

Flore antropogene (a cura di Poldini L.)

Premesso che una “Flora” è un’entità astratta e che gli oggetti concreti dell’osservazione sono dei tipi di vegetazione, ciò che viene comunemente indicato con il nome di flore antropogene rappresenta il prodotto dell’interferenza dell’uomo con la vegetazione di un territorio (da un bioma a un biotopo).

Le modificazioni indotte attengono ai due livelli: struttura della coltre vegetale e composizione floristica.

L’alterazione della struttura, ossia dei rapporti di copertura – dominanza tra le forme biologiche di una cenosi vegetale, ad esempio di un bosco sottoposto a diradamento, è sufficiente perché la flora al suolo reagisca in maniera sensibile nei rapporti quantitativi e qualitativi delle sue componenti all’aumento della luce disponibile. Nel bosco diradato aumenteranno le specie eliofile a scapito delle sciafile. Qualora il bosco diradato venga reso disponibile al tempo libero, l’influsso del pedonamento selezionerà positivamente le forme biologiche e di crescita atte a resistere al calpestio; si avrà di conseguenza l’incremento delle “emicrittofite rosulate”.

Se vi saranno ammessi animali pascolanti la selezione, questa volta negativa, eliminerà tutte le specie che non sopportano il morso protratto degli animali.

Uno dei motivi della preoccupante rarefazione dell’abete bianco nei boschi dell’Europa centrale e delle Alpi, è infatti, oltre all’inquinamento atmosferico, l’eccessiva densità degli ungulati.

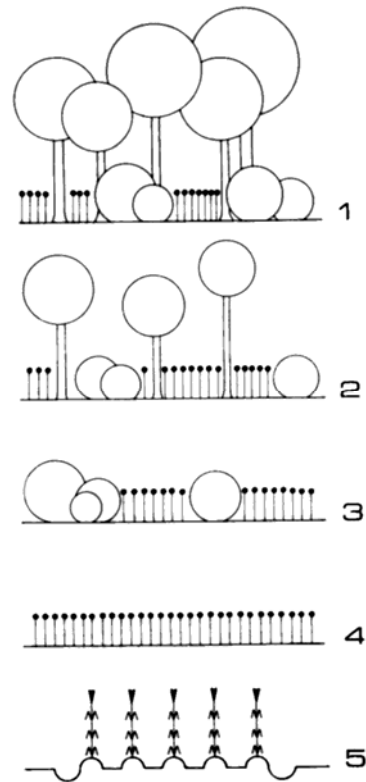
Qualora i boschi vengano attraversati da piste forestali o percorsi dall’incendio, l’alterazione sarà ancora più accentuata e vi cominceranno a comparire specie esotiche di varia provenienza, favorite dalla cessata concorrenza delle specie native, eliminate o rarefatte dall’incendio.

Allorché le modificazioni dovute alle attività umane si spingano a generare delle “serie dinamiche regressive” e al posto del bosco subentrino praterie secondarie e da queste, per mutate condizioni socio – economiche, si ricavino più redditizi vigneti, oliveti, mais-colture ecc. le alterazioni complessive a carico della flora saranno sempre più massicce. Le modificazioni osservabili dalla tappa matura (generalmente un bosco)

a quella finale di un agroecosistema (fig. 1) determinano in genere la drastica riduzione in numero e qualità delle specie.

Fig 1 - Relazioni tra gli stadi della serie edafoigrofila veneto - friulana dell'*Asparago - Querceto roboris sigmetum*. (da Poldini L., 1990, modif.)

- 1 - tappa matura: *Asparago tenuifolii - Quercetum roboris*
- 2, 3 - mosaico di mantello - siepe (*Salici - Viburnetum opuli*) e praterie igrofile (*Poo sylvicolo - Lolietum multiflori*)
- 4 - Praterie igrofile
- 5 - maiscoltura con cenosi di accompagnamento (*Echinochloo - Setarietum pumilae*)



In Tab. 1 e 2 sono riportate le relazioni tra vari tipi di ecosistemi (Poldini, 1990 modif.).

Naturalità		Diversità floristica (specie/sup. in m ²)
1. paesaggio prossimo-(sub-) naturale igrofilo (<i>Asparago - Quercetum-roboris</i>)		44.5
2. paesaggio semi - naturale	Siepi (<i>Salici - Viburnetum</i>)	27.2
	prati da sfalcio (<i>Poo - Lolietum</i>)	26.1
3. paesaggio coltivato (colture: mais, soia)		19.2

Tab. 1 - rapporto specie/area di una serie regressiva della pianura padana orientale (Friuli) (da Poldini L., 1990, modif.)

