

Dinamica evolutiva di *Prunus serotina* Ehrh. nei boschi del Canton Ticino

Marco Conedera¹, Nicola Calanca¹, Giorgia Frei¹, Ivo Ceschi², Eric Gehring¹

¹ Istituto Federale di Ricerca per la Foresta, la Neve e il Paesaggio, Gruppo di ricerca Ecosistemi Insubrici,
a Ramél 18, CH-6593 Cadenazzo

² CH-6592 S. Antonino

Riassunto: La dinamica evolutiva dei popolamenti di *Prunus serotina* in Canton Ticino è stata valutata rivisitando 30 siti (10 con presenza scarsa, 10 media e 10 abbondante) recensiti negli anni 1990. Il *P. serotina* conferma la sua tendenza a mal sopportare la concorrenza di specie forestali intermedie e finali in grado di costituire popolamenti tendenzialmente scuri. Aumenta invece la sua presenza in concomitanza con altre specie pioniere. La rinnovazione è favorita dalla presenza di margini boschivi e di una lettiera non troppo spessa. La scarsa capacità di colonizzare zone aperte sembra sfavorire una diffusione su larga scala di questa neofita, i cui centri di presenza sono sostanzialmente ancora limitati alle aree in cui era molto diffusa la pratica di cacciagione agli uccelli migratori per il tramite dei roccoli.

Abstract: The population dynamic of the Black Cherry (*Prunus serotina*) stands of Canton Ticino has been analyzed by revisiting 30 sites (10 with scarce, 10 with medium and 10 with abundant presence of the species, respectively) inventoried in the 1990s. The Black cherry confirms to regress in presence of late-successional tree species forming very dark stands. Its regeneration takes advantage from the forest edge while suffering deep litter layers. A large scale spread of the species seems to be hampered by the scarce aptitude of Black Cherry to colonize open areas. As a consequence its diffusion is still related to the areas of former migratory bird hunting activities through the construction of bird-attracting facilities (it. Roccoli).

INTRODUZIONE

Nei secoli e millenni passati la vegetazione del Canton Ticino (come d'altronde di tutto il continente Europeo) ha subito importanti cambiamenti in seguito alle attività umane di introduzione (volontaria o involontaria) di specie non originarie del territorio e da considerare quindi esotiche (Tinner *et al.*, 1999; Kowarik, 2003). Secondo le recenti stime di Schoenenberger *et al.* (2014) i taxa di flora esotica accertati in Ticino sono 467, pari al 19.5% della flora totale. Di questi, 96 (20.6% della flora esotica) sono da considerare ormai naturalizzati, vale a dire in grado di mantenersi spontaneamente sul territorio senza l'intervento umano, mentre 92 (19.7%) hanno già superato questo stadio e manifestano attualmente la tendenza a diffondersi spontaneamente su aree significative, tanto da essere ritenuti invasivi *sensu* Schoenenberger *et al.* (2014).

Particolarmente rilevanti a livello ecologico sono in questo contesto le specie legnose, in grado di vivere molto a lungo e rappresentare una cospicua parte della biomassa degli ecosistemi. Corrispondentemente grande è il loro impatto sulla vegetazione (van Wilgen & Richardson, 2014), sulle caratteristiche del terreno (proprietà chimiche, bilancio idrico, pedofauna ecc., Zanelli *et al.*, 2006), ma anche sul paesaggio nel suo insieme (Caplat *et al.*, 2014). In Ticino sono 18 le specie legnose segnalate come invasive e potenzialmente dannose, anche se solo per quattro di queste Schoenenberger *et al.* (2014) indicano un'evidenza di danno: la mimosa (*Acacia dealbata* Link), l'ailanto (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), il falso indaco (*Amorpha fruticosa* L.) e il kudzu (*Pueraria lobata* (Willd.) Ohwi). La Robinia (*Robinia pseu-*

doacacia L.) e il prugnolo tardivo (*Prunus serotina* Ehrh.), invece, che assieme alla mimosa e all'ailanto sono considerati tra le più problematiche in Europa (Brunel *et al.*, 2010; Sitzia *et al.*, 2016), vengono classificate solo come potenzialmente dannose (Tab. 1).

Se per la robinia esiste in Svizzera, come in Europa, un vivace dibattito sul possibile ruolo selvicolturale e il potenziale impatto negativo della specie sugli ecosistemi colonizzati (Malvolti *et al.*, 2003; Mühlethaler, 2010; Engel, 2015; Vitkova *et al.*, 2017, 2018), praticamente inesistente è il dibattito sulla situazione del prugnolo tardivo (Conedera & Schoenenberger, 2014), complice anche la sua quasi totale assenza al nord delle Alpi, dove la specie è stata introdotta in rari casi e solo a scopi ornamentali (Nobis, 2008; Rometsch, 2014; Fig. 1) e dove non esistono grandi estensioni di aree con substrati acidi e colonizzati da boschi radi e luminosi, habitat particolarmente recettivi alla specie. Sostanzialmente diversa invece la situazione in Canton Ticino, dove Ceschi (1992) documenta già all'inizio degli anni 1990 l'esistenza di una settantina di siti con una presenza subspontanea di *P. serotina*, in parte costituiti da gruppi di prugnoli in grado di dominare il piano superiore del popolamento forestale. L'autore conclude segnalando il comportamento aggressivo della specie e suggerendo un monitoraggio costante della dinamica evolutiva di questa neofita. Nei circa 25 anni trascorsi da questo monitoraggio non vi sono state per la verità segnalazioni di una ulteriore e incontrollata diffusione della specie sul territorio cantonale o nazionale, come è invece stato il caso per esempio dell'ailanto (Conedera *et al.*, 2014), ma in realtà nulla si sa sull'evoluzione dei popolamenti segnalati da Ceschi (1992).

In questo studio abbiamo quindi rivisitato 30 siti segnalati in Ceschi (1992) al fine di valutare la dinamica evolutiva della specie in funzione delle caratteristiche delle formazioni forestali in cui è presente.

MATERIALI E METODI

Il prugnolo tardivo

Il prugnolo tardivo (*Prunus serotina* Ehrh.) ha origine nella parte orientale degli Stati Uniti e rappresenta l'esponente di dimensioni più grosse del genere *Prunus* del continente nordamericano (Marquis, 1990). La specie cresce su diversi tipi di suolo, anche se predilige i substrati acidi, e in consociazione con molte specie forestali. È ritenuta una specie opportunista, intollerante all'ombra, ma che sfrutta la presenza di pre-rinnovaziona per svilupparsi rapidamente al momento della formazione di buche e radure che si aprono all'interno dei popolamenti in seguito a disturbi (Auclair & Cottam, 1971; Marquis, 1990). In assenza di pre-rinnovaziona raramente la specie colonizza zone aperte ed esposte alla piena luce.

