



Provincia
di Milano



PARCO
AGRICOLO
SUD
MILANO



fondazione
cariplo

**REDAZIONE DI LINEE GUIDA PER LA GESTIONE DI SPECIE VEGETALI
ALLOCTONE ALL'INTERNO DEL PARCO AGRICOLO SUD MILANO**



**a cura di Franco Zavagno
dicembre 2009**

Relazione prodotta nell'ambito del progetto

**“Biodiversità, la chiave per il futuro dell'area metropolitana”
Interventi di rinaturazione e sensibilizzazione nelle aree naturalistiche
del Parco Agricolo Sud Milano**

Bando “Tutelare e valorizzare la biodiversità”, Fondazione Cariplo 2008

Autore: Franco Zavagno

Responsabile del Progetto: Massimo Soldarini, LIPU Onlus

Coordinatrice del Progetto: Elena Rossini, LIPU Onlus

Direzione scientifica del Progetto: Claudio Celada, LIPU Onlus

INDICE

	pag.
PREMESSA	3
INFORMAZIONI DI BASE	4
<i>PRUNUS SEROTINA</i> E LE FORMAZIONI FORESTALI DA ESSO IMPRONTATE	12
IL BOSCO DI RIAZZOLO E LA PRESENZA DI <i>PRUNUS SEROTINA</i>	17
ASPETTI GESTIONALI GENERALI	20
LA GESTIONE DI <i>PRUNUS SEROTINA</i> NEL BOSCO DI RIAZZOLO	23
IPOTESI PER UN PROTOCOLLO DI GESTIONE DI <i>PRUNUS SEROTINA</i>	25
RIFLESSIONI SULL'APPROCCIO ALL'INTERAZIONE CON LE SPECIE ESOTICHE	30
BIBLIOGRAFIA	32

PREMESSA

Il presente lavoro, attraverso fasi tra loro sincroniche o consequenziali (vedi la sintesi illustrata in figura 1), ha come obiettivo la formulazione di ipotesi gestionali riguardo *Prunus serotina*, specie arborea di origine nordamericana che oggi impronta molte formazioni boschive nella media e alta pianura lombarda. In particolare, si fa specifico riferimento a un'area situata all'interno del Bosco di Riazzolo (ovest milanese, tra gli abitati di Albairate e Cisliano) in cui, di recente, sono stati effettuati interventi selettivi di taglio volti a contenere la presenza della specie in oggetto. Gli elementi su cui focalizzare l'attenzione sono principalmente: biologia ed ecologia di *Prunus serotina*, diffusione della specie e caratteristiche delle cenosi boschive nell'area di studio, modalità di gestione dei popolamenti di ciliegio tardivo, risultati e impatti correlati alle differenti tipologie di intervento.

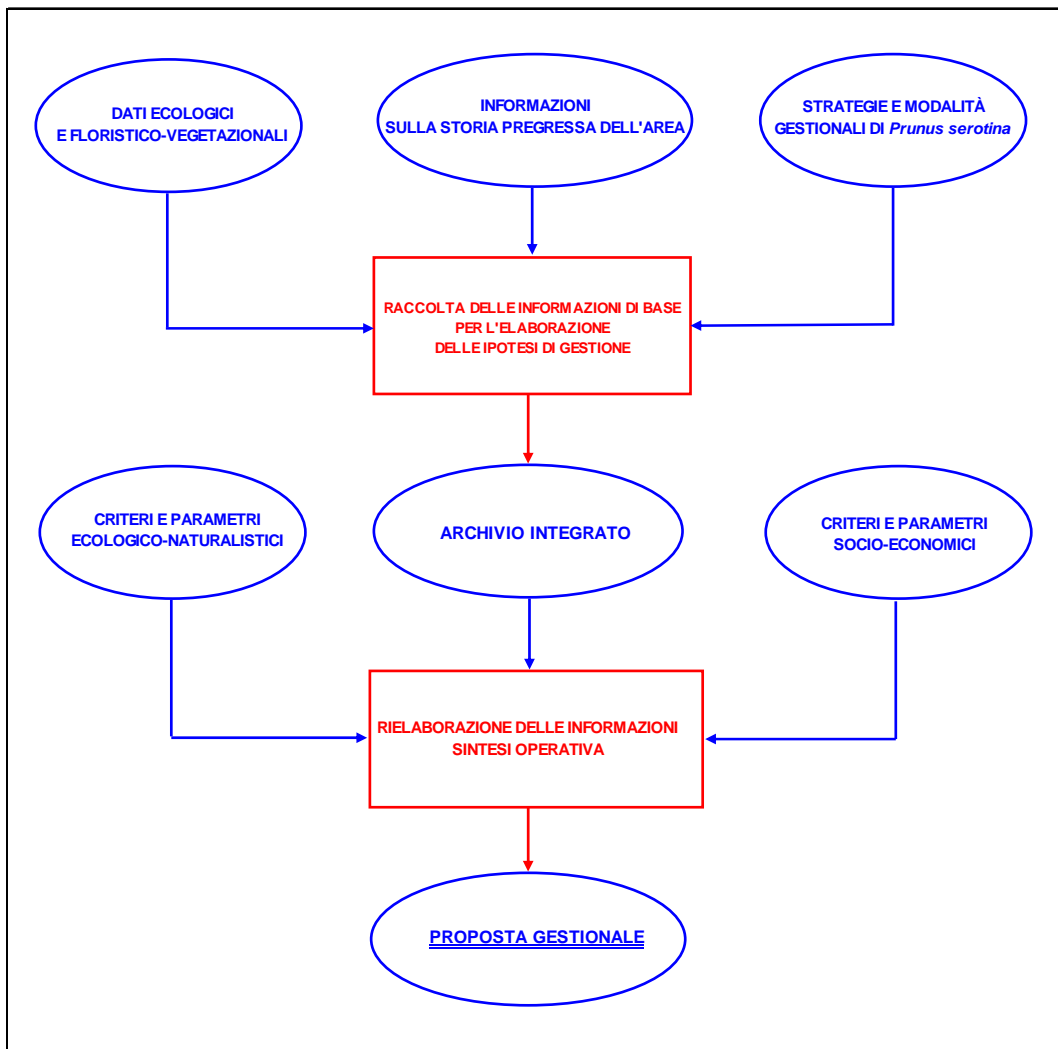


Figura 1 - Diagramma di flusso del lavoro

INFORMAZIONI DI BASE

Areale originario ed ecologia

Il ciliegio tardivo (*Prunus serotina*) ha una distribuzione originaria assai ampia, sia in senso latitudinale che longitudinale: cresce infatti dalla Nuova Scozia e dal Quebec, a nord, sino al Messico e al Guatemala a sud e, in direzione est-ovest, dalle coste atlantiche sino all'Arizona e alla costa del Pacifico. L'areale principale è comunque rappresentato dal Canada e dagli Stati Uniti centro-orientali (vedi figura 2), dove è presente con una sottospecie (ssp. *capuli*) e 4 varietà (var. *eximia*, var. *rufula*, var. *serotina*, la più diffusa in assoluto, e var. *virens*).

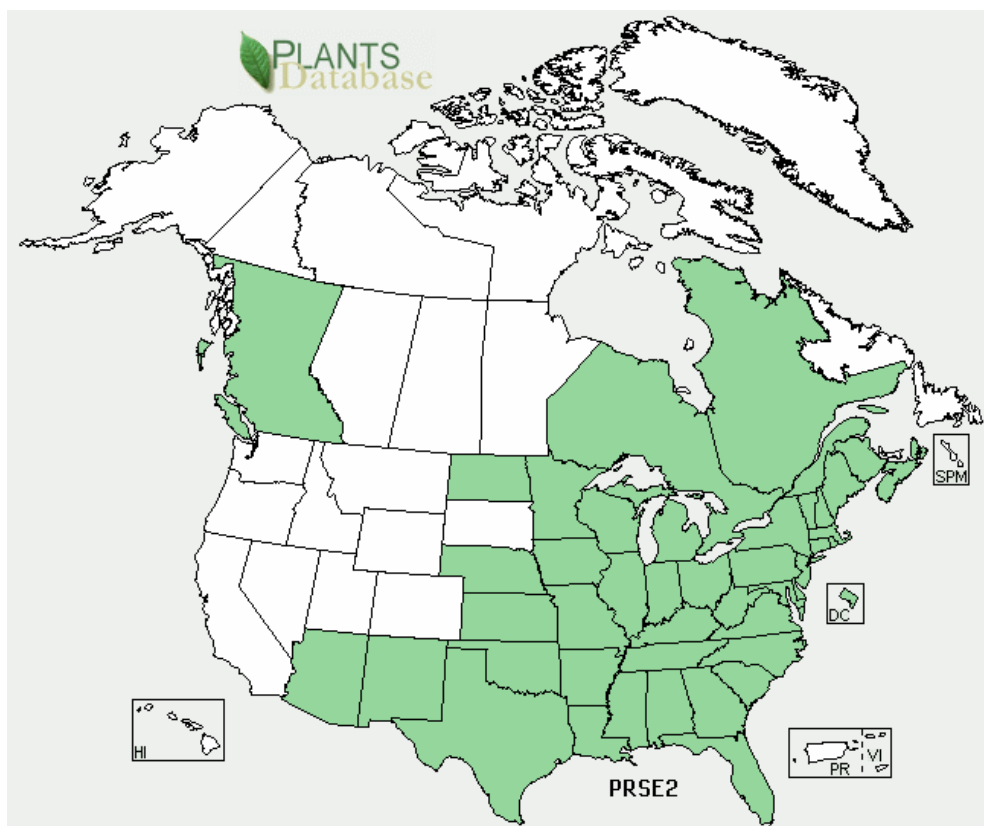


Figura 2 – Areale originario di *Prunus serotina* nel Nordamerica

Ne deriva una notevole varietà di condizioni climatiche: nel cuore dell'areale nordamericano (Monti Allegheny, stati di New York e Pennsylvania) il clima è fresco e umido, con precipitazioni medie annue di 1.000-1.150 mm, ben distribuite nell'arco dell'anno. Le precipitazioni estive vanno da 500 a 600 mm e la stagione di crescita ha una durata di 120-160 giorni all'anno; per quanto riguarda le precipitazioni nevose, si registrano valori compresi tra 90 e 200 cm, con una durata della copertura

nevosa di 45-90 giorni. L'evapo-traspirazione media annua va da 400 a 700 mm, la media annua di surplus idrico da 100 a 600 mm. Le temperature medie di gennaio (il più freddo dell'anno) vanno, per i valori massimi, da 1 a 6 °C, le minime da -6 a - 11 °C; quelle di luglio (mese più caldo) da 27 a 29 °C per i massimi, da 11 a 16 °C per le minime.

