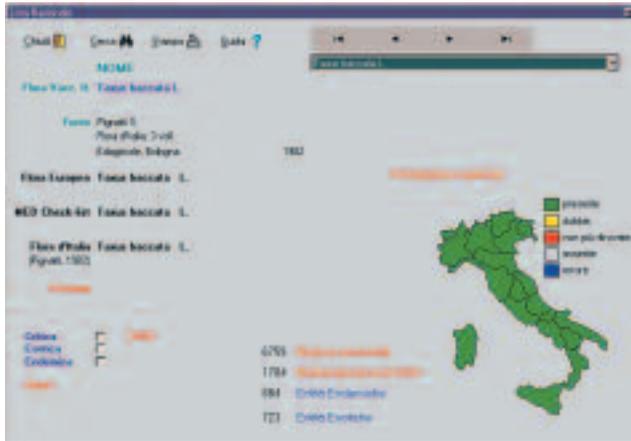


Fig. 4.1 - Maschera di interrogazione della Banca dati sulla lista nazionale.

Obiettivo primario di questo progetto è stato quindi di riunire in modo organico e coerente tutte le informazioni floristiche disponibili per il territorio italiano, rendendole fruibili agli utenti più diversi. La collaborazione di numerosi floristi delle diverse regioni italiane, che hanno fornito molti dati in via di pubblicazione, ha garantito un aggiornamento pressoché totale.

Nello specifico i dati utili alla redazione della lista delle specie vascolari presenti in Italia sono stati estrapolati dalle tre fonti principali attualmente disponibili: *Flora d'Italia* (PIGNATTI, 1982), *Med- Checklist* (GREUTER *et al.*, 1984, 1986, 1989), *Flora Europaea* (TUTIN *et al.*, 1968-1980, 1993). Sono state poi aggiunte segnalazioni successive rinvenute nella letteratura floristica e fornite da referenti regionali e tematici.

Per l'aggiornamento nomenclaturale sono stati utilizzati lavori monografici e Flore di altri Paesi europei, editi di recente.

I campi compilati hanno interessato: Criticità tassonomica e/o nomenclaturale; Distribuzione; Endemicità; Esoticità; Categorie IUCN; Tutela regionale; Status internazionale.

La Banca dati può essere interrogata mediante un programma *ad hoc*, che consente un doppio accesso: uno ai dati della lista nazionale, l'altro ai dati delle singole liste redatte per le 20 regioni amministrative italiane. Nei due casi è possibile visualizzare la gran parte delle informazioni contenute nella Banca dati, come riportato nella scheda in figura 4.1 relativa a *Taxus baccata* L. (figura 4.2).

Per una descrizione più dettagliata della struttura e dei contenuti della Banca dati si rimanda ad ABBATE *et al.* (2001). In questa sede vengono utilizzati e discussi i dati riferiti esclusivamente alle entità spontanee e alle av-



Fig. 4.2 - *Taxus baccata* L., una Gimnosperma ampiamente diffusa in Italia, come si evince dalla schermata della banca dati in figura 4.1 (foto di E. Giovi).

ventizie naturalizzate, il cui ciclo vitale si svolga completamente e da diversi anni in natura.

### La consistenza della flora vascolare italiana

La flora vascolare italiana, in relazione a quanto riportato nella Banca dati recentemente aggiornata<sup>2</sup>, conta 6.711 specie ripartite in 196 famiglie e 1.267 generi. La tabella 4.1 fornisce i valori per le quattro categorie sistematiche principali: Pteridofite, Gimnosperme, Angiosperme Dicotiledoni e Angiosperme Monocotiledoni. Le famiglie più rappresentate risultano ovviamente appartenere alle Angiosperme e sono nell'ordine: *Compositae* (1.028 specie), *Leguminosae* (445), *Rosaceae* (334), *Cruciferae* (297) e *Caryophyllaceae* (289) nell'ambito delle Dicotiledoni; *Graminaceae* (535), *Cyperaceae* (193) e *Orchidaceae* (124) nella seconda classe (tabella 4.2).

I valori computati a scala regionale evidenziano un patrimonio floristico considerevole per un gran nume-

	n° specie
PTERIDOFITE	124
GIMNOSPERME	28
ANGIOSPERME DICOTILEDONI	5.230
ANGIOSPERME MONOCOTILEDONI	1.329
<b>Totale</b>	<b>6.711</b>

Tabella 4.1 - Numero delle specie della flora vascolare italiana, ripartite nelle quattro categorie sistematiche principali.

<sup>2</sup> I dati contenuti nella banca dati sono stati continuamente aggiornati presso il Dipartimento di Biologia vegetale dell'Università "La Sapienza" di Roma, anche dopo la fine della convenzione con il MATT, fino al febbraio 2005.

	n° specie
<b>ANGIOSPERME DICOTILEDONI</b>	
<i>Compositae</i>	1.028
<i>Leguminosae</i>	445
<i>Rosaceae</i>	334
<i>Cruciferae</i>	297
<i>Caryophyllaceae</i>	289
<i>Umbelliferae</i>	238
<i>Scrophulariaceae</i>	220
<i>Labiatae</i>	203
<i>Ranunculaceae</i>	165
<i>Plumbaginaceae</i>	131
<b>ANGIOSPERME MONOCOTILEDONI</b>	
<i>Graminaceae</i>	535
<i>Cyperaceae</i>	193
<i>Orchidaceae</i>	124

Tabella 4.2 - Famiglie più rappresentate nella flora vascolare italiana e loro consistenza in specie.

ro di regioni italiane. Spiccano tra queste quelle a maggiore variabilità ambientale, ovvero Piemonte (3.521), Toscana (3.435), Friuli-Venezia Giulia (3.335), Veneto (3.295), Abruzzo (3.232), Lazio (3.228) e Lombardia (3.220) (figura 4.3).

Comparando tali valori con quanto riportato da PIGNATTI (1982; 1994), emerge un forte incremento numerico delle famiglie, dei generi e delle specie sia a scala nazionale che regionale: il numero delle specie è aumentato di ben 1.112 unità, quello dei generi di 21 e quello delle famiglie di 16. Tali variazioni, come già detto, non sono sempre imputabili alla scoperta di entità nuove per la scienza o al rinvenimento entro i confini nazionali o regionali di piante già note per territori limitrofi. La spiegazione sta spesso nell'ingressione sempre più massiccia di specie esotiche naturalizzate, provenienti da Paesi lontani per azione dell'uomo, e nel-

l'approfondimento degli studi tassonomici su diversi gruppi che ha portato a nuove interpretazioni della variabilità e quindi a una differente attribuzione di questa al livello di specie.

Per quanto riguarda le specie esotiche naturalizzate, allo stato attuale ne sono state censite 751, pari all'11,2% della flora totale; una gran parte di queste sono di origine americana (GENTILE, 1991). Se si pensa che nel 1974 VIEGI *et al.* avevano censito 527 specie entrate a far parte stabilmente della flora italiana, si può affermare come negli ultimi decenni 'l'inquinamento floristico', valutabile in questi termini, stia assumendo in Italia dimensioni non trascurabili.

Relativamente al numero complessivo dei generi trattati nelle principali opere di Flora Italiana, l'analisi storica effettuata di recente da ALESSANDRINI e PALAZZINI CERQUETELLA (2001) evidenzia come, a partire dall'inizio dell'Ottocento, si possa individuare una chiara tendenza all'incremento che deriva essenzialmente dai seguenti motivi: istituzione di nuovi generi, riabilitazione di generi trascurati, rinvenimento di generi nuovi per la flora italiana. Si riportano in figura 4.4 le valutazioni numeriche, aggiornate con i dati a nostra disposizione.

Nel futuro i valori per i diversi ranghi gerarchici saranno suscettibili di ulteriori variazioni via via che si acquisiranno nuovi dati soprattutto per le regioni ancora poco indagate, quali ad esempio Basilicata e parte della Campania. Fondamentale sarà poi l'approfondimento di gruppi tassonomicamente critici, caratterizzati da una complessa biologia riproduttiva; ricordiamo ad esempio alcuni generi nell'ambito delle famiglie *Rosaceae* (*Rosa*, *Rubus*, *Alchemilla*) e *Compositae* (*Centaurea*, *Hieracium*), sui quali sono già stati avviati alcuni studi. Da non sottovalutare poi i numerosi nodi di tipo nomenclaturale che dovranno ancora essere sciolti, comportando di conseguenza anche risvolti di tipo quantitativo.

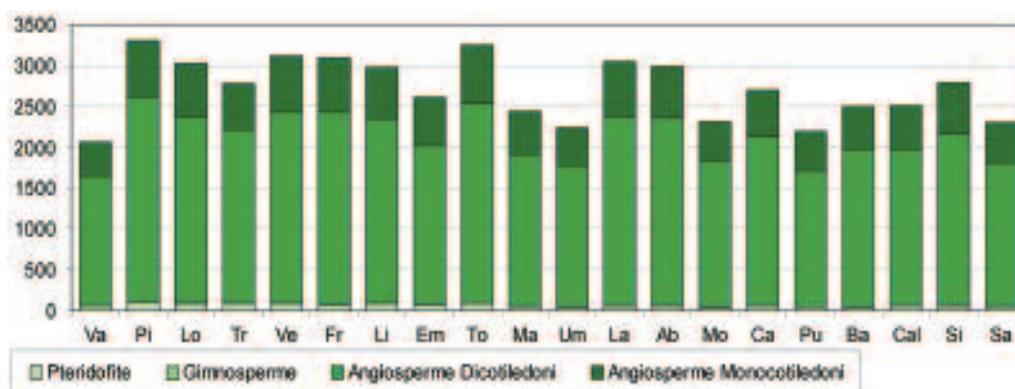


Fig. 4.3 - Numero di specie appartenenti a Pteridofite, Gimnosperme, Angiosperme Dicotiledoni, Angiosperme Monocotiledoni, nelle 20 regioni italiane (sigle delle regioni come in CONTI *et al.*, 1997).

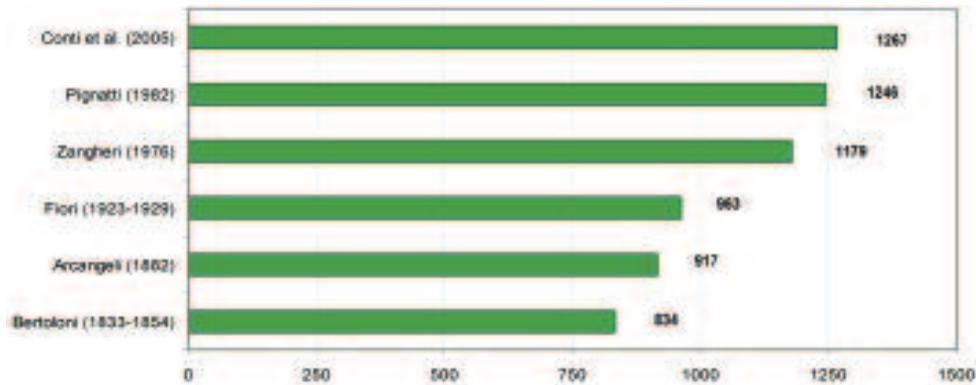


Fig. 4.4 - Numero di generi nelle principali opere sulla flora italiana (ALESSANDRINI, PALAZZINI CERQUETELLA, 2001, aggiornato).

## Le entità endemiche

In termini fitogeografici la flora vascolare italiana è riconducibile a nove corotipi principali, dove per corotipo si intende un gruppo di entità con areali coincidenti (*sensu* PIGNATTI, 1982; tabella 4.3).

Sulla base delle valutazioni effettuate da ANZALDI *et al.* (1988), al consistente contingente di Eurasiatiche (20,93%) e di Stenomediterranee (16,65%) si affianca, di poco subordinato, l'insieme delle Endemiche, che si attesta nel complesso sul 13,50%.

Per quanto lontano dai valori raggiunti nei Paesi a carattere insulare, il valore computato per l'Italia risulta abbastanza elevato; a questo contribuiscono essenzialmente gli endemiti alpini, quelli appenninici e i sardo-corsi.

In questa sede si riportano i dati aggiornati per l'Italia,

sia a scala nazionale che regionale, per una categoria comprendente solo le Endemiche in senso stretto e le Endemiche sardo-corse (figura 4.5). Non avendo tenuto conto delle entità subendemiche come invece fatto da ANZALDI *et al.* (l.c.), non è possibile fare delle comparazioni numeriche con il valore sopra riportato.

Dall'analisi dei nostri dati emerge come il numero complessivo di endemiche, comprensivo anche delle entità di rango subspecifico, sia pari a ben 1.021, di cui 767 specie e 281 sottospecie. A scala regionale le due regioni insulari Sicilia e Sardegna si attestano, come ci si poteva attendere, su valori molto alti, pari rispettivamente a 321 e 254 entità; seguono Calabria (205), Abruzzo (177), Lazio (164) e Basilicata (159). Le regioni dell'arco alpino, ospitando entità più di tipo subendemico, mostrano in genere valori contenuti.

**Endemiche:** specie esistenti soltanto in un territorio (area geografica, regione, nazione) oppure soltanto in una porzione di questo. Si dividono in *paleoendemismi*, di origine terziaria o più antica, e *neoendemismi*, di origine pleistocenica e post-glaciale.

**Mediterranee:** specie con areale centrato sul bacino del Mediterraneo. Al loro interno si distinguono le *Stenomediterranee*, presenti lungo le coste e nelle aree più calde, le *Eurimediterranee*, che penetrano fino all'Europa centrale, e le *Mediterraneo-montane*, presenti sulle catene montuose mediterranee.

**Eurasiatiche:** specie diffuse nel continente eurasiatico. Comprendono specie *sudeuropee-subsiberiane*, tipiche delle zone calde dell'Europa; *pontiche*, presenti nell'Europa sud-orientale continentale (N del Mar Nero-Balceni), *illiriche/anfiadriatiche*, distribuite nei Balcani e lungo il versante adriatico della Penisola italiana; *paleotemperate*, caratteristiche delle zone temperate paleoatiche (Eurasia e N-Africa), *eurasiatiche*, presenti dall'Europa al Giappone, e *turaniche*, con areali centrati sul Medio-Oriente, Turchia, Asia interna steppica e desertica (ma a volte anche Caucaso, Balcani e Mediterraneo).

**Atlantiche:** rappresentano l'elemento occidentale della nostra flora, con baricentro sulla costa atlantica. Si dividono in *atlantiche (anfiatlantiche)*, tipiche delle zone dell'Europa occidentale a clima temperato-oceanico e *mediterraneo-atlantiche*, presenti nelle zone litorali atlantiche e mediterranee.

**Orofile S-Europee:** specie montane e alpine dei rilievi dell'Europa meridionale (Pirenei, Alpi, Carpazi, Alpi Dinariche).

**Boreali:** specie limitate alle parti più fredde dell'Europa e del Nordamerica (presenti in Italia per lo più sulle Alpi). Si distinguono in *artico-alpine*, tipiche delle zone fredde circumartiche e alpine elevate, *circumboreali*, distribuite nelle zone temperato-fredde oloartiche (Eurasia e Nord-America), e *euro-siberiane*, limitate alle zone temperato-fredde paleoartiche (Eurasia).

**Gruppi ad ampia distribuzione:** si tratta di specie presenti in tutte le zone del mondo, o almeno nella maggioranza di esse. Comprendono le specie *cosmopolite*, presenti in tutte le regioni biogeografiche, *sub-cosmopolite*, molto diffuse ma con importanti lacune (es. continenti o intere zone bioclimatiche), *paleotropicali*, diffuse nei Paesi della fascia tropicale dell'Africa e Asia, *pantropicali*, presenti nella fascia tropicale dell'Eurasia, dell'Africa e dell'America, e infine le *avventizie* e le *esotiche naturalizzate*, popolazioni temporanee o permanenti di specie di altre regioni biogeografiche.

Tabella 4.3 - Sintesi dei principali corotipi della Flora Italiana (da PIGNATTI, 1982).

Fig. 4.5 - Numero delle entità endemiche (specie e sottospecie) presenti nelle 20 regioni italiane (sigle delle regioni come in CONTI *et al.*, 1997).

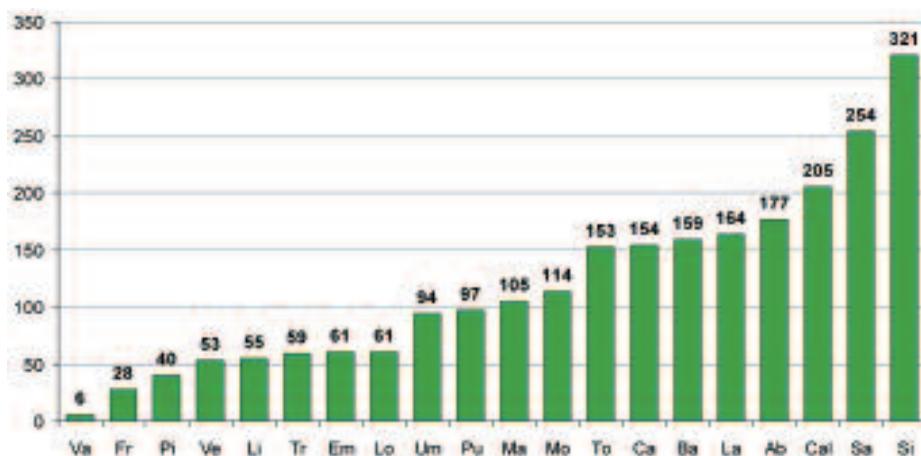


Fig. 4.6 - *Viola aethnensis* Parl. subsp. *messanensis* (W. Becker) Merxm. et Lippert, entità endemica dell'Appennino meridionale e della Sicilia (foto di S. Bonacquisti).

### La diversità tassonomica e la diversità floristica

È possibile effettuare delle prime valutazioni quantitative sul valore conservazionistico delle flore regionali utilizzando alcuni Indici di diversità tassonomica ampiamente collaudati (POLDINI, 1991; SELVI, 1998). Nello specifico gli Indici qui considerati sono basati sul rapporto percentuale tra numero di famiglie e numero di generi e tra numero di generi e numero di specie; questi vengono ritenuti buoni indici di diversità perché sensibili alla presenza di *taxa* tra loro poco strettamente imparentati, quindi differenti per caratteristiche ecologiche.

Dall'analisi dei dati riportati in tabella 4.4, le regioni a più elevata diversità tassonomica risultano essere la Puglia, l'Umbria, la Sardegna, il Molise, le Marche e l'Emilia-Romagna. Se si analizzano invece i soli valori assoluti del numero di entità presenti (tabella 4.5), si può osservare come le regioni più ricche siano Piemonte, Toscana,

Friuli-Venezia Giulia, Veneto e Abruzzo. Per valutare meglio la ricchezza floristica bisogna inoltre mettere in relazione il numero di entità presenti con la superficie del territorio regionale e tenere conto che in questi valori sono comprese anche le entità esotiche naturalizzate.

Misurazioni oggettive della ricchezza floristica di un territorio si basano invece sul numero di specie per unità di superficie, depurate dall'effetto 'ampiezza dell'area', poiché tale rapporto diminuisce con l'aumentare della

	n° famiglie	n° generi	n° specie	n° famiglie/ n° generi (%)	n° generi/ n° specie (%)
Valle d'Aosta	143	618	2.068	23,14	29,88
Piemonte	171	887	3.304	19,28	26,85
Lombardia	171	828	3.017	20,65	27,44
Trentino-Alto Adige	161	756	2.776	21,30	27,23
Veneto	170	878	3.111	19,36	28,22
Friuli-Venezia Giulia	171	885	3.094	19,32	28,60
Liguria	169	879	2.977	19,23	29,53
Emilia-Romagna	165	839	2.609	19,67	32,16
Toscana	174	953	3.249	18,26	29,33
Marche	152	785	2.436	19,36	32,22
Umbria	152	763	2.241	19,92	34,05
Lazio	174	925	3.041	18,81	30,42
Abruzzo	160	862	2.989	18,56	28,84
Molise	141	752	2.308	18,75	32,58
Campania	163	847	2.691	19,24	31,48
Puglia	142	759	2.199	18,71	34,52
Basilicata	142	780	2.501	18,21	31,19
Calabria	148	798	2.513	18,55	31,75
Sicilia	157	859	2.793	18,28	30,76
Sardegna	157	778	2.295	20,18	33,90
<b>Italia</b>	<b>196</b>	<b>1.267</b>	<b>6.711</b>	<b>15,47</b>	<b>18,88</b>

Tabella 4.4 - Indici di diversità tassonomica per le 20 regioni italiane.

	superficie (km <sup>2</sup> )	n° entità
Valle d'Aosta	3.264	2.174
Piemonte	25.399	3.521
Lombardia	23.859	3.220
Trentino-Alto Adige	13.607	2.985
Veneto	18.365	3.295
Friuli-Venezia Giulia	7.844	3.335
Liguria	5.418	3.131
Emilia-Romagna	22.125	2.726
Toscana	22.992	3.435
Marche	9.693	2.571
Umbria	8.456	2.360
Lazio	17.227	3.228
Abruzzo	10.794	3.232
Molise	4.438	2.412
Campania	13.595	2.844
Puglia	19.357	2.287
Basilicata	9.992	2.636
Calabria	15.080	2.630
Sicilia	25.707	3.011
Sardegna	24.090	2.408
<b>Italia</b>	<b>301.302</b>	<b>7.634</b>

Tabella 4.5 - Numero di entità vascolari nelle 20 regioni italiane (fonte dati di superficie: [http://www.globalgeografia.com/italia/italia\\_sup.htm](http://www.globalgeografia.com/italia/italia_sup.htm)).

superficie. Valutazioni fatte dagli Autori citati hanno dimostrato come le nazioni d'Europa ove si concentra la maggiore diversità floristica siano nell'ordine l'Italia, l'ex Jugoslavia e la Spagna (PIGNATTI, 1994; CRISTOFOLINI, 1998). Analogamente a quanto fatto per le regioni italiane in tabella 4.6 si riportano i dati relativi ai paesi europei.

### Le specie vulnerabili, endemiche e rare della flora vascolare italiana<sup>3</sup>

La pubblicazione del "Libro Rosso delle Piantе d'Italia" (CONTI *et al.*, 1992), con l'indicazione di quasi 500 piante (più dell'6% della flora vascolare) ritenute a rischio di estinzione nel territorio italiano (LUCAS e SYNGE, 1978), rappresentò una prima risposta nazionale alle esigenze di carattere protezionistico e fu di stimolo alla conoscenza della flora minacciata del nostro Paese.

Recentemente, il Database EDEN (*Enhanced Database of ENdangered species*)<sup>4</sup>(SBI, 2000) ha fornito, su base bibliografica, ulteriori e più puntuali informazioni su distribuzione ed ecologia delle piante vascolari riportate nel Libro Rosso.

	superficie (km <sup>2</sup> )	n° specie
Albania	28.750	3.200
Svizzera	41.290	3.100
Austria	83.860	3.350
Portogallo	92.000	2.850
Ungheria	93.030	2.600
Bulgaria	110.910	3.600
ex Cecoslovacchia	127.300	3.050
Grecia	131.990	4.150
Romania	235.500	3.600
Isole Britanniche	244.800	2.400
Italia	301.302	6.711
ex Jugoslavia	256.393	5.075
Polonia	311.730	2.350
Norvegia	323.917	1.500
Finlandia	377.009	1.350
Germania	353.640	3.050
Svezia	449.531	1.700
Spagna	505.545	5.200
Francia	551.695	5.000
ex URSS europea	5.443.900	4.450

Tabella 4.6 - Numero di specie di piante vascolari nei paesi europei (CRISTOFOLINI, 1998; dati aggiornati per l'Italia secondo Banca dati, 2005).

Nel 1997 fu seguita la nuova versione delle 'IUCN Red List Categories' (IUCN, 1994; RIZZOTTO, 1995) per la redazione delle "Liste Rosse Regionali delle Piantе d'Italia" (CONTI *et al.*, 1997), altro importante testo, frutto della collaborazione dei migliori floristi delle varie parti del Paese e oggi ancora utilizzato. In base alle liste regionali fu ampliato e integrato l'elenco delle entità minacciate del Libro Rosso che arrivò a un totale di 1.011 entità a rischio di estinzione a livello nazionale, il 13% circa della flora vascolare italiana. La figura 4.7 riporta la loro ripartizione nelle seguenti categorie: EX=estinti; EW=estinti in natura; CR=gravemente minacciati; EN=minacciati; VU=vulnerabili; LR=a minor rischio; DD=dati insufficienti. Già dai dati riportati in figura emerge una componente, pari a circa il 2% di entità dell'elenco nazionale, di cui alla fine degli anni '90 non si avevano informazioni sufficienti.

<sup>3</sup> Il sottocapitolo è stato curato Anna Scoppola e Claudia Caporali.

<sup>4</sup> Convenzione tra il Ministero dell'Ambiente e la Società Botanica Italiana sulle entità rare e in via di estinzione della flora italiana; nell'ambito dei progetti LIFE Natura LIFE92 NAT/IT/013100 e LIFE94 NAT/IT/001048.



Fig. 4.7 - Ripartizione percentuale della flora minacciata (1.011 entità) nelle categorie IUCN.

Negli anni 2000-2005, parallelamente alla realizzazione della checklist della flora vascolare italiana (CONTI *et al.*, 2005) è stato eseguito un approfondito aggiornamento del quadro distributivo di un contingente di 1.165 entità vascolari della flora italiana altamente caratterizzanti la flora del nostro Paese<sup>5</sup>. Tali entità sono state scelte principalmente in base a criteri di vulnerabilità (*sensu* IUCN, 1994), endemicità e rarità. Il numero di 1.165 entità risulta, infatti dall'insieme delle piante elencate nel Libro Rosso del 1992, di quelle aggiunte nell'ampliamento nazionale del 1997, delle entità elencate nell'Allegato II della Direttiva Habitat presenti in Italia, di alcune entità endemiche ad areale ristretto tra quelle che la Società Botanica Italiana nel 1995 ha suggerito all'Unione europea per l'inserimento in un eventuale ampliamento dell'Allegato II della Direttiva Habitat.

Su questo contingente di entità si sono concentrate le ricerche di una fitta rete di collaboratori e specialisti, in massima parte soci della Società Botanica Italiana, coordinati dall'Erbario dell'Università della Tuscia di Viterbo (UTV), che con le loro conoscenze dettagliate e aggiornate hanno permesso l'archiviazione di più di 27.000 record ripartiti fra dati bibliografici provenienti da fonti attendibili e il più possibile recenti, dati d'erbario verificati uno a uno e dati di campagna inediti. La figura 4.10 mostra appunto la consistenza percentuale dei dati raccolti nelle varie regioni: la prevalenza dell'una o dell'altra componente è da mettere in relazione con la presenza e la disponibilità in una data regione di importanti strutture museali e biblioteche o di gruppi di ricerca particolarmente attivi sul territorio; alla situazione della Tosca-



Fig. 4.8 - *Dianthus rupicola* Biv. s.s. (VU nel Libro Rosso nazionale) in Calabria (foto di G. Spampinato).

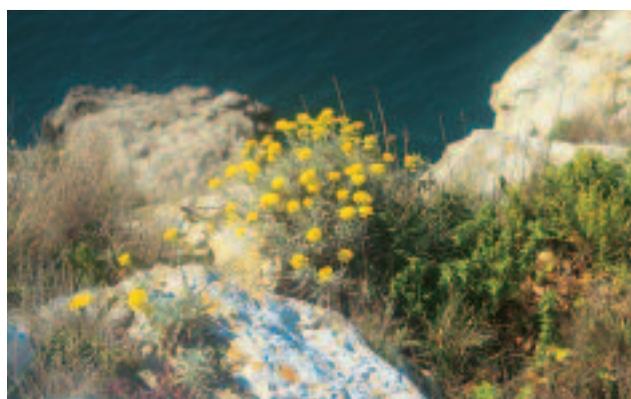


Fig. 4.9 - *Aurinia leucadea* (Guss.) C. Koch (EN nel Libro Rosso nazionale) in Puglia (foto di P. Medagli).

na o della Sardegna si contrappone ad esempio quella delle Marche o del Molise e quella dell'Emilia-Romagna.

I dati raccolti nell'ambito del progetto e parzialmente sintetizzati nelle figure che seguono inducono ad alcune interessanti considerazioni.

La figura 4.11 mostra ad esempio il numero di entità calcolato in base alla loro distribuzione reale ottenuta con i dati di questo aggiornamento e ripartite per regione: da notare l'elevato numero di entità nelle grandi isole (per lo più endemiche ad areale ristretto), in alcune regioni dell'arco alpino e in Toscana.

La figura 4.12 mostra, invece, la ripartizione regionale del contingente di entità a rischio non ancora sufficientemente conosciute. In particolare, la prima cartina (a) riporta la situazione delle entità *'inquirenda'* a livello regionale, quelle piante non più osservate in tempi recenti (talvolta anche da più di un secolo) e forse ormai scomparse localmente, di cui si hanno dati distributivi ancora insufficienti o su cui esistono problemi tassonomici ancora aperti. La seconda cartina (b) mostra la situazione delle *'excludenda'*, categoria che raggruppa le entità che,

<sup>5</sup> Nell'ambito della convenzione "Completamento delle conoscenze naturalistiche in Italia", stipulata tra diversi Atenei, CNR e Ministero dell'Ambiente.

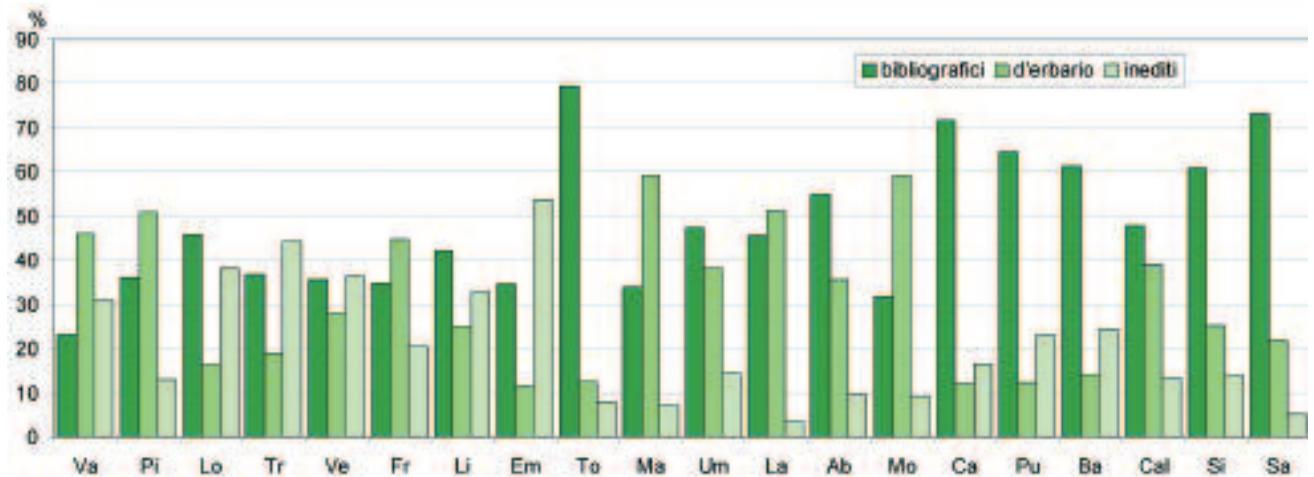


Fig. 4.10 - Ripartizione percentuale dei dati fra le diverse fonti utilizzate, per regione.

in base all'attuale aggiornamento, sono da escludere dalla flora autoctona delle varie regioni in quanto estinte localmente, segnalate in passato per errore, confuse con entità affini o presenti solo in coltura. Il significativo numero di entità delle due categorie in molte regioni conferma la necessità di compiere ulteriori studi su questa componente della flora vascolare, sebbene da molti sia ormai considerata ben nota. In realtà, non è facile dimostrare la scomparsa di una entità se non ci sono dati sufficienti e non si può essere certi della distruzione del suo habitat in tutte le stazioni note. È più corretto, in questi casi, parlare di piante 'non più osservate' o 'forse estinte'. Inoltre, molto spesso sono i nomi di piante che scompaiono mentre il 'pool genico' del patrimonio floristico rimane pressoché invariato in quanto molte delle entità scomparse

dalla flora di una o l'altra regione o dall'intero territorio nazionale, sono in genere rimpiazzate da entità affini messe in evidenza da studi biosistemati recenti più approfonditi (PIGNATTI *et al.*, 2001).