Naturalità	Diversità floristica
------------	----------------------

	(specie/sup. in m ²)
1. paesaggio prossimo- (sub-) naturale (<i>Ostryo - Quercetum pubescentis</i>)	36.7
2. paesaggi semi - naturali (<i>Danthonio - Scorzoneretum</i>)	42.8
3. vigneti (<i>Allio - Geranietum</i>)	16.5

Tab. 2 - rapporto specie/area in una serie regressiva del Carso Nord - Adriatico (da Poldini L., 1990, modif.)

Per quanto riguarda la qualità delle specie, verso i termini estremi della serie regressiva si avrà una progressiva sostituzione degli elementi autoctoni da parte di specie esotiche di provenienza per lo più extraeuropea.

Il primo censimento delle specie esotiche per la flora italiana e una loro suddivisione sulla base del loro attecchimento lo si deve a Viegi *et al.* (1974).

I termini estremi della serie corrispondono alle vegetazioni cosiddette segetali, o dei coltivi, e ruderali, o degli insediamenti umani. Con ciò si entra nel vivo del problema delle cosiddette “flore urbane”, che in questi ultimi anni stanno suscitando sempre maggiore interesse da parte degli studiosi. L’attenzione è soprattutto rivolta verso la flora e la vegetazione delle città e degli agglomerati urbani, sia all’estero, che in Italia. Tali ambienti costituiscono infatti dei laboratori ecologici naturali, nei quali è possibile osservare i processi di adattamento dei vegetali a biotopi estremamente selettivi, ove gli eventi calamitosi dovuti all’uomo si caratterizzano per la loro aritmicità e casualità.

Il ripopolamento da parte dei vegetali delle macerie di Berlino alla fine del secondo conflitto mondiale ha costituito un’occasione irripetibile per studiare tali meccanismi a partire da un quadrato di riferimento databile (Sukopp *et al.*, 1981).

La flora di Zurigo viene studiata con grande dettaglio mediante un reticolo costituito da unità cartografiche irregolari, che meglio si sovrappongono all’andamento della struttura urbana (Landolt, 2001).

Anche in Italia si compilano degli atlanti corologici urbani; in particolare ricordiamo quello dedicato alla città di Roma (Celesti - Grapow, 1995) ad impostazione spiccatamente geobotanica.

Esso è il primo esempio di cartografia floristica di area urbana in Italia; vi si mettono in evidenza due comportamenti: a differenza che nelle altre città, ove la diversità floristica aumenta dal centro alla periferia, quivi (Roma) raggiunge un valore molto elevato proprio nel centro, grazie alla concentrazione di aree archeologiche che fungono da oasi conservative; in secondo luogo le specie esotiche sono relativamente contenute se paragonate con quelle presenti nelle città centroeuropee, poiché vengono sostituite da numerose specie mediterranee spontanee, preadattate all'occupazione di siti ruderalizzati.

Anche la flora spontanea della città di Milano è oggetto di un accurato studio (Banfi & Galasso, 1998). L'inventario delle specie, ove per ogni entità vengono indicati numerosi parametri biologici (tipo biologico, forma di crescita, corotipo, escursione altitudinale, strategia riproduttiva, impollinazione, diaspora), costituisce la base per una serie di avvincenti considerazioni sulla variazione della flora milanese dalla seconda metà del 1700 alla data delle osservazioni.

Qualche cosa di simile è stato tentato per la flora gravitante nell'area metropolitana di Trieste (Poldini & Comin, 2004).

Generalmente i limiti città-campagna sono di tipo convenzionale e urbanistico e fortemente influenzati dalla densità abitativa, che generalmente si stempera in senso centrifugo determinando un "continuum" di variazione per gradiente attraverso fasce suburbane ad edificazione sparsa e discontinua.

È stato fatto un tentativo di definire quantitativamente la cessazione della città in senso botanico. È evidente che i risultati raggiunti abbiano significato soltanto biologico e possano non coincidere con quelli ottenuti con altri approcci metodologici.

A tal fine è stata avviata, a suo tempo, una schedatura dei biotopi predefiniti nella città di Trieste e nel territorio contermino, presenti in venti aree campione, scaglionate lungo un'asse dal centro alla periferia (Pertot & Poldini, 1995).