Il prugnolo è in grado di fruttificare e produrre semi viabili anche in soprassuoli relativamente densi, ma una copertura totale ne preclude lo sviluppo e la produzione di semi (Closset-Kopp *et al.*, 2007). Questi ultimi possono mantenere intatta la loro capacità germinativa anche per più anni dopo aver superato il periodo di dormienza durante la prima stagione invernale (Marquis, 1990). La maggior parte di frutti e semi (80%) viene dispersa per gravità intorno all'albero madre (15-18 m), mentre la restante parte viene trasportata su lunghe distanze da uccelli e mammiferi (Pairon *et al.*, 2006). Grazie all'alto tasso di germinazione, la produzione di nuove plantule è costante ogni anno (Closset-Kopp *et al.*, 2007). Nei primi due anni i semenzali si sviluppano bene anche in condizioni di ombra, mostrando una notevole plasticità morfologica nella crescita (Gottschalk, 1994; Paquette *et al.*, 2007). Dopo questa fase iniziale, però, i semenzali che rimangono sotto copertura e in assenza di luce hanno una speranza di vita media che non supera i 5 anni (Marquis, 1990). Il continuo apporto di nuovi semi garantisce comunque il ricambio delle plantule, ciò che permette il mantenimento dinamico di una pre-rinnovaziona sotto forma di banca di semenzali (Vanhellemont *et al.*, 2010). Il potenziale di riproduzione ed espansione della specie è inoltre accresciuto dall'alta capacità di produrre riscoppi polloniferi sia dal ceppo che dalle radici, strategia che contribuisce alla prolungata sopravvivenza della specie in condizioni di ombreggiamento e che al momento della messa in luce permette ai polloni di crescere molto rigogliosi (Closset-Kopp *et al.*, 2007).

Il prugnolo tardivo è stata una delle prime specie americane a essere stata introdotta in Europa. La sua coltivazione per scopi ornamentali è documentata già nel 1623 in Francia, nel 1629 in Inghilterra, nel 1685 in Germania e nel 1740 in Belgio e in Olanda (Starfinger *et al.*, 2003). A partire dall'inizio del 20° secolo *P. serotina* è stato utilizzato su vasta scala in Belgio, Olanda e Germania come specie accessoria e miglioratrice

Tabella 1: Specie invasive legnose o pseudo-legnose con potenziale di danno in Canton Ticino.

Portamento	Specie	Danno	
		Accertato	Potenziale
albero	<i>Acacia dealbata</i> Link	X	
	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	X	
	<i>Cinnamomum glanduliferum</i> (Wall.) Meisn.		X
	<i>Paulownia tomentosa</i> (Thunb.) Steud.		X
	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.		X
	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.		X
arbusto	<i>Amorpha fruticosa</i> L.	X	
	<i>Buddleja davidii</i> Franch.		X
	<i>Laurus nobilis</i> L.		X
	<i>Mahonia bealei</i> Fortune		X
	<i>Prunus laurocerasus</i> L.		X
	<i>Rhus typhina</i> L.		X
	<i>Rosa multiflora</i> Thunb.		X
liana	<i>Akebia quinata</i> (Houtt.) Decne.		X
	<i>Lonicera japonica</i> Thunb.		X
	<i>Parthenocissus inserta</i> (A.Kern.) Fritsch.		X
	<i>Pueraria lobata</i> (Willd.) Ohwi	X	
	<i>Vitis riparia</i> Michx. x <i>V. rupestris</i> Scheele		X

Fonte: Schoenenberger *et al.* (2014)

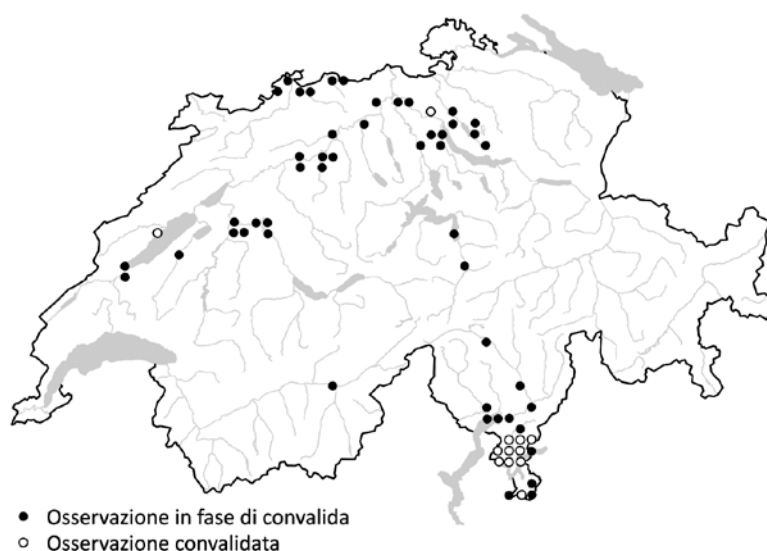


Figura 1: Diffusione attuale del prugnolo tardivo (*Prunus serotina*) in Svizzera secondo InfoFlora (www.infoflora.ch, sito consultato in gennaio 2018).

del suolo nelle piantagioni di pino e larice su terreni sabbiosi e poco fertili (Verheyen *et al.*, 2007; Vanhellemont *et al.*, 2011). La capacità della specie di formare rigogliosi tappeti di ricacci nel sottobosco, impedendo la normale gestione e rinnovazione delle piantagioni, e la sua tendenza a invadere ecosistemi pregiati quali le torbiere, i prati magri e le brughiere hanno ben presto trasformato la sua percezione da utile specie forestale ausiliaria a specie invasiva da combattere (Starfinger *et al.*, 2003). La lotta al prugnolo tardivo è un approccio che ha dato scarsi risultati, ma che a tutt'oggi fatica ad essere abbandonato (Nyssen *et al.*, 2018).