Tra le 'excludenda' vanno considerate 'critiche', dunque meritevoli di un esame più attento, soprattutto quelle entità che risultano tali in tutte le regioni in cui erano segnalate fino ad oggi (tabella 4.7); la loro esclusione dalle flore regionali determina, infatti, un'immediata perdita di biodiversità a livello nazionale. Appartengono a questo gruppo, fra le altre, *Apium repens* (Jacq.) Lag., ormai scomparso da Trentino-Alto Adige, Emilia Romagna e Abruzzo, di cui la vecchia citazione per la Lombardia è probabilmente da considerare errata, *Peucedanum coriaceum* Rchb. var. *pospichalii* Thell., *Bellevalia ciliata* (Cyr.)



Fig. 4.11 - Numero di entità della flora minacciata presenti in ciascuna regione.

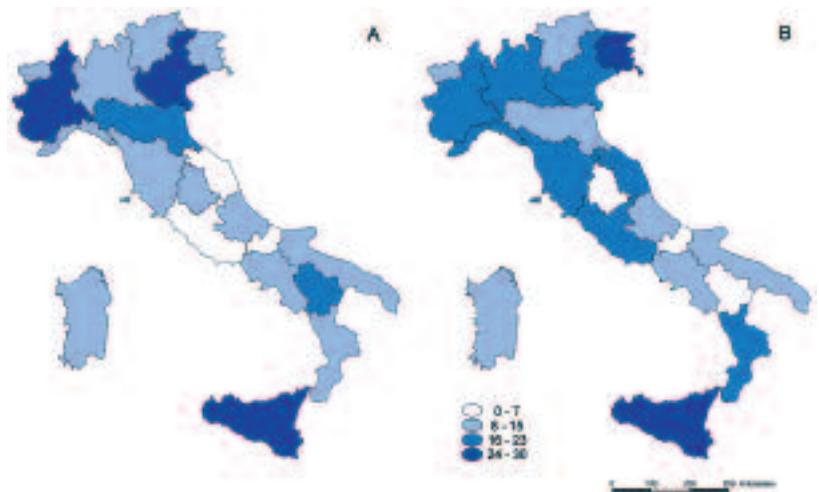


Fig. 4.12 - Consistenza del contingente di entità minacciate nelle diverse regioni: A - inquirenda, B - excludenda.

Entità estinte almeno in natura		
Status IUCN in Italia (1997)		Regionie di provenienza degli ultimi dati distributivi
EW	<i>Carex bohemica</i> Schreb.	Piemonte, Emilia-Romagna
CR	<i>Apium repens</i> (Jacq.) Lag	Lombardia, Trentino-Alto Adige, Emilia-Romagna, Abruzzo
EW	<i>Lythrum thesioides</i> M.Bieb.	Lombardia, Veneto, Emilia-Romagna
VU	<i>Sagina nodosa</i> (L.) Fenzl	Trentino-Alto Adige
EW	<i>Scilla litardierei</i> Breistr.	Friuli-Venezia Giulia
VU	<i>Peucedanum coriaceum</i> Rchb. var. <i>pospichalii</i> Thell.	Friuli-Venezia Giulia
EW	<i>Astragalus scorpioides</i> Pourr. ex Willd.	Toscana
EW	<i>Nepeta italica</i> L.	Marche
EW	<i>Nonea obtusifolia</i> (Willd.) DC.	Lazio
EW	<i>Trifolium latinum</i> Sebast.	Lazio
CR	<i>Bellevalia ciliata</i> (Cyr.) Nees	Puglia
CR	<i>Limonium peucetium</i> Pignatti	Puglia
EW	<i>Pinus halepensis</i> Mill. subsp. <i>brutia</i> (Ten.) Holmboe	Calabria
EX	<i>Salvia ceratophylloides</i> Ardoino	Calabria
EX	<i>Allium permixtum</i> Guss. s.s.	Sicilia
EX	<i>Limonium catanense</i> (Tineo ex Lojac.) Brullo	Sicilia
EX	<i>Limonium intermedium</i> (Guss.) Bröcchio	Sicilia
EW	<i>Potamogeton sicus</i> Tineo s.s.	Sicilia
CR	<i>Puccinellia gussonei</i> Parl.	Sicilia
EW	<i>Rumex dentatus</i> L.	Sicilia
EW	<i>Teucrium creticum</i> L.	Sicilia
Entità indicate per errore		
Status IUCN in Italia (1997)		Regionie di provenienza delle ultime citazioni
EX	<i>Chrysosplenium oppositifolium</i> L.	Piemonte, Lombardia
LR	<i>Laser trilobum</i> (L.) Borkh.	Trentino-Alto Adige
VU	<i>Utricularia ochroleuca</i> R.V. Hartm.	Trentino-Alto Adige
VU	<i>Carex melanostachya</i> M. Bieb. ex Willd.	Trentino-Alto Adige, Veneto
LR	<i>Campanula marchesettii</i> Witasek	Trentino-Alto Adige, Friuli-Venezia Giulia
EN	<i>Epipactis greuteri</i> M. Baumann et Künkele	Veneto, Emilia-Romagna, Toscana
LR	<i>Limonium savianum</i> Pignatti	Toscana
EW	<i>Sesleria tuzsonii</i> Ujhelyi	Toscana
LR	<i>Umbilicus erectus</i> DC. [= <i>U. luteus</i> (Huds.) Webb. et Berthel.]	Abruzzo, Puglia, Calabria
VU	<i>Allium aethusanum</i> Garbari	Sicilia
LR	<i>Anthemis urvilleana</i> (DC.) Sommier et Car.-G.	Sicilia
LR	<i>Asparagus aetnensis</i> Tornab.	Sicilia
LR	<i>Limonium exaristatum</i> (Murb.) P. Fourn.	Sicilia
LR	<i>Spergula morisonii</i> Boreau	Sicilia
DD	<i>Saxifraga carpetana</i> Boiss. et Reut. subsp. <i>carpetana</i>	Sicilia
DD	<i>Iris todaroana</i> Cif. et Giacom.	Sicilia, Sardegna

Tabella 4.7 - Prospetto delle entità oggi da escludere dalla Flora nazionale perchè non più osservate da tempo o segnalate per errore.

Nees., *Limonium peucetium* Pignatti, *Puccinellia gussonei* Parl., *Sagina nodosa* (L.) Fenzl, che in CONTI *et al.* (1992, 1997) rientravano in altre categorie di rischio. *Saxifraga carpetana* Boiss. et Reut. subsp. *carpetana* e *Iris todaroana* Cif. et Giacom., di cui in passato mancavano dati certi (DD) sono ora da escludere dalla nostra flora perchè in

realtà segnalate per errore. Alcune di esse, infatti, già ora non vengono più citate per il territorio italiano da importanti Flore quali la *Med Checklist*, *Flora Europaea*, ecc.

La tabella 4.8 riporta, invece, le entità che risultano ‘*inquirenda*’ nell’intero territorio nazionale, per le quali le conoscenze rimangono insufficienti e appare indispen-

sabile una ulteriore verifica e l'aggiornamento dei dati. In alcuni casi si tratta, ad esempio, di entità inconsistenti e tuttora critiche dal punto di vista della loro esatta identità, pertanto poco osservate e di difficile identificazione.

Per confermare o smentire la reale scomparsa di entità floristiche non è dunque sufficiente una ricognizione superficiale o saltuaria nei luoghi già noti ma è indispensabile avviare una seria attività di monitoraggio, in grado di fornire nel tempo dati statisticamente validi (PIGNATTI *et al.*, 2001); alcune delle presunte estinzioni in una o più regioni in futuro forse potranno essere smentite proprio grazie al progresso delle conoscenze.

<i>Asparagus pastorianus</i> Webb et Berth.
<i>Carex juncella</i> (Fr.) Th. Fr.
<i>Carthamus dentatus</i> Vahl
<i>Centaurea africana</i> Lam.
<i>Christella dentata</i> (Forssk.) Brownsey et Jermy
<i>Dactylorhiza praetermissa</i> (Druce) Soó
<i>Hieracium pavichi</i> Heuff.
<i>Iberis linifolia</i> L. subsp. <i>stricta</i> (Jord.) P. Fourn.
<i>Linum catanense</i> Strobl.
<i>Malcolmia africana</i> (L.) R. Br.
<i>Pedicularis sylvatica</i> L.
<i>Saxifraga hirculus</i> L.
<i>Silene turbinata</i> Guss.
<i>Spergularia tunetana</i> (Maire) Jalas
<i>Stachys brachyclada</i> De Noël

Tabella 4.8 - Elenco delle entità 'inquirenda' a livello nazionale.

A tal fine un'approfondita ricognizione è stata effettuata sulle 77 entità dell'Allegato II della Direttiva 92/43 Habitat. La figura 4.13 mostra la loro ripartizione per regione: di esse ben 32 sono prioritarie (tabella 4.9) e più del 75% endemiche. Si nota la totale assenza di entità nelle Marche, mentre è particolarmente indicativa la situazione delle grandi isole dove si concentrano numerose entità prioritarie per lo più endemiche e ad areale ristretto; ne sono un esempio *Abies nebrodensis* (Lojac.) Mattei, *Leontodon siculus* (Guss.) R.A. Finch et P.D. Sell o *Aster sorrentini* (Tod.) Lojac. in Sicilia, *Astragalus maritimus* Moris, *Centaurea horrida* Badarò o *Anchusa crispa* Viv. in Sardegna.

Molte di esse andrebbero ricercate in diverse regioni perché non vi sono state ritrovate da tempo; due in particolare, *Gypsophila papillosa* Porta in Trentino-Alto Adige (VU nelle Liste Rosse) e *Saxifraga hirculus* L in Valle d'Aosta (DD nelle Liste Rosse) andrebbero studiate più a fondo non essendo ancora ben nota la loro distribuzione.

Come suggerito dalla IUCN (IUCN, 1994; WALTER

<b>Gimnosperme</b>
<i>Abies nebrodensis</i> (Lojac.) Mattei
<b>Angiosperme Dicotiledoni</b>
<i>Anchusa crispa</i> Viv.
<i>Armeria helodes</i> Martini et Poldini
<i>Aster sorrentinii</i> (Tod.) Lojac.
<i>Astragalus aquilanus</i> Anzalone
<i>Astragalus maritimus</i> Moris
<i>Astragalus verrucosus</i> Moris
<i>Bassia saxicola</i> (Guss.) A.J. Schott
<i>Brassica macrocarpa</i> Guss.
<i>Campanula sabatia</i> De Not.
<i>Centaurea horrida</i> Badarò
<i>Cytisus aeolicus</i> Lindl.
<i>Euphrasia genargentea</i> (Feoli) Diana Corrias
<i>Galium litorale</i> Guss.
<i>Gypsophila papillosa</i> Porta
<i>Herniaria litardierei</i> (Gamisans) Greuter & Burdet
<i>Lamyropsis microcephala</i> (Moris) Dittrich et Greuter
<i>Leontodon siculus</i> (Guss.) R.A. Finch et P.D. Sell
<i>Limonium insulare</i> (Bég. et Landi) Arrigoni et Diana
<i>Limonium pseudolaetum</i> Arrigoni et Diana
<i>Limonium strictissimum</i> (Salzm.) Arrigoni
<i>Linum muelleri</i> Moris
<i>Primula pedemontana</i> Gaudin subsp. <i>apennina</i> (Widmer) Kress
<i>Ribes sardoum</i> Martelli
<i>Salicornia veneta</i> Pignatti et Lausi
<i>Silene hicesiae</i> Brullo et Signorello
<i>Silene velutina</i> Loisel.
<b>Angiosperme Monocotiledoni</b>
<i>Carex panormitana</i> Guss.
<i>Muscari gussonei</i> (Parl.) Tod.
<i>Ophrys lunulata</i> Parl.
<i>Stipa austroitalica</i> Martinovsky
<i>Stipa veneta</i> Moraldo

Tabella 4.9 - Specie prioritarie dell'Allegato II della Direttiva Habitat presenti in Italia.

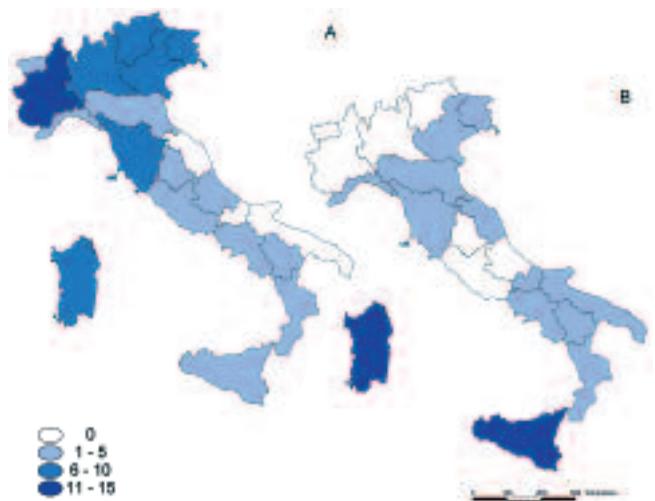


Fig. 4.13 - Ripartizione per regione delle entità (A) e delle entità prioritarie (B) dell'Allegato II della Direttiva Habitat.

e GILLET, 1998) e in altre occasioni (RIZZOTTO, 1995; PIGNATTI *et al.*, 2001), a questo lavoro di aggiornamento dei dati distributivi dovrebbe far seguito un riesame delle entità sulla base dei nuovi criteri di valutazione del grado di rischio e delle più recenti acquisizioni. Questo aggiornamento sarebbe importante sia per le entità inserite nelle categorie 'in pericolo' (CR, EN, VU) che per quelle 'a minor rischio' (LR), come *Lindernia procumbens* (Krock.) Philcox, *Carex stenophylla* Wahlenb., *Schoenoplectus supinus* (L.) Palla e altre, e anche per le entità minacciate la cui situazione è in progressivo peggioramento, come *Caldesia parnassifolia* (L.) Parl., *Silene linicola* C.C. Gmel. e *Aldrovanda vesiculosa* L. Per l'Italia, un primo contributo in questo senso è dato dal lavoro di GIOVI *et al.* (2003), che hanno preso in considerazione lo status di 8 entità tratte da CONTI *et al.* (1997) (CR: *Adonis vernalis* L., *Iris setina* Colasante; EN: *Malcolmia littorea* (L.) R. Br.; VU: *Isoëtes velata* A. Braun subsp. *velata*, *Astragalus aquilanus* Anzalone, *Vicia sativa* L. subsp. *incisa* (M. Bieb.) Arcang., *Goniolium italicum* Tammaro, Frizzi et Pignatti; LR: *Acer cappadocicum* Gled. subsp. *lobelii* (Ten.) Murray) allo scopo di valutare l'applicabilità per la flora italiana dei nuovi criteri stabiliti dall'IUCN.

Andrebbe rivalutato, inoltre, lo status di alcune entità non considerate in passato ma che, alla luce di questo e altri recenti studi (SBI, 2000; ABBATE *et al.*, 2001; PIGNATTI *et al.*, 2001; PROSSER, 2001; ecc.), meritano maggiore considerazione; è il caso di *Dianthus ferrugineus* Miller, *Erinus alpinus* L., *Romulea requienii* Parl., *Crocus minimus* DC. o di *Polygala apiculata* Porta e di molte altre entità. A questo proposito un esempio, anche se limitato a un troppo ristretto numero di entità, è fornito dal volume edito dall'ANPA (oggi APAT) sulle liste rosse e blu della flora italiana (PIGNATTI *et al.*, 2001).

Tra le entità da proporre per l'ampliamento dell'Allegato II della Direttiva Habitat, 165, in cui l'elemento endemico è nettamente prevalente (circa il 75%), sono ripartite nelle varie regioni secondo quanto mostrato nella figura 4.14: anche in questo caso Sicilia e Sardegna risultano le regioni più ricche. Tuttavia, per 23 di esse, nonostante gli approfondimenti condotti in questi anni, ancora vi è qualche dubbio sulla reale presenza in una o l'altra regione (tabella 4.10). Da segnalare fra queste entità più critiche *Pilularia minuta* Durieu ex Braun (VU nel Libro Rosso), ormai scomparsa da Lazio e quasi certamente dalla Sicilia e da quasi un secolo non più ritrovata in Sardegna o *Wulfenia carinthiaca* Jacq. (EN nel Libro Rosso) nota per il Friuli-Venezia Giulia dove però non è stata osservata da oltre 50 anni nonostante ripetute ricerche.

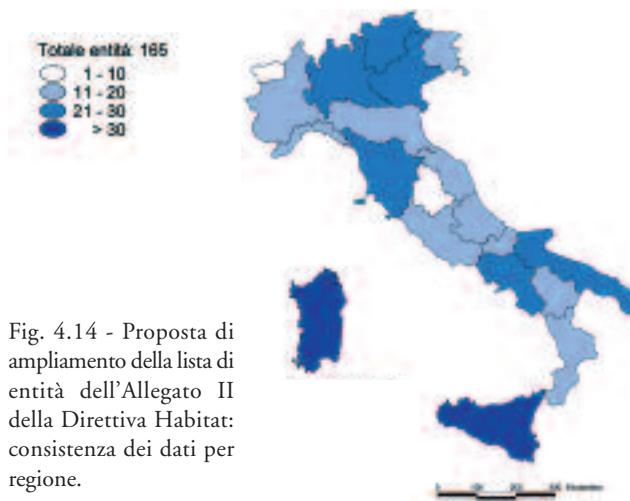


Fig. 4.14 - Proposta di ampliamento della lista di entità dell'Allegato II della Direttiva Habitat: consistenza dei dati per regione.

<i>Anagallis monelli</i> L.
<i>Anagallis tenella</i> (L.) L.
<i>Artemisia petrosa</i> (Baumg.) Jan subsp. <i>eriantha</i> (Ten.) Giacomini et Pignatti
<i>Biscutella cichoriifolia</i> Loisel.
<i>Carex liparocarpos</i> Gaudin subsp. <i>liparocarpos</i>
<i>Centaurea centauroioides</i> L.
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i> (Saut. ex Rchb.) Soó
<i>Euphorbia villosa</i> Wald. et Kit.
<i>Iberis semperflorens</i> L.
<i>Lycopodiella inundata</i> (L.) Holub
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.
<i>Myosotis speluncicola</i> (Boiss.) Rouy
<i>Paeonia mascula</i> ssp. <i>russoi</i> (Biv.) Cullen et Heyw.
<i>Pilularia minuta</i> Durieu ex A. Braun
<i>Polygala exilis</i> DC.
<i>Potamogeton coloratus</i> Vahl
<i>Rhynchospora elephas</i> (L.) Griseb.
<i>Senecio doria</i> L.
<i>Sesleria italica</i> (Pamp.) Ujhelyi
<i>Stachys maritima</i> Gouan
<i>Vicia barbazitae</i> Ten. et Guss.
<i>Viola aethnensis</i> Parl. subsp. <i>splendida</i> (W. Becker) Merxm. et Lippert
<i>Wulfenia carinthiaca</i> Jacq.

Tabella 4.10 - Stralcio dell'elenco proposto dalla SBI per l'ampliamento dell'Allegato II della Direttiva Habitat con le entità di cui si hanno ancora dati insufficienti.

I dati raccolti fino al 2003 grazie al sostegno dalla Direzione per la Protezione della Natura del MATT e successivamente aggiornati nell'ambito del programma del Gruppo di Lavoro per la Floristica della SBI di redazione dell'*Atlante delle specie a rischio di estinzione in Italia* relativo alle 1.011 entità della Lista Rossa nazionale, sono ormai disponibili su CD-ROM (SCOPPOLA e SPAMPINATO, a cura di, 2005). Essi costituiranno un importante riferimento per studiosi e amministratori, una base



Fig. 4.15 - Esempio di mappe di distribuzione ottenibili dai dati archiviati. (Modulo A2 - CCNB)

dati indispensabile per analisi sia sulla valenza floristica del territorio italiano, che sulla bontà delle scelte effettuate nella stesura degli elenchi di entità delle liste rosse e dell'ampliamento dell'Allegato II della Direttiva 92/43 Habitat.

La documentazione prodotta ha, chiaramente, una grande validità anche se necessita di aggiornamenti periodici. Come si è detto, infatti, questo non è stato né il primo né il solo aggiornamento eseguito in tempi recenti sulle entità a rischio della nostra flora vascolare, ma certamente si distingue dalle esperienze precedenti perché ha avuto come presupposto la volontà di risalire alla fonte originale del dato distributivo, considerando la sua veridicità e esatta datazione permettendo di colmare alcune delle lacune esistenti e di eliminare varie inesattezze che da qualche tempo si tramandavano dall'una all'altra trattazione (SCOPPOLA *et al.*, 2003).

La diffusione di questi dati permetterà di dar vita a sempre più numerosi programmi di conservazione *in situ*, troppo spesso ancora in embrione per la mancanza di informazioni sulla esatta distribuzione e sulle caratteristiche autoecologiche delle entità.

## Bibliografia

- AA. VV., 1978-2004 – *Segnalazioni Floristiche Italiane: 1-1150*. Inform. Bot. Ital., 10(2)-36(1).
- ABBATE G., ALESSANDRINI A., CONTI F., LA POSTA A., RONCHIERI I., TARTAGLINI N., BLASI C., 2001 – *La Banca dati della Flora vascolare italiana*. Inform. Bot. Ital., 33 (2): 417-420.
- ALESSANDRINI A., BRANCHETTI G., 1997 – *Flora Reggiana*. Provincia di Reggio Emilia. Regione Emilia-Romagna. Cierre ed. Verona.
- ALESSANDRINI A., PALAZZINI CERQUETELLA M., 2001 – *I generi della Flora italiana nelle flore italiane. Una prima analisi*. Inform. Bot. Ital., 33 (2): 488-490.
- ANZALDI C., MIRRI L., PIGNATTI S., UBRIZSY SAVOIA A., 1988 – *Synthetical data of chorotypes distribution of the Italian flora*. Ann. Bot. (Roma), 46: 59-66.
- ANZALONE B., 1996 – *Prodromo della Flora Romana (elenco preliminare delle piante vascolari spontanee del Lazio) (Aggiornamento). Parte I. Pteridophyta, Gymnospermae, Angiospermae Dicotyledones*. Ann. Bot. (Roma), 52 (1994) suppl. 11: 1-81.
- ARCANGELI G., 1882 – *Compendio della Flora italiana*. Torino.
- BERTOLONI, 1833-1854 – *Flora italica, sistens plantas in Italia et in insulis circumstantibus sponte nascentes*. Masi. Bologna.
- BOVIO M., MAFFEI S., PELLISSIER S., POGGIO L., 2000 – *La Banca Dati Floristica della Valle d'Aosta*. Rev. Valdôtaine Hist. Nat., 54: 11-36.
- CONTI F., 1998 – *An annotated checklist of the flora of the Abruzzo*. Boccionea, 10: 1-94.
- CONTI F., ABBATE G., ALESSANDRINI A., BLASI C. (eds.), 2005 – *An annotated checklist of the Italian vascular Flora*. Palombi Editore. Roma.
- CONTI F., MANZI A., PEDROTTI F., 1992 – *Libro Rosso delle Piante d'Italia*. WWF Italia. Roma. 637 pp.
- CONTI F., MANZI A., PEDROTTI F., 1997 – *Liste Rosse Regionali delle Piante d'Italia*. WWF Italia. Società Botanica Italiana. Università di Camerino. Camerino. 139 pp.
- CRISTOFOLINI G., 1998 – *Qualche nota sulla diversità floristica, sulla biodiversità in generale, e sui modi per misurarla*. Inform. Bot. Ital., 30 (1-3): 7-10.
- DIRETTIVA 92/43/CEE del Consiglio del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche. Gazzetta Ufficiale n. L206 del 22 luglio 1992.
- DIRETTIVA 97/62/CE del Consiglio del 27 ottobre 1997 recante adeguamento al progresso tecnologico e scientifico della direttiva 92/43/CEE. Gazzetta Ufficiale n. L305 del 08/11/1997, pp. 42-65.
- FIORI A., 1923-1929 – *Nuova Flora Analitica d'Italia*. Ricci. Firenze.
- GENTILE S., 1991 – *La componente floristica americana in Italia: considerazioni generali ed esempi di particolari impatti ambientali e paesaggistici*. Atti Convegno Internazionale: Scambi floristici fra vecchio e nuovo mondo: riflessi agro-selvicolturali e impatti natura-

- listico – ambientali e paesaggistici, pp.:17-56. Genova.
- GIOVI E., ABBATE G., IBERITE M., 2003 – *Demographic, phytogeographic and state-of-habitat study on eight Red-Listed taxa of central-southern Italian vascular flora: early data*. In: DE IONGH H.H., BÁNKI O.S., BERGMANS W. & VAN DER WERFF TEN BOSCH M.J. (eds.), *The Harmonisation of Red Lists for threatened species in Europe*. Proceedings of an International Seminar 27 and 28 November 2002, The Netherlands Commission for International Nature Protection, Mededelingen, 38: 205-216. Leiden.
- GREUTER W., BURDET H. M., LONG G., 1984, 1986, 1989 – *Med-Checklist 1, 3, 4*. Genève.
- IUCN, 1994 – *IUCN Red List Categories*. Gland, Svizzera, IUCN Species survival Commission.
- LUCAS G., SYNGE H., 1978 – *The IUCN Plant Red Data Book*. IUCN. Unwin Brother Ltd., The Gresham Press, Old Working, Surrey.
- LUCCHESI F., 1995 – *Elenco preliminare della Flora spontanea del Molise*. Ann. Bot. (Roma), 53 (12): 1-386.
- PARLATORE F., 1848-1896 – *Flora italiana, ossia descrizione delle piante che crescono spontanee o vegetano come tali in Italia e nelle isole ad essa adiacenti, disposte secondo il metodo naturale*. Le Monnier. Firenze.
- PIGNATTI S., 1982 – *Flora d'Italia* - 3 Voll. Edagricole. Bologna.
- PIGNATTI S., 1994 – *Ecologia del paesaggio*. UTET. Torino. pp:11-40.
- PIGNATTI S., MENEGONI P., GIACANELLI V. (eds.), 2001 – *Liste rosse e blu della flora italiana* (Cdrom). ANPA, Stato dell'ambiente, 1. Ixenia s.r.l. Roma.
- POLDINI L., 1991 – *Atlante corologico delle piante vascolari nel Friuli-Venezia Giulia. Inventario floristico regionale*. Arti grafiche friulane. Udine.
- POLDINI L., ORIOLO G., VIDALI M., 2001 – *Vascular flora of Friuli-Venezia Giulia. An annotated catalogue and synonymic index*. Studia Geobotanica, 21: 3-227.
- PROSSER F., 2001 – *Lista Rossa della Flora del Trentino, Preidofite e Fanerogame*. Museo Civico di Rovereto. Edizioni Osiride. Rovereto. 109 pp.
- RIZZOTTO M., 1996 – *Le categorie IUCN per la compilazione delle "Liste Rosse" e l'attività della S.B.I. per la conservazione della flora*. Inform. Bot. Ital., 27 (1995): 315-338.
- SCOPPOLA A., CAPORALI C., GALLOZZI M.R., BLASI C., 2003 – *Aggiornamento delle conoscenze floristiche a scala nazionale: commenti e primi risultati*. Inform. Bot. Ital., 35(1): 178-197
- SCOPPOLA A., SPAMPINATO G., 2005 – *Atlante delle specie a rischio di estinzione*. CD-Rom. In: SCOPPOLA A., BLASI C. (eds.), *Stato delle conoscenze sulla flora vascolare d'Italia*. Palombi Editore. Roma. In stampa.
- SELVI F., 1998 – *Analisi del valore conservazionistico di flore locali: un metodo pratico applicato a sei aree toscane*. Congresso Società Botanica Italiana, Arcavacata di Rende (CS), 1-3 ottobre 1998, Riasunti: 32.
- SOCIETÀ BOTANICA ITALIANA, 2000 – *Specie rare ed in via di estinzione della Flora italiana*. EDEN, 2000, Enhanced database of Endangered species (CDRom, realizz. scientifica e informatica di S. Paglia e S. Pietrosanti). Roma.
- TUTIN T. G., BURGESS N. A., CHATER A. O., EDMONDSON J. R., HEYWOOD V. H., MOORE D. M., VALENTINE D. H., WALTERS S. M., WEBB D. A. (eds.), 1993 – *Flora Europaea 1*. 2<sup>a</sup> ed. Cambridge University Press.
- TUTIN T. G., HEYWOOD V. H., BURGESS N. A., MOORE D. M., VALENTINE D. H., WALTERS S. M., WEBB D. A. (eds.), 1968-1980 – *Flora Europaea 2-5*. Cambridge University Press.
- VIEGI L., CELA RENZONI G., GARBARÌ F., 1974 – *Flora esotica d'Italia*. Lav. Soc. Ital. Biogeogr., n.s., 4: 125-220.
- WALTER K.S., GILLET H.G. (Eds.), 1998 – *1997 IUCN Red List of threatened Plants. Compiled by the World Conservation Monitoring Centre*. IUCN, the World Conservation Union, Gland and Cambridge. 862 pp.
- ZANGHERI P., 1976 – *Flora italica*. 2 voll. CEDAM. Padova.

**BRIOFITE**

[Michele Aleffi]

Le Briofite, assieme alle Tracheofite, sono adattate primariamente alla vita terrestre. Ad eccezione dell'ambiente marino, esse presentano una distribuzione cosmopolita. A causa delle dimensioni microscopiche delle loro spore e della frequente presenza di una riproduzione vegetativa le Briofite sono, infatti, facilmente disperse nell'ambiente.

In esse la riproduzione sessuale avviene con alternanza di generazione, nella quale il gametofito autotrofo prevale sullo sporofito. Dopo la fecondazione, lo zigote si sviluppa in un embrione (*Embryophyta*) da cui si origina la piantina corrispondente allo sporofito in cui si distinguono un caulode, un filloide e dei rizoidi che fissano la pianta al substrato.

Le Briofite comprendono nel mondo circa 24.000 specie, che possono essere ripartite in tre gruppi (classi) nettamente separati filogeneticamente: *Anthocerotopsida*, *Marchantiopsida*, *Bryopsida*. Le *Anthocerotopsida* formano un gruppo minore di circa 100 specie (di cui solo 6 sono presenti in Italia), da considerare quali relitti risalenti agli inizi della storia filogenetica delle piante e che vengono raggruppate nell'unico ordine delle *Anthocerothales*. La classe delle *Marchantiopsida* è rappresentata dalle *Hepaticae*, ripartite in *Marchantiidae* e *Jungermanniidae*. La terza classe è rappresentata infine dalle *Bryopsida* o *Musci*, che costituiscono i Muschi propriamente detti, suddivisi in *Sphagnidae* (con l'unica famiglia delle *Sphagnaceae*), *Andreaeidae* (con la sola famiglia delle *Andreaeaceae*) e *Bryidae*, che rappresentano il gruppo più numeroso con circa 15.000 specie, suddivise in numerosi ordini e famiglie.

**La ricerca briologica in Italia**

Notevoli sono stati i progressi che la ricerca briologica ha compiuto in Italia dall'inizio del XVIII secolo fino ad oggi. Tuttavia si deve rilevare che per molti anni la *Flora Italica Cryptogama* di ZODDA del 1934 e il *Syllabus Bryophytarum Italicarum* di GIACOMINI del 1947 sono stati gli unici riferimenti bibliografici fino alle due recenti *checklist* di CORTINI PEDROTTI (1992, 2001b) per i Muschi e di ALEFFI e SCHUMACKER (1995) per le Epatiche.