La fig. 2 rappresenta l'aumento cumulativo di specie e biotopi dal centro alla periferia. L'andamento delle due curve è pressoché parallelo fintantoché ci si mantiene nelle aree urbane; non appena ci si approssima all'interfaccia città - campagna la curva delle specie subisce un'impennata e supera la curva dei biotopi.

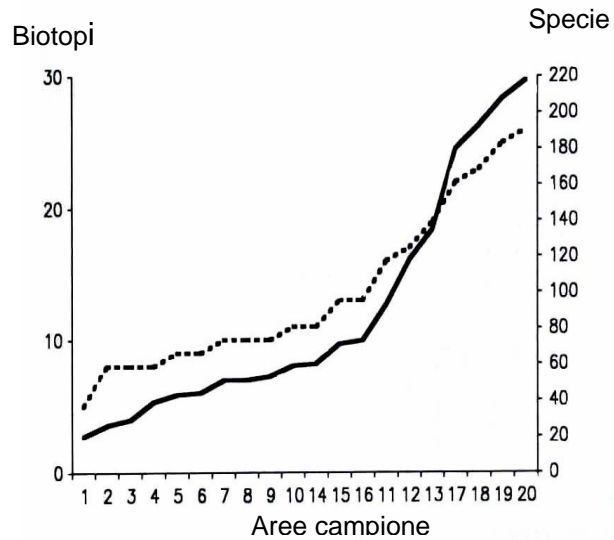


Fig. 2 - Curva cumulativa di specie (—) e biotopi (.....) (da Pertot & Poldini, 1995, modif).

La formula $R = \Delta s / (\Delta B + 1)$,

dove Δs è l'incremento delle specie e ΔB è l'incremento dei biotopi, rappresenta la misura dell'aumento delle specie in funzione dell'aumento dei biotopi dal centro alla periferia della città.

L'interfaccia città - campagna può essere definita come il luogo ove a un aumento dei biotopi corrisponde un rapido aumento delle specie.

Questa generalizzazione è valida soltanto per città nelle quali la diversità floristica aumenti dal centro alla periferia; non si avvera invece in città circondate da agricoltura intensiva, o, come avviene per Roma, esse siano ricche di parchi, verde storico e aree archeologiche (Celesti, *cit.*).

Numerosi studi sono stati dedicati alla relazione antropizzazione - biodiversità (Sukopp, 1966, 1987; Celesti *et al.*, 1990; Pignatti, 1988, 1991).

Pertot & Poldini (*cit.*) mettono in evidenza l'importanza di identificare le aree ove l'antropizzazione diventa un fattore della biodiversità e non un suo limite. Tali aree dovrebbero costituire un elemento forte della pianificazione urbana.

Confrontando i dati disponibili nell'arco di un secolo riguardanti la componente fluttuante della flora urbana, si nota che essa che, nella seconda metà del secolo XIX si caratterizzava per la netta prevalenza di emiemerofite est-mediterranee e mediterraneo – pontiche, oggi è sbilanciata a favore di neofite mesoamericane neotropicali.

Questi drastici cangiamenti dello spettro corologico nella componente avventizia deve essere interpretato quale effetto della globalizzazione, che ha dilatato enormemente la rete delle relazioni commerciali.

La flora esotica, per lo meno nell'Europa Centrale e nell'Italia settentrionale è costituita in buona parte da *Asteraceae* americane nella forma biologica terofitica, che favorisce la loro diffusione mediante la rapidità del ciclo generazionale, facendo di esse delle specie pioniere per eccellenza (*sensu* Grime).

Un aspetto di solito sottaciuto nella valutazione del danno economico prodotto dalle esotiche avventizie stabilizzate, soprattutto quali “malerbe” delle coltivazioni – si pensi soltanto ai costi d'impiego degli erbicidi e ai problemi indotti (inquinamento degli acquiferi) – è quello delle specie allergeniche o allergofite.

Fra le emerofite americane si annidano infatti numerose specie anemogame, quali ad esempio: *Ambrosia artemisiifolia*, *Chenopodium ambrosioides*, ecc., che producono grandi quantità di polline scatenante patologie immunitarie.

Talora il pericolo è costituito dalla presenza di principi tossici, che possono venir veicolati nell'ecosistema da vettori animali; è il caso di alcaloidi pirrolidizinici contenuti nel polline di *Senecio inaequidens*, rinvenuti talvolta nei mieli, tossici soprattutto nei confronti dei bambini.