Nel settore orientale dell'areale, che coincide con il massimo di presenza, il ciliegio tardivo cresce altrettanto bene su un'ampia varietà di suoli, purchè tendenzialmente freschi e umidi. In Canada si rinviene vicino alle coste e sui Monti Appalachi giunge sino a circa 1.500 m di quota, le condizioni ottimali si riscontrano sull'altopiano sommitale dei Monti Allegheny, ad altitudini comprese tra 300 e 800 m s.l.m.

La specie tollera condizioni molto differenti di drenaggio: si sviluppa infatti sia su suoli ben drenati che soggetti a ristagno idrico, mostra però un rapido calo della produttività all'aumentare del grado di ritenzione idrica del suolo (in particolare, il ciliegio non sopporta la sommersione). Nonostante questa grande varietà di condizioni, la maggior parte dei suoli più favorevoli alla presenza di *Prunus serotina* sono marcatamente acidi, a fertilità ridotta, e con un'abbondante frazione ciottoloso-ghiaiosa.

L'apparato radicale del ciliegio tardivo si sviluppa prevalentemente in superficie e scarsamente in profondità, anche su suoli ben drenati. La maggior parte delle radici occupano i primi 60 cm di suolo o anche meno, occasionalmente alcune si estendono sino a 90-120 cm di profondità; nei terreni umidi, la tendenza a sviluppare radici superficiali è ancora più pronunciata. A causa della maggiore crescita iniziale rispetto alle altre specie arboree, nei boschi misti il ciliegio tardivo è vulnerabile ai colpi di vento, soprattutto quando cresce su suoli a scarso drenaggio.

Negli Stati Uniti orientali il ciliegio tardivo è un componente di molti tipi forestali: esso è però, principalmente, una specie tipica delle formazioni miste di latifoglie a legno duro delle regioni settentrionali e si rinviene comunemente nella copertura arborea di molte di queste comunità. I boschi con *Prunus serotina* dominante o co-dominante sono riconosciuti come un tipo ben caratterizzato: formazioni ad aceri (*Acer spp.*) e ciliegio nero (Type 28, Society of American Foresters), distribuito lungo la catena dei Monti Allegheny negli stati di New York, Pennsylvania, Maryland e West Virginia. Il ciliegio tardivo si rinviene anche come componente minore del bosco di *Pinus* e *Tsuga* e di altre formazioni a legno duro nel settore settentrionale dell'areale, così come nei boschi montani di querce delle regioni centrali.

Tra gli arbusti e gli alberi di piccola taglia che si associano frequentemente a *Prunus serotina* troviamo *Acer pennsylvanicum*, *Prunus pensylvanica*, *Ostrya virginiana*, *Carpinus caroliniana* e *Amelanchier arborea*. Altri arbusti comuni nelle formazioni con *Prunus serotina* sono *Hamamelis*

virginiana e *Viburnum alnifolium* mentre, tra le specie erbacee, si annoverano felci (es. *Dennstaedtia punctilobula*, *Thelypteris noveboracensis*), graminacee (es. *Brachelytrum erectum*), viole (*Viola spp.*) e lycopodi (*Lycopodium spp.*) che spesso improntano la fisionomia del sottobosco.

Biologia

A differenza del ciliegio comune (*Prunus avium*), che fiorisce prima dello sviluppo delle foglie, la fioritura di *Prunus serotina* è più tardiva: a latitudini comprese tra 41 e 42° N (New York e Pennsylvania), ha inizio solitamente tra il 15 e il 20 di maggio, nel resto dell'areale l'epoca di fioritura varia in funzione della latitudine (dalla fine di marzo, in Texas, all'inizio di giugno nel Quebec in Canada).

I fiori sono bianchi e riuniti in racemi penduli (grappoli, vedi foto 1), a impollinazione entomogama; diverse specie di mosche e di api, inclusa *Apis mellifera*, fungono da impollinatori e frequentano i fiori per il polline e il nettare. È stata osservata l'autoimpollinazione, ma non dà origine a semi fertili. I geli tardivi primaverili danneggiano i fiori prima dell'antesi e causano, occasionalmente, la caduta dei frutti prima che giungano a maturazione; in alcune annate la caduta prematura dei frutti può essere notevole.



Foto 1 – Infiorescenze di *Prunus serotina* (foto A. Viganò)

I frutti sono drupe monosperme, di circa 10 mm di diametro, neri a maturità (vedi foto 2). La produzione di frutti inizia verso i 10 anni di età (sia per le piante nate da seme che per i ricacci vegetativi) e continua sino a circa 180 anni; il periodo di massima produzione, nell'ambito di formazioni naturali, va dai 30 ai 100 anni di età delle piante. La produzione di frutti avviene

normalmente tutti gli anni, con picchi di produttività a intervalli di 2-5 anni. Sui Monti Allegheny la maturazione dei frutti e la dispersione dei semi ha luogo tra la metà di agosto e quella di settembre, secondo una sequenza cronologica che procede da sud verso nord, mentre nel sud degli Stati Uniti i frutti maturano a giugno inoltrato e cadono entro la prima metà di luglio. La maturazione è differenziata, nel tempo, persino all'interno dello stesso popolamento, con differenze anche di 3 settimane tra individui arborei diversi.



Foto 2 – Frutti di *Prunus serotina*
(foto A. Viganò)

Il numero di semi varia da circa 7.000/Kg a 18.000/Kg, con una media di 10.500/Kg; il peso dei semi varia infatti in relazione alle zone geografiche e bioclimatiche, con semi più grandi e pesanti nel nord-ovest dell'areale e semi più piccoli e leggeri nel sud e nell'est. La maggior parte dei semi rimane nelle vicinanze della pianta madre, dove cadono i frutti (si formano dei caratteristici “cerchi” di plantule sotto le chiome delle piante madri); la potenzialità riproduttiva dipende dal numero e dalla distribuzione (densità) di piante mature nella volta del bosco.

Gli uccelli contribuiscono, in misura apprezzabile, alla dispersione dei semi tramite le feci e le borre; anche mammiferi onnivori, come volpi e orsi, partecipano alla diffusione dei semi. La distribuzione di uccelli e di mammiferi spesso induce una sorprendente quantità di plantule in aree prive di individui maturi (piante madri).

I semi del ciliegio tardivo necessitano di un periodo di post-maturazione per poter germinare; in condizioni naturali ciò avviene, durante l'inverno, nella lettiera del bosco. I semi germinano normalmente entro i 3 anni successivi alla caduta e, poiché la produzione è abbondante e la germinazione ritardata, spesso una notevole quantità resta immagazzinata nella banca-semi del suolo, svincolando la rigenerazione naturale dalla dipendenza dalla produzione dell'anno. Contrariamente a quanto alcuni credono, la germinazione non dipende dalla rottura dei tegumenti a opera dal gelo, o dalla decomposizione operata dagli organismi del suolo o dalla digestione da parte degli uccelli. La germinazione è ipogea, pertanto i cotiledoni rimangono sotto la superficie del suolo.

Condizioni favorevoli alla germinazione sono rappresentate dall'esistenza di una lettiera umida e dall'interramento dei semi a una profondità di alcuni centimetri. Anche l'ombreggiamento aumenta la germinabilità garantendo il mantenimento di un'umidità costante (la percentuale di germinazione è massima sotto copertura arborea del 60% o più, diminuisce a densità inferiori ed è minima in pieno sole). Per contro, pochi semi germinano su suoli in cui è stato rimosso l'orizzonte organico o che sono stati compattati da lavorazioni meccaniche.

In seguito, in situazioni di marcato ombreggiamento, molte piante sopravvivono sino a 3-4 anni di età, ma poche crescono più di 12-15 cm in altezza o sopravvivono per più di 5 anni (con una crescita media di meno di 3 cm/anno, fino a che muoiono per mancanza di luce). Tuttavia, quelle che muoiono vengono rapidamente rimpiazzate da nuove piantine, così che il sottobosco presenta sempre una discreta densità di plantule di ciliegio. Dove la densità della volta è ridotta (tagli, radure) le plantule sopravvivono più a lungo e crescono maggiormente in altezza, in risposta alla maggiore intensità luminosa. Infatti, sebbene la percentuale di germinazione risulti più elevata in condizioni di forte ombreggiamento, le piante ormai affermate crescono assai meglio in piena luce. In spazi aperti, le giovani piante di ciliegio si sviluppano più velocemente delle specie a esso associate (la crescita media è di circa 45 cm/anno, con valori massimi di 90 cm o più), conferendogli un'elevata capacità di competizione.

In aree colonizzate contemporaneamente da specie diverse *Prunus serotina* sovrasta rapidamente le specie sciafile, per effetto della maggiore velocità di crescita iniziale, mentre, in condizioni di parziale ombreggiamento, lo sviluppo in altezza del ciliegio si dimostra spesso inferiore a quella delle specie sciafile associate.

Dopo il taglio il ciliegio tardivo ricaccia prontamente dalle ceppaie e i polloni crescono rapidamente, specialmente in condizioni di pieno sole; i polloni tendono a essere meno vigorosi e ad avere un portamento nel complesso meno equilibrato delle piante nate da seme, ma crescono più

velocemente di queste nel corso dei primi 20-30 anni di vita. Anche ceppaie molto vecchie sono talvolta in grado di produrre nuovi polloni: al riguardo si cita il caso di un esemplare di 258 anni di età, con tronco di 122 cm di diametro, che ha ricacciato dopo il taglio. La massima capacità pollonante si riscontra, comunque, in individui di età inferiore a 40-50 anni. Piante dominate, anche di dimensioni ridotte, che sono state rilasciate ma danneggiate o rotte nel corso delle operazioni colturali, producono ricacci vigorosi dal colletto radicale.

Il ciliegio tardivo è invece vulnerabile alle avversità atmosferiche (venti, tempeste) e, ancor di più, agli incendi: anche gli esemplari di grandi dimensioni vengono uccisi dal fuoco, ma la maggior parte di questi successivamente ricaccia, a meno che non si raggiungano temperature troppo elevate.