Tali progressi hanno subito un notevole incremento in particolare negli ultimi anni: prendendo in considerazione le specie muscinali solo in quest'ultimo decennio, a partire cioè dalla pubblicazione della prima *checklist* dei muschi, il loro numero è passato da 818 a 851. Tale incremento è dovuto principalmente all'intensificarsi delle ricerche

in quelle zone del territorio italiano del tutto inesplorate o solo parzialmente conosciute sotto il profilo briologico.

Nella tabella 4.11 è indicata la variazione del numero delle specie muscinali nelle diverse regioni italiane dal 1992 al 2000. L'incremento notevole del numero di specie muscinali in Abruzzo è dovuto principalmente a due fattori: una campagna di rilevamento condotta in diverse località montane della regione (MASTRACCI e DÜLL, 1991) e lo studio della flora briologica dei Monti della Laga, che gravitano per la maggior parte in territorio abruzzese (ALEFFI *et al.*, 1997b).

Regioni	1992	2000	diff.
Val d'Aosta	341	360	19
Piemonte	578	587	9
Lombardia	658	669	11
Trentino-Alto Adige	670	683	13
Veneto	470	483	13
Friuli-Venezia Giulia	461	473	12
Liguria	323	321	-2
Emilia-Romagna	388	391	3
Toscana	480	483	3
Marche	244	249	5
Umbria	155	179	24
Lazio	369	371	2
Abruzzo	195	271	76
Molise	153	160	7
Campania	283	317	34
Puglia	187	184	-3
Basilicata	148	150	2
Calabria	231	254	23
Sardegna	343	346	3
Sicilia	372	389	17

Tabella 4.11 - Consistenza e incremento del numero di specie muscinali nelle regioni italiane.

La prima escursione briologica del Gruppo di Lavoro per la Briologia della Società Botanica Italiana ha contribuito a incrementare il numero di specie con la segnalazione di ben 34 entità (27 Muschi e 7 Epatiche) nuove per la regione (CORTINI PEDROTTI *et al.*, 1993).

Significativo è stato in Umbria il contributo apportato da due importanti lavori sui boschi planiziani acidofili del Lago Trasimeno (ALEFFI, 1992a) e del bacino lacustre di Gubbio (ALEFFI, 1992b).

Altrettanto notevoli sono state in Calabria, tra il 1994 e il 1996, alcune ricerche condotte nella parte meridionale dell'Aspromonte, che hanno portato alla segnalazione di numerose specie nuove per il territorio calabro (PU-

GLISI, 1994a, 1994b, 1995; PRIVITERA e PUGLISI, 1995a, 1995b, 1996), a dimostrazione della necessità di approfondire le analisi briologiche pure in territori già ripetutamente esplorati.

Anche in Val d'Aosta negli ultimi anni si sono avuti importanti contributi per la Valle di Champorcher (MISERERE *et al.*, 1995), per le zone umide del Parco Naturale Regionale del Mont Avic (MISERERE *et al.*, 1996) e per il Parco Nazionale del Gran Paradiso (SCHUMACKER *et al.*, 1999).

Per la Sicilia numerosi sono i contributi dei ricercatori delle Università di Catania e Palermo con la segnalazione di nuove specie non solo per la Sicilia, ma anche per l'Italia (RAIMONDO e DIA, 1997; CARRATELLO e ALEFFI, 1998, 1999; PRIVITERA e PUGLISI, 1997, 1998, 1999).

Questo intensificarsi delle esplorazioni briologiche trova riscontro anche in un notevole incremento della produzione scientifica. Il primo aggiornamento alla Bibliografia Briologica d'Italia (CORTINI PEDROTTI, 1996a), che si riferisce agli anni dal 1985 al 1994, consta di 292 voci bibliografiche e sta a dimostrare il continuo e sempre crescente interesse per le ricerche di carattere briologico da parte di un gruppo, ormai abbastanza consolidato, di ricercatori italiani che hanno concentrato la loro attività di ricerca in questo settore della Botanica.

### La flora briologica italiana

Sulla base dei dati forniti dalle due *checklist* di CORTINI PEDROTTI (1992, 2001b) per i Muschi e ALEFFI e SCHUMACKER (1995) per le Epatiche, la consistenza della flora briologica italiana, senza prendere in considerazione le sottospecie e le varietà, è di 1.130 specie così suddivise:

- Epatiche: 279 specie  
(ripartite in 81 generi e 40 famiglie)
- Muschi: 851 specie  
(ripartite in 210 generi e 55 famiglie)

L'Italia rappresenta sicuramente una delle più ricche regioni europee dal punto di vista floristico, con circa i 2/3 della flora briologica europea, che risulta costituita da 1.690 specie di briofite, di cui 1.084 sono muschi. La flora briologica tedesca comprende infatti 1.051 specie (247 epatiche e 804 muschi), mentre nella flora delle isole britanniche si contano complessivamente 1.000 specie (716 specie di muschi e 284 epatiche). Passando ad esaminare alcuni paesi dell'area mediterranea si osservano numeri progressivamente più bassi, con l'unica eccezione della Spagna che presenta una flora briologica di 1.020 specie (279 epatiche e 741 muschi).

Si tratta di cifre destinate in ogni caso a subire continue modifiche e aggiornamenti con l'acquisizione di nuove specie sia a livello nazionale che regionale, mano a mano che progrediscono le ricerche briologiche, soprattutto in quelle aree del territorio italiano ancora del tutto inesplorate sotto questo profilo.

L'Italia deve questa elevata diversità floristica essenzialmente ad alcune sue caratteristiche geografiche: 1. la presenza della catena alpina che, a causa della sua complessità geomorfologica e geologica e per la sua estensione, determina una grande varietà mesoclimatica; 2. la sua particolare posizione centrale nel bacino del Mediterraneo; 3. la presenza della catena appenninica, orientata da Nord a Sud, lungo tutta la penisola, a guisa di spina dorsale; 4. la presenza di grossi massicci montuosi anche nelle regioni meridionali della penisola, in piena regione mediterranea.

Va infine rilevato come il ritrovamento di un così alto numero di specie nuove, sia per il territorio italiano nel suo complesso che per le diverse regioni italiane, oltre a rappresentare un importante contributo sotto l'aspetto floristico, consente di effettuare nuove e più approfondite considerazioni sull'ecologia e la corologia di queste specie e, più in generale, sugli aspetti biogeografici della flora briologica italiana.

### La *check-list* e la *red-list* delle briofite d'Italia

Nel corso della realizzazione della *Check-list of the Mosses of Italy* (CORTINI PEDROTTI, l.c.) e della *Check-list and red-list of the liverworts (Marchantiophyta) and liverworts (Anthocerotophyta) of Italy* (ALEFFI e SCHUMACKER, l.c.) è stato possibile evidenziare alcuni problemi di carattere tassonomico e nomenclaturale, che solo di recente è stato possibile risolvere con la revisione di alcune famiglie e generi critici. Fra le epatiche un esempio classico è rappresentato da *Calypogeia trichomanis* auct. Sotto questo nome, soprattutto nelle vecchie collezioni di erbario e nelle citazioni bibliografiche spesso risalenti alla fine del 1800, possono essere rinvenute almeno 5 differenti specie: *C. azurea*, *C. fissata*, *C. neesiana*, *C. integristipula*, *C. muelleriana*. Identificando automaticamente *Calypogeia trichomanis* come *C. azurea*, numerosi autori hanno ingenerato in letteratura una confusione tassonomica e nomenclaturale che solo in occasione della realizzazione della *checklist* delle epatiche, attraverso la revisione dei campioni d'erbario, è stato possibile correggere (ALEFFI e SCHUMACKER, 1997).

Si possono fare numerosi altri esempi, sia fra le epatiche che fra i muschi: è il caso di generi come *Anthoceros*,

*Jungermannia*, *Lophozia*, *Plagiochila*, *Porella*, *Scapania* sect. *Curtae* e di *Marchantia polymorpha* complex fra le epatiche. Fra i muschi vanno ricordati i generi *Grimmia*, *Orthotrichum*, *Schistidium*, *Hedwigia*, *Sphagnum*, *Tortula*, la famiglia delle *Mniaceae*, le *Bryaceae* e in particolare il *Bryum bicolor* complex e l'*Hypnum cupressiforme* complex, evidenziati soprattutto nel corso della realizzazione della *Flora dei Muschi d'Italia* (CORTINI PEDROTTI, 2001a). In tutti questi casi l'unica strada per verificare con esattezza la veridicità delle indicazioni bibliografiche è quella di una revisione dei campioni d'erbario. Il problema è tuttavia molto più complesso di quanto si possa immaginare: la maggior parte dei campioni è stata raccolta, infatti, intorno alla metà del 1800, per cui spesso risulta estremamente difficile poter effettuare una revisione su campioni così vecchi, sempre che essi siano ancora rintracciabili nelle collezioni storiche. Infatti lo stato di conservazione di queste collezioni briologiche è in molti casi pessimo, soprattutto per la mancanza di specialisti briologi negli erbari che attendano con competenza alla loro catalogazione e conservazione (figura 4.16).



Fig. 4.16 - Due campioni provenienti dall'Erbario del Museo di Scienze Naturali del Museo Arcivescovile di Perugia. Lo stato di conservazione di queste collezioni briologiche è in molti casi pessimo, soprattutto per la mancanza di specialisti briologi che attendano con competenza alla loro conservazione.

Un altro problema di particolare attualità riguarda le specie inserite in successive fasi nelle Liste Rosse nazionali e regionali e, finalmente, nell'Allegato II della Direttiva Habitat dell'Unione Europea della flora e della fauna selvatiche, finalizzata alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali. In particolare, nella Direttiva viene presentato un elenco di specie considerate a rischio di estinzione e per la cui salvaguardia è indispensabile la designazione di zone speciali di conservazione. Questo elenco comprende anche 29 Briofite, di cui 11 sono presenti in Italia, e precisamente: *Buxbaumia viridis*, *Dichelyma capillaceum*, *Dicranum viride*, *Hamatocaulis vernicosus*, *Mannia triandra*, *Meesia longiseta*, *Nothothylas orbicularis*, *Orthotrichum rogeri*, *Petalophyllum ralfsii*, *Riccia breidleri*, *Scapania massalongi*.

Si tratta in genere di specie di cui si hanno segnalazioni molto antiche o puntiformi o che si sviluppano in habitat ad alto rischio di estinzione, come laghetti alpini, ambienti umidi, dune sabbiose (figura 4.17). Tuttavia molte altre sono le specie a rischio di estinzione che andrebbero inserite in liste rosse finalizzate alla protezione degli ambienti in cui queste specie crescono. Basandosi sui soli dati bibliografici, nella *Lista Rossa delle Briofite d'Italia* (CORTINI PEDROTTI e ALEFFI, 1992b) ben 129 specie di epatiche e 367 specie di muschi sono considerate a rischio di estinzione o perché segnalate alla fine del 1800 - inizi del 1900 e non più ritrovate, o perché aventi una distribuzione puntiforme e frammentata, in ambienti spesso soggetti ad intenso sfruttamento a fini turistici (soprattutto dell'arco alpino e della costa). Un buon esempio è rappresentato dalla *Dumortiera hirsuta*, una epatica tallosa di origine tropicale considerata un relitto del Terziario e rifugiata in alcune stazioni, anch'esse relitte, di *Woodwardia radicans*, rara felce anch'essa tropicale. Di quest'ultima specie si conoscono solo poche stazioni, alcune delle quali sono già scomparse in seguito all'opera di deforestazione e di sconvolgimento dell'habitat in cui le due piante vivono.

### Considerazioni sulla biodiversità briologica in Italia

Allo scopo di avere un quadro sintetico, ma allo stesso tempo il più completo possibile della biodiversità briologica nella Penisola italiana è particolarmente interessante analizzare innanzitutto alcuni aspetti corologici che la caratterizzano. Per ogni *taxon* è stato preso in considerazione l'elemento corologico secondo la nomenclatura stabilita da DÜLL (1983, 1984-1985); in figura 4.18 i diversi elementi sono stati riuniti, tenendo conto delle loro affinità, in 12 gruppi

maggiori secondo SÉRGIO *et al.* (1994), con il numero e la percentuale delle specie appartenenti a ciascuno di essi.

Dall'esame della suddetta figura che riporta gli spettri corologici dei due gruppi riuniti in uno stesso istogramma, è evidente la preponderanza dell'elemento boreale, sia fra i Muschi (24%) che, in misura minore, fra le Epatiche (20,9%). Si tratta di un gruppo di specie che si ritrovano, oltre che nella catena alpina, anche sulle cime più alte dell'Appennino, in Sardegna sul Gennargentu e in Sicilia sull'Etna e sulle Madonie. È ragionevole pensare che la percentuale dell'elemento boreale sia destinata ad aumentare via via che progrediscono le ricerche in quelle aree dell'Appennino non ancora del tutto esplorate. Notevole, soprattutto fra le Epatiche, è la presenza dell'elemento suboceanico (15,4%): si tratta di specie che, a causa della loro grande esigenza di umidità, hanno l'areale nell'Europa atlantica dove prevale un clima temperato-umido e si spingono fino alle isole della Macaronesia.



Fig. 4.17 - I laghetti alpini e gli ambienti umidi in generale sono particolarmente minacciati dall'inquinamento e dal crescente impatto antropico. Essi ospitano tuttavia specie molto interessanti, come la rara epatica *Riccia breidleri*, endemica dell'arco alpino, che si sviluppa sulle rive di questi laghetti.

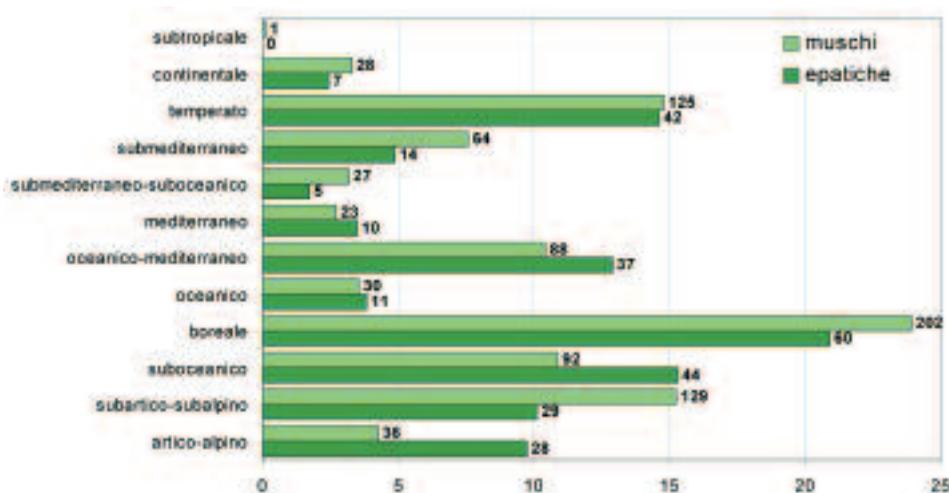


Fig. 4.18 - Spettro corologico delle Briofite italiane (nelle barre dell'istogramma sono riportati i valori assoluti).

Estremamente significativa è pure la consistenza dell'elemento subartico-subalpino, sia fra i Muschi (15,3%) sia fra le Epatiche (10,2%), che, insieme all'elemento artico-alpino, rappresenta circa il 20% dell'intera flora briologica italiana. La sua consistenza dipende principalmente dalla notevole estensione dell'ambiente alpino ed è legata anche al suo migliore stato di conservazione rispetto agli altri ambienti della Penisola italiana. Tale elemento include tuttavia anche numerose specie presenti lungo tutta la dorsale appenninica e anche in questo caso il loro numero è destinato a crescere con il progredire delle ricerche in questi territori. L'elemento oceanico-mediterraneo è ben rappresentato sia fra le Epatiche (12,9%) che fra i Muschi (10,4%): esso segna la transizione tra le regioni a clima tipicamente mediterraneo e quelle sotto-

poste a influenza atlantica; rappresenta un elemento molto importante dal punto di vista briogeografico, in quanto comprende diverse specie ad areale disgiunto o che presentano carattere relittuale.

Prendendo in considerazione la carta di distribuzione in Italia degli ordini *Quercetalia ilicis* e *Pistacio lentisci-Rhamnetalia alaterni*, elaborata da PEDROTTI (1996) secondo un criterio geobotanico, l'Italia risulta appartenere alle due regioni fitogeografiche eurosiberiana e mediterranea. La maggior parte della superficie appartiene alla regione eurosiberiana, mentre la regione mediterranea è limitata alla fascia costiera che sul versante adriatico inizia a Sud di Pescara per prolungarsi quindi lungo il versante tirrenico fino al confine con la Francia, ad eccezione di uno *iatu*s nella zona di Genova.

Tuttavia si deve rilevare che in alcuni settori interni dell'Italia centrale sono presenti, in stazioni edaficamente favorevoli, nuclei più o meno vasti di lecceta che pur essendo considerati extrazonali sono indice di un certo mediterraneismo, per quanto attenuato, anche nelle zone interne. Alcune vallate alpine con orientamento Sud-Nord rappresentano una via di immigrazione per le specie mediterranee e submediterranee come è stato dimostrato mediante l'analisi bioclimatica condotta lungo un tratto della Val d'Adige (ALEFFI *et al.*, 1997a).

La presenza di condizioni ambientali estremamente variabili, accentuate anche dalla molteplicità di substrati, si riflette inevitabilmente sulla ricchezza e diversità briologica nelle differenti regioni italiane.

La tabella 4.12 mostra la ricchezza e la diversità briologica di ciascuna regione italiana: in essa sono riportati il numero dei *taxa* (epatiche più muschi), la percentuale rispetto al totale della flora briologica italiana (1.130 *taxa*), la superficie in Km<sup>2</sup> di ogni regione e il rapporto numero di *taxa*/Km<sup>2</sup>. Le regioni sono state elencate in ordine decrescente per numero di *taxa*, indipendentemente dalla loro superficie.

Come si può osservare, le regioni che presentano una maggiore ricchezza floristica sono il Trentino-Alto Adige, la Lombardia e il Piemonte, i cui territori sono occupati dalle cime più elevate della catena alpina e nello stesso tempo presentano una grande varietà di substrati e sono soggetti a differenti influenze climatiche, da quelle mediterranee a quelle continentali. Al contrario il Veneto e il Friuli-Venezia Giulia, pur facendo parte anch'esse del dominio alpino, presentano un minor numero di *taxa*, probabilmente a causa della uniformità del substrato, che è prevalentemente calcareo (CORTINI PEDROTTI, 1996b; ALEFFI *et al.*, l.c.).

La Toscana è, fra le regioni appenniniche, quella che presenta una maggiore ricchezza floristica, a causa della

Regioni	N. Specie	%	Sup. (Km <sup>2</sup> )	n° taxa/Km <sup>2</sup>
Trentino-Alto Adige	904	80,5	13.613	0,066
Lombardia	853	75,9	23.835	0,036
Piemonte	785	69,9	25.399	0,031
Toscana	660	58,8	22.992	0,029
Veneto	632	56,3	18.369	0,034
Friuli-Venezia Giulia	607	54,0	7.845	0,077
Valle d'Aosta	521	46,4	3.262	0,160
Sicilia	506	45,0	25.709	0,020
Lazio	480	42,7	17.202	0,028
Emilia-Romagna	472	42,0	22.122	0,021
Sardegna	425	37,8	24.090	0,018
Campania	407	36,2	13.596	0,030
Liguria	391	34,8	5.413	0,072
Abruzzo	356	31,7	10.794	0,033
Calabria	336	29,9	15.080	0,022
Marche	312	27,8	9.691	0,032
Umbria	233	20,7	8.456	0,028
Puglia	221	19,7	19.347	0,011
Molise	181	16,1	4.438	0,041
Basilicata	169	15,0	9.992	0,017

Tabella 4.12 - Ricchezza e diversità briologica nelle differenti regioni italiane.

grande variabilità ambientale, dal punto di vista sia geologico che climatico, in confronto con le altre regioni dell'Appennino centrale e meridionale dove, in presenza di una maggiore uniformità edafica, il numero dei *taxa* è sensibilmente ridotto. Un'eccezione è tuttavia rappresentata dalle due isole maggiori, la Sardegna e la Sicilia, dove invece il numero dei *taxa* è considerevole anche per la presenza di massicci montuosi notevoli, come l'Etna e le Madonie in Sicilia (DIA e NOT, 1991), il Gennargentu e il Limbara in Sardegna (BISCHLER e JOVET-AST, 1971-72; COGONI *et al.*, 1999).

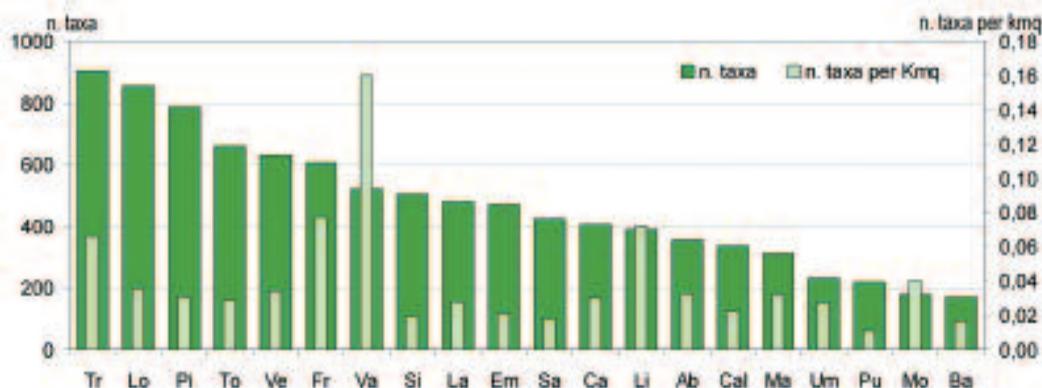


Fig. 4.19 - Ricchezza (numero di *taxa*) e diversità briologica (numero di *taxa*/Km<sup>2</sup>) di ciascuna regione italiana.

Elemento corologico	A	B	C	D	E	F	G	H	I	L	M	N	Tot.
Va	33	85	55	172	6	17	1	7	30	105	14		525
Pi	32	95	96	223	16	56	7	21	56	151	27		780
Lo	37	119	95	234	19	71	16	28	59	150	24		852
Tr	47	141	109	250	16	52	14	26	59	157	28		899
Ve	15	83	61	190	9	46	6	15	48	133	19		625
Fr	23	75	62	196	8	35	5	18	39	127	14		602
Li		18	34	96	6	57	10	21	36	107	6		391
Em	4	33	45	143	7	38	4	19	34	127	14		468
To	5	42	80	165	18	92	22	24	53	144	12		657
Ma		6	29	66	4	36	5	15	33	108	6		308
Um		3	17	39	5	36	4	11	24	90	3		232
La	3	22	42	114	7	75	18	22	42	124	8		477
Ab	6	32	29	98	1	25	5	14	29	104	10		353
Mo		11	11	47	3	10	1	6	16	64	5		174
Ca		12	32	68	3	76	19	23	46	117	7	1	404
Pu		3	14	42	1	37	8	15	23	74	2		219
Ba		2	8	27		23	3	12	24	67	2		168
Cal	2	6	28	74	5	52	17	17	31	100	4		336
Si	1	15	35	72	5	80	25	21	50	105	5		414
Sa	4	12	43	97	9	84	24	27	54	128	10	1	493
<b>Tot.</b>	<b>212</b>	<b>815</b>	<b>925</b>	<b>2.413</b>	<b>148</b>	<b>998</b>	<b>214</b>	<b>362</b>	<b>786</b>	<b>2.282</b>	<b>220</b>	<b>2</b>	

Tabella 4.13 - Ripartizione degli elementi corologici nelle diverse regioni italiane. A: artico-alpino; B: subartico-subalpino; C: suboceanico; D: boreale; E: oceanico; F: oceanico-mediterraneo; G: mediterraneo; H: submediterraneo-suboceanico; I: submediterraneo; L: temperato; M: continentale; N: subtropicale.

Occorre naturalmente precisare che il numero di *taxa* regionali dipende anche dallo stato delle conoscenze floristiche: in effetti il grado di esplorazione varia fortemente da una regione all'altra.

Prendendo in esame l'indice di diversità (rapporto numero di *taxa* per superficie), in figura 4.19 viene meglio messa in evidenza la diversità briologica in particolare di alcune regioni, indipendente dal numero di *taxa* presenti. Appare evidente come la Valle d'Aosta sia la regione con maggiore biodiversità, mentre la regione più povera è la Puglia proprio per le ragioni citate prima. Piuttosto elevato è il valore di Friuli-Venezia Giulia, Trentino-Alto Adige e Liguria.

Nella tabella 4.13 i *taxa* sono stati invece raggruppati per regione in base all'elemento corologico. Si può osservare come l'elemento artico-alpino (A) presenti i valori più elevati in tutte le regioni dell'arco alpino; è presente inoltre, anche se in percentuale ridotta, nelle regioni appenniniche, come l'Abruzzo e, in misura ancora minore, in Emilia-Romagna, Toscana e Lazio. Anche l'elemento subartico-subalpino (B) è ben rappresentato e con valori abbastanza omogenei in tutte le regioni della catena alpina, in Abruzzo, Emilia-Romagna e Toscana.

Ad eccezione dell'elemento oceanico-mediterraneo (F), particolarmente accentuato nelle regioni dell'Italia centro-meridionale con punte più alte in Campania, Sicilia e Sardegna, gli altri elementi sono uniformemente rappresentati in tutte le regioni italiane.

Il peso degli elementi corologici più significativi nelle varie regioni, che risultano l'artico-alpino e subartico-subalpino (A), il boreale (B), l'oceanico-suboceanico (C) e il mediterraneo-submediterraneo (D), è stato rappresentato su carta in figura 4.20; a questo scopo sono state distinte quattro classi di frequenza con un'ampiezza del 10%.

Prendendo in considerazione tutti i *taxa* riferibili agli elementi artico-alpino e subartico-subalpino si può osservare che i valori più elevati corrispondono alla Valle d'Aosta e al Trentino-Alto Adige, seguite dalle altre regioni dell'arco alpino. Per la maggior parte delle specie appartenenti a questi due elementi la catena alpina rappresenta il limite meridionale del loro areale in Europa; altre si sono, invece, spinte più a Sud sulle cime più alte delle Alpi Apuane (*Eremonotus myriocarpus*) e della catena appenninica, in particolare dell'Abruzzo. Qui negli ultimi anni sono state rinvenute diverse specie artico-alpine o subartico-alpine come *Asterella gracilis*, *Calypogeia suecica*, *Lophozia ascen-*

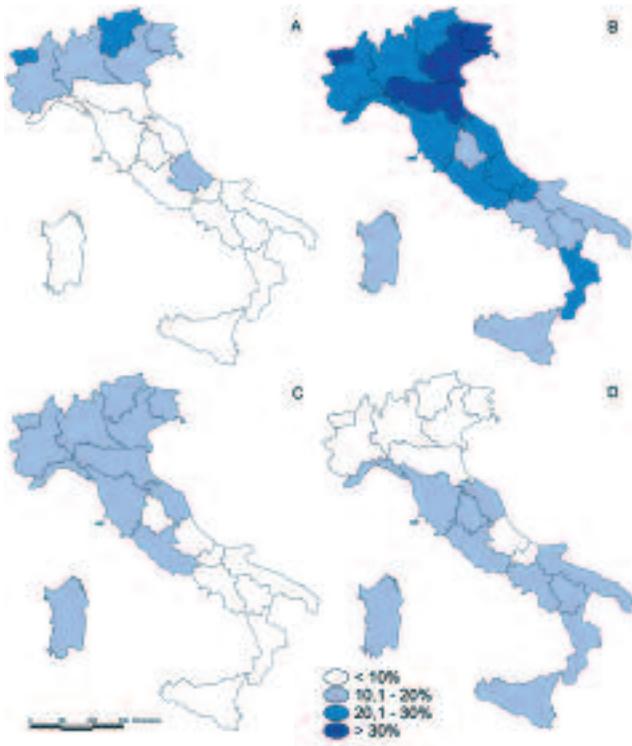


Fig. 4.20 - Ripartizione dei principali elementi corologici nelle diverse regioni italiane, secondo classi di frequenza con incremento del 10%: artico-alpino/subartico-subalpino (A); boreale (B); oceanico/suboceanico (C); mediterraneo/submediterraneo (D).

*dens*, *Tritomaria scitula*, *Encalypta alpina*, *Pohlia ludwigii*, *Schistidium atrofusum* e *Seligeria calcarea*.

Per quanto riguarda l'elemento boreale, i valori massimi si hanno in Valle d'Aosta, Friuli-Venezia Giulia, Veneto ed Emilia-Romagna. A proposito del Molise è interessante osservare che nel lavoro sulla flora briologica del Gruppo delle Mainarde, un sistema montuoso con numerose cime comprese fra 1.800 e 2.200 m (CORTINI PEDROTTI e ALEFFI, 1992a), l'elemento boreale è risultato essere, dopo il temperato, quello maggiormente rappresentato, con valori del 29,4%. Fra le specie più rappresentative di questo elemento vanno ricordate *Porella baueri*, *Scapania calcicola*, *Anomodon longifolius* e *Blindia acuta*.

L'elemento oceanico-suboceanico presenta i valori più alti nelle regioni settentrionali, in particolare in Trentino-Alto Adige, Veneto, Friuli-Venezia Giulia e Toscana. In quest'ultima regione sono i venti dominanti provenienti da Sud-Ovest che, arrivando perpendicolarmente sulle catene montuose dell'Appennino tosco-emiliano, determinano forti precipitazioni che superano sulle cime più alte i 2.500 mm. Questa oceanicità è ancor più



Fig. 4.21 - *Leucobryum glaucum* è una specie oceanica, caratteristica di suoli forestali acidi e preferibilmente umidi.

marcata nelle Alpi Apuane dove, per effetto della forte umidità, si sono venuti a creare numerosi microclimi in cui trovano rifugio diverse specie euoceaniche come *Dumortiera hirsuta*, *Harpalejeunea ovata*, *Lejeunea lamacerina*, *Marchesinia mackaii*, *Plagiochila exigua*, *P. killarriensis*. Anche in Umbria è stata riscontrata una forte penetrazione di specie oceaniche nei boschi planiziarini intorno al Trasimeno e nel bacino di Gubbio (ALEFFI, 1992a, 1992b) (figura 4.21).

Nella cartina che illustra le diverse classi di frequenza dell'elemento mediterraneo-submediterraneo, si può infine osservare come le regioni con la percentuale relativamente più alta siano quelle meridionali e del versante tirrenico, in particolare Campania, Sardegna e Sicilia, mentre i valori più bassi si hanno nelle regioni dell'Italia settentrionale e in Abruzzo e Molise, per le considerazioni precedentemente fatte a proposito degli elementi artico-alpino e boreale. Un certo grado di mediterraneità è comunque presente in tutta la penisola italiana, per la sua posizione centrale nel bacino del Mediterraneo (figura 4.22). Fra le specie tipiche dell'ambiente mediterraneo, per la sua particolare struttura e per la sua presenza negli ambienti sabbiosi retrodunali e di laguna, va citato *Petalophyllum ralfsii*, una specie molto rara, in grave rischio di estinzione.

### Problematiche di conservazione

La ricchezza e la diversità briologiche che si riscontrano nel territorio italiano dipendono da vari fattori di ordine geografico ed ecologico: 1) in conseguenza della notevole estensione in latitudine del territorio italiano, la flora briologica d'Italia è ricca di specie artico-alpine e boreali, mediterranee e oceaniche; 2) l'Italia, fatta eccezio-



Fig. 4.22 - *Tortula revolvens* è una rara specie mediterranea esclusiva dei substrati gessosi fortemente soleggiati.