Poiché la presenza in massa delle avventizie allergeniche o tossiche dipende direttamente dal degrado degli habitat, si stabilisce una connessione diretta fra ruderalizzazione e aumento dei rischi per la salute pubblica.

Per analizzare quali fossero i meccanismi che, attraverso la distruzione dei biotopi primari, portassero ad un incremento delle allergofite è stata presa in esame una “serie ecologica” i cui termini ordinati da una minore a una maggiore antropizzazione erano: orli disturbati di bosco, margini stradali e scarpate, coltivi, selciati (Poldini, 1992).

Mentre la presenza di esotiche (emerofitismo) aumentava con l’antropizzazione, le specie allergeniche raggiungevano il loro massimo nei termini intermedi (margini stradali, scarpate). Questo comportamento è da mettersi in relazione con la forma biologica e l’ecologia delle allergofite che, per lo meno nei biotopi analizzati, sono costituite da emicrittofite eliofile rifuggenti da un lato lo stress da pedonamento e dall’altro l’ombreggiamento degli orli boschivi.

Risulta per altro evidente la connessione fra alterazione dell’ambiente e incremento delle allergofite e quindi la necessità che ogni intervento sul territorio preveda la ricostruzione delle cotiche naturali e il controllo della flora ruderale.

Mentre le *Poaceae* (*Graminaceae*) sono presenti in tutti i quattro complessi biotopici della serie, *Chenopodiaceae*, *Amaranthaceae* ed *Euphorbiaceae* sono prevalenti nelle colture, le *Asteraceae* (*Compositae*) lungo i margini stradali e sulle scarpate. L’elevato numero di allergofite in questi habitat è dovuto proprio alla consociazione *Poaceae*, a presenza ubiquitaria, e *Asteraceae*, a presenza selettiva.

Un altro aspetto fondamentale nella composizione delle flore urbane è dato dall’apofitismo spinto, dove per apofitismo (Thellung, 1918-19) s’intendono le specie sinantropiche spontanee, tali cioè da essere in grado di trasferirsi dagli habitat naturali primari (rocce, boschi, praterie) a quelli secondari (manufatti, aree industriali, biotopi devastati, ecc.).

Tale fenomeno riveste valenza pratica e applicativa perché dipenderà dal numero di specie spontanee dotate di accentuata adattabilità se la ricolonizzazione di aree ruderalizzate e degradate potrà compiersi in tempi più o meno brevi e se l’inquinamento neofitico (neofitizzazione) potrà dunque essere validamente contrastato.

Per meglio capire il comportamento delle apofite sono state considerate sette aree del Friuli Venezia Giulia a elevata urbanizzazione, situate dalle zone costiere (Trieste, Lignano) a quelle planiziali, dell'avanterra alpino (Gorizia, Udine, Pordenone) e montane (Tolmezzo e Tarvisio) (Poldini *et al.*, 1991).

In Fig. 3 viene dato un quadro riassuntivo sulla componente biologica corologica e biotopica della flora apofitica, nelle sette aree di base prese in esame, in funzione della temperatura (distanza dal mare, altitudine) (Poldini *et al.*, 1991). Se si analizzano i contingenti floristici che prendono parte alla costituzione di questa flora, si nota che essi si polarizzano secondo un gradiente termico che comprende da un lato le specie eurimediterranee, prevalenti nelle aree costiere, e dall'altro i gruppi paleotemperato, eurosibirico e cosmopolita che, per comodità, raggrupperemo sotto la denominazione di "mesotermo", concentrati nei territori montani.

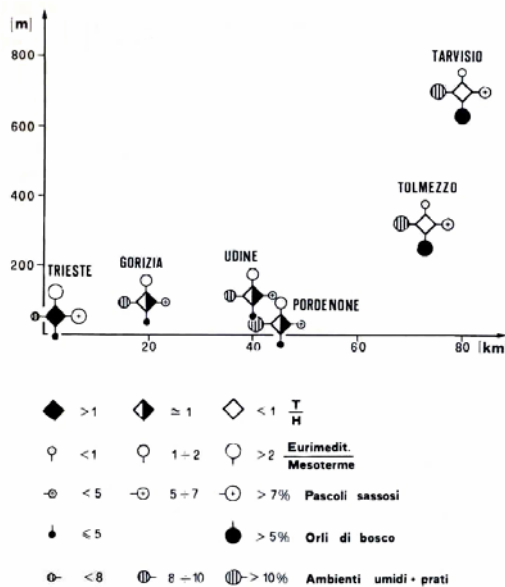


Fig. 3 - Variazione della struttura (forme biologiche), della corologia e dei biotopi di provenienza delle apofite in funzione della distanza dal mare (asse x) e dell'altitudine (asse y). T: terofite, H: emicriptofite; mesotermo = eurasiatico + cosmopolita + paleotemperato. (da Poldini, 1991.)