In Ticino il prugnolo tardivo è stato introdotto più tardi rispetto al resto d'Europa e, soprattutto, non è mai stato utilizzato su vasta scala in piantagioni forestali (Ceschi, 1992). Sono infatti pochi i progetti di rimboscimento con *P. serotina* conosciuti sul territorio: il progetto di rimboscimento del 1913 di Canedo presso Sonvico, dove il prugnolo è stato utilizzato assieme a numerose altre specie autoctone ed esotiche nell'ambito di un progetto di sistemazione idraulica (Pometta, 1919), il piccolo gruppo di prugnolo messo a dimora a Copera (Sant'Antonino) all'inizio degli anni 1960 nell'ambito del rimboscimento sperimentale per la ricerca di specie sostitutive al castagno minacciato dall'avvento in Europa del cancro corticale (Buffi, 1987), i sei singoli esemplari di Cima Pianca e dell'Alpe Paz a Novaggio e la piantagione della Collina di San Giorgio a Neggio-Vernate nel Malcantone (Ceschi, 1992; Fig. 2). La scarsa qualità degli esemplari cresciuti nella piantagione di Copera ha probabilmente scoraggiato gli addetti ai lavori a puntare su *P. serotina* quale specie di rimboscimento nella fascia castanile (Buffi, 1987). Molto più successo ha avuto il prugnolo, assieme ad altre specie come l'albero di Sant'Andrea (*Diospyrus lotus* L.), quale specie per adescare uccelli frugivori nei pressi dei roccoli (Ceschi, 1992).

Sono praticamente da questi impianti e da altri possibili (ma non documentati) esemplari ornamentali sparsi sul territorio che ha avuto origine la popolazione subspontanea descritta da Ceschi (1992) nel suo monitoraggio nei boschi del Cantone di inizio anni 1990 (Fig. 2).

Corrispondenza geografica con la presenza di roccoli

Alfine di verificare l'ipotesi di un legame tra diffusione attuale del *P. serotina* e presenza di roccoli sul territorio, abbiamo proceduto alla georeferenziazione delle informazioni disponibili sulla presenza di roccoli nel Canton Ticino. Abbiamo in particolare proceduto a localizzare con precisione i roccoli descritti come ancora esistenti da Bianconi (1976), distinguendoli da quelli riportati solo come rovine o toponimi. La categoria dei toponimi è poi stata completata attingendo alle pubblicazioni delle collane del Repertorio Toponomastico Ticinese. La corrispondenza geografica tra presenza di *P. serotina* e roccoli è stata analizzata calcolando la distanza minima tra i popolamenti spontanei (non dovuti a piantagioni nell'ambito di progetti forestali) riportati in Ceschi (1992) e i roccoli ancora esistenti nel 1970, rispettivamente i toponimi riferiti a Roccoli ancora conosciuti. Quale termine di confronto è stato generato all'interno

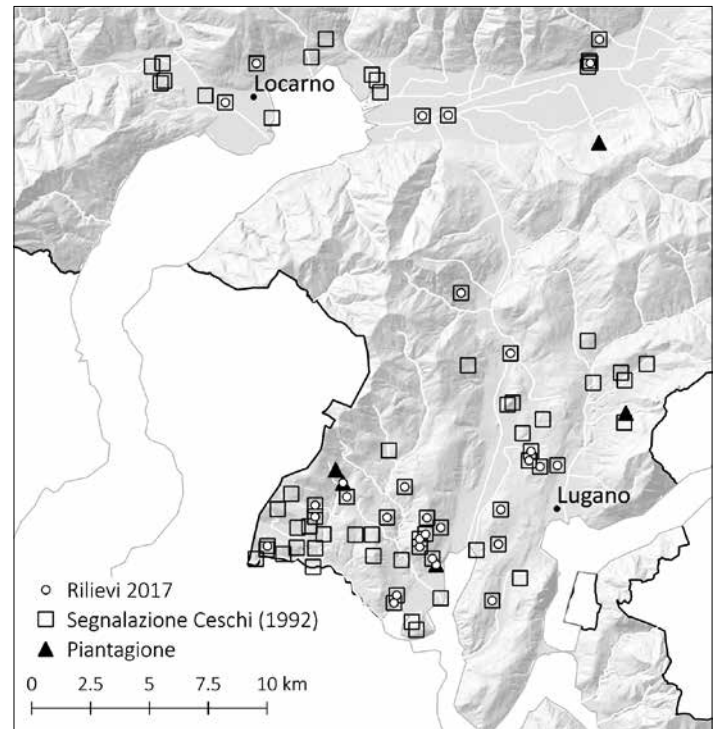


Figura 2: Siti con presenza di prugnolo tardivo (*Prunus serotina*) secondo il rilievo di Ceschi (1992) e indicazione dei popolamenti monitorati nel presente studio.

del territorio ecologicamente adatto alla specie (vale a dire terreni fertili al di sotto di una quota di 800 m s.l.m.) un numero di punti distribuiti casualmente pari al numero di popolamenti di *P. serotina* recensiti.

Rilievo 2017 dei siti con presenza di *Prunus serotina*

Nella primavera 2017 sono stati scelti 30 popolamenti dall'elenco dei siti con presenza di *P. serotina* riportati in Ceschi (1992), avendo cura di distribuirli in modo equo in funzione dell'abbondanza della specie negli anni 1990, vale a dire: 10 siti dove *P. serotina* è stato definito scarso, 10 siti con presenza discreta e 10 siti con presenza abbondante (Tab. 2; Fig. 2).

In ognuno dei 30 siti selezionati la localizzazione dei rilievi effettuati da Ceschi (1992) è stata ricostruita con la massima precisione possibile. All'interno del sito così definito si è delimitata un'area di saggio quadrata di 10 x 10 m rappresentativa del popolamento con presenza di *P. serotina*. Il sito è dapprima stato caratterizzato dal punto di vista della giacitura (quota, pendenza, esposizione, coordinate) e della stazione (microtopografia, presenza di rocce affioranti, vicinanza da corsi d'acqua). All'interno dell'area di saggio sono poi state rilevate tutte le specie legnose con Diametro a Petto d'Uomo (DPU) ≥ 4 cm e annotati lo spessore della lettiera e le evidenze di eventuali disturbi quali danni da vento, incendio, margine boschivo, interventi selvicolturali, danni da selvaggina, presenza di ruscelli o di radure. Per gli esemplari di *P. serotina* al di sotto della soglia di cavallettamento si è inoltre proceduto a una stima della loro presenza a livello di strato erbaceo e arbustivo, mentre una stima dell'abbondanza generale di *P. serotina* a livello di tutta l'area di saggio è stata ripetuta secondo la classificazione adottata da Ceschi (1992).

Tabella 2: Conversione delle stime di abbondanza proposte da Ceschi (1992) in classi di frequenza utilizzate in questo studio.