## LE BRIOFITE COME BIOINDICATORI

[Michele Aleffi]

Il monitoraggio dell'inquinamento atmosferico è comunemente effettuato impiegando apparecchiature spesso costose e complesse come le centraline elettroniche di rilevamento. Tali strumenti forniscono, in tempo reale e con risultati precisi, l'andamento della concentrazione degli inquinanti. Si tratta di un rilevamento di tipo puntiforme che richiede alti costi di gestione; è necessario cercare quindi nuovi strumenti che siano in grado di considerare la dispersione, il trasporto e le ricadute degli elementi su vaste aree. Solo i bioindicatori forniscono indicazioni sugli effetti biologici di una determinata situazione di inquinamento, tenendo in considerazione in modo 'naturale' il sinergismo tra le varie sostanze tossiche.

Il biomonitoraggio offre, inoltre, garanzie di buona attendibilità, essendo possibile impiegare organismi diversi per vari inquinanti e fornisce informazioni retroattive, poiché i sintomi possono essere riscontrati anche ad una certa distanza temporale e spaziale dall'episodio di inquinamento.

L'utilizzo dei muschi come bioaccumulatori offre notevoli vantaggi nel monitoraggio di elementi in tracce, in quanto essi ricevono prevalentemente le sostanze per il loro sostentamento direttamente dall'ambiente aeriforme che li circonda, riuscendo a vivere in ambienti ad elevata contaminazione. Inoltre, i risultati ottenuti con questa tecnica sono stati confermati da quelli acquisiti con le centraline di monitoraggio convenzionale. Tuttavia affinché i dati acquisiti mediante i bioindicatori siano accettati a pieno titolo, occorre che tutte le procedure, dal campionamento alla elaborazione dei risultati, seguano in modo scrupoloso norme con un protocollo uniformato.

Recentemente è stato realizzato uno studio che ha interessato il territorio del Parco Nazionale dei Monti Sibillini, con l'individuazione di 22 stazioni di rilevamento localizzate soprattutto in prossimità dei centri abitati e delle aree a più alto impatto antropico (in particolare le aree turisticamente più frequentate). La ricerca ha permesso di valutare l'accumulo di elementi in tracce derivanti da attività antropiche e/o crostali mediante campioni di suolo

ne per la Pianura Padana, presenta un territorio prevalentemente montuoso con una grande varietà di substrati litologici e con molteplici aspetti geomorfologici (vulcani, morene, torbiere, laghi, ecc.) e ciò determina, rispetto agli altri Paesi del Mediterraneo, una ulteriore causa di grande diversità tassonomica.

È ormai appurato che la sopravvivenza di molte specie di briofite dipende dalla conservazione del loro habitat naturale. Tuttavia, la mancanza di serie misure di salvaguardia, soprattutto a carico delle foreste e degli ambienti umidi che costituiscono i due habitat preferenziali di crescita per le briofite per la loro estrema diversità microclimatica e di substrato, è causa dell'estinzione di parecchie specie di briofite. Questo è particolarmente vero per le specie saprolignicole che colonizzano i tronchi marce-

e campioni del muschio *Hypnum cupressiforme*, prescelto in quanto presente su quasi tutto il territorio europeo.

I risultati della ricerca condotta su muschi e suoli del Parco Nazionale dei Monti Sibillini hanno confermato come i muschi possano essere impiegati con successo per valutare le ricadute al suolo di contaminanti persistenti quali i metalli pesanti.

Accanto a *Hypnum cupressiforme* esistono tuttavia diverse altre specie che possono essere utilizzate nel biomonitoraggio ambientale, in quanto capaci di fornire una elevata bioindicazione. Fra esse vanno senz'altro segnalati *Bryum argenteum* e *Tortula muralis*, due muschi terricoli che formano piccoli cuscinetti densi e che rappresentano due fra le specie più resistenti anche ad alte concentrazioni di inquinanti. In conseguenza della loro tolleranza esse vengono utilizzate nel monitoraggio di aree industriali a forte inquinamento atmosferico e per la valutazione delle ricadute al suolo di elementi in tracce. In ambiente acquatico *Fontinalis antipyretica* e *Rhynchostegium riparioides* sono le due specie che, in virtù della loro ubiquità e resistenza agli inquinanti, vengono maggiormente utilizzate negli studi di monitoraggio acquatico.

Tuttavia possiamo affermare che ogni specie presenta un diverso grado di tolleranza rispetto agli inquinanti; questo consente la realizzazione di "scale di tolleranza" con le quali è possibile stimare il grado di inquinamento di un determinato territorio a partire dalla sua flora briologica.

Recenti studi condotti in alcuni centri delle Marche e in alcune città della Spagna, hanno potuto dimostrare come alcune specie abbiano una diversa sensibilità alla  $SO_2$ . In particolare, *Orthotrichum diaphanum* e *Tortula papillosa*, due specie epifite, si sono dimostrate mediamente tolleranti, mentre *Tortula ruralis* viene indicata come una specie tollerante in quanto, sebbene non risulti particolarmente favorita dall'inquinamento, è capace di sopportare alte concentrazioni di  $SO_2$ . Partendo da tali considerazioni è possibile, già su base floristica, osservare come le specie che si ritrovano più frequentemente nei centri studiati siano le più resistenti all'inquinamento.



Fig. 4.23 - *Thamnobryum alopecurum* è una specie che si sviluppa sulle rocce umide e stillicidiose degli habitat forestali. La deforestazione e il diradamento del bosco in generale determinano la scomparsa di questa e di altre specie che si sviluppano in condizioni microclimatiche particolari di umidità e ombrosità.

scenti e per le specie epifille. La deforestazione, le pratiche forestali, con la rimozione di vecchi tronchi e l'impianto di specie esotiche, sono solo gli aspetti più evidenti di distruzione di tali ambienti (figura 4.23).

L'inquinamento atmosferico rappresenta la maggiore minaccia alle specie epifite, in particolare di quelle più sensibili agli agenti inquinanti; determinando un forte incremento dell'acidità delle piogge e dello stesso substrato, ha l'effetto di provocare una considerevole diminuzione del numero delle specie.

Gli ambienti umidi e di torbiera rappresentano il secondo, importante habitat naturale fortemente minacciato a causa delle attività estrattive, del drenaggio, della forestazione e dell'inquinamento. Nell'area mediterranea, infine, gli incendi e la conseguente erosione del suolo, accanto ad un'alta pressione antropica determinata dall'attività turistica, rappresentano una costante minaccia agli habitat costieri.

Va quindi ribadita la necessità che gli interventi per una corretta ed efficace azione di salvaguardia siano indirizzati non semplicemente alla protezione delle singole specie minacciate di estinzione, bensì alla conservazione degli ambienti che ne garantiscono la sopravvivenza. E in questa prospettiva può risultare notevole il contributo che i cataloghi e le liste rosse regionali e nazionali possono dare per una migliore conoscenza della biologia ed ecologia di tali specie.

## Bibliografia

- ALEFFI M., 1992a – *Florula briologica dei boschi planiziari acidofili a sud del Lago Trasimeno (Umbria)*. Arch. Bot. Ital., 68(1-2): 1-8.
- ALEFFI M., 1992b – *Florula briologica del bacino lacustre di Gubbio (Umbria, Italia centrale)*. Ann. Bot. (Roma). Studi sul territorio, Suppl. 9: 87-96.
- ALEFFI M., CORTINI PEDROTTI C., GAFTA D., 1997a – *Considerazioni briogeografiche mediante un'analisi bioclimatica lungo un tratto della Val d'Adige*. Rev. Valdôtaine Hist. Nat., 51, suppl.: 379-396.
- ALEFFI M., CORTINI PEDROTTI C., SCHUMACKER R., 1997b – *Flora briologica dei Monti della Laga (Italia centrale)*. Webbia, 52(1): 1-41.
- ALEFFI M. e SCHUMACKER R., 1995 – *Check-list and red-list of liverworts (Marchantiophyta) and liverworts (Anthocerotophyta) of Italy*. Fl. Medit., 5: 73-161.
- ALEFFI M., SCHUMACKER R., 1997 – *The new check-list and red-list of the liverworts (Marchantiophyta) and hornworts (Anthocerotophyta) of Italy: methods, purposes, problems and perspectives*. Webbia, 51(2): 405-419.
- BISCHLER H., JOVET-AST S., 1971-1972 – *Les Hépatiques de Sardaigne. Énumération, notes écologiques et biogéographiques*. Rev. Bryol. Lichénol., 38: 325-419.
- CARRATELLO A., ALEFFI M., 1998 – *Gigaspermum mouretii Corb. (Gigaspermaceae), a new species from Italy*. Acta Bot. Malacitana, 23: 203-207.
- COGONI A., ALEFFI M., SCRUGLI A., 1999 - *Sardinia's bryological flora: the state of knowledge and chorological considerations*. Webbia, 53(2): 381-392.
- CORTINI PEDROTTI C., 1992 – *Check-list of the Mosses of Italy*. Fl. Medit., 2: 119-221.
- CORTINI PEDROTTI C., 1996a – *Bibliografia Briologica d'Italia. Primo aggiornamento (1985-1994)*. Webbia, 51(1): 167-186.

- CORTINI PEDROTTI C., 1996b – *Aperçu sur la bryogéographie de l'Italie*. Bocconea, 5(1): 301-318.
- CORTINI PEDROTTI C., 2001a – *Flora dei Muschi d'Italia*. Antonio Delfino Editore, Roma. 817 p.
- CORTINI PEDROTTI C., 2001b – *New Check-list of the Mosses of Italy*. Fl. Medit., 11: 23-107.
- CORTINI PEDROTTI C., ALEFFI M., 1992a – *Flora briologica del Gruppo delle Mainarde (Parco Nazionale d'Abruzzo)*. In: PEDROTTI F., TASSI F. (eds.), *Le Mainarde. Zona di ampliamento in Molise del Parco Nazionale d'Abruzzo*. L'uomo e l'ambiente, 16: 99-119.
- CORTINI PEDROTTI C., ALEFFI M., 1992b – *Lista rossa delle briofite d'Italia*. In: CONTI F., MANZI A., PEDROTTI F. (eds.), *Libro rosso delle piante d'Italia*, p. 557-637. WWF, Roma.
- CORTINI PEDROTTI C., ALEFFI M., ESPOSITO A., 1993 – *Contributo alla flora briologica del Massiccio del Monte Cervati*. Inform. Bot. Ital., 25(2-3): 157-168.
- DIA M. G., NOT R., 1991 – *Chorological and ecological analysis of the bryophyte flora in Sicily*. Fl. Medit., 1: 143-156.
- DÜLL R., 1983 – *Distribution of European and Macaronesian liverworts (Hepaticophytina)*. Bryol. Beitr., 2: 1-115.
- DÜLL R., 1984-85 – *Distribution of European and Macaronesian mosses (Bryophytina)*. Bryol. Beitr., 4: 1-232.
- GIACOMINI V., 1947 – *Syllabus Bryophytarum Italicarum. Pars Prima: Andreaeales et Bryales*. Atti Ist. Bot. Lab. Crittog. Univ. Pavia, 4: 179-294.
- MASTRACCI M., DÜLL R., 1991 – *Le raccolte del Congresso Internazionale di Briologia, L'Aquila 15-26.7.1991*. Atti Congresso Internazionale Briologia (L'Aquila, 15-26 luglio 1991). Univ. Studi, L'Aquila: 93-124.
- MISERERE L., BUFFA G., GEISSLER P., 1996 – *Contributo alla conoscenza briologica delle zone umide del Parco Naturale Regionale del Mont Avic*. Rev. Valdôtaine Hist. Nat., 50: 143-161.
- MISERERE L., BUFFA G., PIERVITTORI R., 1995 – *Contributo alla conoscenza briologica della valle di Champorcher (Aosta)*. Inform. Bot. Ital., 27: 135-143.
- PEDROTTI F., 1996 – *Suddivisioni botaniche dell'Italia*. Giorn. Bot. Ital. 130(1): 214-225.
- PRIVITERA M., PUGLISI M., 1995a – *Su alcuni nuovi reperti per la brioflora calabra*. Giorn. Bot. Ital., 129(2): 70.
- PRIVITERA M., PUGLISI M., 1995b – *Osservazioni fitosociologiche sulla briovegetazione igro-idrofila dell'Aspromonte (Calabria)*. Inform. Bot. Ital., 27(1): 144-152.
- PRIVITERA M., PUGLISI M., 1996 – *Additions to the moss flora of S. Italy*. Fl. Medit., 6: 57-60.
- PRIVITERA M., PUGLISI M., 1997 – *Riella notarissii (Mont.) Mont. (Hepaticae, Riellaceae), rediscovered in Italy*. Fl. Medit., 7: 149-152.
- PRIVITERA M., PUGLISI M., 1998 – *First records of two species of Bryum (Bryaceae) from Sicily*. Webbia, 52(2): 207-211.
- PRIVITERA M., PUGLISI M., 1999 – *Tortula brevissima Schiffn. (Pottiaceae) found in Italy*. Cryptogamie, Bryol., 20(3): 207-212.
- PUGLISI M., 1994a – *Racomitrium aquaticum (Schrad.) Brid., nuovo reperto per la brioflora dell'Italia meridionale*. Giorn. Bot. Ital., 128(1): 278.
- PUGLISI M., 1994b – *Sulla flora briofitica di Motta S. Giovanni (Calabria meridionale)*. Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat., 27, n. 346: 79-91.
- PUGLISI M., 1995 – *Note sulla briovegetazione basifila del versante meridionale dell'Aspromonte (Calabria)*. Arch. Geobot., 1(1): 35-43.
- RAIMONDO F.M., DIA M.G., 1997 – *Nouvel inventaire de la bryoflore sicilienne, actualisé sur la base de contributions récentes*. Bocconea, 5: 885-894.
- SCHUMACKER R., SOLDÁN Z., ALEFFI M., MISERERE L., 1999 – *The Bryophyte flora of the Gran Paradiso National Park (Aosta Valley and Piedmont, Italy) and its immediate surroundings: a synthesis*. Lejeunia, 160: 1-107.
- SÉRGIO C., CASAS C., BRUGUÉS M., CROS R. M., 1994 – *Red list of Bryophytes of the Iberian Peninsula*. ICN: 1-45.
- ZODDA G., 1934 – *Flora Italica Cryptogama, IV. Bryophyta, Hepaticae*. L. Cappelli, Rocca S. Casciano.

## FUNGHI

[Silvano Onofri, Annarosa Bernicchia, Valeria Filipello Marchisio, Claudia Perini, Giuseppe Venturella, Laura Zucconi, Caterina Ripa]

I funghi erano inclusi, insieme a batteri, licheni e alghe, nella divisione *Thallophyta* del Regno *Plantae* fino a pochi decenni fa. Soltanto nel 1969, infatti, WHITTAKER ha proposto un regno a parte, il Regno *Fungi*, distinto dai Regni *Animalia*, *Monera*, *Plantae* e *Protista*. Da allora le delimitazioni del Regno *Fungi* hanno subito vari cambiamenti. Oggi, grazie al sostegno di più approfonditi studi ultrastrutturali, biochimici e anche molecolari, sono propriamente inclusi in questo Regno i quattro *phyla* *Chytridiomycota*, *Zygomycota*, *Ascomycota* e *Basidiomycota* (Figure 4.24 e 4.25) ai quali si deve aggiungere il gruppo informale dei funghi anamorfici, che si riproducono asessualmente. Invece, organismi come i *Myxomycetes*, gli *Hyphochytridiomycetes* e gli *Oomycetes*, precedentemente inclusi nel Regno *Fungi*, sono oggi inclusi nel regno *Protista* i primi e nel regno *Chromista* gli altri due (KIRK *et al.*, 2001). Studi di biologia molecolare sulle sequenze di rRNA di funghi in simbiosi micorrizica vescicolo-arbuscolare con le radici di piante hanno portato recentemente alla proposta della loro inclusione in un nuovo phylum *Glomeromycota*, comprendente quattro ordini (*Glomerales*, *Diversisporales*, *Paraglomerales* ed *Archaeosporales*), separato rispetto al *phylum Zygomycota*, in cui tali specie erano precedentemente inquadrati. Dalle analisi filogenetiche è risultato che il phylum *Glomeromycota* condivide probabilmente un progenitore comune con gli *Ascomycota* e i *Basidiomycota* (SCHÜBLER *et al.*, 2001).



Fig. 4.24 - *Amanita caesarea* (Scop. : Fr.) Pers., noto ed apprezzato Basidiomicete (foto di A. Cherubini).

I funghi sono considerati i più antichi organismi che dall'ambiente acquatico hanno colonizzato l'ambiente terrestre e sembrano essere più vicini evolutivamente agli animali che alle piante. Soltanto da una ventina di anni gli studi di vari ricercatori e micologi hanno evidenziato quanto importante sia il ruolo dei funghi sulla Terra (HAWKSWORTH, 1991). Solo alla fine del 1900 si è risvegliato l'interesse degli scienziati per la protezione dei funghi. Ad esempio l'*European Council for the Conservation of Fungi* (ECCF), fondato ad Oslo nel 1985 in occasione del IX Congresso dei Micologi Europei e delle *Journées Européennes du Cortinaire* (JEC), ha sottolineato il contributo fondamentale dei funghi nella conservazione della natura e dell'ambiente attraverso incontri, studi e ricerche mirate (KOUNE, 1999). La conservazione dei funghi, come degli altri viventi, può essere realizzata attraverso due vie complementari, *in situ* ed *ex situ*. La conservazione *in situ* è ostacolata dalla mancanza di informazioni, come la presenza di specie in un determinato luogo, dalla durata e intensità del lavoro necessario per produrre le liste di specie fungine e di mappe della loro distribuzione per conoscere la rarità di ogni specie e, in molti casi, dalla mancanza di informazioni sulle esatte caratteristiche ecologiche delle specie; la conservazione *ex situ* è rappresentata dalle micoteche, anche se purtroppo solo il 7% delle specie fungine conosciute e l'1% di quelle stimate viene conservato nelle collezioni di tutto il mondo (HAWKSWORTH, l.c.).



Fig. 4.25 - *Boletus edulis* Bull. : Fr., specie nota e ricercata (foto AMER).

## Micodiversità globale

Anche dopo la sistemazione in un Regno a sé stante e pur rappresentando probabilmente il secondo più consistente gruppo di organismi viventi al mondo dopo quello degli insetti, i funghi non hanno avuto la necessaria considerazione scientifica (e delle istituzioni), per quanto riguarda sia la stima numerica che la loro importanza ecologica nella biosfera. La scarsa attenzione dedicata ai funghi nei dibattiti sulla biodiversità è dovuta soprattutto alla mancata consapevolezza tra i biologi stessi della loro importanza nell'evoluzione, negli ecosistemi, nel progresso umano e in Gaia (HAWKSWORTH, 1991), ma anche alle non trascurabili difficoltà intrinseche allo studio micologico.

A oggi sono state descritte circa 64.000 specie fungine, per quanto riguarda i soli *Chytridiomycota*, *Zygomycota*, *Ascomycota* e *Basidiomycota*, i phyla propriamente inclusi nel Regno *Fungi*; le specie valide descritte di funghi anamorfici (*Fungi Imperfecti*) sono attualmente circa 16.000, per un totale di circa 80.000 specie. In assenza di una *Checklist* mondiale di specie fungine ritenute nomenclaturalmente valide (obiettivo questo del CABI/BPI quale parte del progetto IUBS/IUMS SPECIES 2000), la possibilità che i funghi siano 100.000, se non addirittura 150.000, non può essere esclusa (KIRK *et al.*, 2001).

Nell'ultima edizione dell'*Ainsworth & Bisby's Dictionary of the Fungi* (KIRK *et al.*, l.c.) il valore totale di specie riportato, pari a 80.060, è comprensivo di parte dei *Protozoa* e dei *Chromista*, i quali incidono con 960 e 889 specie rispettivamente, pari al 2,3% del totale (Tabella 4.14); nell'ambito dei *Fungi*, la micoflora totale attuale ammonta a 78.211 specie, di cui 29.914 appartenenti ai *Basidiomycota* (20.391 alla classe *Basidiomycetes*) e 32.739 appartenenti agli *Ascomycota*.

Alcuni Autori hanno basato lo studio delle stime mondiali di specie fungine sul rapporto tra numero di piante conosciute in un determinato luogo e numero di funghi rinvenuti su tutti i substrati nello stesso luogo (non solo su piante o residui vegetali); proprio questo è stato uno degli elementi chiave per arrivare al totale di 1,5 milioni di specie fungine (HAWKSWORTH, 1991, 2001). Lo studio è stato ripetuto a distanza di 10 anni considerando dati aggiornati ma sempre confrontando i rapporti tra piante e funghi in diverse località del Regno Unito: oggi la media di questi rapporti, che nello studio precedente era di 1:6, va da 1:5,4 (esclusi i microfunghi) a 1:8,4 (compresi i microfunghi); una semplice estrapolazione di quest'ultimo rapporto su scala mondiale, usando la stima di

	Generi	Specie	Generi	Specie
<b>Protozoa</b>				
<b>Acrasiomycota</b>			6	12
<b>Myxomycota</b>			80	879
<i>Dictyosteliomycetes</i>	4	46		
<i>Myxomycetes</i>	62	798		
<i>Protosteliomycetes</i>	14	35		
<b>Plasmodiophoromycota</b>			15	47
			162	960
<b>Chromista</b>				
<b>Hyphochytriomycota</b>			6	23
<b>Labyrinthulomycota</b>			13	48
<b>Oomycota</b>			92	808
			117	889
<b>Fungi</b>				
<b>Ascomycota</b>			3.409	32.739
<b>Basidiomycota</b>			1.353	29.914
<i>Basidiomycetes</i>	1.037	20.391		
<i>Urediniomycetes</i>	195	8.057		
<i>Ustilaginomycetes</i>	119	1.464		
<b>Chytridiomycota</b>			123	914
<b>Zygomycota</b>			181	1.090
<i>Trichomycetes</i>	55	218		
<i>Zygomycetes</i>	124	870		
<b>Funghi anamorfici</b>			2.887	15.945
				78.211
<b>Totale</b>				<b>80.060</b>

Tabella 4.14 - I numeri dei funghi conosciuti al mondo (KIRK *et al.*, 2001).

270.000 specie di piante vascolari, porta ad un valore tra circa 1.500.000 e 2.300.000 il numero di specie fungine stimate sulla Terra (HAWKSWORTH, 2001).

## Lo studio della biodiversità fungina in Italia

La micologia italiana vanta una solida e gloriosa tradizione, che può essere fatta risalire a PLINIO IL VECCHIO (23-79 d.C.) e che riconosce i suoi più significativi rappresentanti in P.A. MICHELI (1679-1737), G. DE NOTARIS (1805-1877), P.A. SACCARDO (1845-1920) e G. BRESADOLA (1847-1929) (ONOFRI *et al.*, 1999).

Molti autori hanno pubblicato flore locali o regionali comprendenti numerose specie fungine, come la *Flora Ticinensis* (Pavia, 1816-1826) di G.B. BALBIS e D. NOCCA, con 213 specie fungine lombarde, la *Flora Veronensis* (Verona, 1822-1824) di C. POLLINI, con 400 specie fungine dell'Italia settentrionale, le due centurie dei *Funghi Siciliani* (Palermo, 1865 e 1879) di G. INZENZA, i *Funghi napoletani enumerati* (Portici, 1878) di O. COMES (241 specie), i *Funghi Tridentini novi vel nondum delineati* (1881-

1892) di G. BRESADOLA, la *Flora Veneta Cryptogamica* (Padova, 1885) di G. BIZZOZERO e il *Primo censimento dei funghi della Liguria* (Genova, 1886) di F. BAGLIETTO (LAZZARI, 1973).

L'opera di F. CAVARA merita di essere citata sia per la pubblicazione di una collezione di *exsiccata* dal titolo *Funghi Longobardiae exsiccata* (Pavia, 1890-1896), sia soprattutto per aver proposto e sostenuto la realizzazione della *Flora Italica Cryptogama* (1905-1943), pubblicata a cura della Società Botanica Italiana. Quest'opera consta di cinque parti: *Fungi*, *Algae*, *Lichenes*, *Bryophyta*, *Pteridophyta*. La parte *Fungi* è la più estesa, è suddivisa in numerosi fascicoli, cui hanno collaborato sette importanti micologi. I fascicoli relativi ai *Gasterales* (1909) e *Hymeniales* (1915 e 1916), che si occupano dello stesso contingente tassonomico preso in considerazione nella recente *Checklist dei funghi italiani*, sono rispettivamente di L. PETRI e P.A. SACCARDO. A titolo di esempio tra gli *Hymeniales* sono enumerate 2.331 specie e 263 varietà.

SACCARDO ha fornito un enorme contributo alla micologia descrittiva internazionale, che culmina nella *Sylloge fungorum omnium hucusque cognitorum* (Padova, 1882-1931). Oltre a contribuire alla *Flora Italica Cryptogama* egli pubblica, tra il 1873 e il 1881, una poderosa flora micologica del Veneto dal titolo *Funghi veneti novi vel critici* e, tra il 1877 e il 1886, *Funghi italici autographice delineati*, che include 1500 specie fungine, soprattutto micofunghi, magistralmente illustrate (LAZZARI, 1973).

A fronte di un fiorente periodo di attività che caratterizza la fine dell'ottocento e l'inizio del novecento, gli studi micologici in Italia hanno poi subito dei cambiamenti di indirizzo e hanno preso piede studi di morfologia, genetica e fisiologia a livello organismico; soltanto negli ultimi decenni si assiste a una ripresa degli studi di micologia floristica.

### Micodiversità italiana

Se applicassimo al minimo i rapporti stimati da HAWKSWORTH (1991, 2001) tra numero di specie di piante vascolari e di funghi, la micoflora italiana dovrebbe ammontare teoricamente a oltre 300.000 specie.

L'esigenza, sentita da numerosi micologi italiani, di conoscere la distribuzione e la diversità delle specie fungine, ha fatto sì che siano state redatte liste e realizzate mappature a carattere regionale e locale, tra le quali le più significative sono quelle compilate per la Sicilia da VENTURELLA (1991), per l'Alto Adige da BELLÙ (1992), per la Toscana da PERINI *et al.* (1999) e per la Liguria da

ZOTTI e ORSINO (2001). Nel 2000 il Ministero dell'Ambiente ha stipulato una Convenzione con l'Università degli Studi della Tuscia di Viterbo per la realizzazione della *Checklist* nazionale dei Basidiomiceti (limitatamente alla Classe *Basidiomycetes*), la *Check-list dei funghi italiani*, Parte I: *Basidiomycota*, *Hymenomycetes* (ONOFRI, 2001). Questo censimento delle specie fungine italiane è il primo e più importante passo verso un'ampia e completa conoscenza della micodiversità nel nostro Paese, che per ora lascia fuori i basidiomiceti parassiti che comunemente vengono chiamati ruggini e carboni, gli ascomiceti, gli zigomiceti e i funghi anamorfici (funghi di cui non si conosce la riproduzione sessuale). Molte difficoltà sono state incontrate nella realizzazione di questo progetto, soprattutto per quanto riguarda la scarsa omogeneità dei dati riferiti al territorio nazionale e la quasi totale assenza di dati in alcune regioni. L'enorme varietà geografica, climatica, geologica, pedologica e quindi biogeografica e biologica che caratterizza il nostro paese e la non omogenea distribuzione dei micologi sul territorio nazionale possono in parte spiegare questa situazione. La varietà e la variabilità climatica e degli habitat rendono la nostra flora ricchissima e diversificata ed altrettanto diversificata è la micoflora (ONOFRI, 1994). Il numero di entità registrato finora in Italia per la classe *Basidiomycetes* (phylum *Basidiomycota*) ammonta a 4.296 (di cui 3.973 specie, 6 sottospecie, 263 varietà, 54 forme), cioè circa il 20% del numero totale di specie (20.391) a oggi conosciute nel mondo per questa classe; è questa una percentuale elevata, sicuramente destinata ad aumentare, in considerazione dell'ampiezza del territorio attualmente ancora inesplorato.

La micodiversità dei *Basidiomycetes* in ogni regione italiana è evidenziata in figura 4.26.

Elevata risulta essere la percentuale dei generi segnalati in Italia, che ammontano a 443, corrispondente al 43% dei generi noti al mondo (1.037) ad oggi inclusi in questa classe: il gruppo più numeroso è quello dell'ordine (attualmente considerato raggruppamento artificiale e suddiviso in ordini diversi) *Aphylliphorales* con 233 generi (52,6%), seguito dalle *Agaricales* con 119 generi (27%). Pochi generi appartengono agli altri ordini. Se per le *Aphylliphorales* non si dispone di una stima mondiale del numero di generi e di specie, per le *Agaricales* sono riportati complessivamente in bibliografia 347 generi e 9.387 specie (KIRK *et al.*, 2001); considerato il numero totale di generi per quest'ordine, in Italia risulta essere presente il 40% dei generi delle *Agaricales* conosciuti finora nel mondo.

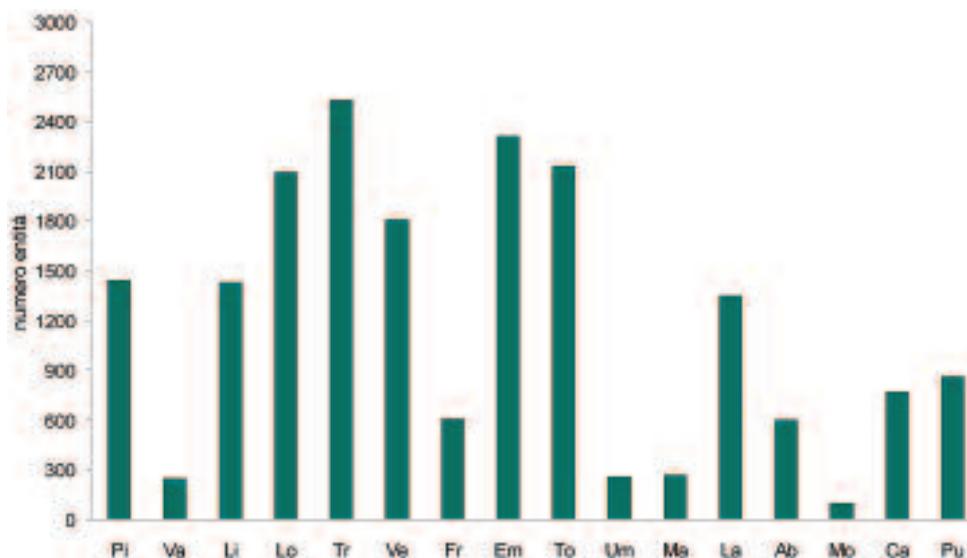


Fig. 4.26 - Numero di Basidiomiceti per ogni regione.

Per quanto riguarda la distribuzione delle specie negli ordini più rappresentati, il maggior numero di specie ed entità infraspecifiche, pari a 1.782, appartiene alle *Agaricales* (41,5% delle entità italiane censite) che, con 6.000 specie complessive, è il gruppo più ricco in specie anche nella micoflora mondiale. Rispetto alla consistenza mondiale del numero delle specie, in Italia si è registrato circa il 30% delle specie delle *Agaricales* note oggi a livello mondiale. Seguono poi le *Aphyllorales*, con 1.047 entità (24% delle entità italiane censite), e le *Cortinariales*, con 817 entità (19% delle entità italiane censite); quest'ultimo valore è molto elevato perché rappresenta il 60% del numero totale di specie per quest'ordine, che è di 1.360. Questo dato conferma quanto già osservato a livello europeo dove, per l'ordine *Cortinariales*, è stato registrato il maggior numero di specie rispetto alla consistenza globale del gruppo (KOUNE, 1999), il che indica che l'ordine include soprattutto specie europee.