Crescita e competizione

Il ciliegio tardivo cresce molto rapidamente negli stadi iniziali e supera le specie a esso comunemente associate, come l'acero da zucchero (*Acer saccharum*) e il faggio (*Fagus grandifolia*); ne deriva che popolamenti misti coetanei possono evidenziare una struttura verticale nettamente stratificata e un'apprezzabile diversità nei valori diametrici degli individui arborei. Il ciliegio tardivo mantiene il suo vantaggio nella crescita per 60-80 anni (l'accrescimento diametrico medio si aggira intorno a 0,5-0,6 cm/anno), da qui in avanti essenze co-dominanti come l'acero rosso (*Acer rubrum*) cominciano a mostrare accrescimenti diametrici pari o superiori al ciliegio. Tra 80 e 100 anni di età, la crescita del ciliegio rallenta e la mortalità aumenta rapidamente, pertanto l'importanza della specie va declinando progressivamente. *Prunus serotina* è considerato, infatti, una specie poco tollerante l'ombreggiamento: sebbene le plantule siano comuni nel sottobosco di aree non soggette a taglio e sopravvivano sino a 3-5 anni di età, esse non raggiungono però l'età adulta e lo sviluppo è penalizzato se non si riduce la densità della copertura arborea soprastante.

L'esigenza di spazio del ciliegio tardivo è, peraltro, considerevolmente inferiore rispetto alle specie a esso normalmente associate: pertanto, le parcelle contraddistinte da un'alta presenza di ciliegio mostrano valori più elevati dell'area basale (superficie occupata dalla base dei tronchi) e del volume legnoso per unità di superficie. Per esempio, in un'area in cui il diametro medio dei tronchi è di 25 cm, l'area basale è di circa 32 m²/ha, con una presenza del ciliegio pari al 20%, di 42 m²/ha se la percentuale di *Prunus* sale all'80%.

Patologie e ruolo trofico

I più importanti insetti defogliatori del ciliegio tardivo sono i lepidotteri *Malacosoma americanum* e *Hydria prunivorata*; le infestazioni causate da queste due specie possono risultare occasionalmente gravi, con riduzione del tasso di accrescimento e mortalità se episodi acuti si ripetono per più anni di seguito.

La malattia più comune è invece la maculatura fogliare del ciliegio, causata da *Coccomyces lutescens*: le giovani piante vengono indebolite o uccise da questa malattia e attacchi ripetuti hanno effetti anche sugli alberi di maggiori dimensioni. Comuni sono anche le infezioni causate dal fungo *Apiosporina morbosa*, che induce un anomalo ingrossamento del fusto sul quale si formano caratteristiche rughe nere, allungate in senso longitudinale. I rami piccoli seccano precocemente (solitamente entro un anno dall'inizio dell'infezione), mentre grossi rigonfiamenti cancerosi, di 30 cm o più di lunghezza, compaiono sui tronchi degli alberi più grandi. Tra i numerosi funghi basidiomiceti che causano marciume delle radici e degli apici vegetativi vi sono *Armillaria mellea* (il comune "chiodino"), *Coniophora cerebella*, *Polyporus berkeleyi* e *Tyromyces spraguei*.

Alcune piante erbacee interferiscono con il rinnovo di *Prunus serotina* mediante l'azione di meccanismi allelopatici. *Aster umbellatus*, *Solidago rugosa*, *Pteridium aquilinum* (la felce aquilina, comune anche in Italia) e la graminacea *Danthonia compressa* rilasciano sostanze chimiche, dalle foglie o dalle radici, che possono inibire la crescita e lo sviluppo del ciliegio. Le felci e le graminacee possono altresì interferire con la rigenerazione del ciliegio, attraverso un complesso di meccanismi che coinvolgono la luce e il ciclo dell'azoto.

I frutti del ciliegio tardivo sono un'importante fonte di cibo per molte specie di uccelli, incluse quelle di grande taglia come i tacchini selvatici, oltre che per numerosi mammiferi quali cervi, scoiattoli e altri piccoli roditori. Foglie, rami e corteccia contengono acido cianidrico, che viene rilasciato durante il processo di appassimento del fogliame; il bestiame domestico, che talvolta se ne nutre, può ammalarsi di conseguenza, anche gravemente. I cervi, per contro, si nutrono di foglie verdi senza subire danni.

I porcospini recidono i fusti delle giovani piante e, talvolta, si nutrono anche della corteccia di *Prunus serotina*, favorendo così l'attacco da parte di funghi; un impatto analogo hanno topi e talpe. Cervi, conigli e lepri si nutrono delle giovani piante di *Prunus*: in alcune zone della Pennsylvania il pascolo dei cervi rappresenta il problema più serio per il rinnovo del ciliegio tardivo. Gli stadi giovanili vengono talvolta completamente eliminati dal pascolo e la composizione del bosco si modifica, conseguentemente, a favore di specie meno appetibili come il faggio (*Fagus grandifolia*) e l'acero della

Pennsylvania (*Acer pennsylvanicum*). In aree ad alta densità di cervi il successo riproduttivo del ciliegio tardivo può essere assicurato solo dal numero, dove le giovani piante sono così abbondanti che i cervi non riescono a eliminarle completamente prima che raggiungano dimensioni sufficienti a consentirne la sopravvivenza.

In tabella 1 viene riportata una sintesi relativa al valore trofico e di riparo di *Prunus serotina*.

Tabella 1 - Valore di *Prunus serotina* in relazione alla componente faunistica
(da Yarrow, G.K., and D.T. Yarrow (1999) - *Managing wildlife*. Sweet Water Press, Birmingham)

	Mammiferi di grande taglia		Mammiferi di piccola taglia		Uccelli acquatici		Uccelli terrestri	
<u>funzione</u>	cibo	riparo	cibo	riparo	cibo	riparo	cibo	riparo
<u>importanza</u>	poco significativa	non significativa	apprezzabile	non significativa	poco significativa	non significativa	apprezzabile	non significativa

Diffusione di *Prunus serotina* e impatti sul sottobosco

Il calcolo del rapporto “costi-benefici” delle strategie di controllo delle specie invasive più largamente diffuse e abbondanti non può prescindere da un’analisi rigorosa dei modelli d’invasione e degli effetti sulla biodiversità locale. Questo è il caso di *Prunus serotina* nelle Fiandre (Belgio), oggetto di uno studio specifico i cui obiettivi principali erano determinare la suscettibilità delle aree forestali all’invasione del ciliegio tardivo e i conseguenti effetti sulle comunità di sottobosco.

Prunus serotina compare più frequentemente in aree di proprietà privata, in boschi giovani, su suoli a tessitura grossolana e tendenzialmente asciutti; la combinazione di questi fattori ha permesso di predire correttamente la presenza/assenza di *Prunus serotina* nel 70% dei casi analizzati. Meno facile è risultato prevedere la densità del ciliegio tardivo nell’ambito dei popolamenti individuati.

Gli effetti sulla ricchezza del sottobosco sono stati analizzati comparando il numero di specie e la media dei valori degli indici ecologici di Ellenberg tra coppie di aree di studio, tra loro differenti solo per la presenza di *Prunus*, o meno, nello strato arbustivo. Si è riscontrata una riduzione apprezzabile della ricchezza floristica, a seguito della diffusione del ciliegio tardivo, solo sui suoli più umidi, mentre modificazioni nella composizione del sottobosco sono state rilevate sui suoli più asciutti.

Comunque, si tratta di aspetti che richiedono approfondimenti e ulteriori ricerche, necessarie, in particolare, per verificare se gli effetti negativi sul sottobosco siano dovuti alla sola presenza di specie esotiche (competizione esclusiva) o alle variazioni di densità degli strati arboreo e arbustivo.

PRUNUS SEROTINA E LE NEOFORMAZIONI FORESTALI DA ESSO IMPRONTATE

Prunus serotina

Specie nordamericana introdotta in Europa nell'Ottocento, si è dimostrata una dominante fortemente competitiva e forma fitti boschi con strato arboreo monospecifico e strati arbustivo ed erbaceo impoveriti. Le foglie danno origine a una lettiera che non ha decompositori specifici e che tende quindi ad accumularsi. E' una specie a diffusione "ornitocora": il frutto è infatti appetito dagli uccelli che ne sono i principali diffusori. *Prunus serotina* tende, localmente, a sostituire *Robinia pseudacacia*, rispetto alla quale dà luogo a popolamenti arborei di scarso pregio (numerosi fusti piegati e contorti, scarsa qualità del legno). Nelle aree di nuova diffusione le formazioni a dominanza di *Prunus serotina* evidenziano povertà floristica, con riduzione e scarsa differenziazione degli strati arbustivo ed erbaceo.

Prunus serotina, secondo Curtis e McHintosh (1951) e, in seguito, Bray e Curtis (1957), contraddistingue, nelle zone d'origine, stadi serali precoci della successione e si può quindi ipotizzare che, come per la robinia, se non sottoposto a ceduzione venga progressivamente sostituito da specie tipiche di stadi più prossimi al climax (vedi figura 3). Va altresì evidenziato il ruolo trofico di *Prunus serotina*, i cui frutti sono particolarmente appetiti dall'avifauna.

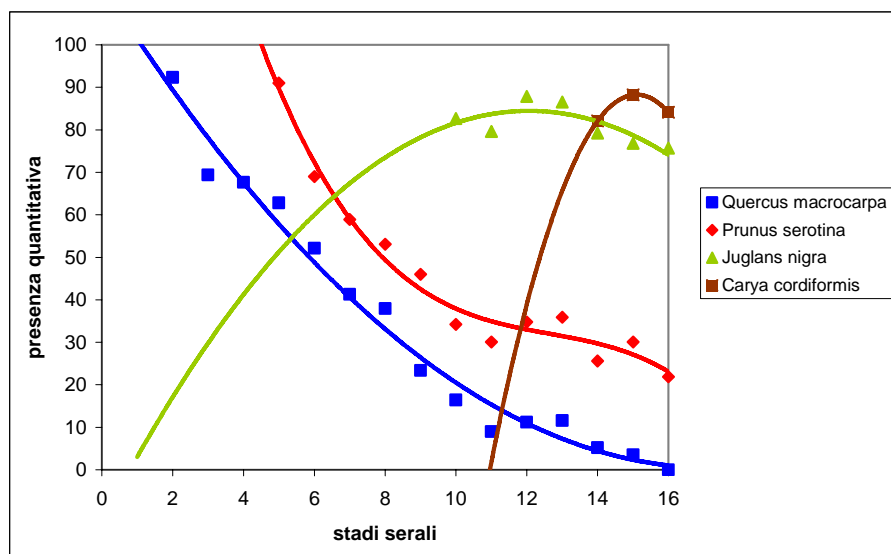


Figura 3 – Viene illustrato il grado di affermazione di 4 differenti specie arboree lungo il gradiente (16 stadi serali) di una successione tipica delle regioni nord-orientali degli Stati Uniti: è evidente come *Prunus serotina* contraddistingue soprattutto le fasi iniziali della serie dinamica.