Parallelamente a questa modificazione corotipica procede quella delle forme biologiche (strutturale); infatti le terofite, che nelle zone sotto l'influenza mediterranea sono ancora presenti dal 4 al 5 %, diventano insignificanti nei territori montani più interni, dove prendono il sopravvento le emicriptofite.

I biotopi che sono risultati significativi nel fornire le specie apofitiche sono gli ambienti umidi, i prati, i pascoli sassosi e gli orli di bosco. Si nota una variazione dal mare verso l'interno del territorio montuoso. Nella zona costiera carsica il grosso contingente di specie apofitiche viene fornito dai pascoli sassosi, scendendo intorno al 3% nelle aree incluse o a contatto delle pianure alluvionale e riacquista una certa consistenza nel territorio montano. Gli ambienti umidi ed i prati, per contro, sono ben rappresentati nelle aree alluvionali e acquistano maggiore rilevanza in quelle montane, soprattutto per l'incremento delle estensioni prative. Per quanto riguarda gli orli di bosco essi acquistano particolare rilevanza nelle aree montane. Si tratta di specie nitrofile di orli boschivi freschi disturbati provenienti dai boschi ripariali e di forra, ma che ormai si trovano prevalentemente in ambienti secondari. Risulta pertanto comprensibile che nelle aree montane più fresche possano abbandonare gli orli boschivi e concorrere alla ricolonizzazione dei biotopi rimaneggiati.

Riassumendo quanto esposto, si può affermare che nell'alto Adriatico la flora apofitica si polarizza da un estremo a terofite eurimediterranee proveniente da pascoli sassosi, all'altro, costituito da emicriptofite mesofile (paleotemperate, eurosibiriche e cosmopolite) provenienti da ambienti umidi, prati e margini di boschi secondo un evidente gradiente termico.

Da ciò risulta altresì confermato il ruolo importante dei biotopi naturali nel concorrere alla ricolonizzazione dei biotopi sconvolti e nell'arginare l'aggressività delle specie esotiche avventizie.

Queste conclusioni hanno anche evidente valore applicativo allorché si voglia favorire su base biologica il processo di rinverdimento di zone denudate. In tal caso sarà opportuno produrre miscele specializzate: in montagna emicriptofite mesoterme di prato e orli di bosco, nelle aree planiziali proporzioni uguali di emicriptofite e terofite mesoterme ed eurimediterranee di ambienti umidi e prati, nelle aree costiere terofite eurimediterranee di pascoli sassosi.

Un altro elemento fondamentale delle flore antropogene è dato dalle "archofite", ossia dalle specie che l'uomo ha introdotto prima del 1492, data della scoperta dell'America. Una consistente parte afferisce ai contingenti irano-turanici,

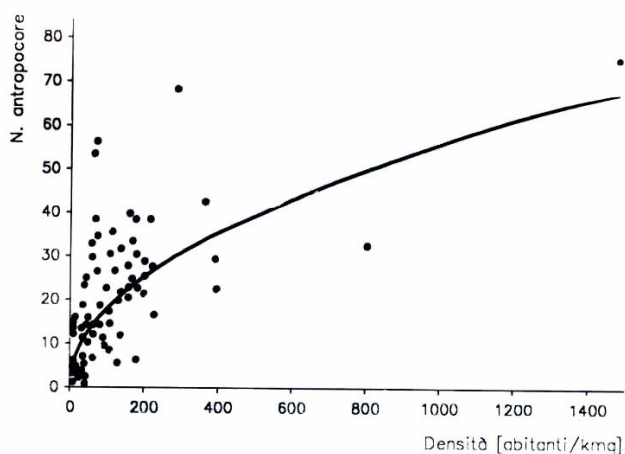
pontici e mediterraneo pontici, penetrati assieme ai cereali alimentari, che fecero il loro ingresso a partire dal Neolitico ed Eneolitico.

Queste specie rappresentano pertanto un essenziale fattore di storicizzazione dell'elemento naturale, anche se non sempre di facile individuazione, in assenza di accertati riscontri paleobotanici.