Le grandi diversità e distribuzione di generi e specie fungine sono conseguenza, oltre che di peculiari fattori biotici, dei caratteri climatici e edafici del territorio italiano. Proprio i fattori ambientali sono quelli che generalmente determinano la loro distribuzione spaziotemporale (PERINI *et al.*, 1993). Bisogna infatti sottolineare che la segnalazione dei funghi è strettamente legata alla presenza di sporofori (corpi fruttiferi), ma come è ben noto non è detto che la mancanza di questi ultimi corrisponda a una reale assenza del micelio vegetativo di quella specie.

Secondo uno studio condotto dopo la pubblicazione

della *Flora Europaea* (TUTIN *et al.*, 1964-1980), l'Italia risulta la nazione europea con il più alto numero di specie vegetali. Si potrebbe ipotizzare che all'alta diversità floristica corrisponda un alto valore di diversità fungina. Purtroppo nei paesi dell'area mediterranea non sono stati effettuati molti studi che descrivano dettagliatamente la reale consistenza della micoflora sul territorio. Un primo passo verso una ricerca più accurata sulla diversità fungina è stato fatto in Grecia da ZERVAKIS *et al.* (1998); questo studio ha portato alla compilazione di una *Checklist* di 811 specie fungine, del phylum *Basidiomycota*, appartenenti a 10 ordini e 214 generi. Tali valori lasciano intendere quanto provvisoria sia la *Checklist* greca; ciò è stato affermato anche dagli autori che sottolineano il carattere preliminare del lavoro, legato al fatto che i dati pubblicati sono pochi e riguardano quasi esclusivamente le regioni settentrionali. Facendo un confronto con la *Checklist* italiana si è potuto notare come l'andamento della distribuzione dei generi e delle specie, negli ordini più rappresentati, ricalchi la situazione italiana; è questo un risultato che ben si accorda con le somiglianze floristiche e climatiche esistenti tra questi due paesi che appartengono entrambi alla fascia mediterranea.

Attualmente sono disponibili anche dati del tutto preliminari relativi agli Ascomiceti, risultato di un lavoro locale effettuato nel Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università della Tuscia. Tale lavoro ha consentito di realizzare un *Thesaurus* di 532 nomi di Ascomiceti e di 380 sinonimi; sarà questo uno strumento utile per i successivi lavori di ampliamento e aggiornamento dei dati riguardanti il phylum *Ascomycota*.

## Specie endemiche, esotiche, rare e minacciate in Italia

Le informazioni contenute nella *Checklist* dei funghi italiani riguardano anche dati di ecologia delle specie e delle loro condizioni di endemicità, esoticità e rarità nel nostro paese. Sulla base di questi dati preliminari, risultano così segnalate 56 specie con possibili caratteristiche di endemicità (Tabella 4.15; Figure 4.27 e 4.28), 12 specie esotiche (Tabella 4.16), mentre 87 potrebbero essere le specie rare, minacciate e/o a rischio d'estinzione (Tabella 4.17; Figura 4.29). Tutte le notizie sull'endemicità, l'esoticità e la rarità delle specie suddette sono state ricavate dai lavori bibliografici e dalle valutazioni personali dei revisori della *Checklist*, i quali hanno anche indicato la criticità tassonomica di 406 specie di *Basidiomycetes*. Comunque queste informazioni, basandosi su dati che spesso sono incompleti o preliminari, dovranno essere verificate caso per caso.



Fig. 4.27 - *Antrodia macrospora* Bernicchia & De Dominicis, specie con possibili caratteristiche di endemicità (foto di C. Perini).



Fig. 4.28 - *Pleurotus nebrodensis* (Inzenga) Quél., specie con caratteristiche di rarità (foto di G. Venturella).



Fig. 4.29 - *Cortinarius praestans* (Cordier) Gillet, specie con possibili caratteristiche di rarità in alcune regioni italiane (foto di C. Perini).

<i>Albatrellus syringae</i> (Parmasto) Pouzar
<i>Aleurodiscus ilexicola</i> Bernicchia & Ryvardeen
<i>Alnicola sphagneti</i> (P.D. Orton) Romagn.
<i>Amaurodon viridis</i> (Alb. & Schwein. : Fr.) J. Schröt.
<i>Amphinema diadema</i> K.H. Larss. & Hjortstam
<i>Antrodia alpina</i> (Litsch.) Gilb. & Ryvardeen
<i>A. macrospora</i> Bernicchia & De Dominicis
<i>Ceriporia sulphuricolor</i> Bernicchia & Niemelä
<i>Cortinarius anthracinus</i> (Fr.) Fr.
<i>C. aurilicis</i> Chevassut & Trescol
<i>C. cavipes</i> J. Favre
<i>C. emunctus</i> Fr.
<i>C. favrei</i> M.M. Moser
<i>C. gentilis</i> (Fr.) Fr.
<i>C. belvelloides</i> (Fr.) Fr.
<i>C. ionochlorus</i> Maire
<i>C. ionophyllus</i> M.M. Moser
<i>C. ionosmus</i> M.M. Moser, Nespiak & Schwöbel
<i>C. pholideus</i> (Fr. : Fr.) Fr.
<i>C. porphyropus</i> (Alb. & Schwein.) Fr.
<i>C. subtorvus</i> Lamoure
<i>Dendrothele incrustans</i> (P.A. Lemke) P.A. Lemke
<i>D. nivosa</i> (Höhn. & Litsch.) P.A. Lemke
<i>Dentipellis fragilis</i> (Pers. : Fr.) Donk
<i>Duportella malençonii</i> (Boidin & Lanq.) Hjortstam
<i>Echinodontium ryvardeenii</i> Bernicchia & Piga
<i>Entoloma ritae</i> Noorde. & Wölfel
<i>Filobasidiella lutea</i> P. Roberts
<i>Fomitopsis labyrinthica</i> Bernicchia & Ryvardeen
<i>Hebeloma ammophylum</i> Bohus
<i>H. bruchetii</i> Bon
<i>H. cistophilum</i> Maire
<i>H. kuehneri</i> Bruchet
<i>H. marinatum</i> (J. Favre) Bruchet
<i>Hyphoderma orphanellum</i> (Bourdot & Galzin) Donk
<i>Inocybe arenicola</i> (R. Heim) Bon
<i>I. coelestium</i> Kuyper
<i>I. egenula</i> J. Favre
<i>I. geraniadora</i> J. Favre
<i>I. glabrescens</i> Velen.
<i>I. guttulifera</i> Kühner
<i>I. heimii</i> Bon
<i>I. leptophylla</i> G.F. Atk.
<i>I. leucoloma</i> Kühner
<i>I. monochroa</i> J. Favre
<i>I. napipes</i> J.E. Lange
<i>I. ochroalba</i> Bruyl.
<i>I. oreina</i> J. Favre
<i>I. pseudoheilca</i> Kühner
<i>I. salicis</i> Kühner
<i>I. taxocystis</i> (J. Favre) Singer
<i>I. tetragonospora</i> Kühner
<i>I. umbrinodisca</i> Kühner
<i>Piloporia sajanensis</i> (Parmasto) Niemelä
<i>Pleurotus nebrodensis</i> (Inzenga) Quél.
<i>Russula citrinoclora</i> Singer

Tabella 4.15 - Le 56 specie con possibili caratteristiche di endemicità della classe *Basidiomycetes*.

<i>Boletus caucasicus</i> (Singer) Singer
<i>B. dryophilus</i> Thiers
<i>B. frostii</i> J.L. Russell
<i>B. mamorensis</i> Redeuilh
<i>B. speciosus</i> Frost
<i>Conocybe intrusa</i> (Peck) Singer
<i>Cortinarius albocinctus</i> M.M. Moser
<i>C. herculeus</i> Malençon
<i>Entoloma vezzenaense</i> Noordel. & Hauskn.
<i>Favolaschia calocera</i> R. Heim
<i>Suillus amabilis</i> (Peck) Singer
<i>Tricholoma tridentinum</i> Singer var. <i>cedretorum</i> Bon

Tabella 4.16 - Le 12 specie e varietà esotiche della classe *Basidiomycetes*.

Tabella 4.17 - Le 87 specie e varietà con possibili caratteristiche di rarità, almeno in alcune zone d'Italia. Alcune di queste specie dovrebbero essere considerate minacciate e/o a rischio di estinzione in Italia.

<i>Aleurodiscus botryosus</i> Burt	<i>C. porphyropus</i> (Alb. & Schwein.) Fr.
<i>A. cerussatus</i> (Bres.) Höhn. & Litsch.	<i>C. praestans</i> (Cordier) Gillet
<i>A. dextrinoideocerussatus</i> G. Moreno, M.N. Blanco & Manjon	<i>C. psammocephalus</i> (Bull.) Fr.
<i>Alnicola sphagneti</i> (P.D. Orton) Romagn.	<i>C. pulchripes</i> J. Favre
<i>A. tantilla</i> (J. Favre) Romagn.	<i>C. pygmaeus</i> (Velen.) M.M. Moser
<i>Amphinema diadema</i> K.H. Larss. & Hjortstam	<i>C. scaurotraganoides</i> Rob. Henry
<i>Amyloathelia amylacea</i> (Bourdot & Galzin) Hjortstam & Ryvardeen	<i>C. subporphyropus</i> Pilát
<i>Amylocorticium subincarnatum</i> (Peck) Pouzar	<i>C. tersichores</i> Melot var. <i>calosporus</i> Melot
<i>A. subsulphureum</i> (P. Karst.) Pouzar	<i>C. uliginosus</i> Berk.
<i>Antrodia radiculosa</i> (Peck) Gilb. & Ryvardeen	<i>Cristinia gallica</i> (Pilát) Jülich
<i>Botryobasidium botryoideum</i> (Overh.) Parmasto	<i>C. rhenana</i> Grosse-Brauckm.
<i>B. candicans</i> J. Erikss.	<i>Crustoderma dryinum</i> (Berk. & M.A. Curtis) Parmasto
<i>B. conspersum</i> J. Erikss.	<i>Crustomyces expallens</i> (Bres.) Hjortstam
<i>Brevicellicium exile</i> (H.S. Jacks.) K.H. Larss. & Hjortstam	<i>C. subabruptum</i> (Bourdot & Galzin) Jülich
<i>Bulbillomyces farinosus</i> (Bres.) Jülich	<i>Cyphellostereum laeve</i> (Fr. : Fr.) D.A. Reid
<i>Ceraceomyces borealis</i> (Romell) J. Erikss. & Ryvardeen	<i>Cystostereum murrarii</i> (Berk. & M.A. Curtis) Pouzar
<i>C. sulphurinus</i> (P. Karst.) J. Erikss. & Ryvardeen	<i>Dentipellis fragilis</i> (Pers. : Fr.) Donk
<i>Cerinomyces crustulinus</i> (Bourdot & Galzin) Martin	<i>Erythricium hypnophilum</i> (P. Karst.) J. Erikss. & Hjortstam
<i>Ceriporia excelsa</i> (S. Lundell) Parmasto	<i>Fibricium rude</i> (P. Karst.) Jülich
<i>Ceriporiopsis pannocincta</i> (Romell) Gilb. & Ryvardeen	<i>F. subceraceum</i> (Hallenb.) Bernicchia
<i>Clavulicium delectabile</i> (H.S. Jacks.) Hjortstam	<i>Fomitopsis cajanderi</i> (P. Karst.) Kotl. & Pouzar
<i>C. macounii</i> (Burt) J. Erikss. & Boidin	<i>Gloecystidiellum karstenii</i> (Bourdot & Galzin) Donk
<i>Cortinarius aurantiomarginatus</i> Jul. Schäff.	<i>Hebeloma funariophilum</i> M.M. Moser
<i>C. badiovinaceus</i> M.M. Moser	<i>H. pyrophilum</i> G. Moreno & M.M. Moser
<i>C. bibulus</i> Quél.	<i>Hyphoderma litschaueri</i> (Burt) J. Erikss. & Å. Strid
<i>C. caesiocinctus</i> Kühner	<i>Hypochnicium polonense</i> (Bres.) Å. Strid
<i>C. calopus</i> P. Karst.	<i>Inocybe albomarginata</i> Velen.
<i>C. canabarba</i> M.M. Moser	<i>I. albovelutipes</i> Stangl
<i>C. colus</i> Fr.	<i>I. amblyspora</i> Kühner
<i>C. croceoconus</i> Fr.	<i>I. fusciscentipes</i> Kühner
<i>C. fuscoperonatus</i> Kühner	<i>I. geraniodora</i> J. Favre
<i>C. gentilis</i> (Fr.) Fr.	<i>I. glabrescens</i> Velen.
<i>C. helobius</i> Romagn.	<i>I. huijsmannii</i> Kuyper
<i>C. hillieri</i> Rob. Henry	<i>I. leptophylla</i> G.F. Atk.
<i>C. ionosmus</i> M.M. Moser, Nespiak & Schwöbel	<i>I. oreina</i> J. Favre
<i>C. latobalteatus</i> (Schaeff. apud M.M. Moser) M.M. Moser	<i>I. piceae</i> Stangl & Schwöbel
<i>C. leochrous</i> Schaeff.	<i>I. tricolor</i> Kühner
<i>C. magicus</i> Eichhörn	<i>Inonotus dryophilus</i> (Berk.) Murrill
<i>C. orellanoides</i> Rob. Henry	<i>Mucronella flava</i> Corner
<i>C. papulosus</i> Fr.	<i>Oxyporus corticola</i> (Fr. : Fr.) Ryvardeen
<i>C. paracephalixus</i> Bohus	<i>Phanerochaete aff. avellanea</i> (Bres.) J. Erikss. & Ryvardeen
<i>C. parvannulatus</i> Kühner	<i>Phlebia chrysocreas</i> (Berk. & M.A. Curtis) Burds.
<i>C. patibilis</i> Brandud & Melot	<i>Pleurotus nebrodensis</i> (Inzenga) Quél.
<i>C. pluvius</i> (Fr. : Fr.) Fr.	

Negli allegati della Convenzione di Berna del Consiglio d'Europa (1979) sono presenti riferimenti piuttosto generici per quanto riguarda i funghi.

A livello europeo, nel 1993 ING propose un primo elenco di specie da includere in una lista rossa che non comprendeva dati riguardanti i paesi dell'area mediterranea, quali Albania, Francia, Grecia, Italia, Portogallo e Spagna. In questa lista erano elencati 278 macrofunghi minacciati di estinzione o estinti e in particolare ING (l.c.) ripartì le specie minacciate in 4 gruppi indicati con le sigle A, B, C, D. Nel gruppo A sono incluse le specie che avevano subito significative regressioni, rapido declino nelle popolazioni, molte estinzioni a livello nazionale; nel gruppo B sono incluse specie in evidente stato di declino, alcune specie in via di estinzione a livello nazionale; nel gruppo C sono comprese specie afferenti a popolazioni fungine ampiamente distribuite, ma sparse sul territorio, caratterizzate da limitati casi di estinzione; nel gruppo D sono incluse le specie fungine che mostrano decrementi a livello locale ed alcune estinzioni, ma principalmente localizzate ai limiti del loro areale geografico.

Nel 1997 VENTURELLA *et al.* hanno proposto un elenco provvisorio di 23 specie di macrofunghi minacciati in Italia (Tabella 4.18), attribuendole tutte alla categoria K dell'IUCN (successivamente trasformata in DD - *Data Deficient*), comprendente 'taxa che si suppone possano

<i>Amanita eliae</i> Qué.
<i>Antrodiella onychoides</i> (Egeland) Niemelä
<i>Battarrea phalloides</i> Dicks.: Pers.
<i>Boletus junquilleus</i> (Qué.) Boud.
<i>Cortinarius herculeus</i> Malençon
<i>Cortinarius orellanus</i> (Fr.) Fr.
<i>Dendrothele incrustans</i> (P.A. Lemke) P.A. Lemke
<i>Entoloma madidum</i> (Fr.) Gillet
<i>Gyrodontium sacchari</i> (Spreng.) Hjortstam
<i>Hebeloma hiemale</i> Bres.
<i>Hebeloma remyi</i> Bruchet
<i>Hygrocybe calyptriformis</i> (Berk. & Broome) Fayod
<i>Hygrocybe spadicea</i> (Scop.: Fr.) P. Karst.
<i>Inocybe tricolor</i> Kühner
<i>Junghubnia semisupiniformis</i> (Murr.) Ryvar den
<i>Leucopaxillus lepistoides</i> (Maire) Singer
<i>Lycoperdon mammeiforme</i> Pers.
<i>Melanophyllum eyrei</i> (Massal.) Singer
<i>Panaeolus dunensis</i> Bon & Courtec.
<i>Rhodotus palmatus</i> (Bull. Fr.) Maire
<i>Russula seperina</i> Dupain
<i>Torrendia pulchella</i> Bres.
<i>Trametes ljubarskyi</i> Pilát

Tabella 4.18 - Specie di macrofunghi minacciati in Italia

essere inclusi in una delle categorie di rischio' ma per i quali mancano ancora informazioni sufficienti a giustificare una loro collocazione in una delle altre categorie IUCN. Allo stato attuale delle conoscenze solamente *Inocybe tricolor* risulta confermare il suo stato di specie minacciata. Dall'integrazione e dal confronto di dati attualmente esistenti e da acquisire potrà scaturire una Lista Rossa delle specie fungine italiane e degli habitat che le comprendono.



Fig. 4.30 - *Trametes versicolor* (L. : Fr.) Pilát (foto di S. Onofri).



Fig. 4.31 - *Ganoderma lucidum* (Curtis : Fr.) P. Karst. (foto di S. Onofri).



Fig. 4.32 - *Suillus granulatus* (L. : Fr.) Roussel (foto di S. Onofri).



Fig. 4.33 - *Gyroporus castaneus* (Bull. : Fr.) Quél. (foto di S. Onofri).

### Problematiche di conservazione

L'Italia presenta una micoflora estremamente diversificata in specie, varietà e forme. I raggruppamenti considerati comprendono soprattutto specie con sporofori di dimensioni considerevoli, cui si riferiscono la maggior parte dei dati di rilevamento sul territorio nazionale: ciò sia per la maggior facilità di rinvenimento e identificazione tassonomica, sia, spesso, per il loro interesse economico e commerciale. I dati a disposizione sono in parte influenzati dalla presenza non omogenea dei micologi sul territorio ed evidenziano la necessità di ricerche approfondite nelle regioni finora meno esplorate. Il disporre di liste aggiornate delle specie fungine italiane, di mappe della loro distribuzione e di dati sulla loro ecologia, nonché di liste rosse delle specie fungine potrà costituire anche un valido strumento per la valutazione del valore naturalistico complessivo degli habitat. I funghi spesso costituiscono un elemento della biocenosi particolarmente sensibile alle modificazioni ambientali. Ad esempio la scomparsa di specie fungine micorrizogene in ambienti forestali, dovuta a modificazioni dell'acidità o del contenuto in cationi tossici del suolo, può essere predittiva di gravi deperimenti del bosco, anche come conseguenza diretta del danneggiamento del fungo simbiote stesso. Tale uso delle conoscenze micologiche si basa, però, sull'esistenza di dati numerosi e verificati sulla presenza e sul ruolo di specie in ambienti di comparazione in buono stato di conservazione; occorre far presto ad acquisire tali dati. È stato già proposto l'uso dei dati sulle comunità naturali di funghi per il biomonitoraggio dell'inquinamento atmosferico e della contaminazione da metalli pesanti (ONOFRI e ZUCCONI, 1999).

Sebbene esistano dati bibliografici sulle capacità di ac-

cumulo di metalli pesanti da parte di diverse specie micorrizogene e non, gli autori sembrano escludere la possibilità di individuare singole specie come validi indicatori (MICHELOT *et al.*, 1998). Più realistica e applicativa, sebbene manchino protocolli standardizzati, potrebbe essere l'analisi del decremento della micodiversità associata all'inquinamento ambientale, che si manifesta con 5-10 anni di anticipo rispetto al declino delle comunità forestali; questa maggiore sensibilità conferisce alle comunità fungine significative prospettive di applicazione.

Alcuni ricercatori europei hanno suggerito l'uso del rapporto di micorrizzazione (rapporto tra la percentuale di funghi micorrizogeni rispetto a tutti i macromiceti) come indicatore del livello di inquinamento dei boschi, poiché risulta molto più basso in aree contaminate (FELLNER, 1993). Tale indice sembra non essere però applicabile all'area Mediterranea, dove il numero di specie micorrizogene è significativamente correlato anche ad altri parametri ambientali, quali altitudine, numero di specie vegetali e copertura arborea (LAGANÀ *et al.*, 1999).

Il cambiamento climatico in atto, almeno in parte imputabile alle attività umane, influisce sulle comunità fungine, sia indirettamente, modificando l'ambiente vegetale, sia direttamente, favorendo la sostituzione di specie autoctone con specie maggiormente termofile. Il monitoraggio delle modifiche degli areali di distribuzione delle specie fungine e dell'ingresso di specie esotiche, fornisce dati che potrebbero costituire un valido riferimento per lo studio e il monitoraggio degli effetti dei cambiamenti climatici, come è stato proposto da VAN HERK *et al.* (2002) per i licheni.

È in ogni caso chiaro che la distruzione degli habitat è causa primaria del declino delle specie fungine, quindi la conservazione delle specie rare o minacciate passa necessariamente attraverso la protezione dei loro habitat caratteristici. Tale ovvia considerazione si scontra spesso con la scarsa conoscenza sui reali habitat di tali specie. In questo caso la banca dati micologica, che riporta anche gli habitat in cui le specie sono rilevate, diventa strumento indispensabile di conservazione.

La costituzione di riserve micologiche costituisce una valida iniziativa per la conservazione delle specie fungine, non fosse altro perché consente di preservare gli habitat in cui vivono tali specie (COURTECUISSÉ, 2001).

Non deve essere trascurata poi la coltivazione dei funghi che, come nel caso di *Pleurotus nebrodensis* (Inzenga) Quél. in Sicilia, porta a una conservazione della specie commestibile, molto ricercata, rara e a rischio di estinzione, conservandola *ex situ*, ma soprattutto diminuendo

do la pressione di raccolta (VENTURELLA e FERRI, 2001; ZERVAKIS e VENTURELLA, 2002).

A tale proposito non si deve dimenticare che spesso i funghi spontanei costituiscono una fonte di reddito e frequentemente fanno anche parte delle tradizioni culturali di alcune popolazioni. In tali casi bisogna programmare un uso sostenibile della risorsa fungo, sia cercando alternative alla raccolta, come nel caso citato di *P. nebrodensis*, sia regolandone la raccolta stessa. In ogni caso, pur nel rispetto di usi, costumi, tradizioni e attività economiche, è necessario ricordare che:



Fig. 4.34 - *Amanita vaginata* (Bull. : Fr.) Vittad. (foto AMER).

la raccolta degli sporofori di ogni singola specie influisce sulla riproduzione di quella specie;

la semplice pressione antropica dovuta ai raccoglitori influisce negativamente su tutte le specie fungine presenti nell'habitat, comprese quelle di cui è vietata la raccolta. La valutazione dei quantitativi consentiti di prelievo deve essere quindi effettuata caso per caso, per le singole specie e le singole zone, tenendo nel dovuto conto l'effetto a breve, medio e lungo termine. A tale scopo si può ipotizzare l'individuazione di zone a tutela integrale come siti di conservazione e di comparazione.

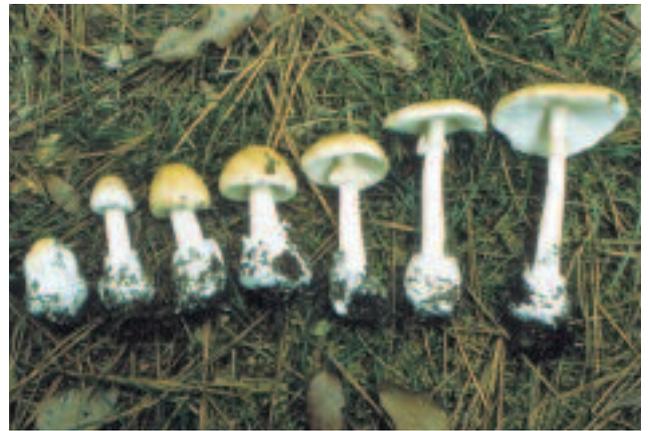


Fig. 4.35 - *Amanita phalloides* (Fr.) Link. (foto AMER).

## Bibliografia

- BELLÙ F., 1992 – *Mapping and cartography of macrofungi in Alto Adige*. *Giornale Botanico Italiano*, 126: 707-803.
- COURTECUISE R., 2001 – *Current trends and perspectives for the global conservation on fungi*. In: MOORE D., NAUTA M.M., EVANS S. E., ROTHEROE M., (eds.), *Fungal Conservation. Issues and Solutions*. Cambridge University Press, UK, pp. 7-18.
- EUROPEAN COUNCIL FOR THE CONSERVATION OF FUNGI (ECCF), KOUNE J.P., 2001 – *Datasheets of threatened mushrooms of Europe, candidates for listing in Appendix I of the Convention*. Strasbourg.
- FELLNER R., 1993 – *Air pollution and mycorrhizal fungi in central Europe*. In: PEGLER D.N., BODDY L., ING B., KIRK P.M., (eds.), *Fungi of Europe: Investigation Recording and Conservation*, Royal Botanical Garden, Kew, U.K., pp. 239-250.
- HAWKSWORTH D.L., 1991 – *The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance and conservation*. *Mycological Research*, 95: 641-655.
- HAWKSWORTH D.L., 2001 – *The magnitude of fungal diversity: the 1.5 million species estimate revised*. *Mycological Research*, 105: 1422-1432.
- HERK C.M. VAN, APTROOT A., VAN DOBBEN H.F., 2002 – *Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming*. *Lichenologist*, 34: 141-154.
- ING B., 1993 – *Towards a red list of endangered European macrofungi*. In: PEGLER D.N., BODDY L., ING B., KIRK P.M., (eds.) *Fungi of Europe: Investigation Recording and Conservation*, pp. 231-237. Royal Botanical Garden, Kew, U.K.
- KIRK P.M., CANNON P.F., DAVID J.C., STALPERS J.A., 2001 – *Ainsworth & Bisby's Dictionary of the Fungi*. Ninth Edition. CABI Bioscience, CAB International, Wallingford, U.K.
- KOUNE J.P., 1999 – *Étude sur les champignons menacés en Europe*. Strasbourg.
- LAZZARI G., 1973 – *Storia della Micologia Italiana*. Arti Grafiche Saturnia, Trento.
- LAGANÀ A., LOPPI S., DE DOMINICIS V., 1999 – *Relationship between environmental factors and the proportions of fungal trophic groups in forest ecosystems of the central Mediterranean area*. *Forest Ecology and Management*, 124: 145-151.
- MICHELOT D., SIOBUD E., DORÉ J.-C., VIEL C., POIRIER F., 1998 –

- Update on metal content profiles in mushrooms – Toxicological implications and tentative approach to the mechanisms of bioaccumulation.* *Toxicon*, 36: 1997-2012.
- ONOFRI S., 1994 – *Il programma di censimento e cartografia delle specie fungine in Italia.* *Micologia Italiana*, 2: 23-26.
- ONOFRI S. (coordinatore), 2001 – *Check-list delle specie fungine italiane. Parte I. Basidiomycota, Hymenomycetes.* Ministero dell'Ambiente, Servizio Conservazione della Natura.
- ONOFRI S., GRANITI A., ZUCCONI L., 1999 – *Italians in the History of Mycology.* Mycotaxon Ltd., Ithaca, NY.
- ONOFRI S., ZUCCONI L., 1999 – *Funghi e metalli pesanti, bioindicazione, bioaccumulo e biorisanamento.* In: PICCINI C., SALVATI S. (eds.), *Atti del workshop Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale*, pp. 155-170. Roma, 26-27 novembre 1998.
- PERINI C., BARLUZZI C., GOVI G., 1993 – *Evoluzione del progetto di mappatura dei macromiceti in Italia.* *Micologia Italiana*, 3: 37-44.
- PERINI C., NARDUCCI R., BARLUZZI C., LAGANÀ A., SALEMI E., 1999 – *I funghi in Toscana. Allegato 1. Elenco delle specie censite in Toscana.* In: TOFACCHI L., MANNINI M., *I funghi in Toscana. Mappatura e censimento dei macromiceti epigei*, pp. 73-98. ARSIA Regione Toscana e Associazione Gruppi Micologici Toscani.
- SCHÜBLER A., SCHWARZOTT D., WALKER C., 2001 – *A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution.* *Mycological Research*, 105: 1413-1421.
- TUTIN T.G., HEYWOOD V.H., BURGESS N.A., VALENTINE D.H., WALTERS S.M., WEBB D.A., 1964-1980 – *Flora Europaea.* Voll. 1-5. Cambridge University Press, Cambridge.
- VENTURELLA G., 1991 – *A checklist of Sicilian fungi.* *Bocconea*, 2: 5-221.
- VENTURELLA G., PERINI C., BARLUZZI C., PACIONI G., BERNICCHIA A., PADOVAN F., QUADRACCIA L., ONOFRI S., 1997 – *Towards a Red Data List of fungi for Italy.* *Bocconea*, 5: 867-872.
- VENTURELLA G., FERRI F., 2001 – *Progetto FUNGIS. Progetto di Sviluppo per la funghicoltura in Sicilia.* Palermo, pp. 118.
- WHITTAKER R.H., 1969 – *New concepts of kingdoms of organisms.* *Science*, 163: 150-160.
- ZERVAKIS G., DIMOU D., BALIS C., 1998 – *A Check-list of the Greek macrofungi including hosts and biogeographic distribution: I. Basidiomycotina.* *Mycotaxon*, 66: 273-336.
- ZERVAKIS G., VENTURELLA G., 2002 – *Mushroom breeding and cultivation enhances ex situ conservation of Mediterranean Pleurotus taxa.* In: ENGELS J.M.M., RAMANATHA RAO V., BROWN A.H.D., JACKSON M.T. (eds.), *Managing Plant Genetic Diversity*, pp. 351-358. CABI Publishing, CAB International, U.K.
- ZOTTI M., ORSINO F., 2001 – *The check-list of Ligurian macrofungi.* *Flora Mediterranea*, 11: 115-294.

## LICHENI

[Pier Luigi Nimis, Stefano Martellos]

I licheni (Tavola 4.1) sono funghi (Ascomiceti, più raramente Basidiomiceti) che vivono in simbiosi con organismi fotosintetizzanti (cianobatteri e/o alghe verdi). Dal punto di vista sistematico, essi appartengono al Regno *Fungi* e per questo vengono spesso chiamati ‘funghi lichenizzati’. A livello planetario si stima che le specie sinora descritte ammontino a ca. 16.000 (HAWKSWORTH, 1991). I licheni sono in grado di insediarsi su una grande varietà di substrati: sulle rocce, sulle cortecce degli alberi, sul legno, sul terreno, sulle foglie. Essi sono gli ultimi rappresentanti della vita vegetale nelle regioni polari e la resistenza ai climi più estremi è possibile esclusivamente alla simbiosi lichenica: il fungo o l'alga separatamente non sarebbero in grado di sopravvivere. I licheni sono ottimi indicatori biologici: sensibilissimi a certi tipi di inquinamento atmosferico, sono in grado di accumulare metalli in traccia; alcune specie fungono da indicatori di lunga continuità ecologica delle foreste. Importante è anche il ruolo che i licheni hanno nel biodeterioramento dei monumenti in pietra, un problema particolarmente sentito nel nostro Paese. Molti associano la parola “lichene” agli ecosistemi boreale e artico, ove i licheni sono spesso gli elementi dominanti del paesaggio. Potrà quindi stupire che l'Italia, con più di 2300 specie (14,4% della flora lichenica mondiale), sia uno dei paesi europei con la più alta diversità lichenica.