Ceschi (1992)	Rilievo 2017	Classi di abbondanza
–	assenza	Assenza
Semenzali	Presenza nello strato erbaceo	Scarsa
Singolo esemplare giovane		
Alcuni giovani esemplari		
Singolo esemplare adulto		
Alcuni esemplari adulti	Presenza scarsa negli strati arbustivi e arborei	
Discreta	Presenza discreta negli strati arbustivi e arborei	Discreta
Abbondante	Presenza abbondante negli strati arbustivi e arborei	Abbondante

Tabella 3: Classificazione delle specie legnose presenti nelle aree di saggio in funzione delle loro caratteristiche sinecologiche.

Specie pioniere	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Cytisus scoparius</i> , <i>Larix decidua</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Platanus occidentalis</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Quercus rubra</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i>
Specie intermedie	<i>Acer platanoides</i> , <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Castanea sativa</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Juglans regia</i> , <i>Picea abies</i> , <i>Prunus avium</i> , <i>Prunus padus</i> , <i>Quercus petraea</i> , <i>Rhamnus frangula</i> , <i>Sorbus aria</i> , <i>Sorbus aucuparia</i> , <i>Sorbus nigra</i>
Specie finali	<i>Carpinus betulus</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Laurus nobilis</i> , <i>Pseudotsuga menziesii</i> , <i>Tilia cordata</i> , <i>Trachycarpus fortunei</i> , <i>Ulmus glabra</i>

Il grado di copertura e la mescolanza delle specie (%) sono infine state stimate separatamente per lo strato arboreo e arbustivo, sia a livello di area di saggio (10 x 10 m), che di tutto il popolamento.

Analisi dei dati

Tutti i dati rilevati sono stati organizzati in una banca dati Access. La georeferenziazione delle informazioni concernenti i roccoli e i toponimi è stata fatta con l'ausilio del sito <https://www.map.geo.admin.ch> mentre le distanze tra quest'ultimi e i popolamenti di *P. serotina* sono state calcolate con il programma QGIS. Tutte le analisi statistiche sono state elaborate nel pacchetto di analisi statistica R versione 3.3.3 (R Development Core Team 2018).

L'area basimetrica è stata calcolata per ogni area di saggio in m²/ha, partendo dai DPU rilevati sul terreno. Al fine di valutare la sensibilità di *P. serotina* alla concorrenza interna al popolamento, tutte le specie legnose rilevate sono state classificate secondo le loro caratteristiche sinecologiche, distinguendole in specie pioniere, intermedie o finali (Tab. 3).

La significatività statistica delle differenze rilevate tra i dati è stata verificata a un livello di $p < 0.05$ con il test non parametrico di Wilcoxon della somma dei ranghi.

RISULTATI

Le 76 presenze di *P. serotina* riportate in Ceschi (1992) sono distribuite su una fascia altimetrica che va da 200 a 800 m s.l.m., con una concentrazione al di sotto dei 450 m s.l.m. (Fig. 3) e l'eccezione dei singoli esemplari piantati a 1'080 m s.l.m. a Cima Pianca (Novaggio). Un confronto tra la distribuzione geografica di *P. serotina* non legata a piantagioni forestali e la presenza di roccoli (Fig. 4) evidenzia una correlazione spaziale tra

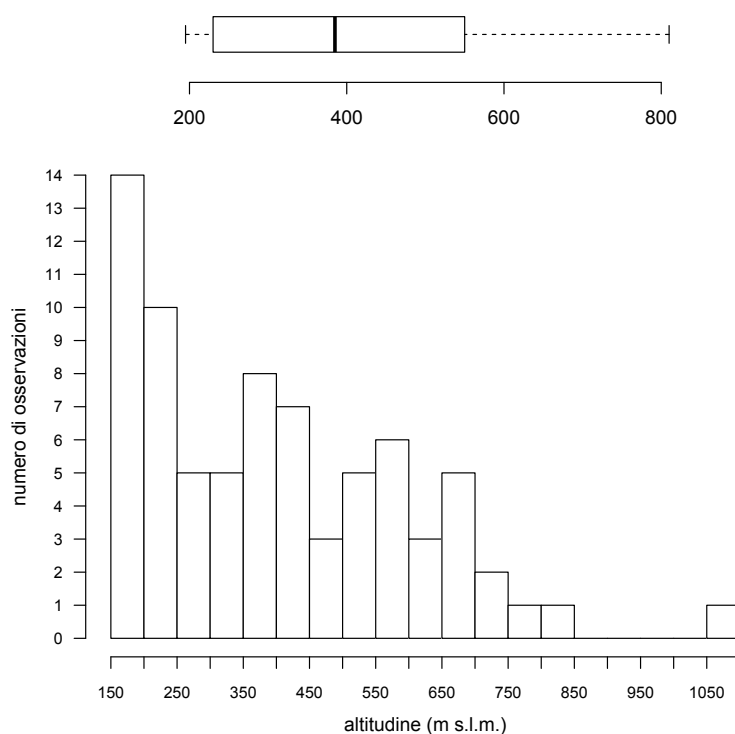


Figura 3: Distribuzione altimetrica dei siti con presenza di prunolo tardivo (*Prunus serotina*) secondo il rilievo di Ceschi (1992).

le due entità, con una distanza mediana di ca. 1'000 m per quanto riguarda i roccoli ancora esistenti nel 1970 e di ca. 900 m se si considerano anche i siti con vestigia di roccoli sotto forma di rovine o semplicemente di toponimi, distanze che si differenziano in modo statisticamente molto significativo dalla mediana della distanza dei punti distribuiti casualmente rispetto ai roccoli (rispettivamente 6'700 m e 4'600 m, Fig. 5).