Alcune di esse sono ormai sparite dalla flora d'Europa, quali ad esempio *Agrostemma gitago* e *Silene linicola* o sono diventate molto rare: *Centaurea cyanus*, *Ranunculus arvensis*, *Adonis sp.pl.*, *Galium tricornutum*.

La progressiva rarefazione di queste specie, che nelle flore storiche venivano date per comuni o frequenti, a partire dai primi anni dopo la seconda guerra mondiale, è riconducibile alla selezione delle sementi e alla riduzione di alcune colture, quali segale, avena e lino.

Altre invece, capaci di sviluppare strategie alternative di tipo C-R (competitive - pioniere) hanno potuto sopravvivere diventando talora invadenti (gruppo delle setarie). Esse, insieme alle apofite nitrofile e neofite, costituiscono ottimi bioindicatori di alterazione ambientale.



La Fig. 4 rappresenta l'ammontare delle antropocore (specie che devono la loro diffusione al concorso dell'uomo) in relazione della densità demografica per Km², dalla quale risulta che con una densità di 400 abitanti/Km² viene raggiunta la saturazione in

specie antropocore.

Fig 4 - Correlazione fra densità demografica [numero di abitanti/Kmq] e numero di antropocore nel Friuli - Venezia Giulia (da Poldini, 1991.)

Il rapporto fra l'intensità dell'antropizzazione e la frequenza delle specie antropocore (o antropofite) dipende anche dalla quantità di esse presenti nel territorio.

In altri termini il fenomeno è rappresentabile da una curva di accrescimento logistico nel quale i vincoli esterni dell'ambiente sono dati dalla sua capacità portante, in questo caso dall'estensione delle aree ruderalizzate e i vincoli interni dalla dimensione iniziale della popolazione antropofitica.

Le flore antropogene presentano altresì una concentrazione piuttosto elevata di specie a fotosintesi C4 che le rende capaci di fotosintetizzare in condizioni di intensa luminosità, di alte temperature e di stress idrico, quali sono appunto le caratteristiche dei biotopi ruderalizzati.

Questi ultimi possiedono suoli decapitati o denudati, primitivi con scarsa capacità di ritenzione idrica (neopedon). Le specie che li colonizzano sono pertanto esposte a stress idrici.

La Fig. 5 mostra le zone costiere e litoranee dell'Italia nord orientale (Friuli) che presentano percentuali più elevate di specie C4, rispetto a quelle montane. Ciò è dovuto sia all'intensa antropizzazione, ma anche alla presenza di vegetazioni alofile costiere con specie a ciclo di Hatch e Slack.

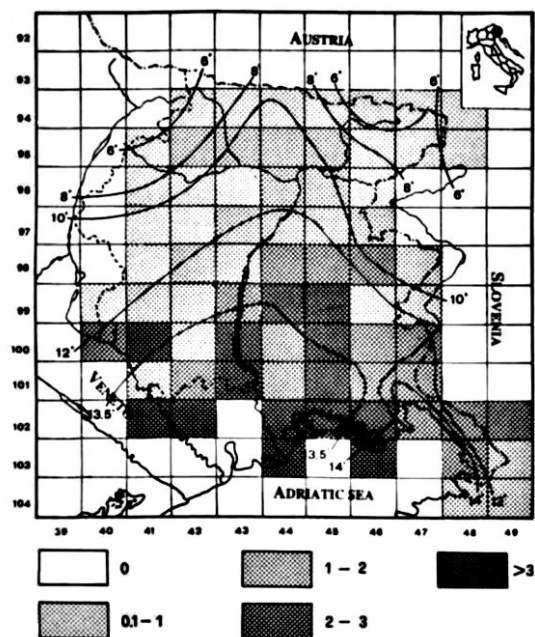


Fig. 5 – Classi di frequenza (percentuale) delle specie a metabolismo C4 sovrainposte alle isoterme (da Poldini *et al.*, 1999, modif.).

Qualora l'analisi del popolamento vegetale si concentri su antiche mura di città fortificate e di castelli si parlerà di "flora castrense", quale sottoinsieme della "flora urbana".

Le caratteristiche botaniche degli antichi manufatti possono essere ricondotti a due aspetti fondamentali: quello della lunga permanenza nella storia, siano essi appunto antiche chiese, monasteri, mura fortificate o castelli sottratti all'azione del disturbo da parte dell'uomo, e il loro relativo isolamento nel contesto territoriale, così da costituire degli habitat di tipo insulare (Brandes, 1996). Da queste due premesse deriva una serie di considerazioni sulla genesi della flora castrense.