In Italia la specie venne introdotta nel 1922 nella Brughiera di Gallarate (Sartori, 1985), da cui si è successivamente e rapidamente diffusa nelle zone limitrofe, soprattutto nella zona pianiziale e lungo il corso del Ticino. Attualmente ha raggiunto la riva orientale dell'Adda, verso est, a ovest la Val Sessera (tra Vercelli e Biella), a nord il Canton Ticino (Locarno) e la Val d'Ossola, a sud la linea Vigevano-Morimondo; è tuttora in attiva fase di espansione.

Le caratteristiche bioclimatiche della media e alta pianura padana sono simili a quelle che si riscontrano nelle regioni orientali del Nordamerica, dove *Prunus serotina* ha la sua massima diffusione; questo spiega efficacemente la progressione registrata dalla specie, che ha dimostrato da noi una notevole potenzialità. L'ampia distribuzione originaria, sia in senso longitudinale che latitudinale, nonché le esigenze edafiche relativamente ridotte, elementi che ne sottolineano il ruolo pioniero nell'ambito della serie dinamica, ne fanno peraltro una specie opportunista in grado di affermarsi rapidamente in situazioni anche molto diverse.

È verosimile, pertanto, ritenere che il ruolo dinamico del ciliegio tardivo non debba modificarsi nei territori di nuova acquisizione, cosa che ridurrebbe sensibilmente il livello di allarme legato alla sua presenza. Il tempo, ancora breve, trascorso dal momento della sua introduzione e le modalità gestionali di gran parte delle aree colonizzate (boschi cedui con turni di taglio solitamente brevi, che favoriscono l'affermazione del *Prunus*) hanno, per ora, consentito di evidenziare solo parzialmente le fasi di transizione verso forme di bosco più maturo, in cui il ciliegio tende a regredire.

Le formazioni forestali improntate da *Prunus serotina*

In Lombardia *Prunus serotina* tende a formare boschi puri e/o in consociazione con *Robinia pseudoacacia* (in questo caso la robinia tende a formare lo strato arboreo dominante, vedi foto 3 e 4), su suoli spesso ricchi di scheletro e con scarsa frazione organica. Si tratta per lo più di formazioni pioniere, che si insediano ad esempio su coltivi abbandonati dove rappresentano uno degli stadi serali iniziali della successione secondaria, o in aree disboscate (es. soggette a ceduzione periodica) dove l'affermazione del ciliegio tardivo (così come della robinia) viene favorita dall'apertura di varchi nella volta arborea (sono specie eliofile) e dalla forte competitività. Il taglio induce infatti lo sviluppo di numerosi ricacci dalle ceppaie rimaste, con tassi di crescita assai elevati (facilmente 2-3 m nel corso del primo anno successivo al taglio stesso); si forma così un denso strato arbustivo e l'ombreggiamento che ne deriva tende ad escludere o ostacolare la crescita di altre essenze.

Con il progredire della successione *Prunus serotina* si afferma anche nello strato arboreo (giunge mediamente sino a 15-20 m di altezza) e, a maturità, fiorisce e fruttifica abbondantemente; questo stadio risulta spesso caratterizzato dalla notevole abbondanza della specie in tutti gli strati.



Foto 3 (F. Zavagno)

Boschi a *Robinia pseudoacacia* (strato dominante) e *Prunus serotina* (strato dominato)



Foto 4 (F. Zavagno)

La copertura arborea e arbustiva è elevata (vedi foto 5), la luminosità al suolo ridotta e nello strato erbaceo prevalgono le plantule di *Prunus* che giungono talvolta a formare un fitto tappeto monospecifico (vedi foto 6). Tale situazione è ben illustrata in tabella 2, in cui vengono riassunti i dati relativi a 9 rilievi fitosociologici effettuati nell'alta pianura milanese (Zavagno e Zanchi, 2008-2009) nell'ambito di cenosi boschive a dominanza di *Prunus serotina* e/o di *Robinia pseudoacacia*.

Va però evidenziato come, nonostante ciò, permangano diverse specie proprie del sottobosco delle formazioni forestali planiziali, sia tra la componente arbustiva (es. *Crataegus monogyna*, *Evonymus europaeus*) che tra quella erbacea (es. *Anemone nemorosa*, *Convallaria majalis*,

Polygonatum multiflorum), con valori di copertura anche elevati. L'affermazione massiva di *Prunus serotina* non sembra quindi escludere la presenza, nel sottobosco, di elementi tipicamente nemorali, presumibilmente penalizzati dalle eventuali condizioni di degrado delle aree piuttosto che dalla composizione degli strati di vegetazione sovrastanti.

Inoltre, occorre sottolineare come l'abbondante presenza di plantule di *Prunus* nello strato erbaceo non rappresenti, di per sé, un indice di potenzialità future per la specie, come già evidenziato in precedenza (infatti, in condizioni di marcato ombreggiamento, la quasi totalità delle piante viene eliminata entro i primi anni di vita).

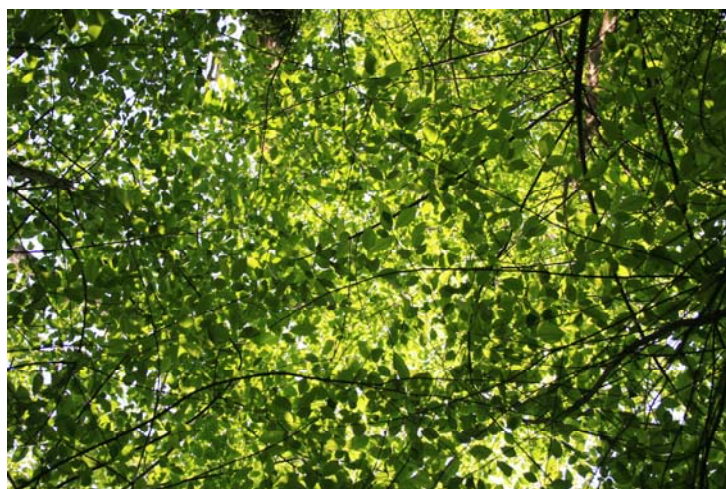


Foto 5 (F. Zavagno)

La volta del bosco di una formazione a dominanza di *Prunus serotina*



Foto 6 (F. Zavagno)

Lo strato erbaceo nel sottobosco di un pruneto (prevalgono gli stadi giovanili di *Prunus serotina*)

Occorre pertanto riconsiderare il ruolo di *Prunus serotina*, in relazione agli aspetti floristici oltre che strutturali delle cenosi da esso improntate; altri motivi d'attenzione riguardano il ruolo dinamico della specie nell'ambito della successione (come evidenziato in precedenza) e la sua valenza trofica.

Tabella 2

Rilievo	1	3	7	9	10	13	14	15	16	frequenza
Superficie (mq)	196	196	196	196	196	196	196	196	196	
STRATO ARBOREO										
Prunus serotina	5	4	4	4	4	4	4	4	4	9
Robinia pseudoacacia	2	2	4	3	2	3	2	2	2	9
Quercus robur						1				1
STRATO ARBUSTIVO										
Prunus serotina	1	2	3	4	4	2	2	2	3	9
Sambucus nigra	1	1	+	1	1	1	1		1	7
Corylus avellana			1	1			+			4
Rubus ulmifolius	1	1	+		1					4
Prunus avium				+		+		+	+	4
Robinia pseudoacacia			+			+		+	1	4
Crataegus monogyna				1	1	1				3
Quercus robur			+				+	+		3
Euonymus europaeus		1		1						2
Humulus lupulus							1	+		2
Celtis australis						+	+			2
Acer pseudoplatanus									+	1
Hedera helix									+	1
Mahonia aquifolium						+				1
Quercus rubra									+	1
STRATO ERBACEO										
Prunus serotina	1	2	1	1	2	1	1	+	+	9
Polygonatum multiflorum	1	+	+	1	1	2	1	+	1	9
Rubus ulmifolius	1	1	1	1	1		+	+	1	8
Quercus robur			+	r		+	+	+	+	7
Alliaria petiolata	1		+	+		+	1		1	6
Euonymus europaeus		+		1		1	1	+	+	6
Poa trivialis	1	1	+	+	+	1				6
Chelidonium majus	1	2				+	1		+	5
Convallaria majalis			1	1			+	2	2	5
Stellaria media	3	+				1	1		+	5
Vinca minor	2		+	2				1	1	5
Allium vineale	+	+		1						4
Bromus sterilis	1	+			+	1				4
Galium aparine	+				+	1				4
Melica nutans			+	+			1	+	+	5
Robinia pseudoacacia			+			+		r	+	4
Sambucus nigra			+	r			+	+		4
Carex divulsa							+	+	+	3
Galeopsis tetrahit			1		+		+		1	4
Hedera helix				1				1	1	3
Humulus lupulus					+		+	+		3
Ornithogalum umbellatum			+	+	1					3
Phytolacca americana	+			+	+			+		3
Prunus avium				r		+		r		3
Veronica hederifolia	1	1			+					3
Viola reichenbachiana			+	+			+			3
Anemone nemorosa			+						+	2
Cardamine hirsuta	r	+								2
Corylus avellana			r	+						2
Crataegus monogyna				+	+					2
Duchesnea indica					+		1			2
Fallopia dumetorum					+		+			2
Lamium purpureum	+	1								2
Quercus rubra						r			+	2
Valeriana officinalis			+				1			2
Viola alba						1	+			2
Ambrosia artemisiifolia			+							1
Anthriscus sylvestris	r									1
Brachypodium sylvaticum				+						1
Bryonia dioica					1					1
Carex remota			+							1
Dactylis glomerata					r					1
Geum urbanum							1			1
Holcus lanatus		r								1
Lactuca serriola						+				1
Moehringia trinervia							1			1
Molinia cfr. arundinacea							+			1
Oxalis fontana							+			1
Parietaria officinalis					+					1
Poa nemoralis							+			1
Ranunculus ficaria	+									1
Scilla bifolia				r						1
Solidago gigantea							+			1
Taraxacum officinale						r				1
Urtica dioica							r			1
Vicia sativa						r				1
Viola odorata				r						1

IL BOSCO DI RIAZZOLO E LA PRESENZA DI *PRUNUS SEROTINA*

La scelta di questo biotopo come caso significativo e oggetto specifico di attenzione dipende da due motivi principali:

- si tratta dell'area inclusa nel Parco Agricolo Sud Milano in cui si registra la maggiore diffusione di *Prunus serotina*, che qui tende a improntare la fisionomia di tratti apprezzabili di bosco;
- sono in atto da alcuni anni, nel settore orientale dell'area (proprietà Nicolò Reverdini), azioni finalizzate al contenimento del ciliegio tardivo, i cui riscontri sono stati oggetto di monitoraggio.