### La lichenologia in Italia: cenni storici

In Italia gli studi sui funghi lichenizzati vantano una tradizione che risale al fondatore della lichenologia come scienza: P.A. MICHELI (1679-1737), che nel *Nova Plantarum Genera* del 1729 per la prima volta propose un sistema classificatorio per i licheni. Alla metà del XIX secolo, per un breve ma intenso periodo, l'Italia divenne la sede della principale scuola lichenologica europea. Le figure dominanti del ‘periodo d’oro’ della lichenologia italiana (NIMIS e BARTOLI, 1992) furono G. DE NOTARIS (1805-1877), V. TREVISAN (1818-1897), A. MASSALONGO (1824-1860), M. ANZI (1812-1883) e F. BAGLIETTO (1826-1916). Soprattutto gli ultimi due produssero alcuni dei migliori studi floristici mai effettuati in Italia (Liguria, Sardegna, Toscana, Alpi centro-occidentali). Il ‘periodo d’oro’ durò pochi anni, dal 1846 al 1880, cui seguì un rapido declino che culminò nella quasi estinzione della scuola lichenologica italiana agli inizi del ‘900. Gli ul-

timi anni del secolo sono dominati dalla figura di A. JATTA (1852-1912), che intraprese l'esplorazione sistematica del meridione e che al principio del secolo pubblicò la prima e unica flora lichenologica d'Italia (JATTA, 1909-11). Quest'opera era certamente un buon lavoro di sintesi, che necessitava però di essere emendato e integrato da una nuova generazione di lichenologi. Purtroppo la scuola lichenologica italiana stava ormai per estinguersi e oggi la flora di Jatta appare come una pesante lapide che giace sul ‘periodo d’oro’ della lichenologia italiana.

Nella prima metà del XX secolo la lichenologia italiana fu rappresentata da pochi nomi: C. SBARBARO (1888-1967), M. CENGIA-SAMBO (1888-1939) e R. TOMASELLI (1920-1982). Nel secondo dopoguerra gli studi sui licheni divennero una delle branche più dinamiche e interessanti della botanica a livello internazionale. Nel 1987 alcuni ricercatori italiani decisero di dare vita alla Società Lichenologica Italiana (SLI), che ebbe un inaspettato successo, superando rapidamente i 300 iscritti. Oggi si assiste a una vera e propria rinascita della lichenologia italiana e il numero di pubblicazioni floristiche ed ecologiche, sia di base che applicative (bioindicazione, bioalterazione di monumenti), è in continua crescita.

### La diversità lichenica d'Italia

La prima sintesi moderna sui licheni d'Italia fu la *checklist* annotata di NIMIS (1993) che riportava 2145 *taxa* infragenerici, specificandone la distribuzione regionale sulla base di uno screening della letteratura dal 1800 al 1992. La *checklist* di NIMIS (1993) è stata trasformata in un complesso database consultabile in rete (*ITALIC*) a partire dal 1999. I dati ivi contenuti, tuttavia, non sono stati aggiornati né rispetto alle intense ricerche lichenologiche svolte in Italia negli ultimi dieci anni, né rispetto ai progressi della sistematica a livello internazionale. Le cifre che seguono si riferiscono all'ultimo aggiornamento effettuato da NIMIS e TRETIACH (1999) e a dati inediti non ancora inseriti in *ITALIC*. Alla fine del 2002 il numero totale di specie note per l'Italia ha raggiunto i 2323 *taxa*. I licheni crostosi, con il 69,2%, rappresentano la grande maggioranza di quelli presenti in Italia, seguiti da quelli foliosi (13,8%), fruticosi (10,9%), squamulosi (5%) e leprosi (1,1%). Per quel che riguarda i fotobionti, il 79% dei licheni italiani è in simbiosi con alghe verdi clorococcali, il 9% con alghe verdi del genere *Trentepohlia* e il 12% con cianobatteri. La cifra di circa 2300-2400 specie è probabilmente una stima corretta della diversità lichenologica del Paese. Molte specie descritte nel secolo scorso e non criticamente riviste ar-

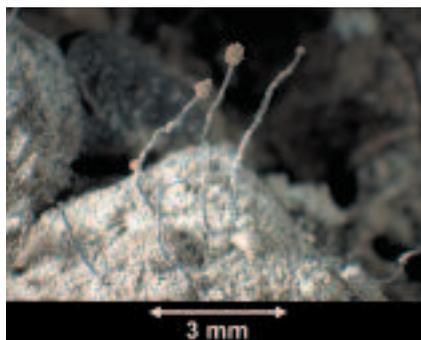


Tavola 4.1a

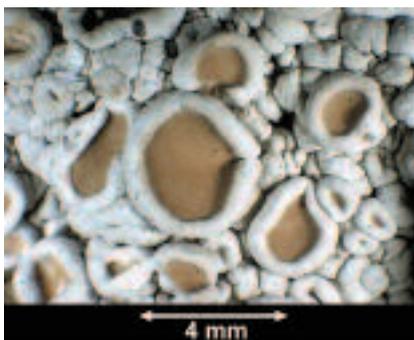


Tavola 4.1b

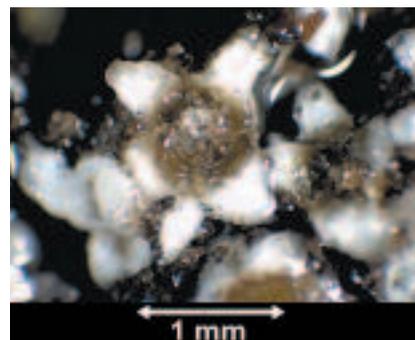


Tavola 4.1c

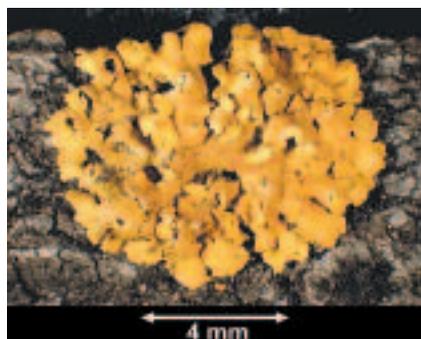


Tavola 4.1d

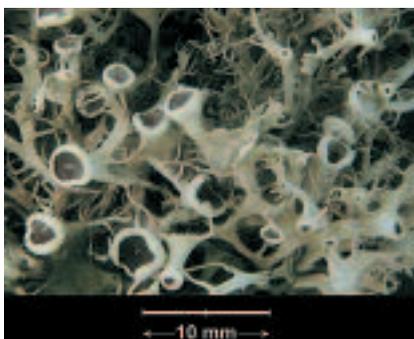


Tavola 4.1e

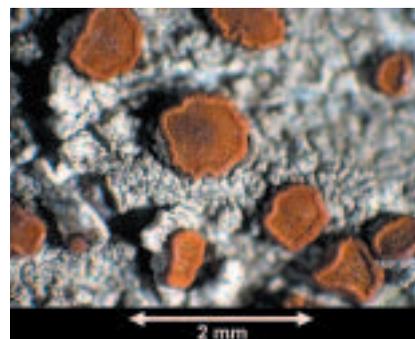


Tavola 4.1f

Tavola 4.1 a. *Chaenotheca gracilentata*, un rappresentante dei “licheni a spillo” (Caliciales), spesso utilizzati come indicatori di lunga continuità ecologica delle foreste; b. *Ochrolechia balcanica*, un tipico lichene crostoso delle foreste di faggio dell'Italia centro-settentrionale; c. *Solorinella asteriscus*, un rarissimo lichene terricolo ad affinità steppico-continentali, ristretto a poche vallate alpine a clima secco; d. *Xanthoria fallax*, un comune lichene folioso che cresce su alberi isolati in ambienti moderatamente antropizzati; e. *Anaptychia ciliaris*, un lichene epifita ancora comune sugli Appennini, in rapido declino nell'Italia settentrionale; f. *Caloplaca ferruginea*, un lichene crostoso comune su vecchie querce in ambienti non inquinati.

ricchiranno la lista dei sinonimi, ma numerose specie presenti nei paesi limitrofi verranno ritrovate anche in Italia. L'alta biodiversità lichenica d'Italia riflette la sua estensione attraverso due biomi, quello temperato e quello mediterraneo, con i relativi orobiomi e con un'alta varietà di substrati litici e di tipi climatici diversi.

L'esplorazione lichenologica del Paese non è stata omogenea: le regioni meglio studiate sono il Trentino-Alto Adige, la Lombardia, il Piemonte e la Sardegna, con più di 1000 specie, le meno studiate sono quelle del versante adriatico della penisola. La figura 4.36 indica i rapidi progressi nell'esplorazione lichenologica dell'Italia dal 1992 al 1999. L'Italia settentrionale è oggi una delle aree meglio esplorate al mondo, mentre molto rimane ancora da fare per l'Italia centrale e soprattutto per quella meridionale.

La struttura fitogeografica della flora lichenica italiana è stata analizzata da NIMIS e TRETACH (1995). I licheni, in contrasto con altri organismi, hanno areali assai ampi, che spesso si estendono su più continenti. È quindi difficile individuare degli elementi fitogeografici definiti sul-

la base della loro distribuzione totale, anche perché molte parti del globo sono ancora inesplorate. Più fattibile è invece una suddivisione basata sull'estensione in latitudine e in longitudine: la prima riflette essenzialmente le esigenze termiche, la seconda quelle igriche. Secondo NIMIS e TRETACH (1995) la flora italiana è composta dai seguenti elementi fitoclimatici principali:

- a) un elemento temperato senza affinità per climi di tipo suboceanico, che è ben rappresentato in tutto il Paese (38% del totale),
- b) un elemento ad affinità subtropicali, legato a climi di tipo (sub)oceanico, più frequente lungo i litorali tirrenici e sulle isole (ca. 20% del totale),
- c) un elemento settentrionale, ristretto alle montagne più alte, che tende a depauperarsi dalle Alpi alle montagne meridionali (ca. 25%),
- d) un gruppo di specie con areali ristretti alle montagne dell'Europa meridionale, specialmente alle Alpi (7%),
- e) un gruppo di specie che si estendono dalle isole Canarie al Mediterraneo e a volte alle coste atlantiche euro-

pee, che in Italia ha areali di tipo prevalentemente tirrenico ed è confinato ad aree pianiziali o collinari (7%),  
 f) un altro piccolo gruppo di specie a vasta distribuzione in ambienti aridi di vari continenti, che in Italia è più frequente nelle parti maggiormente aride del meridione e nelle valli alpine a clima subcontinentale (2%).

Potrà stupire la mancanza, in contrasto con la flora vascolare, di un elemento propriamente mediterraneo. Il mediterraneo-macaronese (e) è quello che più gli si avvicina, ma esso è di difficile delimitazione rispetto a quello mediterraneo-atlantico o suboceanico in genere.

Il quadro generale riflette bene la diversità climatica del Paese, con climi che vanno da quello freddo-alpino a quello caldo-suboceanico, con una netta prevalenza di un clima temperato-caldo e moderatamente umido, con una scarsità di tipi climatici veramente aridi, nonostante un periodo di deficit idrico estivo in alcune regioni meridionali.

La ripartizione territoriale dei gruppi fitoclimatici non è omogenea. La prevalenza dell'elemento nordico nelle regioni del settentrione è ovvia, meno ovvia la suddivisione in senso Est-Ovest della penisola: le regioni tirreniche, esposte a correnti umide occidentali, ospitano un'alta percentuale di specie di tipo subtropicale-suboceanico, che sono molto meno frequenti lungo il versante adriatico. I licheni, il cui metabolismo dipende fortemente dall'umidità atmosferica, riflettono bene le differenze climatiche tra i due versanti della penisola. Un esempio di distribuzione 'tirrenica' è mostrato in figura 4.37

## La vegetazione lichenica in Italia

Se la flora lichenica italiana è abbastanza ben studiata, lo stesso non si può dire degli aspetti vegetazionali. I licheni formano comunità facilmente caratterizzabili, che spesso offrono interessanti informazioni di tipo ecologico o fitoclimatico. Gli studi vegetazionali sul territorio italiano sono però molto scarsi.

*Comunità terricole:* I licheni prevalentemente terricoli o muscicoli costituiscono il 16% della flora italiana. Su suolo acido prevalgono specie settentrionali: tra le specie artico-alpine il 26,1% cresce su substrati acidi, il 15,9% su substrati basici. Le specie temperato-meridionali e quelle ad ampia distribuzione in aree semidesertiche sono invece più abbondanti su substrato calcareo ove, rispettivamente, raggiungono il 10,8% e il 26,3% del totale (acidofile sono, rispettivamente, il 4,3 e 5,3%). In Italia le comunità terricole sono solitamente frammentarie e spesso dominate da licheni crostosi o squamulosi, per cui non si presentano quasi mai in aspetti così spettacolari come nelle tundre artiche. I licheni terricoli hanno crescita lenta e sono quindi sensibili al disturbo. La vegetazione lichenica terricola è ancora ben preservata nella fascia alpina delle Alpi, mentre lungo gli Appennini e nell'Italia mediterranea è difficile incontrare comunità ben sviluppate a causa dell'intenso calpestio, derivante sia dal pascolamento che dalla pressione antropica, specialmente lungo le coste.

*Comunità epifite:* Le specie prevalentemente epifite costituiscono circa un terzo della flora lichenica italia-

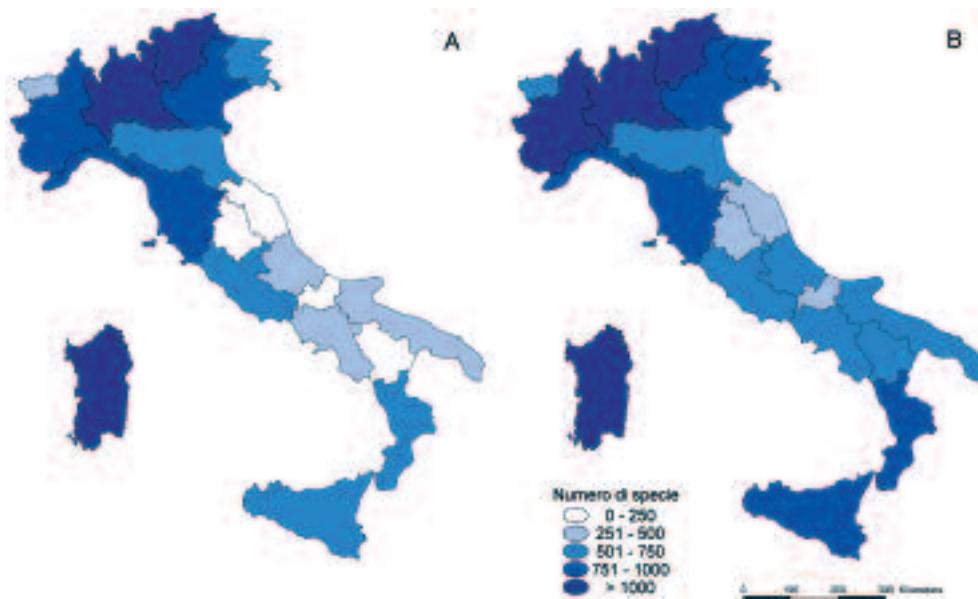


Fig. 4.36 - Progressi nell'esplorazione lichenologica d'Italia dal 1992 (A) al 1999 (B).

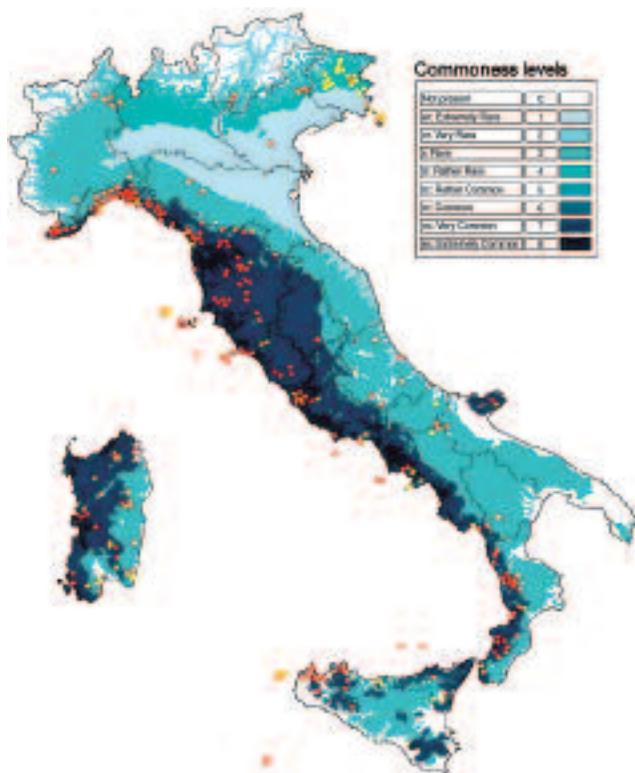


Fig. 4.37 - Carta di distribuzione di un tipico lichene 'Tirrenico': *Parmotrema chinense* (Osbeck) Hale & Ahti. I punti rossi si riferiscono a dati di letteratura, quelli gialli a campioni dell'erbario di Trieste (TSB), le diverse sfumature di azzurro indicano la frequenza del lichene in diverse regioni bioclimatiche d'Italia calcolate automaticamente dal database *ITALIC*. Carte del genere sono disponibili in rete per tutte le specie della flora italiana e possono venire aggiornate in tempo reale.

na (33,4%). Anche in questo caso si ha una differenziazione fitogeografica a seconda del substrato; i licheni di scorza neutro-basica sono solo il 5,3% di quelli epifiti e la maggior parte ha areali di tipo meridionale. Su scorza acida cresce invece il 37% delle specie boreal-montane e il 40% delle specie temperate che raggiungono la zona boreale, mentre molto minore è l'incidenza di specie strettamente meridionali. La vegetazione epifita è estremamente diversificata: molte comunità legate a foreste con lunga continuità ecologica sono in forte regresso, mentre altre legate all'attività antropica sono state l'oggetto di numerosi studi sul monitoraggio della qualità dell'aria.

**Comunità epilittiche:** I licheni che colonizzano substrati litici sono la netta maggioranza nella flora italiana (50,6% del totale, 31,1% su rocce silicee, 19,5% su rocce calcaree). Anche in questo caso su substrati acidi prevalgono specie settentrionali, su quelli basici specie me-

ridionali: il 42,9% dei licheni artico-alpini della flora italiana colonizza rocce silicee, solo il 13,2% rocce calcaree; al contrario, il 52% delle specie submediterranee è calcicolo e solo il 18,6% silicicolo; lo stesso vale per le specie temperate a distribuzione meridionale (45,2% su roccia calcarea, 11,8% su roccia silicea). La vegetazione epilittica è senza dubbio la meno studiata, non solo in Italia, in quanto essa ospita numerose specie crostose di piccole dimensioni, appartenenti spesso a gruppi critici. Essa assume però un'importanza notevole nella bioalterazione dei monumenti in pietra (Figura 4.38).

Molte specie di licheni sono in forte regresso in tutta Europa. La vegetazione lichenica delle Alpi e degli Appennini è però ancora in buone condizioni e non sembra risentire in maniera particolarmente forte delle precipitazioni acide che hanno distrutto la flora lichenica di altri paesi europei, soprattutto dell'Europa orientale. Maggiormente minacciate sono tre categorie di specie (NIMIS, 1992):

- 1) Licheni epifiti suboceanici, con optimum in vegetazione forestale di tipo seminaturale. Sono i più sensibili all'inquinamento atmosferico, cui si aggiunge la sparizione degli habitat ottimali in conseguenza di misure di tipo silvocolturale.
- 2) Licheni terricoli della zona mediterranea. Questi risultano fortemente minacciati dall'intenso sfruttamento turistico, dalla pastorizia nelle aree interne e dagli incendi.
- 3) Licheni di ambienti costieri: particolarmente minacciati a causa della crescente antropizzazione delle coste italiane a fini turistici.

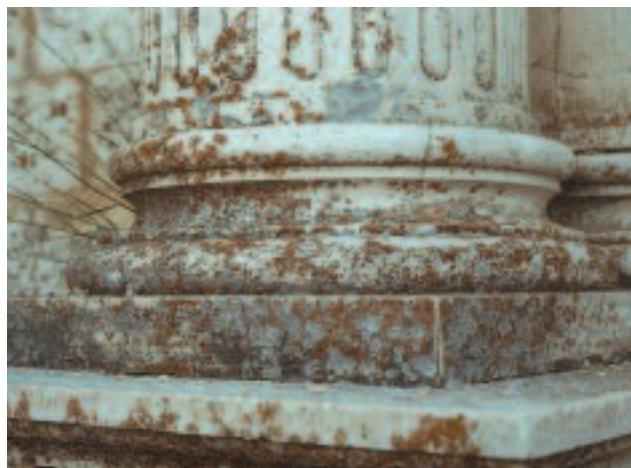


Fig. 4.38 - Alterazione cromatica prodotta da un denso popolamento di licheni su un monumento in pietra (foto di M. Tretiach).

## I LICHENI COME BIOINDICATORI

[Pier Luigi Nimis, Stefano Martellos]

I licheni vengono largamente utilizzati per stimare la qualità dell'aria: come bioindicatori forniscono informazioni sulle concentrazioni di gas fitotossici, come bioaccumulatori permettono di rivelare i pattern di deposizione di metalli in traccia (NIMIS *et al.*, 2002). In Italia gli studi di biomonitoraggio basati sui licheni sono stati molto numerosi (LOPPI, 1999; PIERVITTORI, 1999) e hanno mostrato come su vaste aree (a esempio la pianura Padano-Veneta) l'inquinamento atmosferico abbia fortemente depauperato la flora originaria (Fig.1). I problemi posti dalla crescita dei licheni su opere d'arte in pietra hanno cominciato a essere affrontati in modo esauriente solo in tempi recenti (NIMIS *et al.*, 1992). Le ricerche hanno sviluppato diversi aspetti, di cui i principali sono: a) il degrado chimico-fisico connesso sia alla produzione di acidi che di composti ad azione chelante; b) il confronto tra l'azione delle singole specie in diverse situazioni ambientali; c) lo studio ecologico della vegetazione lichenica per comprendere le cause dell'insorgenza di un certo tipo di colonizzazione; d) l'applicazione di biocidi allo scopo di controllare e/o eliminare la crescita lichenica (NIMIS, 2001).

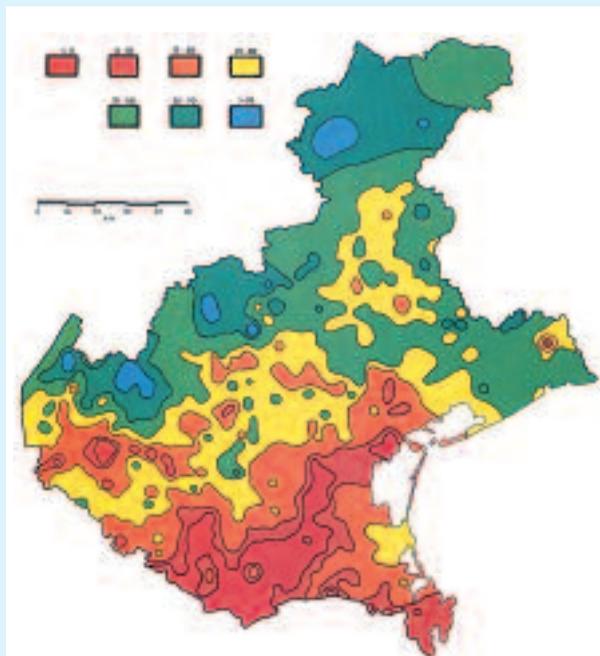


Fig. 1 - Carta della diversità lichenica dell'intera regione Veneto, riferita all'anno 1989 (NIMIS *et al.*, 1991). Valori bassi di diversità indicano una bassa qualità dell'aria.

LOPPI S., 1999 – *Licheni come bioaccumulatori di elementi in tracce: stato dell'arte in Italia*. In: PICCINI C., SALVATI S. (eds.), *Proc. Workshop 'Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio Nazionale'*, ANPA, Roma: 123-143.

NIMIS P.L., MARTELOS S., 2002 – *ITALIC - the information system on Italian lichens*. *Bibliotheca Lichenologica*, 82: 271-283.

NIMIS P.L., PINNA D., SALVADORI O., 1992 – *Licheni e Monumenti*. Clueb, Bologna. 164 pp.

PIERVITTORI R., 1999 – *Licheni come bioindicatori della qualità dell'aria: stato dell'arte in Italia*. In: PICCINI C., SALVATI S. (eds.), *Proc. Workshop 'Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio Nazionale'*, ANPA, Roma: 97-122.

NIMIS P.L., 2001 – *Artistic and Historical Monuments: Threatened Ecosystems*. In: *Frontiers of Life, Part 2: Discovery and Spoilation of the Biosphere, sect. 2: Man and the Environment*, Academic Press, S. Diego Ca, pp. 557-569.

## Bibliografia

JATTA, 1909-1911 – *Flora Italica Cryptogama, pars III. Lichenes*. Cappelli. Rocca di S. Casciano, 958 pp.

HAWKSWORTH D.L., 1991 – *The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance and conservation*. *Mycological Research* 95: 641-655.

NIMIS P.L., 1992 – *Lista rossa dei Licheni d'Italia*. In: *Libro rosso delle Piante d'Italia*. WWF. Roma: 501-556.

NIMIS P.L., 1993 – *The Lichens of Italy. An Annotated Catalogue*. Mus. Reg. Sc. Nat. Torino, Monogr. 12, 897 pp.

NIMIS P.L., 2000 – *Checklist of the Lichens of Italy 2.0*. University of Trieste, Dept. of Biology, IN2.0/2.

NIMIS P.L., 2001 – *Artistic and Historical Monuments: Threatened Ecosystems*. In: *Frontiers of Life, Part 2*.

NIMIS P.L., BARTOLI A., 1992 – *Il ruolo di G. de Notaris nella storia della Lichenologia*. In: A. GRANITI (ed.), *La figura e l'Opera di de Notaris*. Acc. Naz. Scienze, Pallaanza: 123-133.

NIMIS P.L., MARTELOS S., 2002 – *ITALIC - the information system on Italian lichens*. *Bibliotheca Lichenologica*, 82: 271-283.

NIMIS P.L., TRETIACH M., 1995 – *The lichens of Italy. A phytoclimatic outline*. *Cryptogamic Botany*, 5: 199-208.

NIMIS P.L., TRETIACH M., 1999 – *Itinera Adriatica. Lichens from the eastern part of the Italian peninsula*. *Studia Geobotanica*, 18: 51-106.

NIMIS P.L., LAZZARIN A.G., GASPARO D., 1991 – *Lichens as bioindicators of SO<sub>2</sub> pollution in the Veneto Region (NE Italy)*. *Studia Geobotanica*, 11: 3-76.

NIMIS P.L., SCHEIDEGGER CH., WOLSELEY P.A. (eds.), 2002 – *Monitoring with Lichens - Monitoring Lichens*. Kluwer, NATO Science Series 7, 408 pp.

## ALGHE D'ACQUA DOLCE

[Nadia Abdelahad, Giorgio Bazzichelli]

Il nome italiano alga deriva dal latino “*alga*” il cui significato è quello di pianta acquatica in senso lato. Nel sistema di LINNEO (1754), le alghe figurano come una delle quattro classi comprese nella divisione *Cryptogamia* (*Algae*, *Fungi*, *Musci*, *Filices*). Il termine figura ancora nell'inquadramento tassonomico di EICHLER (1883) come una delle tre classi (*Algae*, *Fungi* e *Lichenes*) della divisione *Tallophyta*. Nel 1903, essendo stata compresa la eterogeneità e la complessità degli organismi indicati con questo termine, le “*Algae*” vengono smembrate in 9 divisioni diverse (ENGLER, 1903). Da allora, numerosi sistemi di classificazione sono stati proposti per questi organismi. Un recente inquadramento (VAN DEN HOEK *et al.*, 1995) prevede ancora l'esistenza di una decina di divisioni diverse. Importanti criteri per la distinzione delle alghe sono il tipo di pigmento fotosintetico [in base al quale vengono distinte alghe “azzurre” (Cianobatteri), “rosse” (Rodoficee), “dorate” (Crisoficee), “brune” (Feoficee), “verdi” (Cloroficee)], il citoscheletro (radici flagellari e tipo di mitosi), la presenza o l'assenza di membrane del reticolo endoplasmatico attorno al cloroplasto e le modalità della riproduzione. Le alghe differiscono tra loro enormemente, non solo per le caratteristiche sopra indicate (biochimiche, ultrastrutturali ecc.), ma anche per la morfologia, l'organizzazione e le dimensioni del tallo. Queste variano da pochi millesimi di millimetro (come ad esempio nelle alghe fitoplanctoniche) fino a molte decine di metri (come nelle grandi alghe brune dei mari freddi).

Le alghe possono colonizzare svariatissimi tipi di ambienti (mare, laghi, stagni, pozze, torbiere, fiumi, acque termali, neve, terreno, rupi...). Un esempio di specie caratteristiche che vivono in alcuni di questi ambienti (rupi calcaree e pozze d'alpeggio) viene riportato nelle tavole 4.2 e 4.3.

Le alghe intervengono in molti tipi di simbiosi, sia con i funghi nei licheni, sia con diversi animali e anche con alcune piante. Grande importanza ecologica hanno le alghe quali produttori primari e per la produzione di ossigeno nel mare e nei laghi. Un interesse particolare hanno quelle specie che possono dar luogo a “fioriture” e quelle che originano tossine. Interesse economico presentano molte specie nel campo alimentare, farmaceutico e cosmetico e recentemente anche come possibile fonte di energia alternativa.

## Le alghe d'acqua dolce in Italia

I lavori finora pubblicati in Italia (a partire dalla metà dell'800) nel campo dell'Algologia d'acqua dolce sono circa un migliaio. I primi contributi importanti sono quelli di DE NOTARIS (1867) e DELPONTE (1877) per le Desmidiacee e i lavori di FORTI per le Diatomee [a titolo di esempio, citiamo le contribuzioni diatomologiche per i laghi del Canavese (FORTI, 1900-1901)]. Gli ambienti più studiati sono quelli lacustri. Seguono poi i fiumi, le acque termali, le torbiere, le pozze, le risaie e le rupi. Ampie sintesi sulla ricerca limnologica in Italia sono riportate in CORDELLA e PAGANELLI (1988) e in GUILIZZONI *et al.* (1992).

Per le alghe d'acqua dolce d'Italia non esiste ancora un censimento completo. I primi elenchi, limitati ad alcune regioni, compaiono nella seconda metà del XIX secolo, quale parte di cataloghi estesi a tutte le Crittogame [ZANARDINI (1857), HOHENBÜHEL-HEUFLER (1871), PICCONE (1878), BIZZOZERO (1885) e altri]. I dati in essi contenuti vennero in seguito utilizzati da DE TONI per la compilazione della sua monumentale *Sylloge* (1889-1924). Per tutto il secolo successivo, nessun censimento delle specie algali di acqua dolce segnalate in Italia è stato oggetto di pubblicazioni.

Recentemente sono state pubblicate due liste di Desmidiacee (*Chlorophyta*). La prima, relativa al Trentino-Alto Adige, riporta 407 *taxa* appartenenti a 22 generi diversi (DELL'UOMO, 1991). La seconda, relativa all'intera penisola, riporta 764 *taxa* appartenenti a 30 generi diversi (Tabella 4.19), con l'indicazione del numero delle specie e delle segnalazioni per regione (Tabella 4.20) (ABDELAHAD *et al.*, 2003).

	N° <i>taxa</i>
<i>Cosmarium</i>	339
<i>Staurostrum</i>	149
<i>Closterium</i>	74
<i>Euastrum</i>	46
<i>Actinotaenium</i>	20
<i>Xanthidium</i>	19
<i>Staurodesmus</i>	18
<i>Micrasterias</i>	17
<i>Pleurotaenium</i>	11
<i>Desmidium</i>	9
<i>Netrium</i>	7
<i>Penium</i>	6
<i>Spondylosium</i>	6
<i>Sphaeroszoma</i>	5
<i>Cylindrocystis</i>	4
<i>Gonatozygon</i>	4
<i>Hyalotheca</i>	4
<i>Mesotaenium</i>	4
<i>Tetmemorus</i>	4
<i>Teilingia</i>	3
<i>Arthrodesmus</i>	2
<i>Docidium</i>	2
<i>Haplotaenium</i>	2
<i>Polytaenia</i>	2
<i>Roya</i>	2
<i>Bambusina</i>	1
<i>Euastridium</i>	1
<i>Genicularia</i>	1
<i>Heimansia</i>	1
<i>Spirotaenia</i>	1
<b>Totale</b>	<b>764</b>

Tabella 4.19 - Numero di *taxa* di Desmidiacee segnalati in Italia dal 1837 a oggi.