Molte delle specie ancora presenti sulle vecchie mura ne rispecchiano l'antica storia.

Dallo studio della flora dei castelli e delle antiche mura possiamo immaginare quella che fu la flora degli antichi insediamenti, rispetto all'attuale.

Al popolamento vegetale degli antichi manufatti può essere applicato il modello biogeografico delle isole, elaborato attorno agli anni sessanta da due Autori statunitensi (Mc Arthur & Wilson, 1967) per spiegare la diversità delle faune insulari.

Anche negli antichi manufatti si notano spesso florule molto diverse l'una dall'altra.

È ipotizzabile che da un'iniziale equilibrio di specie non interattive, cioè che non entrano in concorrenza reciproca, si sia arrivati nel corso dei secoli ad un equilibrio fra specie concorrenziali. Restauri, diserbi, potrebbero far retrocedere il sistema verso equilibri più primitivi.

Questi due caratteri di permanenza e insularità sono i presupposti teorici e concettuali per un'analisi della flora e della vegetazione allo scopo di individuare lo status dei manufatti rispetto al loro popolamento biotico.

Certamente accanto a valenze naturalistiche da salvaguardare dovrà essere attentamente valutata l'attività deteriorogena esercitata dagli organismi vegetali, a partire dalla componente lichenica in grado di alterare le superfici litiche sia attraverso degradazione fisica che alterazione chimica. Particolarmente insidiosi sono i licheni endolitici, quelli cioè che riescono a trasportare lo strato algale all'interno

della roccia (Monte, 1991). Ma, come fa notare questo Autore, anche i muschi non sono da meno sottraendo allo strato litico gli ioni calcio, determinando così una sorta di “osteoporosi” dei monumenti. La loro presenza risulta per altro di certa pericolosità solamente in ambienti confinati, ipogei con elevata umidità relativa, temperatura costante, illuminazione artificiale (Monte, *cit.*).

Del resto, anche la vegetazione superiore arborea pone dei problemi alla conservazione dei monumenti, in quanto soprattutto le specie arboree autoctone e non, possono danneggiare con azione sia meccanica che chimica, mediante secrezione radicale, la stabilità dei manufatti. Da noi sono particolarmente insidiose specie quali: l’olmo, il bagolaro, il sambuco, il fico e, tra le esotiche, soprattutto l’ailanto.

Il patrimonio botanico dei castelli e delle vecchie mura in Italia non è stato ancora sottoposto ad un’analisi floristica sistematica.

Dalle ancora lacunose conoscenze in nostro possesso sulla flora castrense del Friuli si può inferire che esso consista in due gruppi diacronici: uno, molto antico costituito da relitti colturali, di origine medioevale, introdotti dai signori feudali forse in ottemperanza ai suggerimenti capitolati di Carlo Magno quali: *Matthiola incana* (Castello di Duino), *Erysimum cheiri* (Castello di Gorizia), *Centranthus ruber* (frequente su antichi manufatti, un po’ ovunque), *Capparis spinosa* var. *inermis* (Castello di Udine; Fornaciari, 1963), *Dianthus superbus* (Mura di Palmanova); specie trasferite, apofite, che dagli habitat originari hanno colonizzato habitat secondari (creati dall’uomo) quali antiche mura, soprattutto quando queste, edificate con materiali naturali, avevano caratteristiche simili all’habitat di origine.

Ricordiamo a questo proposito, il tipo di popolamento vegetale, eccezionalmente interessante, che cominciavamo a studiare sulle mura di Venzone (UD) prima del terremoto del 1976, con una concentrazione eccezionale di specie endemiche delle Alpi sud orientali, quali: *Athamantia turbith*, *Silene saxifraga*, *Festuca stenantha* (*Locus classicus!*), *Hieracium tehpropagon* / *gortanianum*.