E' situato a nord della S. P. n. 144 che da Milano porta ad Abbiategrasso, tra Cisliano e Albairate; confina sul lato Ovest con i fontanili Uccella, Forno e Porcile e a Est con alcuni appezzamenti di terreno coltivato e con la Cascina Oldani, appartenente ad alcuni degli attuali proprietari del bosco. Quest'ultimo è attraversato dal Canale Scolmatore di Nord Ovest, la cui realizzazione (avvenuta nel secondo dopoguerra) ha avuto conseguenze negative sull'integrità del biotopo, dalla Roggia Soncino e dal Fontanile Uccella. Al confine meridionale sono presenti alcune vasche artificiali, costruite per l'allevamento degli storioni.

Nel 1830 il bosco occupava circa 133 ha (vedi tabella 3) mentre, già nel 1888, si rileva la riduzione e la frammentazione del settore nord-occidentale, di forma quadrangolare, situata oltre il Cavo Beretta.

Per quanto riguarda la sua estensione nel 1936, è stato possibile delimitare con certezza solo i settori settentrionale e orientale. Si riscontrano comunque notevoli modificazioni rispetto alla situazione precedente, con riduzione del rapporto superficie/perimetro per la comparsa di un ampio coltivo (tuttora esistente) proprio nel cuore del bosco e per la separazione del settore settentrionale ad opera di un canale ubicato lungo il tracciato dell'attuale C. S. N. O..

Dal 1936 al 1963 avvengono i mutamenti maggiori, ben documentati anche per il vicino Bosco di Cusago: in sostanza si assiste alla drastica riduzione delle aree boschive e alla banalizzazione, conseguente al taglio raso, delle poche rimaste.

La situazione del bosco negli anni '80 non si discosta molto dall'attuale, anche se, rispetto alle aerofoto del 1989, alcune aree allora incolte o a coltivo mostrano una discreta copertura arboreo-arbustiva e/o viceversa. La superficie effettiva del bosco (che comprende però numerose parcelle notevolmente degradate) si aggira sui 64 ha, comunque decisamente superiore a quella del Bosco di

Cusago. Nel nucleo centrale è tuttora presente un'area disboscata piuttosto ampia, occupata da alcuni edifici e da un vecchio frutteto, nonché da un ricovero per bovini il cui impatto risulta fortemente negativo per l'equilibrio del bosco.

Tabella 3 - Variazioni del Bosco di Riuzzolo negli ultimi 2 secoli (da Villa, 1992)

ANNO	PERIMETRO (Km)	SUPERFICIE (ha)	SUPERFICIE / PERIMETRO
1830	7,145	133,551	18,691
1888	6,111	93,866	15,360
1936	8,783	89,866	10,204
1989	9,029	64,212	7,111

Le essenze arboree più frequenti sono *Quercus robur* e *Carpinus betulus* mentre, in alcune piccole depressioni con falda subaffiorante, compaiono tratti di bosco igrofilo ad *Alnus glutinosa* e *Ulmus minor*; da segnalare la presenza di *Robinia pseudoacacia*, localmente dominante, nelle zone periferiche più degradate. Nell'ambito di studi precedenti (Zavagno 1994, Zavagno e Gaiara 1997) la vegetazione è stata in massima parte attribuita al *Polygonato multiflori-Quercetum roboris*, confermando così l'omogeneità di situazioni a livello locale.

L'elevato grado di naturalità della flora e della vegetazione, che si è potuto così mantenere, è testimoniato altresì dal ridotto numero di specie esotiche presenti, pressochè esclusivamente limitate alla sola componente arborea. Va sottolineato in proposito il ruolo svolto da *Prunus serotina* e *Robinia pseudoacacia*, che divengono a tratti dominanti soprattutto in conseguenza del trattamento a cui il bosco è sottoposto (ceduazione) e/o nelle zone marginali e più degradate. Particolare interesse riveste la definizione del ruolo dinamico svolto da queste essenze: nel loro classico lavoro sulle foreste del Wisconsin, Curtis e McIntosh (1951) riconoscevano in *Prunus serotina* una presenza legata agli stadi serali iniziali, espressa da un basso valore del "coefficiente di adattamento al climax". Ciò sembra tendenzialmente confermato nell'ambito dell'area indagata, dove il rinnovo della specie, testimoniato dal numero di plantule rinvenute nello strato erbaceo, risulta sensibilmente ridotto laddove si riscontra un'elevata copertura di *Quercus spp.* e, soprattutto, di *Carpinus betulus*. Il che sottolinea l'attuale importanza di queste due essenze nel recupero di aree marginali, abbandonate e/o prive di copertura arborea.

Formazioni a *Robinia pseudoacacia* e *Prunus serotina*

Evidenziano un maggior degrado rispetto ai tratti quercu-carpineto; sono diffuse su suolo argilloso, scarno e con humus ridotto, ma si affermano anche su substrati a granulometria grossolana. La flora di queste cenosi comprende una significativa rappresentanza di elementi esotici (es.: *Parthenocissus quinquefolia*, *Phytolacca americana*) e/o tendenzialmente ruderali (es.: *Poa annua*, *Parietaria officinalis*).

Prunus serotina invade letteralmente lo strato arbustivo, divenendo spesso pressoché esclusivo, e tende a dominare localmente quello arboreo, soprattutto laddove soggetto a frequente ceduzione. Poverissima la componente erbacea, anch'essa dominata (soprattutto in primavera) dall'abbondante novellame del prugnolo tardivo.

Formazioni ad assoluta dominanza di *Prunus serotina*

Lo strato arboreo è dominato da *Prunus serotina*, il cui fogliame inizia a svilupparsi circa verso la metà di marzo per raggiungere l'apice a giugno. Il periodo di fioritura di alcune geofite, come *Scilla bifolia* e *Anemone nemorosa*, risulta posticipato di 15-20 giorni rispetto agli altri boschi analizzati: ciò è imputabile alla maggiore oscurità del sottobosco. Tutte le specie erbacee fioriscono comunque entro maggio, prima che *Prunus serotina* abbia raggiunto i valori massimi di copertura e prima che le sue plantule ricoprano quasi completamente il suolo. Solo *Physospermum cornubiense*, spiccatamente sciafila, fiorisce tra maggio e luglio sottraendosi all'invasione delle giovani plantule di *Prunus*, grazie ai lunghi steli fiorali che gli consentono di competere vantaggiosamente.

Tra le specie che non fioriscono ricordiamo *Ailanthus altissima* (strati arboreo ed erbaceo), *Sambucus nigra* (strato arbustivo) e, nell'erbaceo, *Carex brizoides*, *Hedera helix*, *Evonymus europaeus* e lo stesso *Prunus serotina*.

ASPETTI GESTIONALI GENERALI

Vengono qui presentate le sintesi di alcuni studi significativi inerenti gli aspetti gestionali di *Prunus serotina*, riferiti sia al territorio nazionale che europeo.

Meindert D. de Jong (“Is *Prunus serotina* problematic in Germany, Belgium, England, France?”)

Prunus serotina può rappresentare un problema per il rinnovo delle foreste di pini; dopo il taglio, infatti, gli arbusti e le plantule di ciliegio tardivo competono vantaggiosamente con i giovani impianti di conifere. Nei boschi più vecchi, in particolare, la componente autoctona del sottobosco viene spesso “soffocata” dal vigore delle giovani piante di *Prunus*.

Il controllo meccanico attraverso il taglio degli arbusti accentua il problema, a causa del rapido ricaccio delle ceppaie, mentre il controllo tramite impiego di sostanze chimiche è spesso indesiderato. Il controllo biologico (mediante impiego del micelio del fungo *Chondrostereum purpureum*) è stato sperimentato e può trovare più ampia applicazione.

EPPO data sheet on Invasive Plants

Il taglio di *Prunus serotina* induce un vigoroso ricaccio dalle ceppaie e dalle radici, così che si rendono necessari ulteriori trattamenti. L’estirpazione manuale è adatta per rimuovere le plantule e gli stadi giovanili delle piante, i ceppi degli alberi di maggiori dimensioni possono essere rimossi tramite impiego di trattori o di cavalli o, ancora, trattati con erbicidi (Weber, 2003). Drogoszewski (1988) ha proposto il trattamento chimico combinato con la rimozione meccanica, mentre De Jong & Scheepens (1982) hanno indagato il potenziale di un fungo patogeno (*Chondrostereum purpureum*). **In sintesi, il controllo di *Prunus serotina* è parzialmente possibile, ma risulta oneroso e molto costoso.**

Andrea Maria Longo, Irene Lisi & Marcello Zorzi (“*Prunus serotina*, *Phytolacca americana*, *Ilanthus altissima*: le principali specie vegetali infestanti nella Riserva Naturale “Bosco WWF di Vanzago”)

Interventi periodici di taglio a carico di *Prunus serotina* sono stati effettuati, per un periodo di quattro anni, in alcune aree boscate della riserva naturale, attraverso decespugliazione manuale e con trincia forestale. Tale attività ha permesso il mantenimento di un sottobosco privo della specie infestante, ma con scarsa presenza anche di essenze autoctone. Gli interventi sono stati accompagnati dalla messa a dimora di specie arbustive e ad alto fusto, in maniera da aumentare, nel corso degli anni, l’ombreggiamento del suolo (che penalizza il ciliegio tardivo, tendenzialmente eliofilo).

La crescita del *Prunus*, al termine degli interventi di taglio, è ripresa costantemente, riportando la situazione alle condizioni iniziali, precedenti il periodo di trattamento (quattro anni). Il controllo della specie risulta pertanto estremamente problematico, anche in considerazione dei costi elevati degli interventi e l'esclusione dell'uso di prodotti chimici all'interno della riserva naturale.