Le popolazioni di *P. serotina* analizzate in questo studio sono caratterizzate da una dinamica evolutiva non univoca: 10 aree di saggio denotano un aumento (in

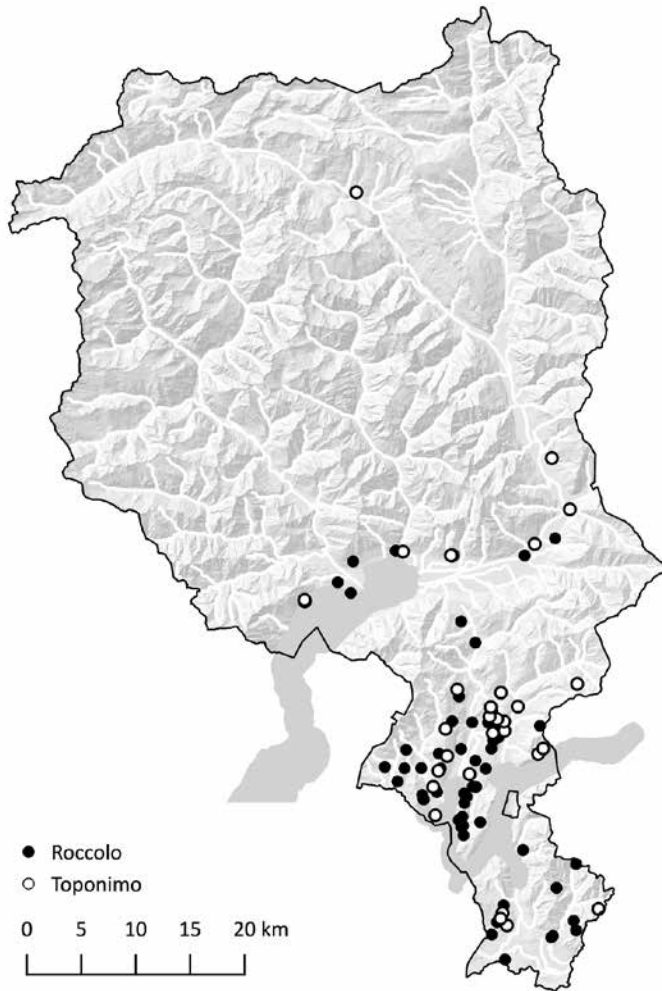


Figura 4: Distribuzione geografica dei Roccoli ancora esistenti nel 1970 secondo Bianconi (1976) e dei toponimi sopravvissuti alla scomparsa fisica della struttura.

4 addirittura da scarso ad abbondante) della presenza della specie, 8 siti denotano una diminuzione (in due casi addirittura da abbondante a scarsa), mentre nei restanti 12 casi la situazione è rimasta sostanzialmente stabile. La categoria di media abbondanza risulta in questo ambito la meno statica, con un solo rilievo su dieci rimasto in questa categoria (Fig. 6).

Le Figure 7 e 8 indicano relazioni abbastanza nette tra l'abbondanza attuale (2017) e le tendenze evolutive (1992-2017) di *P. serotina* da una parte e la presenza di specie finali della successione boschiva nel popolamento dall'altra. Quando l'area basimetrica delle specie intermedie e finali supera la soglia dei 40 m²/ha, la presenza di *P. serotina* è scarsa (Fig. 7) e la sua tendenza evolutiva negli ultimi 25 anni regressiva (Fig. 8).

La componente di *P. serotina* tende anche a rimanere generalmente ausiliaria, attestandosi in media attorno al 20% e al massimo al 33% dell'area basimetrica del popolamento (Tab. 4). La specie esprime anche altezze e diametri medi inferiori rispetto al resto del consorzio arboreo (Tab. 4), ciò che la pone automaticamente sempre in posizione di subordine.

Infine, dove la partecipazione di *P. serotina* al popolamento principale è molto bassa ($\leq 1\%$ della copertura totale), anche la presenza della specie nello strato arbustivo è significativamente minore (Fig. 9).

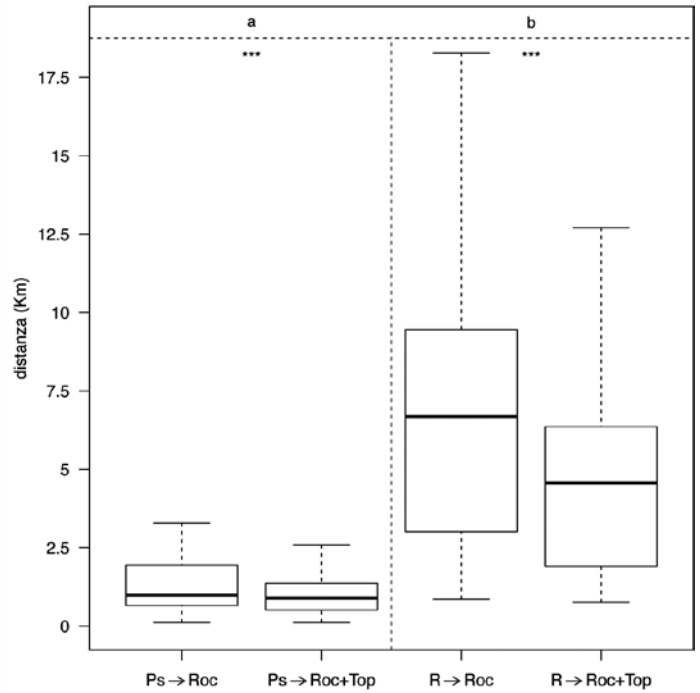


Figura 5: Relazione spaziale tra presenza di prugnolo tardivo (*Prunus serotina*) secondo il rilievo di Ceschi (1992) e riferimenti all'esistenza dei roccoli (vedi Fig. 4). Ps \rightarrow Roc = distanza minima tra siti con *P. serotina* e Roccoli esistenti negli anni 1970; Ps \rightarrow Roc+Top = distanza minima tra siti con *P. serotina* e Roccoli esistenti o toponimi riferiti a roccoli; R \rightarrow Roc = distanza minima tra punti Random e Roccoli esistenti negli anni 1970; R \rightarrow Roc+Top = distanza minima tra punti Random e Roccoli esistenti o toponimi riferiti a roccoli. Gli asterischi indicano differenze significative a $p < 0.05$ (test non parametrico di Wilcoxon della somma dei ranghi per dati appaiati) tra Ps \rightarrow Roc e Ps \rightarrow Roc+Top e analogamente per i punti Random mentre le lettere in minuscolo indicano differenze significative ($p < 0.05$, test non parametrico di Wilcoxon della somma dei ranghi) tra i due gruppi (*P. serotina* e Random).