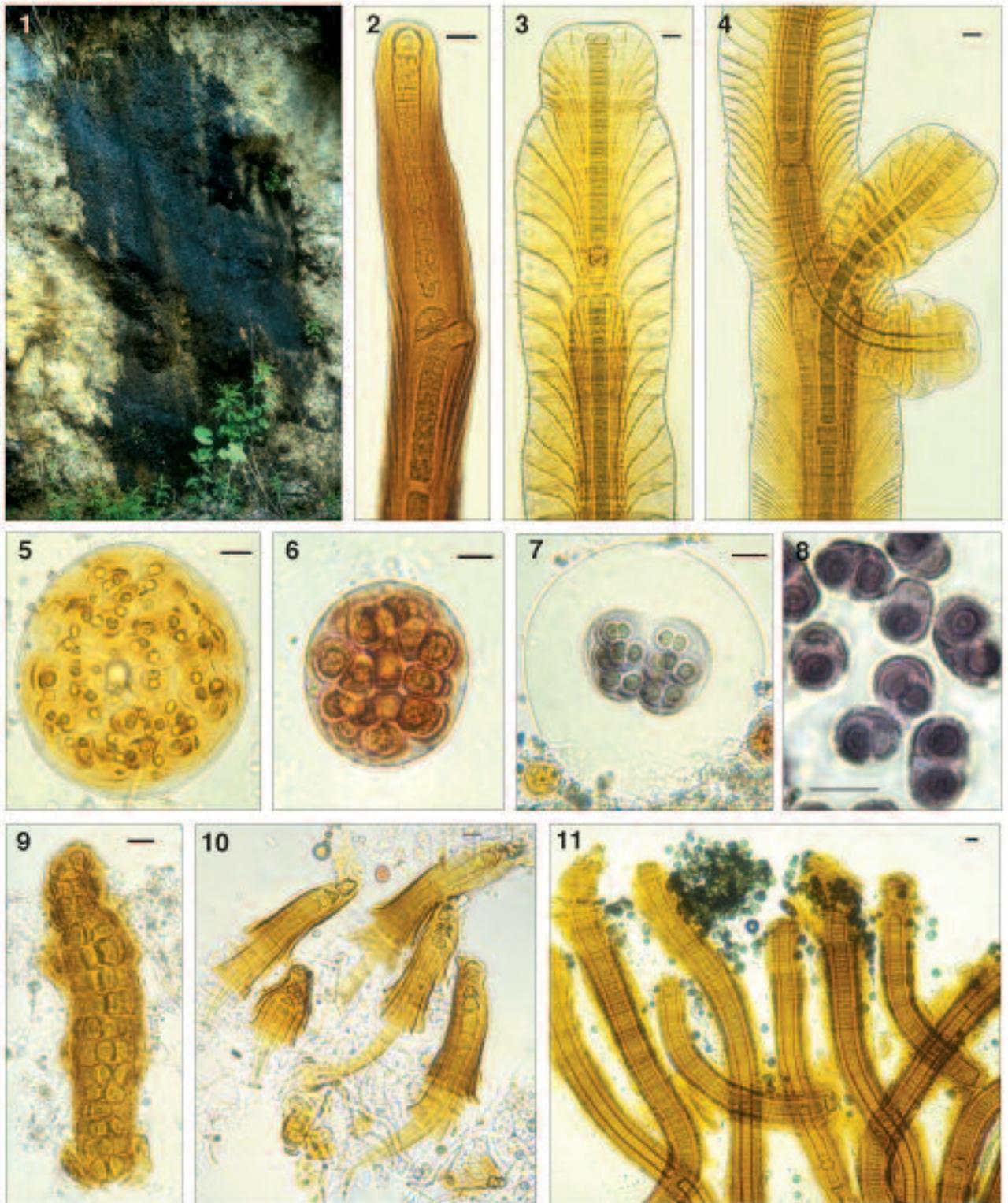


Tavola 4.2 - Grotta dell'Inferniglio (Ienne, Lazio). 1. Patina di Cianobatteri ("Tintennstriche" degli autori tedeschi) su parete calcarea. 2-4. *Scytonema myochrous* (Dillw.) Ag. emend. Jaag nelle ecoforme su substrato secco (status *typicus*, fig. 2) e umido (status *petalonema*, figg. 3-4). 5. *Gloeocapsa kuetzingiana* Näg. emend. Jaag. 6. *G. sanguinea* Näg. emend. Jaag (ecoforma con guaina rossa). 7. *G. sanguinea* (ecoforma con guaina interna blu). 8. *G. compacta* Kütz. emend. Golubic (status *perdurans*). 9. *Stigonema turfaceum* Cooke. 10. *Calothrix parietina* Thuret. 11. *Tolypothrix* sp. Bar = 20  $\mu$ m.

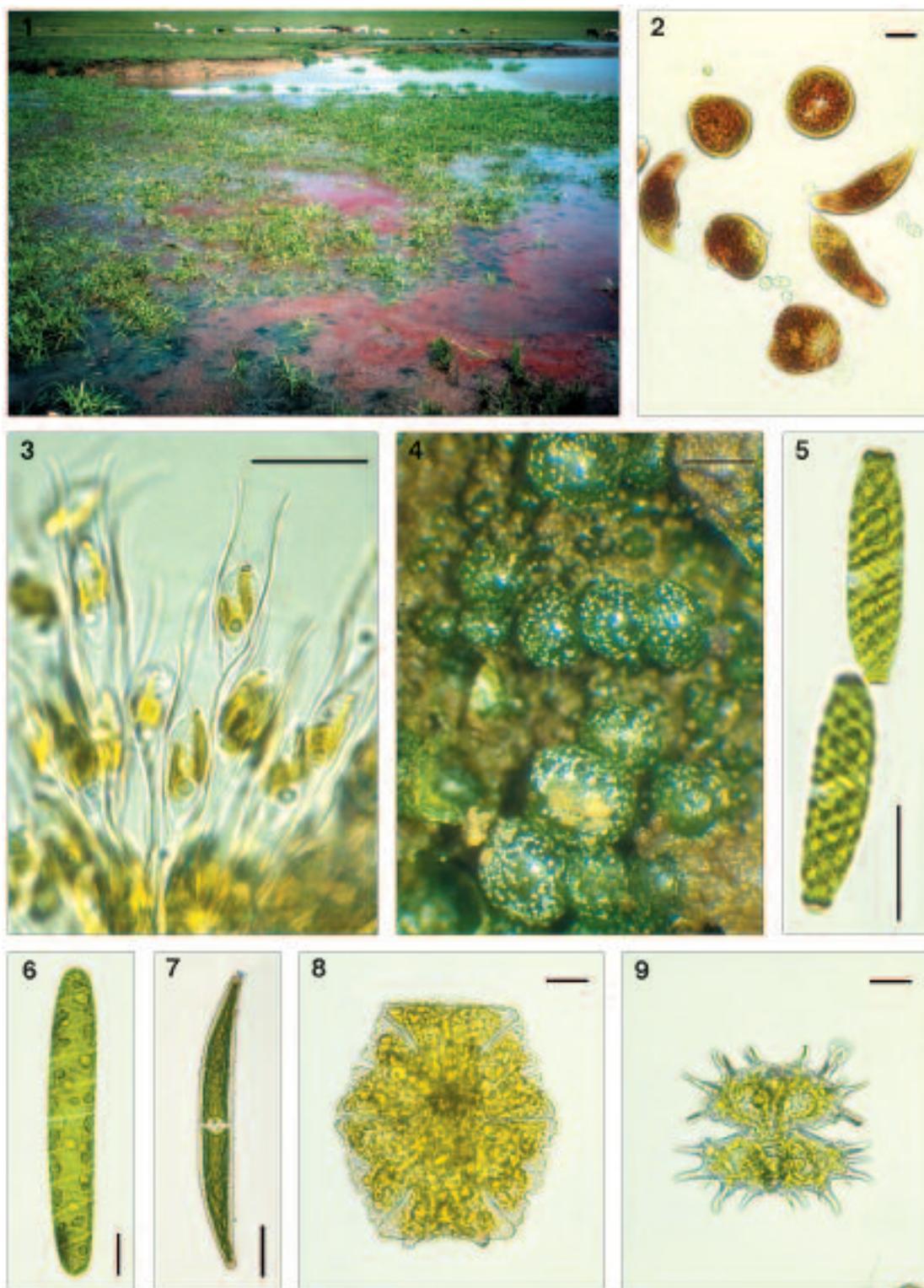


Tavola 4.3 - Pantani di Forca Canapine (Monti Sibillini, 1588 m). 1. Aspetto estivo di una pozza con arrossamento delle acque causato da *Euglena sanguinea* Ehr. 2. Individui incistati e in fase vegetativa di *E. sanguinea*. 3. *Dinobryon sertularia* Ehr. (Crisoficee). 4. *Botrydium granulatum* Grev. (Xantoficee). 5. *Polytaenia alpina* (Schmidle) Brook (Mesotaeniaceae). 6. *Spirotaenia condensata* Bréb. ex Ralfs (Mesotaeniaceae). 7. *Closterium intermedium* Ralfs (Desmidiaceae). 8. *Micrasterias americana* (Ehr.) ex Ralfs f. *lewisiana* West (Desmidiaceae). 9. *Xanthidium brebissonii* Ralfs (Desmidiaceae). 2-3, 5-6, 8-9 bar = 20 µm; 4 bar = 1 mm; 7 bar = 50 µm.

	N° <i>taxa</i>	N° segnalazioni
Piemonte	439	1.043
Trentino - Alto Adige	414	1.171
Lombardia	240	656
Umbria	124	196
Lazio	122	244
Emilia-Romagna	90	103
Veneto	74	109
Toscana	42	47
Abruzzo	41	69
Campania	37	46
Basilicata	25	37
Marche	25	34
Liguria	19	22
Sardegna	19	20
Sicilia	12	38
Valle D'Aosta	2	2
Friuli - Venezia Giulia	1	1
Calabria		
Molise		
Puglia		
<b>Totale segnalazioni</b>		<b>3.838</b>

Tabella 4.20 - Numeri dei *taxa* e delle segnalazioni per regione delle Desmidiacee italiane

Un primo tentativo di realizzare uno schedario delle alghe di acqua dolce segnalate in Italia dalla fine dell'800 alla fine degli anni 1950 è stato effettuato dalla Sig.ra IRMA MISELLI PIGNATTI. Lo schedario, gentilmente messo a nostra disposizione dal Prof. SANDRO PIGNATTI, è attualmente disponibile anche come archivio elettronico presso gli autori. Lo schedario riporta i binomi di 2.295 specie algali, segnalati in 48 lavori, alcuni dei quali relativi al territorio svizzero.

Un secondo tentativo di realizzare uno schedario delle alghe planctoniche italiane, limitato tuttavia ai soli ambienti lacustri, è stato l'obiettivo di tre tesi di laurea proposte e seguite da uno degli autori (G. BAZZICHELLI) negli anni 1974-77. Per queste tesi, sono stati consultati più di 670 lavori pubblicati nel periodo 1833-1977. Il numero complessivo delle specie censite per i laghi italiani, nelle tre tesi, è di oltre 1.900 specie, distribuite nelle diverse classi algali come risulta dalla figura 4.39. Dai dati provvisori riportati nelle tesi, il numero delle specie segnalate per l'Italia Settentrionale (Piemonte, Lombardia, Valle d'Aosta, Trentino-Alto Adige, Friuli-Venezia Giulia, Liguria, Veneto, Emilia-Romagna) ammonta a oltre 1.600, quello delle specie segnalate per l'Italia Centrale e Meridionale, complessivamente, a più di 500. Questi dati devono ritenersi largamente incompleti sia perché ancora non aggiornati, sia perché riferibili prevalentemente ai soli ambienti lacustri.

Dare un giudizio complessivo sulla ricchezza floristica dell'Italia, per quanto riguarda le alghe d'acqua dolce, è dunque per il momento impossibile, mancando un censimento floristico completo. Per lo stesso motivo non è neppure possibile stimare la biodiversità confrontando il numero delle specie italiane appartenenti ai vari generi con quello totale pertinente ai generi stessi. La ricchezza in specie di una data regione deve porsi, poi, in relazione anche con il numero e con l'attività degli specialisti operanti in quella regione. La maggiore ricchezza floristica riscontrata nell'Italia settentrionale può così dipendere dal maggior numero di specialisti qui presenti, specialmente in passato, oltre che dal maggiore numero e dalla maggiore varietà degli ambienti umidi in questa zona.

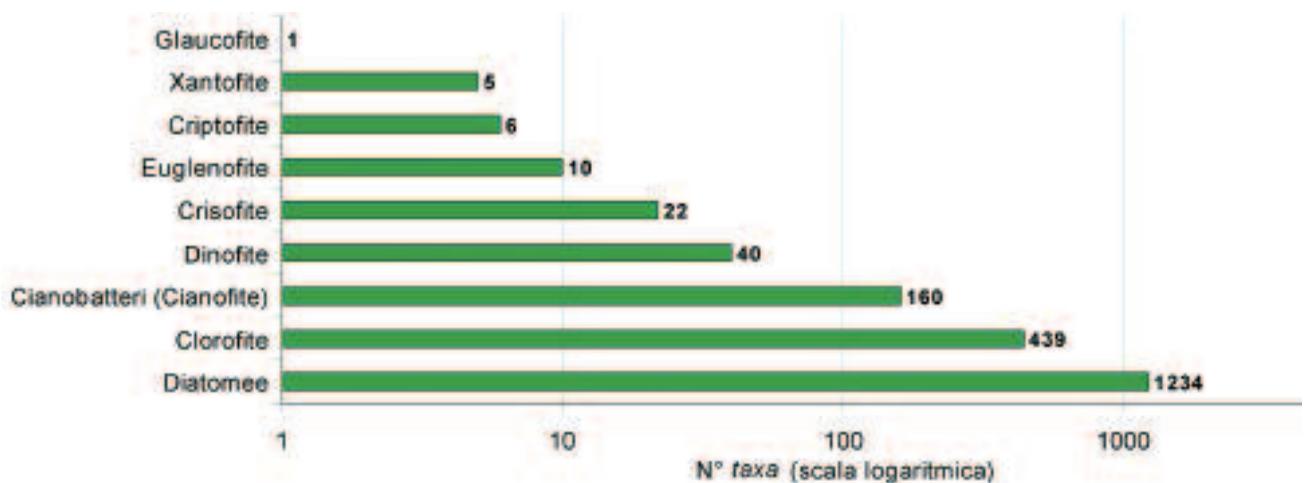


Fig. 4.39 - Numero dei *taxa* algali segnalati nei laghi italiani dal 1833 al 1977 (dati provvisori, inediti).

## LE ALGHE D'ACQUA DOLCE COME BIOINDICATORI

[Nadia Abdelahad, Giorgio Bazzichelli]

Da diversi anni, le alghe d'acqua dolce sono utilizzate come bioindicatori della qualità delle acque interne.

Nei laghi, le alghe fitoplanctoniche sono state utilizzate con una duplice finalità: da un lato, soprattutto in passato, allo scopo di poter giungere a una classificazione tipologica dei laghi stessi in base al tipo di fitoplancton presente (NAUMAN, 1927) [vedi anche per l'Italia FORTI, TROTTER (1909), MARCHESONI (1940)], dall'altro, in base a indici fitoplanctonici specifici (THUNMARK, 1945; NYGAARD, 1949), allo scopo di definire il livello di trofia (HUTCHINSON, 1967).

Nei fiumi, metodiche basate sull'uso delle alghe per il controllo della qualità delle acque sono state proposte a partire dagli anni 1950 (per una breve rassegna storica vedi PRYGIEL, COSTE, BUKOWSKA, 1999). Negli ultimi dieci anni, contrariamente a quanto avvenuto per i laghi, questo settore di ricerca ha avuto un grande sviluppo in tutta Europa. Diversi indici biologici sono stati messi a punto in diversi paesi europei (vedi contributi in: PRYGIEL, WHITTON, BUKOWSKA, 1999), anche su richiesta delle imprese pubbliche e private adibite al controllo della qualità delle acque superficiali. Tali indici sono basati prevalentemente sulle diatomee. Le diatomee sono alghe unicellulari presenti, con un gran numero di specie, nel plancton e nel benthos delle acque interne. Il valore bioindicatore delle diatomee è espresso sia dalla loro biodiversità che dal modo di associarsi in un rilievo. In Italia, due indici, proposti negli anni 1990 (DELL'UOMO, 1996) e recentemente modificati, sono stati saggiati su alcuni fiumi dell'Appennino Centrale e sembrano corrispondere bene allo scopo di esprimere il grado di eutrofizzazione e di inquinamento organico dei corsi d'acqua italiani (DELL'UOMO, 1999).

Il numero delle specie di diatomee presenti nelle acque interne è dell'ordine di alcune migliaia e diverse specie nuove sono descritte ogni anno. La corretta identificazione delle specie, soprattutto di quelle (alcune centinaia) che sono utilizzate nel calcolo degli indici, richiede un livello di competenza tassonomica che pone il problema non indifferente della formazione del personale addetto al controllo delle acque. Questo problema è stato preso in considerazione specialmente in Francia (LECOINTE *et al.*, 1993) e in Gran Bretagna (v. KELLY, 1999).

### Bibliografia

- DELL'UOMO A., 1999 – *Use of algae for monitoring rivers in Italy: current situation and perspectives*. In: PRYGIEL J., B.A. WHITTON, J. BUKOWSKA (eds.), *Use of algae for monitoring rivers III*. ISBN: 2-9502083-5-5, p. 17-25.
- FORTI A., TROTTER A., 1909 – *Materiali per una monografia limnologica dei laghi craterici del M. Vulture. Parte seconda*. Ann. Bot., vol. VII (Suppl.): 31-111.
- HUTCHINSON G.E., 1967 – *A treatise on Limnology, vol. II – Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton*. John Wiley & Sons, Inc., 1115 pp.
- KELLY M.G., 1999 – *Progress towards Quality Assurance of benthic diatom and phytoplankton analysis in the UK*. In: *Use of algae for monitoring rivers III*. ISBN: 2-9502083-5-5, p.208-215.
- LECOINTE C., COSTE M., PRYGIEL J., 1993 - "OMNIDIA" software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. - *Hydrobiologia* 269/270 : 509-513.
- MARCHESONI V., 1940 – *Osservazioni sul fitoplancton dei laghi craterici dell'Appennino centro-meridionale*. Nuovo Giorn. Bot. Ital., n. s. 47: 229-233.
- NAUMAN E., 1927 – *Über die Abhängigkeit des Phytoplanktontypus vom Gewässertypus*. Ark. för Bot., 21a, n. 11.
- NYGAARD G., 1949 – *Hydrobiological studies of some danish ponds and lakes*. II. K. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Skr., 7: 1-293.
- PRYGIEL J., COSTE M., BUKOWSKA J., 1999 – *Review of the major diatoms-based techniques for the quality assessment of rivers*. State of the art in Europe. In: *Use of Algae for monitoring rivers III*. ISBN: 2-9502083-5-5, p. 224-238.
- PRYGIEL J., WHITTON B.A., BUKOWSKA J., 1999 – *Use of Algae for monitoring rivers III*. ISBN: 2-9502083-5-5, 271 pp.
- THUNMARK S., 1945 – *Zur Soziologie des Süßwasserplanktons. Eine methodologisch-ökologische Studie*. Fol. Limnol. Scand., 3.

## La conservazione delle alghe d'acqua dolce

Le alghe d'acqua dolce minacciate di scomparsa sono soprattutto quelle che colonizzano biotopi caratterizzati da particolari condizioni fisico-chimiche delle acque (torbiere, pozze d'alpeggio, "piscine", "pantani",...). Essendo impossibile proteggere le singole specie algali, la loro conservazione è obbligatoriamente legata a quella dei biotopi stessi che vengono così ad assumere il significato di veri e propri "serbatoi genetici" per numerosi *taxa* algali (MOLLENHAUER, 1998).

Le specie maggiormente in pericolo sono soprattutto quelle riferibili alle Desmidiacee, alle Crisoficee, ad alcune Vaucheriacee e anche ad alcune rare Feoficee e Rodoficee d'acqua dolce. Per questo motivo, le prime Liste Rosse relative ad alghe d'acqua dolce, comparse in Austria e in Germania, riguardano le Desmidiali (LENZENWEGER, 1986: 91 *taxa*; GUTOWSKI e MOLLENHAUER, 1996: 501 *taxa*) e le Vaucheriacee (MOLLENHAUER e CHRISTENSEN, 1996: 16 *taxa*).

In l'Italia non è stata finora pubblicata nessuna Lista Rossa per le alghe di acqua dolce. Si deve tuttavia segnalare che, per quanto riguarda le 764 specie di Desmidiali censite per l'Italia (ABDELAHAD *et al.*, 2003), più della metà possono già considerarsi candidate a una Lista Rossa. Alcune di queste sono raffigurate nella tavola 4.3 (5-9).

Una raccomandazione realistica per la conservazione dei biotopi è quella di MOLLENHAUER (1998) che propone di selezionare un numero adeguato di biotopi acquatici nei quali la vegetazione algale sia ancora ben conservata e di seguirli attraverso un programma di monitoraggio costante negli anni.

## Bibliografia

- ABDELAHAD N., BAZZICHELLI G., D'ARCHINO R., 2003 – *Catalogo delle Desmidiacee (Chlorophyta, Zygnematophyceae) segnalate in Italia/A checklist of Desmids (Chlorophyta, Zygnematophyceae) reported in Italy*. Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL, Scritti e documenti, vol. XXIX: 1-102.
- BIZZOZERO G., 1885 – *Flora Veneta Crittogamica. Parte II. Licheni, Alghe, Caracee, Muschi, Epatiche, Crittogame vascolari*. Padova.
- CORDELLA P., PAGANELLI A., 1988 – *Un secolo di ricerca limnologica: sviluppo della scienza delle acque interne in Italia, situazione attuale e prospettive*. Società Botanica Italiana. Centenario, vol. II - 100 anni di ricerche botaniche in Italia (1888-1988): 821-835.
- DELL'UOMO A., 1991 – *Catalogo delle Desmidiacee (Zygothryx) del Trentino-Alto Adige*. St. Trent. Sc. Nat., Acta Biol., 68: 149-179.
- DELPONTE G.B., 1873 – *Specimen Desmidiacearum subalpinarum*. Mem. R. Accad. Sci. Torino, ser. II, tomo XXVIII: 282 pp., 21 tav.
- DE NOTARIS G., 1867 – *Elementi per lo studio delle Desmidiacee italiane*. R. Istituto de' Sordo-Muti. Genova 84 pp., 9 tav.
- DE TONI G.B., 1889-1924 – *Sylloge algarum omnium hucusque cognitarum*. Patavii.
- EICHLER A.W., 1883 – *Syllabus der Pflanzenfamilien*. Berlin.
- ENGLER A., 1903 – *Syllabus der Pflanzenfamilien*. Berlin.
- FORTI A., 1900-1901 – *Contribuzioni diatomologiche V-VI. VI. Diatomee bentoniche del Canavese raccolte in occasione dei rispettivi scandagli dal prof. G. De Agostini nell'autunno 1893*. Atti R. Ist. Veneto Sci. Lett. ed Arti, tomo LX, Parte seconda: 783-793.
- GUILIZZONI P., TARTARI G., GIUSSANI G. Eds., 1992 – *Limnology in Italy*. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 50: 491 pp.
- GUTOWSKI A., MOLLENHAUER D., 1996 – *Rote Liste der Zieralgen (Desmidiales) Deutschlands*. Schr.-R. f. Vegetationskde., 28: 679-708
- HOHENBÜHEL-HEUFLER L., 1871 – *Enumeratio Cryptogamarum Italiae Venetae*. Vienna.
- LENZENWEGER R., 1986 – *Rote Liste gefährdeter Zieralgen (Desmidiales) Österreichs*. In: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministers für Gesundheit und Umweltschutz 5. Wien: 200-202.
- LINNAEUS C., 1754 – *Genera Plantarum*. Holmiae.
- MOLLENHAUER D., CHRISTENSEN T.A., 1996 – *Rote Liste der Schlauchalgen (Vaucheriaceae) Deutschlands*. Schr.-R. f. Vegetationskde., 28: 625-632.
- MOLLENHAUER D., 1998 – *Gefährdungsursachen für Algen und höhere Wasserpflanzen sowie Möglichkeiten diese Pflanzen zu erhalten*. Schr.-R. f. Vegetationskde., 29: 205-217.
- PICCONE A., 1878 – *Florula algologica della Sardegna*. Nuovo Giorn. Bot. Ital., 10: 289-367.
- VAN DEN HOEK C., MANN D.G., JAHNS H.M., – *Algae. An introduction to phycology*. Cambridge University Press.
- ZANARDINI G., 1857 – *Catalogo delle piante crittogame raccolte finora nelle province Venete*. Atti R. Ist. Veneto Sci. Lett. Arti, serie III, tomo III: 245-272.

## ALGHE E LE PIANTE VASCOLARI MARINE

[Mario Cormaci, Giovanni Furnari, Giuseppe Giaccone]

Le prime conoscenze floristiche sul fitobenthos delle coste italiane derivano essenzialmente da studi di Autori che lavorarono nella seconda metà del XIX secolo, quali C. AGARDH, J. AGARDH, ARDISSONE, KÜTZING, MENE- GHINI, HAUCK, NACCARI, SCHIFFNER, ZANARDINI, MAZ- ZA, DELLE CHIAJE, BERTHOLD, VALIANTE, FALKENBERG, TORNABENE, BORZÌ, PICCONE. L'insieme delle specie citate nelle pubblicazioni dei suddetti Autori, si può tra l'altro riscontrare nella monumentale '*Sylloge algarum omnium hucusque cognitarum*' di DE TONI (1889-1924), che rappresenta il compendio delle conoscenze floristiche algali fino al 1924. Dal 1925 al 1962 solo pochi lavori, riguardanti il macrofitobenthos delle coste italiane, sono stati pubblicati: da SCHIFFNER e VATOVA (1937) sulle alghe della Laguna veneta; da LEVRING (1942) su alcune alghe dell'Adriatico, della Sicilia e del Golfo di Napoli; da FUNK (1955) sul fitobenthos del Golfo di Napoli; da CAVALIERE (1959) su alcune alghe dello stretto di Messina. Al contrario, numerosi sono stati i lavori prodotti a partire dal 1962. Tranne quello di PIGNATTI (1962) sulla Laguna di Venezia, tali lavori, effettuati dalla presente generazione di studiosi italiani, hanno riguardato dapprima solo la Sicilia e in particolare le coste settentrionali e meridionali dell'isola quindi, dal 1970 a oggi, le coste orientali della Sicilia e le aree adiacenti, le coste della Toscana, la Sardegna, il Mar Ligure, il Mar Adriatico, l'alto Ionio, l'isola di Lampedusa.

Tuttavia, nonostante il notevole numero di ricerche floristiche effettuate, le conoscenze della flora bentonica delle coste italiane sono ancora irregolari e non complete. Infatti, mentre alcune aree risultano particolarmente ben studiate, quali il Golfo di Napoli, la Sicilia e le sue

isole minori, l'alto Adriatico, le isole Tremiti, il Golfo di Taranto, ampie aree non sono state ancora sufficientemente analizzate (per esempio il Mar Ligure, le coste laziali, la Calabria, la Sardegna).

### La diversità della flora bentonica marina in Italia

Sulla base del recente Catalogo del Macrofitobenthos redatto da FURNARI *et al.* (2003b)<sup>1</sup>, per la cui realizzazione sono stati censiti 533 lavori pubblicati dal 1950 al 2000, [l'anno 1950 è stato scelto quale data di partenza dei lavori presi in considerazione, al fine di fornire un quadro quanto più vicino alla realtà attuale e di avere una flora confrontabile con le *checklist*, ottenute con la stessa metodologia, delle *Fucophyceae*, *Chlorophyceae* e *Ceramiales* del Mediterraneo pubblicate rispettivamente da RIBERA *et al.* (1992), GALLARDO *et al.* (1993) e GÓMEZ GARRETA *et al.* (2001)], la flora bentonica delle coste italiane consta di 924 *taxa* a livello specifico e infraspecifico accertati, ripartiti come mostrato nella tabella 4.21; a questi si aggiungono 96 *taxa inquirenda*, 36 *taxa excludenda* e 7 *nomina nuda*.

In tabella è riportata anche la ricchezza floristica dei tratti di costa italiani ricadenti nei settori di pesca come definiti dalla FAO: settore 3 (Mar Tirreno e bacini adiacenti), settore 4 (Adriatico) e settore 5 (Ionio). La flora del settore 3 è la più ricca con 814 *taxa* presenti, l'88,1% dell'intera flora, seguita da quella del settore 5 (Ionio) con 741 *taxa* (88,2%) e da quella del settore 4 che è risultata la più povera con 605 *taxa* (65,5%). 513 *taxa*, pari al 55,5%, sono risultati comuni ai tre settori, mentre

<sup>1</sup> Il Catalogo è stato realizzato nell'ambito della convenzione tra il Ministero dell'Ambiente e il Dipartimento di Botanica dell'Università di Catania.

	Italia	Settore 3	Settore 4	Settore 5	Specie comuni a tutti i settori	Specie esclusive		
						del settore 3	del settore 4	del settore 5
Cyanophyta	46	39	24	33	18	13	4	3
Rhodophyta	509	470	340	444	314	44	4	32
Chrysophyta	2	2		1		1		
Phaeophyta	208	169	124	148	93	26	21	15
Chlorophyta	154	130	113	110	84	20	14	5
Spermatophyta	5	4	4	5	4			
<b>Totali</b>	<b>924</b>	<b>814</b>	<b>605</b>	<b>741</b>	<b>513</b>	<b>104</b>	<b>43</b>	<b>55</b>

Tabella 4.21 - Macrofitobenthos delle coste italiane: composizione e consistenza dell'intera flora, di quella di ciascun settore FAO (set- tore 3: Mar Tirreno e bacini adiacenti; settore 4: Mar Adriatico; settore 5: Mare Ionio), delle specie comuni a tutti i settori e delle specie esclusive di ciascun settore (FURNARI *et al.*, 2003a)

Regione	Cyanophyta	Rhodophyta	Chrysophyta	Phaeophyta	Chlorophyta	Spermatophyta	Totale
Veneto	17	190		64	77	4	352
Friuli Venezia Giulia	18	260		87	79	4	448
Liguria		83		16	18	2	119
Emilia-Romagna		12		3	26	1	42
Toscana	11	269	1	72	52	3	408
Marche	7	77		29	20		133
Lazio		82		11	9	1	103
Molise		36		9	8		53
Campania	5	347		113	91	3	559
Puglia	16	377		119	104	4	620
Calabria	5	202		88	42		337
Sicilia	50	501	1	171	132	5	860
Sardegna		279		97	69	3	448

Tabella 4.22 - Macrofitobenthos delle coste italiane: composizione e consistenza floristica (inclusi i taxa inquirenda) nell'ambito di ciascuna Regione (FURNARI *et al.*, 2003b)

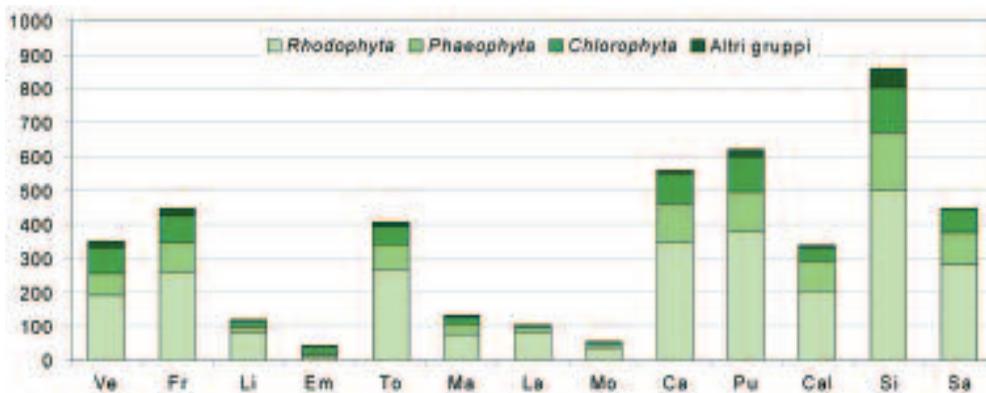


Fig. 4.40 – Macrofito-benthos delle coste italiane: composizione e consistenza nelle regioni italiane (inclusi i taxa inquirenda).