Fulvio Enrico Caronni (“Il caso del ciliegio tardivo (*Prunus serotina* Ehrh.) al Parco lombardo della Valle del Ticino”)

Negli anni '80 e '90 del secolo scorso furono proposti diversi approcci per il contenimento della specie, quali il taglio ripetuto, la creazione di “cordoni sanitari”, la conversione ad alto fusto, il taglio a raso contemporaneo di ciliegio tardivo e robinia, il taglio a 1,5 m dal suolo, l'estirpazione manuale dei semenzali etc. Obiettivo primario era l'eliminazione delle portaseme di ciliegio tardivo, oltre al mantenimento, per quanto possibile, della copertura arborea, lasciando invecchiare il bosco nella speranza che l'ombreggiamento deprimesse il ricaccio dalle ceppaie, la germinazione e lo sviluppo dei semenzali dell'esotica. **Questo metodo di lotta al ciliegio tardivo, pur efficace a breve termine, presuppone una successiva manutenzione, con sfalcio dei ricacci, ripetuto ogni 3-5 anni, per evitare che le piante tornino a fruttificare.** Al diradamento si suggeriva di abbinare una sottopiantagione con specie autoctone, generalmente sciafile, al fine di favorire la ricostituzione della vegetazione autoctona che potesse contrastare i ricacci e la rinnovazione da seme di *Prunus serotina*. Inoltre, tutti gli interventi di taglio del ciliegio tardivo richiesti dai privati sono stati autorizzati, limitando viceversa il taglio delle altre piante nelle aree interessate dagli interventi (es. matricinatura intensiva).

Nel Parco del Ticino, nell'arco di 10 anni (dalla stagione silvana 1997/98 alla stagione 2007/2008), sono stati trattati circa 514 ha di bosco di proprietà o in gestione al Parco, per una spesa complessiva che si aggira intorno agli 830.000 €. **Gli interventi compiuti su così larga scala hanno localmente arrestato la diffusione di *Prunus serotina*, impedendone la fruttificazione ma, soprattutto nei casi in cui il ciliegio tardivo era già dominante, composizione e struttura del bosco non sono migliorate. Ancora oggi si osserva infatti uno stuolo di polloni e di giovani piante di ciliegio tardivo che, pur sfalciate diverse volte, sono lungi dall'essere state riportate sotto controllo.** Per quanto concerne le sottopiantagioni, si può concludere che l'efficacia di questi interventi sia limitata all'impiego di specie sciafile, quali carpino bianco, pado, acero campestre, o di specie arbustive.

In conclusione, questo tipo d'intervento, pur rallentando l'invasione, è risultato sostanzialmente inefficace. Ripetere l'intervento di sfalcio dei ricacci è inoltre operazione difficile da organizzare, molto costosa (1.000-2.000 €all'ettaro per volta, se non meccanizzabile) e con un notevole impatto negativo sulle aree interessate.

Un quadro di questo tipo suggerisce la definizione di un piano d'azione più modesto, forse, ma più realistico:

- 1) **Abbandono dell'idea di poter mettere in atto un intervento generalizzato di controllo/eradicatione della specie:** più praticabile appare la soluzione di intervenire prioritariamente sulle aree a elevata biodiversità;
- 2) Quando si decide di intervenire **si propone, dopo il taglio, il diserbo chimico dei ricacci, più efficace e meno costoso degli sfalci ripetuti. !!!**
- 3) Altrove ci si può limitare a un contenimento "blando", tagliando sempre il ciliegio tardivo in sede di utilizzo forestale o di diradamento, così da ridurre la produzione e la diffusione del seme. Sempre auspicabile, ma raramente praticabile, è la conversione all'alto fusto. **Nel merito dell'impiego del diserbo in bosco proponiamo una riflessione preliminare all'adozione su larga scala del metodo. Sinora in selvicoltura, almeno in Europa, il diserbo non è utilizzato; si propone una sorta di decalogo preliminare all'utilizzo:**
 - a) solo se si impiega per contenere una specie esotica molto invadente, in grado di alterare drasticamente l'equilibrio ecosistemico e portare alla scomparsa di molte delle specie originarie;
 - b) solo se non esistono altri metodi economicamente e/o tecnicamente praticabili;
 - c) solo se il diserbo può venire impiegato *una tantum* (anche se con più ripetizioni di trattamento) e poi viene seguito dalla rinnovazione naturale o artificiale di altre specie vegetali, che possono autonomamente contrastare una nuova invasione della specie esotica;
 - d) solo dopo aver valutato con adeguate ricerche il vero impatto del diserbo sull'ecosistema.

Bruno Cerabolini, Mauro Villa, Guido Brusa, Graziano Rossi ("Linee guida per la gestione della flora e della vegetazione delle aree protette nella Regione Lombardia")

Nel caso di *Prunus serotina*, si consiglia il taglio selettivo (ripetuto per alcuni anni) o la cercinatura, eventualmente coadiuvati dall'impiego di erbicidi in caso di ripollonamento; se possibile, è preferibile provvedere ad una immediata piantagione di specie arboree o alto-arbustive autoctone a rapido accrescimento; rimozione del novellato. Occorre evitare assolutamente la fruttificazione.

LA GESTIONE DI *PRUNUS SEROTINA* NEL BOSCO DI RIAZZOLO

Si fa qui riferimento agli interventi attuati nell'ambito di due parcelle di bosco, con marcata presenza di *Prunus serotina*, situati nei pressi della Cascina Forestina, all'interno del Bosco di Riazzolo. I due appezzamenti, ubicati nel settore sud-est del bosco e distanti circa 400 m tra loro, sono caratterizzati da una struttura e da uno stato di conservazione molto differenti:

- 1) Appezzamento 1 (Apz.1, superficie 1,14 ha) - bosco d'alto fusto in cui, da almeno cento anni, sono stati conservati gli elementi della flora autoctona per scopi venatori e naturalistici.
- 2) Appezzamento 2 (Apz.2, superficie 2,42 ha) - bosco ceduo di robinia utilizzato per la produzione di legna, dove, in seguito al taglio periodico delle piante "mature", si sono affermati *Prunus serotina* e *Ailantus altissima* come principali piante colonizzatrici.

Entrambi gli appezzamenti sono stati interessati, a partire dal 1998, da un piano di "Miglioramento ambientale in ambito boschivo", sostenuto da finanziamenti europei (Reg. CEE 2080/92 del 30 giugno 1992) e finalizzato al recupero della composizione tipica del "querco-carpineto", ancora ben rappresentato in alcune porzioni di bosco.

Le azioni messe in atto sono state:

- mantenimento di tutti gli individui delle specie autoctone presenti;
- controllo delle specie alloctone invasive quali *Prunus serotina* e *Ailanthus altissima*;
- taglio selettivo di specie alloctone non infestanti, come *Robinia pseudoacacia*, utilizzate per la copertura del suolo e per contenere l'ingresso di infestanti;
- messa a dimora di giovani individui di specie arboree e arbustive autoctone per arricchire e riequilibrare la composizione floristica;
- protezione delle giovani piante messe a dimora tramite reti "anti-roditore".

In dettaglio, i trattamenti si possono così riassumere:

Apz.1: controllo annuale, mediante taglio meccanico, delle specie alloctone infestanti come *Prunus serotina* che, però, mostrano qui capacità ridotte di affermazione, dato l'elevato grado di copertura delle specie autoctone presenti. Su *Robinia pseudoacacia* viene attuato un taglio progressivo che interessa, di anno in anno, gli individui che interferiscono maggiormente con la crescita delle essenze autoctone, praticando anche l'eliminazione dei ricacci. Nelle zone di bosco più aperte, o degradate,

sono stati messi a dimora alcuni individui di specie autoctone, il più delle volte trapiantandoli da altre zone del bosco dove si riscontra un abbondante rinnovo naturale (vedi foto 7).

Apz.2: una o due volte all'anno viene praticato il taglio sistematico delle specie alloctone infestanti (*Prunus serotina* e *Ailanthus altissima*) con decespugliatore; è un lavoro molto oneroso, soprattutto per il vigore dei ricacci di *Prunus serotina*. I popolamenti di *Robinia pseudoacacia*, sui quali è stato effettuato un iniziale diradamento, vengono mantenuti ad alto fusto per garantire una parziale copertura del terreno in attesa della crescita delle essenze autoctone messe a dimora.



Foto 7 – Tratto di bosco dopo gli interventi di taglio e prima della ripresa vegetativa (foto E. Rossini)

In particolare, nell'appezzamento Apz. 2 la fitocenosi si presenta tendenzialmente impoverita e/o caratterizzata da una forte dominanza di poche specie. Per quanto riguarda gli interventi effettuati a partire dal 1998, non si riscontrano ancora risultati evidenti sulla diversità floristica dei due popolamenti, in parte per la giovane età delle piante messe a dimora e, in parte, per la forte dominanza quantitativa dei ricacci di *Prunus serotina* (Apz. 2). Pertanto, le differenze osservate dipendono ancora, principalmente, dalla storia pregressa delle aree più che dalla gestione recente e attuale.

IPOTESI PER UN PROTOCOLLO DI GESTIONE DI *PRUNUS SEROTINA*

Sulla scorta di quanto sin qui riassunto, è possibile formulare alcune considerazioni di sintesi:

- **l'eradicazione di *Prunus serotina* appare operazione di riuscita assai dubbia**, anche se in un'area di superficie nel complesso ridotta come quella in oggetto (restano peraltro interrogativi di ordine ecofilosofico al riguardo);
- **si ritiene di escludere comunque forme di controllo a elevato impatto ambientale**, quali l'utilizzo di prodotti chimici per inibire il ricaccio dalle ceppaie;
- **il taglio delle piante adulte e, successivamente, dei ricacci (qualora non vengano rimosse le ceppaie) riesce efficace solo se ripetuto nel tempo**, sia negli anni che nel corso della singola stagione vegetativa e, in ogni caso, risulta fortemente oneroso;
- **gli interventi di taglio aumentano di efficacia se integrati dalla rimozione delle ceppaie e dei semenzali**, a costo però di ulteriori oneri;
- **le caratteristiche ecologiche della specie evidenziano, peraltro, come la stessa contraddistingua stadi serali precoci della successione**, assecondare pertanto la naturale evoluzione del bosco, con invecchiamento e progressiva sostituzione della componente arborea attuale, appare quindi favorevole alla riduzione della presenza di *Prunus serotina*;
- **tale dato viene confermato dalle osservazioni relative alla parcella Apz. 1**: "*Prunus serotina* ... mostra qui capacità ridotte di affermazione, dato l'elevato grado di copertura delle specie autoctone presenti.";
- **non si riscontrano, peraltro, anche dall'esame dei dati reperiti in letteratura, modificazioni a carico del sottobosco** direttamente imputabili alla presenza del ciliegio tardivo;
- non va inoltre dimenticato che la diffusione dei semi avviene soprattutto a opera dell'avifauna, pertanto è plausibile un ingresso continuo dall'esterno di semi in grado di ricolonizzare l'area, a prescindere dagli interventi che vengono qui effettuati.