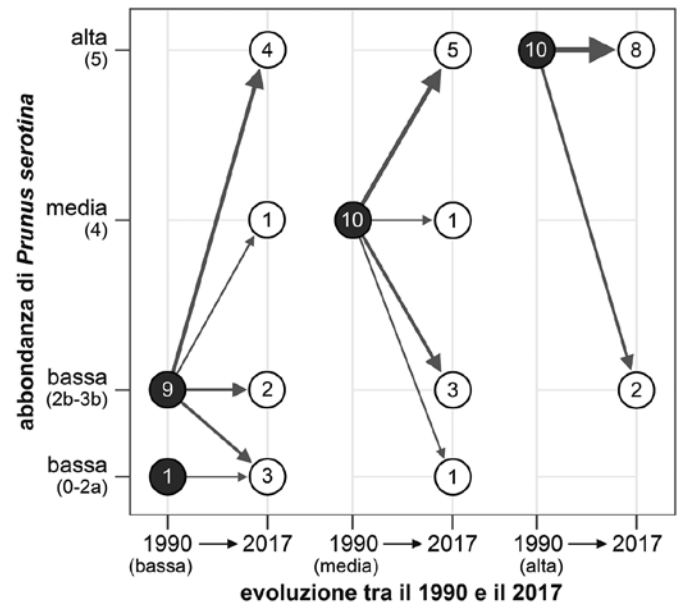


Figura 6: Traiettorie evolutive della presenza di prugnolo tardivo (*Prunus serotina*) a partire dal rilievo di Ceschi (1992) in funzione delle classi di abbondanza del 1992. Su sfondo nero il numero di aree di saggio del 1990; su sfondo bianco il numero di aree di saggio rilevate nel 2017.

Tabella 4: Principali caratteristiche auxometriche dei popolamenti studiati.

Caratteristica		Specie	Classe di abbondanza di Ps nel 2017	
			Scarsa (n. 10)	Discreta / Abbondante (n. 20)
area basimetrica	(m ²)	tutte	59.0 (38.0)	46.0 (34.0)
	(%)	Ps	6 (0, 8)	20 (12, 33)
altezza (m)	Dominante	tutte	18.7 (6.3)	21.7 (5.3)
	Media	tutte	11.8 (4.3)	11.0 (2.1)
	Mean	Ps	9.0 (6.8)	9.3 (4.7)
DPU (cm)	Dominante	tutte	46.0 (18.8)	36.9 (13.6)
	Media	tutte	20.3 (13.7)	13.8 (4.6)
	Media	Ps	12.7 (12.4)	10.7 (5.8)

Ps = *Prunus serotina*

Le cifre in parentesi si riferiscono alla Deviazione Standard o al 25, risp. 75 percentile.

Fra i fattori che tendono a favorire la rinnovazione di *P. serotina* vi è la luce data dalla vicinanza di un margine boschivo permanente (presenza di rinnovazione registrata nel 69% dei casi rispetto al 39% soltanto per i plot senza margine boschivo), mentre la presenza di uno spessore di lettiera importante (> 7 cm) tende a inibire l'affermazione di plantule (dati non mostrati).

DISCUSSIONE

A differenza delle zone del centro Europa dove la specie è ora invasiva (Starfinger et al., 2003), il limitato impiego del prugnolo tardivo quale specie forestale e ornamentale ha permesso in Ticino di contenere significativamente la sua presenza sul territorio.

Esiste ancora una buona relazione a livello regionale tra la diffusione attuale del prugnolo tardivo e la presenza di roccoli. A livello locale non è invece più possibile evidenziare una stretta correlazione spaziale tra le due identità, complici probabilmente le possibili lacune nei dati di distribuzione disponibili (sia dei roccoli, che della presenza di *P. serotina* in bosco) e il tempo e la dinamica boschiva intercorsa dal momento del loro impianto originale. Negli ultimi 25 anni non si sono avute da parte degli addetti ai lavori segnalazioni di colonizzazione di nuove aree o di particolari comportamenti aggressivi della specie, anche se bisogna ammettere che nessun inventario sistematico della diffusione di *P. serotina* è stato effettuato nel frattempo. È quindi lecito supporre che la specie abbia una dinamica di diffusione che si manifesta soprattutto su scala locale e limitata alle zone segnalate da Ceschi (1992), vale a dire nelle macrozone dove storicamente vi era un'elevata presenza di roccoli per la cattura degli uccelli di passaggio. Fa eccezione la zona a sud del Lago di Lugano, dove a una presenza relativamente significativa di infrastrutture e toponimi legati ai roccoli (Fig. 4) non corrisponde una presenza altrettanto rilevante di *P. serotina*, complice in parte anche la ricchezza di substrati basici della zona.

Oltre alla già citata scarsa diffusione di piante madri sul territorio, anche l'ecologia di riproduzione legata alla diffusione per gravità o per (endo)zoocoria dei semi (Parion et al., 2006;) e la scarsa propensione della

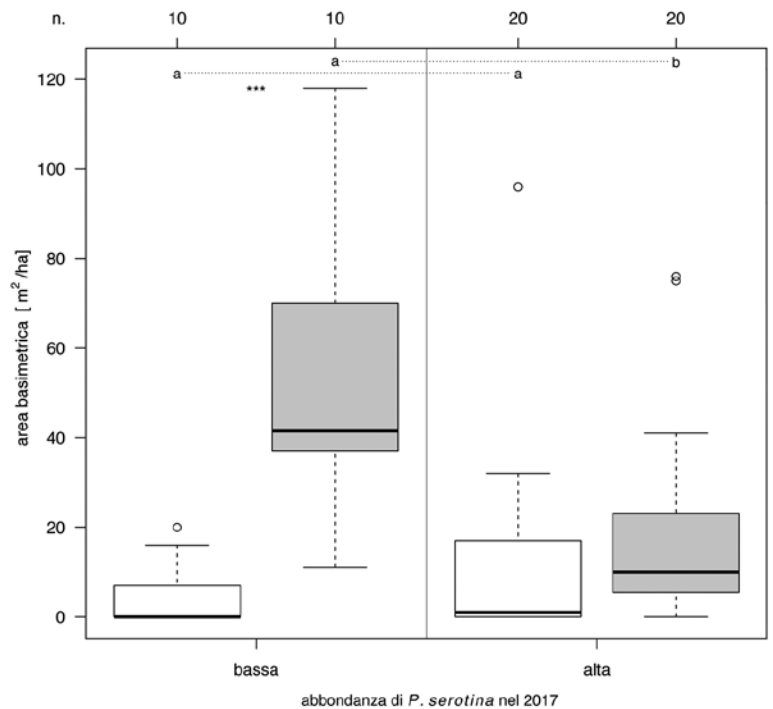


Figura 7: Area basimetrica in funzione delle classi di presenza scarsa e media/abbondante del prugnolo tardivo (*Prunus serotina*) bianco = specie pioniere; grigio = specie transitorie e finali. Gli asterischi indicano differenze significative a p < 0.05 (test non parametrico di Wilcoxon della somma dei ranghi per dati appaiati) tra specie pioniere e transitorie-finali nella medesima classe di presenza mentre le lettere in minuscolo indicano differenze significative a p < 0.05 (test non parametrico di Wilcoxon della somma dei ranghi) tra specie pioniere o transitorie-finali e differenti classi di presenza.

specie a colonizzare zone disturbate e totalmente aperte senza passare dalla formazione di una pre-rinnovazione (Closet-Kopp et al., 2007) non permettono alla specie di diffondersi in modo massiccio su lunghe distanze.