Bibliografia

- BANFI E., GALASSO G., 1998. La flora spontanea della città di Milano alle soglie del terzo millennio e i suoi cambiamenti a partire dal 1700. *Memorie della Soc. Ital di Sci. Nat. e del Museo Civ. di Stor. di Milano*. 28 (1): 1-388.
- BRANDES D., 1996. Burgruinen als Habitatinseln. *Braunsch. Naturkd. Schr.*, 5(1): 125-163.
- CELESTI GRAPOW L., 1995. Atlante della flora di Roma. La distribuzione delle piante spontanee come indicatore ambientale. Comune di Roma, Ufficio tutela ed Ambiente. Università degli Studi di Roma, La Sapienza, Dipartimento di Biologia Vegetale. Argos Edizioni, Roma. 224 pp.
- CELESTI L., PIGNATTI S., 1990. La fitosociologia nello studio dell'ecosistema urbano. *Fitosociologia*, 25: 95-101.
- FORNACIARI G., 1963. Osservazioni sulla flora del Colle di Udine, *Boll. Biblioteca e Musei civ. e Bienn. Arte antica*, 2: 22.
- LANDOLT E., 2001. *Flora der Stadt Zürich (1984 - 1998)*. Birkhäuser Verlag. Basel. Boston. Berlin. 1421 pp.
- MC ARTHUR R.H. & WILSON E. O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ., 203 pp.
- MONTE M., 1991. La lichenologia applicata alla conservazione dei monumenti in pietra esposti all'aperto: problemi e prospettive. *Atti del Convegno "Le pietre nell'architettura: strutture e superfici"*, Bressanone, Libreria Progetto Ed. Padova, pp. 287-298.
- PERTOT M., POLDINI L., 1995. An example of cartography of biotopes in the city of Trieste (NE Italy). *Biol. Vestn.*, 40 (3-4): 137-144.
- PIGNATTI S., 1988. The relationships between natural vegetation and social system in the Mediterranean basin. In: Miyawaki A. *et al.* (eds.), *Vegetation ecology and creation of new environments*. Tokai University Press, Tokyo (1987), pp. 35-45.
- PIGNATTI S., 1991. La città come ecosistema. In Massari G. (ed.), *L'albero urbano - Roma*. Tomo ed., Roma, pp. 57 - 80.
- POLDINI L., 1990. Naturalness and artificiality. In Desmet G., Nassimbeni P., Belli M. (Eds.), *Transfer of radionuclids in natural and semi-natural environments*. Elsevier Applied Scienze - London and New York: 17-26.
- POLDINI L., 1991. Atlante corologico delle piante vascolari nel Friuli-Venezia Giulia. *Inventario floristico regionale*. Region. Auton. Friuli-Venezia Giulia - Direz. Reg. Foreste e Parchi, Univ. Studi Trieste - Dipart. Biol., Udine, pp. 900.
- POLDINI L., 1992. Environmental alteration and allergophytes. *Aerobiologia*, 8(1): 127-132, Parma.
- POLDINI L., COMIN S., 2004. Struttura urbanistica e neofitizzazione: un esempio dall'area metropolitana di Trieste. In: Caneva G. a cura di, *Società Italiana di*

- Fitosociologia, 40° congresso. Le comunità vegetali negli ecosistemi urbani e nelle aree archeologiche: problematiche ed applicazioni. Roma, 19-21 febbraio, 2004.
- POLDINI L., MARTINI F. GANIS P., VIDALI M., 1991. Floristic databanks and the phytogeographic analysis of a territory. An example concerning northeastern Italy. In: Nimis P.L. & Crovello T.J. (ed.), *Quantitative Approaches to Phytogeography, Tasks for Vegetation Science*, 24: 159-181, Kluwer Academic Publishes, The Hague - Boston - London.
- POLDINI L., VIDALI M., ORIOLO G., 1999. Chorological atlas of Friuli-Venezia Giulia, NE Italy: a territorial information system. *Acta Botanica Fennica*, 162: 75-78.
- SUKOPP H., 1966. Verluste der Berliner Flora während der letzten hundert Jahre. *Sitzungsber. Ger. Naturf. Freunde Berlin, N F*, 6: 126-136.
- SUKOPP H., 1987. Stadtökologische Forschung und deren Anwendung in Europa. *Düsseld. Geobot. Kolloquien*, 4: 1-28.
- SUKOPP H., AUHAGEN A., BENNERT W., BÖCKER R., HENNING U., KUNICK W., KUTSCHKAU H., SCHNEIDER C., SCHOLZ H., ZIMMERMAN F., 1981. Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen von Berlin (West). Landesbeauftragt. f. Natursch., u. Landschaftspfl. Berlin
- THELLUNG A., 1918-19. Zur Terminologie der Adventiv- und Ruderalfloristik. *Allg. Bot. Zeitschr.* 24/25: 36-42.
- VIEGI L., RENZONI G.C., GARBARI F., 1974. Flora esotica d'Italia. *Lav. Soc. It. Biogeografia*, n. s. 4: 125-220.