Una sintesi delle caratteristiche e delle implicazioni inerenti le differenti forme di trattamento è riportata in tabella 4: il bilancio complessivo delle singole azioni appare sostanzialmente negativo, come testimoniato anche nella documentazione consultata (vedi sintesi alle pagg. 10-12). Una maggiore efficacia si ottiene con l'adozione di metodologie integrate, associando differenti tipologie di

intervento quali, ad esempio, il taglio dei ricacci e la rimozione manuale dei semenzali; parallelamente al miglioramento dei risultati, va però registrato un aumento degli oneri e degli impatti corrispondenti.

Tabella 4 – Tipologie di intervento e caratteristiche relative

tipologie di intervento	efficacia	onerosità	impatto ambientale	bilancio complessivo
taglio degli individui arborei adulti	ridotta	moderata	moderatamente negativo (disturbo, potenziali interferenze con sottobosco, suolo, componenti biotiche s.l.)	moderatamente negativo
rimozione delle ceppaie	moderata	elevata	moderatamente negativo (disturbo, potenziali interferenze con sottobosco, suolo, componenti biotiche s.l.)	moderatamente negativo
eliminazione periodica, effettuata meccanicamente, degli esemplari arbustivi e dei ricacci	ridotta	elevata	moderatamente negativo (disturbo, potenziali interferenze con sottobosco, suolo, componenti biotiche s.l.)	negativo
rimozione manuale dei semenzali	moderata	elevata	moderatamente negativo (disturbo, potenziali interferenze con sottobosco, suolo, componenti biotiche s.l.)	moderatamente negativo
pacciamatura con materiale vegetale	da verificare	da valutare in relazione all'estensione delle aree da trattare	da valutare in funzione della tipologia di sottobosco	da verificare
uso di prodotti chimici	plausibilmente elevata se abbinata ad altre pratiche di contenimento	moderata	fortemente negativo	negativo
lotta biologica (es. con funghi patogeni)	da verificare	moderata	fortemente negativo (inquinamento biogenetico, contagio interspecifico)	negativo
messa a dimora di essenze autoctone	plausibilmente elevata sul lungo periodo	moderata	tendenzialmente positivo, occorre evitare densità d'impianto elevate	positivo

Tenuto conto della scarsa efficacia complessiva delle differenti modalità di approccio, come ampiamente evidenziato nella documentazione di riferimento (es. controllo di *Prunus serotina* nel Parco lombardo della Valle del Ticino), si ritiene quindi di proporre una strategia articolata, finalizzata anche alla verifica e al controllo dei risultati raggiunti, con interventi diversificati nello spazio e nel tempo. Con particolare riferimento alle aree già oggetto di pratiche gestionali nell'ambito del Bosco di Riazzolo.

In particolare, nell'ambito dell'appezzamento Apz. 2, contraddistinto da maggior presenza di ciliegio tardivo, su superfici standard di 800 m² dislocate secondo lo schema riportato in figura 4, verranno adottati i seguenti moduli d'intervento:

- **trattamento tipo A** – eseguire il semplice sfalcio meccanico dei ricacci, due volte l'anno;
- **trattamento tipo B** – allo sfalcio meccanico dei ricacci, effettuato due volte l'anno, si abbinata la rimozione manuale dei semenzali (volto a contenere la componente dovuta alla riproduzione da seme);

- **trattamento tipo C** – al trattamento di tipo B si aggiunge la pacciamatura del terreno con corteccia di pino, per uno spessore non inferiore a 10 cm (lo strato di corteccia inibisce soprattutto la germinazione dei semi presenti sul terreno);
- **controllo** – in queste aree non viene effettuato alcun tipo di intervento, al fine di potere verificare la reale incidenza delle differenti modalità di trattamento.

La combinazione dei diversi moduli di trattamento può essere attuata secondo lo schema illustrato in figura 4, e ripetuta *n* volte quante lo consentono la dislocazione e le dimensioni dell'area (plausibilmente il singolo modulo deve avere almeno una ripetizione, per aumentare la significatività dei riscontri ottenuti). Secondo quanto indicato a proposito della gestione di *Prunus serotina* nel Bosco di Riazzolo, la superficie dell'appezzamento Apz. 2 è di 2,42 ha (= 24.200 m²) e potrebbero pertanto essere ubicati, potenzialmente, almeno 4 serie di 4 moduli ciascuna.

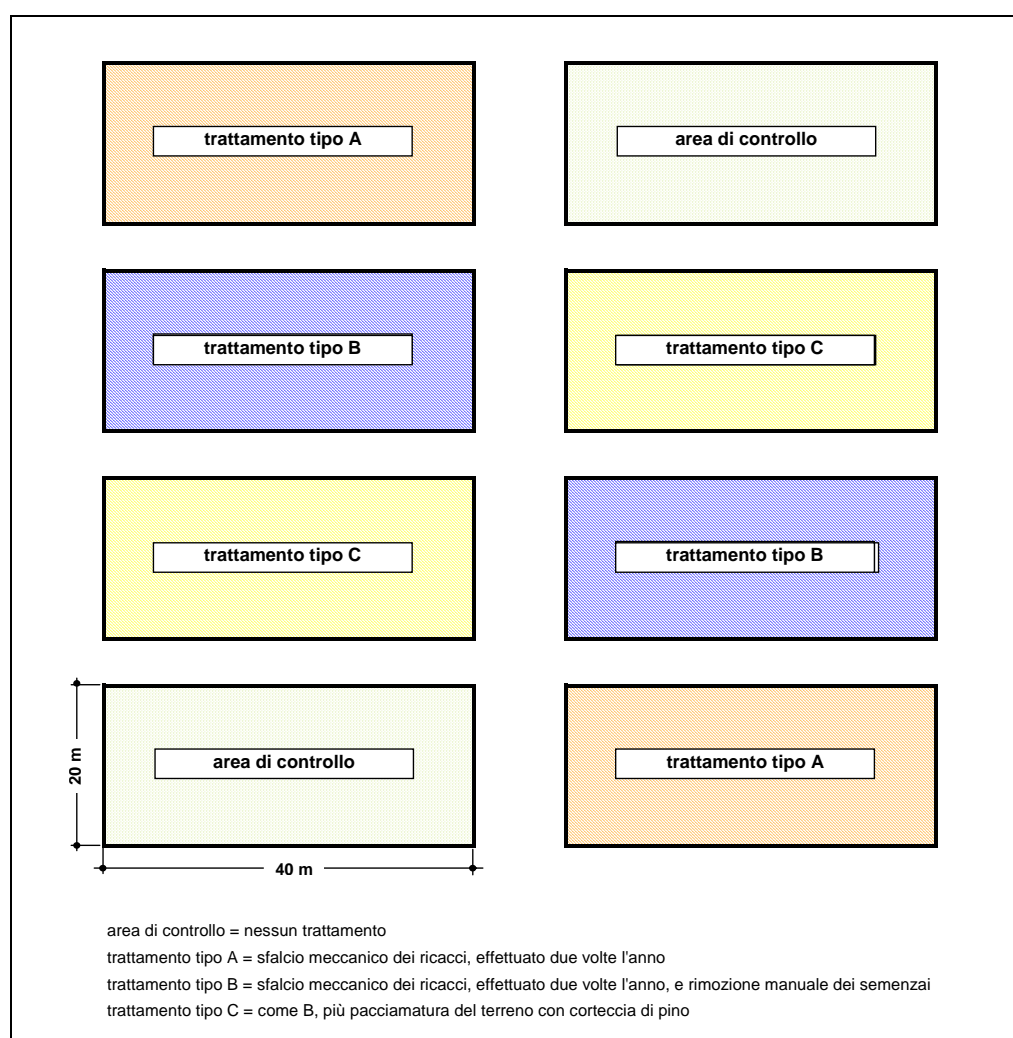


Figura 4 - Schema con ipotesi di trattamento differenziato delle aree con presenza di *Prunus serotina*

In figura 5 è riportato il calendario degli interventi; in particolare, si evidenziano i seguenti aspetti significativi:

- **il taglio dei ricacci viene praticato dopo la fine della stagione vegetativa (novembre-febbraio)**, quando riesce anche operativamente più agevole, **e a metà stagione (giugno-luglio)**, quando la ripresa è ostacolata dalla carenza idrica relativa che si registra in estate, così da indebolire progressivamente il vigore delle piante;
- **la rimozione (mediante estirpazione manuale) delle giovani piante nate da seme va effettuata anch'essa preferibilmente due volte nell'arco dell'anno, una prima volta in aprile-maggio** (quando le piante risultano ben visibili) **e, successivamente, in settembre-ottobre** (per eliminare la componente germinata tardivamente);
- **la pacciamatura riesce più semplice ed efficace** quando la vegetazione arbustiva ed erbacea di sottobosco non si è ancora completamente sviluppata, **all'inizio o appena prima dell'inizio della stagione vegetativa** (a differenza delle altre modalità di intervento, inoltre, ha necessariamente frequenza pluriennale).

CALENDARIO DEI LAVORI SULLA BASE DI UN ANNO SOLARE													
FASI DI LAVORO	MESI												
	GENNAIO	FEBBRAIO	MARZO	APRILE	MAGGIO	GIUGNO	LUGLIO	AGOSTO	SETTEMBRE	OTTOBRE	NOVEMBRE	DICEMBRE	
sfalcio meccanico dei ricacci	■					■						■	
rimozione manuale dei semenzali				■					■				
pacciamatura del terreno con corteccia di pino			■										

Figura 5 - Schema con ipotesi di trattamento differenziato delle aree con presenza di *Prunus serotina*

Per quanto riguarda il monitoraggio degli interventi, prima dell'inizio degli stessi e, successivamente, ogni anno alla fine della stagione vegetativa, si propongono, per ogni "modulo gestionale", i seguenti tipi di rilevamento:

- **composizione della componente erbacea**, su superfici standard di 100 m² (R.V.I., Zavagno 2007);
- **densità di plantule** (numero/m²), su base campionaria (10 quadrati di 1 m² ciascuno);

- **densità dei ricacci** (numero/m²), su base campionaria (10 quadrati di 1 m² ciascuno);
- **altezza dei ricacci** (prima dell'inizio delle operazioni di taglio), su base campionaria (10 quadrati di 1 m² ciascuno);
- **diametro dei ricacci** (prima dell'inizio delle operazioni di taglio) , su base campionaria (10 quadrati di 1 m² ciascuno).

Il protocollo così formulato può avere valenza più generale, in relazione al contesto territoriale della media e alta pianura lombarda, ed essere applicato integralmente o modulato in modo differenziale, sia in termini temporali che di tipologie di trattamento, in relazione alla caratterizzazione delle singole aree d'intervento. Si ritiene comunque utile procedere al monitoraggio degli interventi effettuati (secondo le modalità prima descritte), allo scopo di verificare l'efficacia delle azioni intraprese e di integrare le conoscenze sull'ecologia di *Prunus serotina* in Pianura Padana.