Il *P. serotina* conferma la sua tendenza a soffrire molto le specie forestali intermedie e finali in grado di costituire popolamenti tendenzialmente scuri (Auclair & Cottam, 1971). Aumenta invece la sua presenza in concomitanza con altre specie pioniere. Questo risultato è un'indiretta conferma della capacità della specie di mantenere una banca di semenzali nel sottobosco in grado di

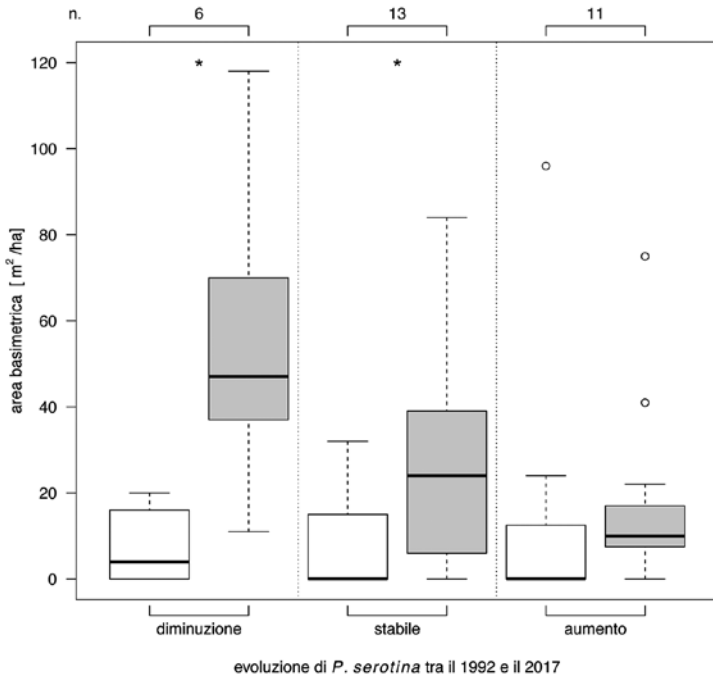


Figura 8: Area basimetrica delle specie pioniere e finali in funzione della dinamica evolutiva del prugnolo tardivo (*Prunus serotina*) a partire dal rilievo di Ceschi (1992) bianco = specie pioniere; grigio = specie transitorie e finali. Gli asterischi indicano differenze significative a $p < 0.05$ (test non parametrico di Wilcoxon della somma dei ranghi per dati appaiati).

rapidamente sfruttare la creazione di buche all'interno del popolamento (Auclair & Cottam, 1971; Marquis, 1990; Closet-Kopp *et al.*, 2007). Molto indicativa in questo senso l'instabilità della categoria di abbondanza intermedia: abbondanze medie di *P. serotina* sono solo transitorie nell'ambito di dinamiche di espansione (in caso di disturbi e aperture del soprassuolo) o di regressione (in caso di evoluzione naturale verso popolamenti molto ombrosi di specie intermedie e finali). Anche dove la presenza di prugnolo tardivo regredisce temporaneamente a causa della chiusura del popolamento principale, una sua eventuale presenza nel sottobosco costituisce quindi un potenziale per una ripartenza della specie al momento dell'apertura del soprassuolo a causa di un evento accidentale o di un intervento selvicolturale (Vanhellemont *et al.*, 2010; Conedera & Schoenenberger, 2014).

L'evoluzione naturale dei boschi della fascia castanile caratterizzata da un ritorno di molte specie intermedie e finali sia nel piano dominante che nel sottobosco (incluse le sempreverdi autoctone ed esotiche) è in questo senso molto favorevole all'autoregolazione del sistema e a un controllo a lungo termine dell'espansione del prugnolo tardivo. Dove è necessario intervenire selvicolturalmente, l'espansione di *P. serotina* in bosco può essere contenuta attraverso l'adozione di principi relativamente semplici (Sitzia *et al.*, 2016). Dove l'albero è presente nel sottobosco, le chiome devono essere mantenute chiuse il più possibile, evitando in particolare di portare molta luce sul terreno con ceduzioni o tagli di sementazione troppo estesi. In caso di interventi di dirado, è consigliabile favorire specie autoctone di ombra. Dove sono presenti *P. serotina* adulti in grado di produrre molti semi si può pensare di ricorrere a una

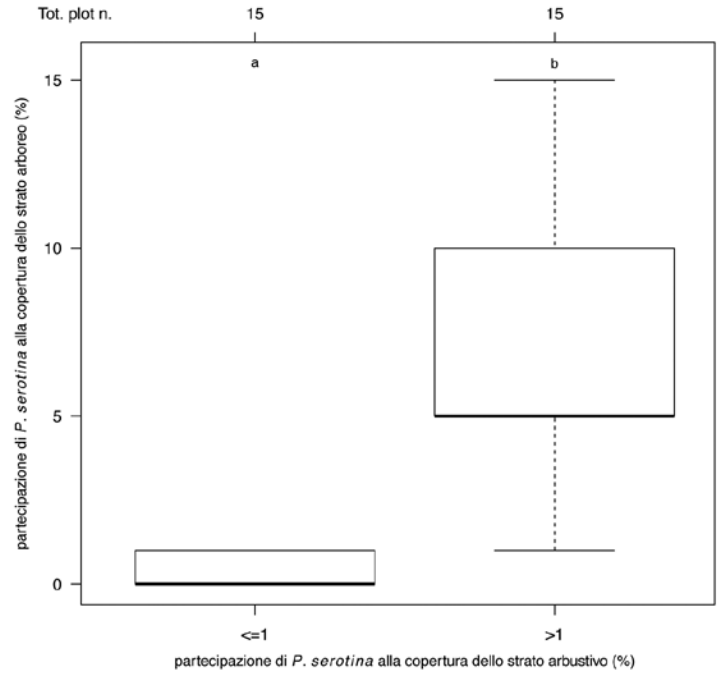


Figura 9: Relazione tra abbondanza del prugnolo tardivo (*Prunus serotina*) nello strato arboreo e la sua presenza nello strato arbustivo. Le lettere in minuscolo indicano differenze significative a $p < 0.05$ (test non parametrico di Wilcoxon della somma dei ranghi).

cercinatura mirata, facendo attenzione di non stimolare un riscoppio pollonifero dell'individuo. Buoni riscontri ha dato a questo proposito il metodo di cercinatura a tre anelli di motosega proposto da Martin Ziegler nel Canton Zugo e già testato anche sull'ailanto all'interno di consorzi arborei fitti (Wunder *et al.*, 2016).