104 taxa (11,26%) sono risultati esclusivi del settore 3, 43 (4,65%) del settore 4 e 55 (5,95%) del settore 5.

La ricchezza floristica di ciascuna Regione espressa in valori assoluti è riportata invece nella tabella 4.22 e sintetizzata graficamente nell'istogramma di figura 4.40, in esso i gruppi di taxa meno numerosi sono stati riuniti sotto la voce 'altri gruppi'.

Da un confronto tra le flore dei tre settori definiti dalla FAO, finalizzato a stabilire il grado di affinità floristica (come espresso dall'indice di similarità di Jaccard), è risultato che esiste una notevole similarità tra le flore del Tirreno (settore 3) e dello Ionio (settore 5), mentre la flora dell'Adriatico (settore 4) si differenzia maggiormente (Figura 4.41). La flora dell'Adriatico si discosta dalle altre anche per il più basso numero totale di specie (605). Ciò è probabilmente dovuto al fatto che lungo le coste italiane di quel mare i substrati rocciosi, che ospitano il maggior numero di alghe, sono poco estesi e, ove presenti, si spin-

gono raramente oltre i 30 m di profondità, determinando così una scarsa presenza di specie circolatoriali.

Non esistendo flore di altre aree del Mediterraneo ottenute con lo stesso criterio col quale si è ottenuta la flora dell'Italia, non è possibile valutare appieno l'eventuale originalità della nostra flora rispetto a quella di altre aree mediterranee. Tuttavia, poiché, come sopra detto,

Jaccard Similarity Ratio - Complete Linkage

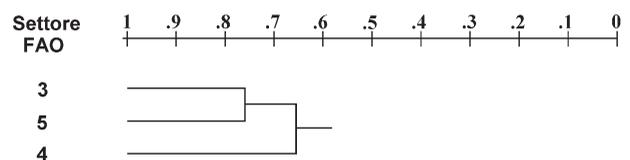


Fig. 4.41 – Dendrogramma mostrante le mutue similarità floristiche tra le flore dei tre settori FAO (da FURNARI *et al.*, 2003a).

negli ultimi anni sono state compilate le *checklist* delle *Fucophyceae*, delle *Chlorophyceae* e delle *Ceramiales* del Mediterraneo redatte, come la flora algale italiana, sulla base dei lavori pubblicati a partire dal 1950, queste sono state utilizzate per ricavare l'elenco delle *Fucophyceae*, delle *Chlorophyceae* e delle *Ceramiales* di sei aree del Mediterraneo così delimitate: Italia (ITA), Spagna (SPA), Francia (FRA), Grecia-Turchia-Coste adriatiche non italiane (GTR), Marocco-Algeria-Tunisia (MAT), Libia-Egitto-Stati Levantini (Siria, Libano e Israele) (LEL).

Su questa base è stato quindi possibile effettuare un confronto tra le tre componenti della flora delle coste italiane (ITA) con quelle delle altre cinque aree mediterranee sopra riportate. Nella figura 4.42 è possibile osservare il numero di specie censite nelle varie aree: in tutto il Mediterraneo sono state censite 260 *Ceramiales* (*Rhodophyta*), 243 *Fucophyceae* e 178 *Chlorophyceae* per un totale di 681 specie, ripartite in modo alquanto diverso nelle varie aree. Italia (ITA) e Francia (FRA) sono risultate le aree più ricche di specie: in FRA vi è ad esempio l'82% delle *Ceramiales* presenti nel Mediterraneo. Le coste di Libia, Egitto e degli Stati Levantini (LEL) risultano invece le più povere di specie, con un contingente di *Fucophyceae* pari a solo il 30% delle specie del Mediterraneo (probabilmente perché le meno studiate).

Le specie comuni a tutte le aree (Tabella 4.23), sono piuttosto poche: 90 *Ceramiales* (pari al 34,6%), 54 *Fucophyceae* (22,2%) e 48 *Chlorophyceae* (27%), ma, come si nota nella stessa tabella, ancora meno numerose sono le specie esclusive delle singole aree. Le esclusive delle coste italiane (ITA, 12 *Ceramiales*, 22 *Fucophyceae* e 19 *Chlorophyceae*) sono elencate nelle tabelle 4.24, 4.25 e 4.26.

Infine, sulla base delle relative flore, le sei aree sono state confrontate al fine di stabilire il grado di similarità floristica tra ciascuna coppia di esse, come espresso dall'in-

	Specie comuni a tutte le aree	Specie esclusive					
		ITA	SPA	FRA	GTR	LEL	MAT
<i>Ceramiales</i>	90	12	3	5	2	4	1
<i>Fucophyceae</i>	54	21	4	11	2	3	3
<i>Chlorophyceae</i>	48	19	2	6	2	5	2
<b>Totali</b>	<b>192</b>	<b>52</b>	<b>9</b>	<b>22</b>	<b>6</b>	<b>12</b>	<b>6</b>

Tabella 4.23 - *Ceramiales*, *Fucophyceae* e *Chlorophyceae* comuni a tutte le aree ed esclusive di ciascuna area. Per le sigle adottate vedi testo (FURNARI *et al.*, 2003a)

* <i>Antithamnionella elegans</i> (Berthold) J. H. Price et D. M. John v. <i>decussata</i> Cormaci et G. Furnari
* <i>Ceramium incospicuum</i> Zanardini
<i>Ceramium strobiliforme</i> G.W. Lawson et D.M. John
<i>Chondria pygmaea</i> Garbary et Vandermeulen
* <i>Crouania ischiana</i> (Funk) Boudouresque et M. Perret
<i>Laurencia caduciramulosa</i> Masuda et Kawaguchi (1)
<i>Laurencia glandulifera</i> (Kützing) Kützing
* <i>Osmundea maggiana</i> Serio, Cormaci et G. Furnari
* <i>Osmundea pelagiensis</i> G. Furnari
<i>Polysiphonia harveyi</i> Bailey
<i>Polysiphonia orthocarpa</i> Rosenvinge
* <i>Polysiphonia perforans</i> Cormaci, G. Furnari, Pizzuto et Serio
<i>Taenioma perpusillum</i> (J. Agardh) J. Agardh
(1) Recentemente segnalata da FURNARI <i>et al.</i> (2001).

Tabella 4.24 - *Ceramiales* (*Rhodophyta*) esclusive della flora italiana (le specie precedute da un asterisco sono endemiche).

dice di similarità di Jaccard. I risultati sono espressi nei dendrogrammi della figura 4.43. Per quanto riguarda le *Ceramiales* la similarità floristica tra le sei aree è in generale notevole tranne per l'area LEL. Il dendrogramma re-



Fig. 4.42 - Consistenza delle *Ceramiales*, *Fucophyceae* e *Chlorophyceae* presenti nel Mediterraneo e in ciascuna delle sei aree considerate. Per le sigle adottate vedi testo.

<i>Acrochaete geniculata</i> (N.L. Gardner) O'Kelly
<i>Acrosiphonia arcta</i> (Dillwyn) J. Agardh
<i>Blidingia ramifera</i> (Bliding) Garbary et Barkhouse
<i>Blidingia subsalsa</i> (Kjellman) Kornmann et Sahling ex Scagel <i>et al.</i>
* <i>Bryopsisidella ostreobiformis</i> Calderón-Sáenz et Schnetter
* <i>Bryopsis dichotoma</i> De Notaris
<i>Capsosiphon fulvescens</i> (C. Agardh) Setchell et N.L. Gardner
<i>Chaetomorpha gracilis</i> Kützing
<i>Chaetomorpha litorea</i> Harvey
* <i>Derbesia corallicola</i> Funk
<i>Enteromorpha flexuosa</i> (Wulfen) J. Agardh ssp. <i>biflagellata</i> (Bliding) Bliding
<i>Enteromorpha intestinalis</i> (Linnaeus) Nees v. <i>asexualis</i> Bliding
<i>Enteromorpha ralfsii</i> Harvey
<i>Entocladia perforans</i> (Huber) Levring
<i>Microdictyon umbilicatum</i> (Velley) Zanardini
<i>Monostroma grevillei</i> (Thuret) Wittrock
<i>Rosenvingiella polyrhiza</i> (Rosenvinge) P.C. Silva
* <i>Ulva neapolitana</i> Bliding
<i>Ulva scandinavica</i> Bliding

Tabella 4.25 - *Chlorophyceae* esclusive della flora italiana (le specie precedute da un asterisco sono endemiche).

<i>Cladosiphon chordariaeformis</i> P. et H. Crouan
* <i>Cystoseira hyblaea</i> Giaccone
<i>Desmarestia dresnayi</i> J.V. Lamouroux <i>ex</i> Leman
<i>Ectocarpus fasciculatus</i> Harvey v. <i>abbreviatus</i> (Kützing) Sauvageau
<i>Ectocarpus fasciculatus</i> Harvey v. <i>pycnocarpus</i> (Rosenvinge) Cardinal
* <i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye v. <i>subulatus</i> (Kützing) Gallardo
* <i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye v. <i>venetus</i> (Kützing) Gallardo
<i>Elachista flaccida</i> (Dillwyn) Fries
<i>Elachista fucicola</i> (Velley) Areschoug
<i>Herponema velutinum</i> (Greville) J. Agardh
* <i>Leptonematella neapolitana</i> (Schussnig) Cormaci et G. Furnari
<i>Microcoryne ocellata</i> Strömfelt
<i>Myriogloea sciurus</i> (Harvey) Kuckuck <i>ex</i> Oltmanns
<i>Petalonia zosterifolia</i> (Reinke) Kuntze
<i>Petrospongium berkeleyi</i> (Greville) Nägeli
* <i>Phaeostroma bertholdii</i> Kuckuck
<i>Scytosiphon dotyi</i> M.J. Wynne
<i>Sphacelaria nana</i> Nägeli <i>ex</i> Kützing
<i>Stilopsis lejolisii</i> (Thuret) Kuckuck <i>ex</i> Hamel
<i>Streblonema parasiticum</i> (Sauvageau) De Toni
* <i>Taonia lacheana</i> Cormaci, G. Furnari et Pizzuto

Tabella 4.26 - *Fucophyceae* esclusive della flora italiana (le specie precedute da un asterisco sono endemiche).

Jaccard Similarity Ratio - Complete Linkage

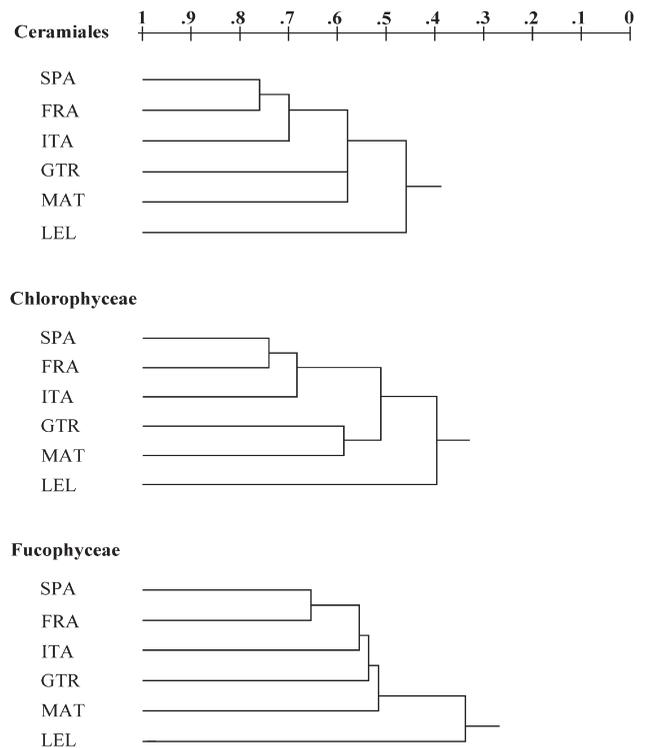


Fig. 4.43 – Dendrogramma mostrante le similarità floristiche tra le *Ceramiales*, *Chlorophyceae* e *Fucophyceae* presenti nelle sei aree mediterranee considerate (FURNARI *et al.*, 2003a).

lativo alle *Chlorophyceae* è risultato abbastanza simile al precedente, anche in questo caso con l'individuazione dei due gruppi: SPA, FRA e ITA da una parte e GTR e MAT dall'altra, mentre più isolata rimane sempre l'area LEL. Una minore affinità floristica tra i primi 5 gruppi si riscontra a livello delle *Fucophyceae* dove si individuano discrete analogie solo fra SPA e FRA. L'area LEL risulta ancora la meno affine. La sua scarsa affinità legata al basso numero di specie in ciascun gruppo sistematico potrebbe dipendere oltre che dalla insufficiente conoscenza floristica dell'area anche dalle caratteristiche geomorfologiche delle coste (prevalentemente sabbiose) e da eventi paleoclimatici quali le crisi di sapropel che l'hanno interessata (GIACCONE e DI MARTINO, 1997).

In conclusione, la flora bentonica dell'Italia, almeno per quanto riguarda le *Fucophyceae* (alghe brune), le *Chlorophyceae* (alghe verdi) e le *Ceramiales* (alghe rosse *p.p.*), è la più ricca di specie fra quelle delle altre aree mediterranee considerate, forse anche perché quella più ampiamente studiata in questi ultimi anni. Inoltre, da un punto di vista corologico, essa presenta una elevata consisten-

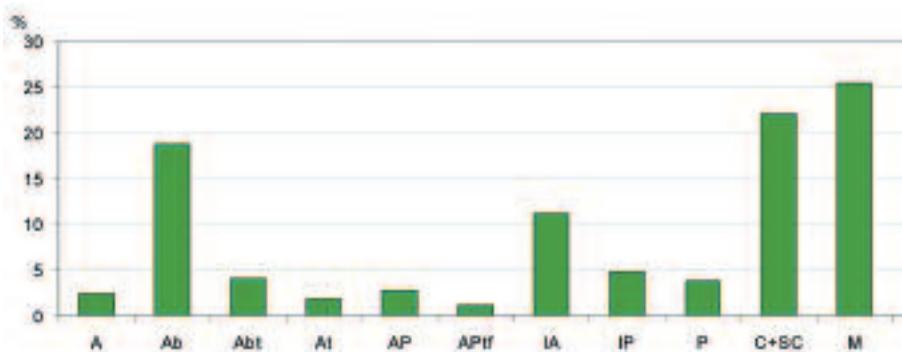


Fig. 4.44 - Spettro corologico della flora bentonica delle coste italiane.

A = Atlantico *s.l.*;  
 Ab = Atlantico boreale;  
 Abt = Atlantico boreo-temperato;  
 At = Atlantico tropicale;  
 AP = Atlanto-Pacífico;  
 APtF = Atlanto-Pacífico temperato freddo;  
 IA = Indo-Atlantico; IP = Indo-Pacífico;  
 P = Pantropicale; C = Cosmopolita;  
 SC = Subcosmopolita; M = Mediterraneo.

za dell'elemento endemico mediterraneo (Figura 4.44) che testimonia l'alto valore naturalistico del territorio marino italiano. Tuttavia essa non presenta una particolare originalità in assoluto anche se, insieme alle flore delle aree occidentali e in particolare con quelle della Spagna e della Francia con le quali è risultata notevolmente affine, si differenzia dalla flora delle coste di Libia, Egitto e degli Stati Levantini, ma ciò rispecchia la nota diversità floristica che esiste tra il bacino occidentale e quello orientale del Mediterraneo (GIACCONE, DI MARTINO, 2001). È infine da notare che il numero relativamente alto di specie esclusive dell'Italia, più che a particolari habitat o fattori biogeografici, è più probabilmente dovuto agli accurati studi condotti recentemente lungo le sue coste.

Numerose sono le specie della flora italiana che si possono definire 'critiche': quelle endemiche, riportate nelle tabelle 4.24, 4.25 e 4.26 e quelle proposte dall'UNEP (2000) per la scelta dei siti naturali di interesse per la conservazione, riportate nella tabella 4.27 (Figure 4.45-4.58). Nella suddetta tabella sono riportate anche alcune specie caratteristiche di associazioni vegetali di ambienti in equilibrio che rappresentano dei bioindicatori di naturalità dei siti, quando formano popolamenti ben strutturati. In particolare ricordiamo alcune specie di *Cystoseira* (Fucales, *Fucopehyceae*) che caratterizzano le associazioni "climax" sui substrati duri alle varie profondità [*C. amentacea* (nella frangia infralitorale), *C. crinita* (nell'infralitorale superiore), *C. sauvageauana* (nell'infralitorale medio), *C. spinosa* (nell'infralitorale inferiore), *C. zosteroides* e *C. dubia* (nel circalitorale, rispettivamente in biotopi soggetti a correnti e in biotopi calmi con sedimentazione)] e la Spermatofita *Posidonia oceanica* che caratterizza l'associazione "climax" dei substrati mobili infralitorali con sabbie grossolane. Pertanto si rende necessario un'indagine conoscitiva della distribuzione delle suddette specie nelle coste italiane che andrebbero monitorate laddove queste specie formino popolamenti ben strutturati al fine di rilevare eventuali degradazioni degli stessi. Tenuto conto che queste specie sono

particolarmente sensibili alle variazioni ambientali, la loro conservazione e la protezione dei popolamenti da esse caratterizzati, richiedono un'attenta gestione della fascia costiera. I principali fattori di impatto e/o minacce sia per le specie critiche che per i loro habitat sono: il calpestio, la cementificazione, gli scarichi di acque reflue, nel piano mesolitorale; gli scarichi di acque reflue con condotte di smaltimento, lo scarico di materiali di risulta che alterano i substrati rocciosi e riducono la trasparenza delle acque costiere, gli impianti di acquacoltura con gabbie sospese e l'eccessiva erbivoria e/o la competizione di specie aliene invasive, nel piano infralitorale e, nel piano circalitorale, oltre a quelli elencati per l'infralitorale, anche la pesca a strascico. Tutti i suddetti fattori di impatto e/o minacce possono provocare la scomparsa delle specie critiche determinando profondi cambiamenti nella struttura delle comunità vegetali di cui fanno parte e notevole alterazione sia della biodiversità che del paesaggio vegetale con gravi conseguenze sulle risorse biologiche collegate.

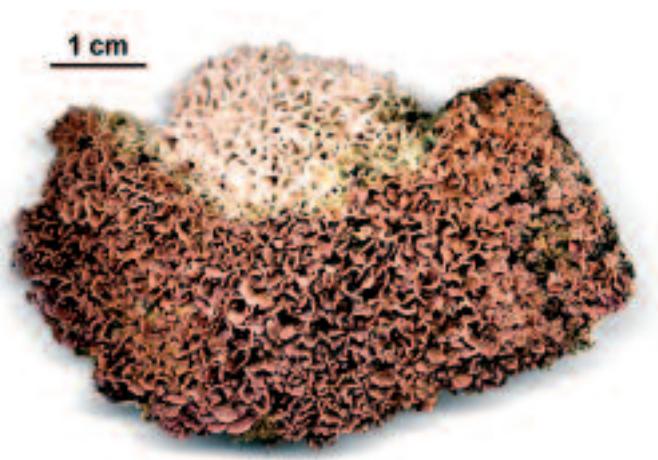


Fig. 4.45 - *Lithophyllum byssoides*: esemplare in *exsiccata* (foto di M. Cormaci).

RHODOPHYTA	
* <i>Lithophyllum byssoides</i> (Lamarck) Foslie 2 (riportato come <i>Lithophyllum lichenooides</i> )	Habitat: <i>Lithophylletum byssoidis</i> Giaccone 1993
* <i>L. trochanter</i> (Bory) H. Huvé ex Woelkerling 2 (riportato come <i>Goniolithon byssoides</i> )	Habitat: <i>Lithophylletum byssoidis</i> Subass. <i>Lithophylletosum trochanteris</i> Marino, Di Martino, Giaccone 1998
<i>Nemalion helminthoides</i> (Velley) Batters 4	
<i>Rissoella verruculosa</i> (A. Bertoloni) J. Agardh 4	Habitat: <i>Nemalio-Rissoelletum verruculosae</i> Boudouresque 1971
* <i>Schimmelmannia schousboei</i> (J. Agardh) J. Agardh 1	Habitat: <i>Rhodymenietum ardissoni</i> Pignatti 1962
PHAEOPHYTA	
* <i>Cystoseira amentacea</i> (C. Agardh) Bory 3 [incl. v. <i>stricta</i> Montagne e v. <i>spicata</i> (Ercegović) Giaccone]	Habitat: <i>Cystoseiretum strictae</i> Molinier 1958
<i>C. crinita</i> Duby 3	Habitat: <i>Cystoseiretum crinitae</i> Molinier 1958
<i>C. dubia</i> Valiante 2	Habitat: <i>Cystoseiretum dubiae</i> Furnari <i>et al.</i> 1977
<i>C. foeniculacea</i> (Linnaeus) Greville v. <i>latiramosa</i> (Ercegović) Gómez Garreta <i>et al.</i> 3	Habitat: <i>Cystoseiretum spinosae</i> Giaccone 1973
<i>C. foeniculacea</i> (Linnaeus) Greville f. <i>tenuiramosa</i> (Ercegović) Gómez Garreta <i>et al.</i> 3	Habitat: <i>Cystoseiretum sauvageauanae</i> Giaccone 1994
* <i>C. mediterranea</i> Sauvageau 2	Habitat: <i>Cystoseiretum strictae</i> Molinier 1958
<i>C. sauvageauana</i> Hamel 2	Habitat: <i>Cystoseiretum sauvageauanae</i> Giaccone 1994
* <i>C. sedoides</i> (Desfontaines) C. Agardh 3	Habitat: <i>Cystoseiretum crinitae</i> Molinier 1958
* <i>C. spinosa</i> Sauvageau 3	Habitat: <i>Cystoseiretum spinosae</i> Giaccone 1973
<i>C. tamariscifolia</i> (Hudson) Papenfuss 1	Habitat: <i>Cystoseiretum strictae</i> Subass. <i>Cystoseiretosum tamariscifoliae</i> Giaccone 1972
<i>C. usneoides</i> (Linnaeus) M. Roberts 2	Habitat: <i>Cystoseiretum usneoidis</i> Giaccone 1972
* <i>C. zosteroides</i> C. Agardh 3	Habitat: <i>Cystoseiretum zosteroidis</i> Giaccone 1973
<i>Fucus virsoides</i> J. Agardh 2	Habitat: <i>Fucetum virsoidis</i> Pignatti 1962
<i>Laminaria ochroleuca</i> De La Pylaie 2	Habitat: <i>Cystoseiretum usneoidis</i> Giaccone 1972
* <i>L. rodriguezii</i> Bornet 4	Habitat: <i>Cystoseiretum zosteroidis</i> Subass. <i>Laminarietosum rodriguezii</i> Giaccone 1973
<i>Phyllariopsis purpurascens</i> (C. Agardh) E.C. Henry <i>et</i> South 4	Habitat: <i>Cystoseiretum usneoidis</i> Giaccone 1972
SPERMATOPHYTA	
* <i>Posidonia oceanica</i> (Linnaeus) Delile 3	Habitat: <i>Posidonietum oceanicae</i> Molinier 1958
* <i>Nanozostera noltii</i> (Hornemann) Tomlinson <i>et</i> Posluzny 4	Habitat: <i>Nanozosteretum noltii</i> Harmsen 1936
* <i>Zostera marina</i> Linnaeus 1	Habitat: <i>Zosteretum marinae</i> (Van Goor 1921) Harmsen 1936

Tabella 4.27 - Elenco delle specie 'critiche' del macrofitobenthos delle coste italiane. Gli habitat sono individuati dal syntaxon fitosociologico di appartenenza. Le specie da proteggere proposte dall'UNEP sono precedute da un asterisco. Il numero in neretto dopo ciascuna specie indica lo status di conservazione secondo la seguente scala: 1= cattivo; 2= scarso; 3= sufficiente; 4= buono; 5= elevato.

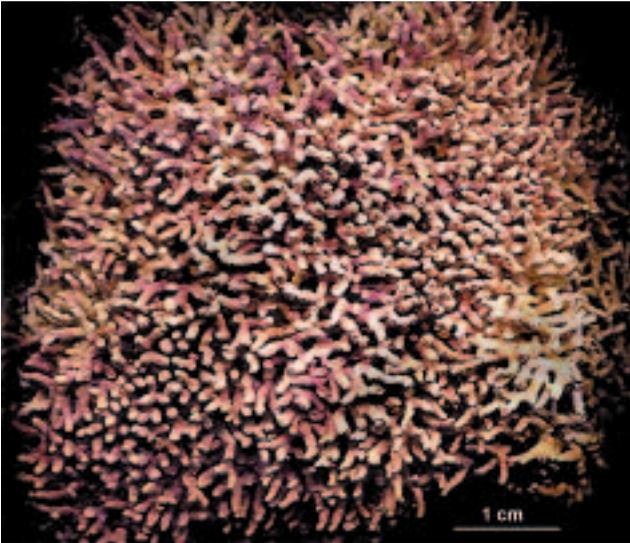


Fig. 4.46 - *Lithophyllum trochanter*: esemplare in *exsiccata* (foto di M. Cormaci).



Fig. 4.48 - *Schimmelmannia schousboei*: esemplare in *exsiccata* (foto di M. Cormaci).



Fig. 4.47 - *Nemalion helminthoides* nel suo habitat (foto di M. Cormaci).



Fig. 4.49 - *Cystoseira amentacea* v. *stricta* nel suo habitat (foto di G. Giaccone).



Fig. 4.50 - *Cystoseira crinita* nel suo habitat (foto di G. Giaccone).



Fig. 4.51 - *Cystoseira dubia* nel suo habitat (foto di B. Scammacca).



Fig. 4.52 - *Cystoseira foeniculacea* f. *tenuiramosa*: esemplare d'erbario conservato in glicerina (foto di M. Cormaci).



Fig. 4.53 - *Cystoseira sauvageauana*: esemplari d'erbario conservati in glicerina. A sinistra esemplare raccolto in primavera; a destra esemplare raccolto in inverno (foto di M. Cormaci).



Fig. 4.54 - *Cystoseira sedoides* nel suo habitat (foto di G. Giaccone).



Fig. 4.56 - *Cystoseira zosteroides*: esemplare d'erbario conservato in glicerina (foto di M. Cormaci).



Fig. 4.55 - *Cystoseira spinosa*: esemplari d'erbario conservati in glicerina. A sinistra esemplare raccolto in primavera; a destra esemplare raccolto in inverno (foto di M. Cormaci).

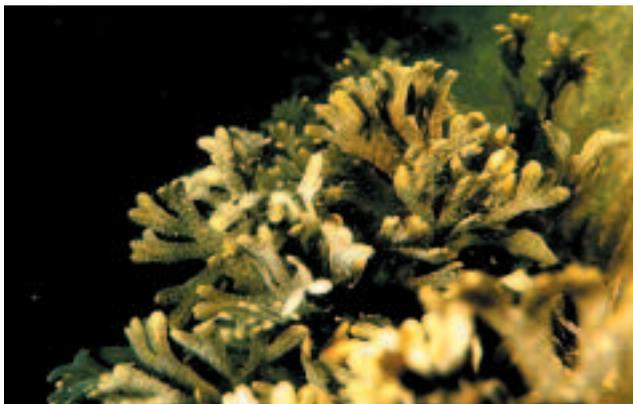


Fig. 4.57 - *Fucus virsoides* nel suo habitat (foto di G. Giaccone).



Fig. 4.58 - *Posidonia oceanica* nel suo habitat (foto di V. Di Martino).

## Bibliografia

- CAVALIERE A., 1959 – *Ricerche sulla flora algologica dello Stretto di Messina*. Boll. Ist. Bot. Univ. Catania, 3: 79-88.
- DE TONI G. B., 1889-1924 – *Sylloge algarum omnium hucusque cognitatarum*. Patavii.
- FUNK, 1955 – *Meeresalgen von Neapel*. Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 25 (suppl.): 1-178.
- FURNARI G., CORMACI M., SERIO D., 2001 – *The Laurencia complex (Rhodophyta. Rhodomelaceae) in the Mediterranean Sea: an overview*. Cryptog. Algol., 22: 331-373.
- FURNARI G., CORMACI M., GIACCONE G., 2003a – *The benthic macroalgal flora of Italy: floristic and geobotanic considerations*. Boccoinea, 16: 225-243.
- FURNARI G., GIACCONE G., CORMACI M., ALONGI G., SERIO D., 2003b – *Biodiversità marina delle coste Italiane: catalogo del macrofitobenthos*. Biol. Mar. Medit., 10: 3-483.
- GALLARDO T., GÓMEZ GARRETA A., RIBERA M.A., CORMACI M., FURNARI G., GIACCONE G., BOUDOURESQUE C.F., 1993 – *Check-list of Mediterranean Seaweeds. II. Chlorophyceae Wille s. l.* Bot. Mar., 36: 399-421.
- GIACCONE G., DI MARTINO V., 1997 – *Syntaxonomic relationship of the mediterranean phytobenthos assemblages: paleoclimatic bases and evolutive tendencies*. Lagasalia, 19: 129-144.
- GIACCONE G., DI MARTINO V., 2001 – *Past, present and future of vegetational diversity and assemblages on Mediterranean Sea*. Actes du premier Symposium méditerranéen sur la végétation marine. RAC/SPA: Tunis: 34-59.
- GÓMEZ GARRETA A., GALLARDO T., RIBERA M.A., CORMACI M., FURNARI G., GIACCONE G., BOUDOURESQUE C.F., 2001 – *Checklist of Mediterranean seaweeds. III. Rhodophyceae Rabenh. 1. Ceramiales Oltm.* Bot. Mar., 44: 425-460.
- LEVRING T., 1942 – *Meeresalgen aus dem Adriatischen Meer, Sizilien und dem Golf von Neapel*. Kungl. Fysiogr. Soellsk. Foerhandl., 12: 25-41.
- PIGNATTI S., 1962 – *Associazioni di alghe marine sulla costa Veneziana*. Atti Ist. Veneto Sci., Lett. Arti, Cl. Sci. Mat. Nat., 32: 1-134.
- RIBERA M.A., GOMEZ GARRETA A., GALLARDO T., CORMACI M., FURNARI G., GIACCONE G., 1992 – *Check-list of Mediterranean Seaweeds. I. Fucophyceae (Warming, 1884)*. Bot. Mar., 35: 109-130.
- SCHIFFNER V., VATOVA A., 1937 – *Le alghe della Laguna di Venezia*. Estratto dalla Monografia: La Laguna di Venezia, Venezia, vol. III, parte V, tomo IX: 174 pp.
- UNEP (OCA)/MED WG, 2000 – *Rapport réunion d'experts pour la finalisation du formulaire standard des données (FSD) pour les inventaires nationaux de sites naturels d'intérêt pour la conservation*. Tunis, 167/4: 53 pp.