RIFLESSIONI SULL'APPROCCIO ALL'INTERAZIONE CON LE SPECIE ESOTICHE

Ultimamente, il vocabolo “alieno” è entrato anche nel gergo dei naturalisti e dei biologi, per indicare piante e animali diffusisi spontaneamente, a seguito della loro introduzione più o meno accidentale da parte dell'uomo, in regioni differenti da quelle di origine. Si tratta di uno dei temi forti del dibattito ecologico attuale, secondo una dinamica ricorrente che vede schiere di volenterosi seguaci aderire con entusiasmo al nuovo messaggio proposto, desiderosi di omologarsi al pensiero dominante e, spesso, nella speranza di ottenerne vantaggi e riconoscimenti. Nella pratica, assistiamo al proliferare di convegni, pubblicazioni e, purtroppo, anche di iniziative pratiche il cui obiettivo dichiarato è l'eradicazione di specie aliene da interi territori, omettendo di dire che i problemi eventualmente creati da questi “invasori” sono, quasi sempre, frutto della stessa logica interventista che oggi vuole eliminarli.

Un primo motivo di riflessione riguarda la definizione di specie autoctona o indigena: originaria del territorio in cui è diffusa, definizione che, se interpretata in senso stretto, dovrebbe riferirsi esclusivamente alle specie che si sono evolute e differenziate in quel territorio. Ne consegue che la fauna e la flora di molte aree geografiche risulterebbero assai povere se dovessero comprendere solo entità autoctone. Infatti, come la storia naturale ci insegna, il popolamento delle terre emerse è avvenuto, anche nel caso della specie umana, attraverso migrazioni e colonizzazioni, spesso su grandi distanze e in tempi più o meno lunghi in relazione alle capacità intrinseche di spostamento degli organismi. Pensiamo a quanto è accaduto in passato, nelle epoche post-glaciali, quando la ricolonizzazione delle aree in precedenza occupate dai ghiacci, nelle quali era scomparsa quasi ogni forma di vita vegetale, fu resa possibile dall'arrivo di innumerevoli specie aliene. Un fenomeno che si è ripetuto molte volte nel corso della storia della Terra, come testimoniato dai tanti riscontri scientifici al riguardo.

Il secondo motivo di riflessione è inerente al fatto che, definendo una specie indigena o esotica, ci riferiamo a situazioni comunque transitorie, infatti gli areali si modificano senza soluzione di continuità, spostandosi, espandendosi e ritraendosi secondo il modificarsi delle condizioni ambientali. La dinamicità rappresenta, in assoluto, il connotato più significativo del mondo naturale (“Non si entra mai due volte nella stessa foresta”, Telmo Pievani), da cui dipende, in primo luogo, la biodiversità che lo caratterizza. E i tempi delle dinamiche naturali non sono mai quelli delle aspettative umane, da qui gli errori che spesso intervengono nel tentativo di forzarne ritmi e modalità di azione.

L'impostazione conflittuale che contraddistingue l'approccio alla questione delle specie esotiche si fonda sullo stesso paradigma che regola i rapporti nel contesto sociale oggi dominante; la posizione assunta dall'uomo nei confronti delle altre specie si identifica, sostanzialmente, con il ruolo del "padre-padrone" più che con quello di un attore tra i tanti partecipi alla vicenda. E i risultati che ne conseguono finiscono per rispecchiare la visione personale di chi, di volta in volta, viene investito dell'autorità di "gestire" l'ambiente più che l'interazione dei fattori che operano in natura.

Così l'associazione, ormai quasi automatica, tra esotico e nocivo sembra rispondere, piuttosto che a ragioni oggettive, all'esigenza di mantenere il potere e il controllo sulle altre forme di vita (la presunta nocività non è peraltro una categoria biologica, bensì morale). Si tratta di una scelta eticamente discutibile, oltre che straordinariamente dispendiosa in termini economici ed energetici, da mettere seriamente in discussione.

Va altresì ricordato come, nell'ambito del dibattito dedicato ai temi della conservazione, l'attenzione (secondo una tendenza ormai affermata a livello internazionale) vada progressivamente spostandosi dalle specie e dagli habitat ai processi, ovvero la naturalità del contesto non risulta correlata alla presenza di alcuni *taxa* piuttosto che di altri, quanto alle caratteristiche dei processi che vi si svolgono. In quest'ottica, anche se può a prima vista apparire paradossale, è più naturale un boschetto di robinie, cresciute spontaneamente, di qualsiasi piantumazione con essenze autoctone.

Ciò che, più di ogni altra cosa, determina la naturalità di una situazione sono quindi il tipo e la qualità delle relazioni che intercorrono tra le diverse componenti biotiche e abiotiche, a prescindere dall'identità degli attori in gioco. Seguendo questo approccio, anche il ruolo delle specie esotiche trova una differente lettura e collocazione: per dirla con le parole di Ewel (1986), "Affrontare il problema delle specie invasive come se si trattasse di una questione a sé stante è come curare i sintomi e non la malattia.". Laddove la malattia è rappresentata dai fattori di degrado che sono riconducibili, principalmente, alle varie forme ed espressioni che assume l'azione antropica.

BIBLIOGRAFIA DI RIFERIMENTO

AUCLAIR A.N., COTTAM G. (1971) – « Dynamics of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in Southern Wisconsin oak forests” - *Ecological Monographs*, 41 (2): 153-177.

BRAY J.R., CURTIS J.T. (1957) – “An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin” - *Ecological Monographs*, 27 (4): 303-325.

CARONNI F. E. (2009) - “Il caso del ciliegio tardivo (*Prunus serotina* Ehrh.) al Parco lombardo della Valle del Ticino” - *Memorie della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano*, Volume XXXVI, Fascicolo I: 37-38.

CERABOLINI B., VILLA M., BRUSA G., ROSSI G. (2009) - “Linee guida per la gestione della flora e della vegetazione delle aree protette nella Regione Lombardia” - Centro Flora Autoctona, Galbiate (LC), 42 pp.

CURTIS J.T., MCINTOSH R.P. (1951) - “An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin” - *Ecology*, 32 (3): 476-496.

CURTIS J.T. (1959) – “The vegetation of Wisconsin” - University of Wisconsin Press, Madison, USA.

DE JONG M.D., SCHEEPENS P.C. (1982) – “Control of *Prunus serotina* by *Chondrostereum purpureum*” - *Acta Botanica Neerlandica*, 31: 247.

DE JONG M.D. (1993) – “Is *Prunus serotina* problematic in Germany, Belgium, England, France?” - VLINDERS@RCL.WAU.NL

DROGOSZEWSKI B. (1988) - “Use of herbicides of the 2,4,5-T group for control of *Padus serotina*. Pt. III. Choice of the optimum doses of Tormona 80 and Lignopur forte for control of bushes” - *Prace Zakresu Nauk Lesnych*, 66: 9-16.

EWEL J.J. (1986) – “Invasibility: Lessons from South Florida” In: Mooney H.A. and Drake J.A., eds. - “Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii”, pp. 214-230 - Springer Verlag, New York.

HOUGH A.F. (1965) – “Black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.)” In: Fowells A.H., comp. - “Silvics of forest trees of the United States” - *Agriculture Handbook*, 271: 539-545.

LONGO A.M., LISI I., ZORZI M. (2009) - “*Prunus serotina*, *Phytolacca americana*, *ilanthus altissima*: le principali specie vegetali infestanti nella Riserva Naturale “Bosco WWF di Vanzago”” - *Memorie della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano*, Volume XXXVI, Fascicolo I: 72.

MEFFE G.K., CARROLL R. (1994) - “Principles of Conservation Biology” - Sinauer Associates, Sunderland, 601 pp.

MARQUIS D.A. (1990) - “*Prunus serotina* Ehrh. Black Cherry” In: Burns R.M., Honkala B.H., eds. - “Silvics of North America” - *Agriculture Handbook*, 654: 238-249.

SARTORI F. (1985) - “*Prunus serotina* Ehrh. En Italie” - *Colloques Phytosociologiques*, XIV: 185-203.

STARFINGER U. (1991) – “Population Biology of an Invading Tree Species - *Prunus serotina*” In: Seitz A. and Loeschke V., eds. - “Species Conservation: A Population Biology Approach”, pp. 171-184 - A. Birkhäuser Verlag, Basel.

STARFINGER U., KOWARIK I., RODE M., SCHEPKER H. (2003) - “From Desirable Ornamental Plant to Pest to Accepted Addition to the Flora? The Perception of an Alien Tree Species Through the Centuries” - *Biological Invasions*, 5 (4): 323-335.

TREMOLADA P. (2009) - “Esempio di studio di comunità naturali alterate ed accenno ad interventi di miglioramento ambientale in aree di pianura ad elevata naturalità” – Università degli Studi di Milano, Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali, Dipartimento di Biologia ‘Luigi Gorini’, Sezione di Ecologia, Relazione inedita.

UCHYTIL R.J. (1991) - “*Prunus serotina*” In: Fischer W.C., ed. - “The Fire Effects Information System” - Missoula, USA: USDA-Forest Service, Intermountain Research Station, <http://www.fs.fed.us/database/feis/tree/pruser/introductory.htm>.

VERHEYEN K., VANHELLEMONT M., STOCK T., HERMY M. (2007) - “Predicting patterns of invasion by black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in Flanders (Belgium) and its impact on the forest understorey community” - *Diversity & Distributions*, 13 (5): 487-497.

VILLA M. (1992) - “Il bosco di Cusago-Riazzolo” - Allegato del Piano Territoriale di Coordinamento del Parco Agricolo Sud Milano, Relazione inedita.

WENDEL G.W. (1972) - “Longevity of black cherry seed in the forest floor” - *USDA Forest Service, Research Note NE*, 149: 4 pp.

ZAVAGNO F. (1994) – “Ambienti forestali relitti di pianura: il Bosco di Riazzolo” - *Pagine Botaniche*, 21: 15-25.

ZAVAGNO F., GAIARA S. (1997) - “Boschi relitti tra Milano e il Ticino: vegetazione, fenologia e dinamica evolutiva” - *Pianura*, 9: 27-62.

ZAVAGNO F. (2007) - “Sviluppo di metodologie applicate allo studio della vegetazione: un esempio nelle Alpi Orobie Valtellinesi (Valli del Bitto e Val Belviso)” - *Il Naturalista Valtellinese*, 18: 17-57.