CONCLUSIONI

La popolazione di *P. serotina* in Canton Ticino mostra una notevole dinamica a livello di popolamento, ma allo stato attuale non sembra dare particolari preoccupazioni dal punto di vista di una sua incontrollata diffusione sul territorio. In caso di evoluzione verso coperture dense del popolamento, la partecipazione della specie al consorzio arboreo è addirittura regressiva rispetto a qualche decennio orsono.

La valutazione di Schoenenberger *et al.* (2014) secondo la quale *P. serotina* va attualmente considerato solo potenzialmente dannoso è quindi ancora valida e condivisibile. In virtù della sua capacità di mantenere una banca di semenzali e di sfruttare le aperture che si creano all'interno del bosco la specie va comunque continuamente monitorata, anche perché l'interazione con altre specie esotiche o un mutamento repentino delle condizioni ambientali potrebbero rapidamente cambiare la situazione. Citiamo a questo proposito le possibili conseguenze di eventuali epidemie su vasta scala che potrebbero far aumentare la trasparenza dei nostri boschi, come il disseccamento del frassino (*Hymenoscyphus fraxineus*), i danni da siccità, i recenti focolai di mal dell'inchiostro (*Phytophthora* spp.) o gli attacchi del cinipide (*Dryocosmus kuriphilus*). Anche l'impatto poten-

zialmente negativo di *P. serotina* sull'ambiente potrebbe subire rapide evoluzioni. Citiamo a questo proposito una sua possibile interazione quale specie ospite del moscerino dei piccoli frutti (*Drosophila suzukii* Matsumura), un neozoo che provoca un danno indiretto nei frutti a bacche, inducendo epidemie di marciume acido attraverso la deposizione di uova sotto la cuticola dei frutti, specialmente nelle stagioni fredde e umide (Jermini & Schoenenberger, 2017).

RINGRAZIAMENTI

Ringraziamo i colleghi Nicola Schoenenberger e Gabriele Carraro per la lettura critica di una precedente versione del manoscritto.

BIBLIOGRAFIA

- Auclair A.N. & Cottam G. 1971. Dynamics of Black Cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in Southern Wisconsin Oak Forests Ecological Monographs 41, 2: 153-177.
- Bianconi G. 1976. Roccoli del Ticino. Armando Dadò Editore, Locarno.
- Brunel S., Branquart E., Fried G., Van Valkenburg J., Brundu G., Starfinger U., Buholzer S., Uludag A., Joseffson M. & Baker R. 2010. The EPPO prioritization process for invasive alien plants. EPPO Bulletin 40, 3: 407-422.
- Buffi R. 1987. Le specie forestali per la zona castanile insubrica: la crescita giovanile di specie forestali indigene ed esotiche nei rimboschimenti sperimentali di Copera. Mitt Eidgenöss Forsch.anst WSL 63, 3: 409-656.
- Caplat P., Hui C., Maxwell B.D. & Peltzer D.A. 2014. Cross-scale management strategies for optimal control of trees invading from source plantations. Biological Invasions 16, 3: 677-690.
- Ceschi I. 1992. La diffusione del prugnolo tardivo (*Prunus serotina* Ehrhart 1787/97) nel Ticino Boll Soc Tic Sci Nat 80, 97-105.
- Closset-Kopp D., Chabrierie O., Valentin B., Delachapelle H. & Decocq G. 2007. When Oskar meets Alice: Does a lack of trade-off in *r/K*-strategies make *Prunus serotina* a successful invader of European forests? Forest Ecology and Management 247, 1-3: 120-130.
- Conedera M., Nobis M. & Wunder J. 2014. Ailanto: ospite indesiderato in bosco? Sherwood 206: 15-18.
- Conedera M. & Schönenberger N. 2014. Wann werden gebietsfremde Gehölze invasiv? Ein methodologischer Ansatz. Schweiz. Z. Forstwes. 165, 6: 158-165.
- Engel J. 2015. Robinie: Multitalent oder Lichtbaumart mit Schattenseiten? AFZ/Der Wald 70, 1: 2-3.
- Gottschalk K.W. 1994. Shade, leaf growth and crown development of *Quercus rubra*, *Quercus velutina*, *Prunus serotina* and *Acer rubrum* seedlings. Tree Physiology 14, 7-9: 735-749.
- Jermini M. & Schoenenberger N. 2017. Neobiota nel sistema viticolo ticinese: storia, diversità e impatti. Mem Soc tici Scienat e Museo cant Storia nat 12: 125-140.
- Kowarik I. 2003. Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Malvolti M.E., Pollegioni P., Lauteri M., Paris P., Musicanti A., Pisanelli A., Mapelli S. & Cannata F. 2003. *Robinia pseudoacacia* L. Una specie da valorizzare o un'aliena da combattere? Sherwood 93: 35-44.
- Marquis D.A.I. 1990. Black Cherry. In: Burns R.M. & Honkala B.H. (Eds.). Silvics of North America, Volume 2, Hardwoods. Forest Service, United States Department of Agriculture, Washington, DC, pp. 594-604.
- Mühlethaler U. 2010. Eine Baumart gibt zu diskutieren. Wald und Holz 91, 6: 35-38.
- Nobis M.P. 2008. Invasive Neophyten auch im Wald? Wald und Holz, 8: 46-49.
- Nyssen B., Muy B., Starfinger U. & Conedera M. 2018. Spätblühende Traubenkirsche: Waldpest oder Waldbaum, je nach Waldbaukontext. Schweiz. Z. Forstwes. 169, 2: 93-101.
- Pairon M., Jonard M. & Jacquemart A.L. 2006. Modeling seed dispersal of black cherry, an invasive forest tree: how microsatellites may help? Canadian Journal of Forest Research 36, 6: 1385-1394.
- Paquette A., Bouchard A. & Cogliastro A. 2007. Morphological plasticity in seedlings of three deciduous species under shelterwood under-planting management does not correspond to shade tolerance ranks. Forest Ecology and Management 241, 1-3: 278-287.
- Pometta M. 1919. Le sorgenti, i ripari, il rimboschimento di Camedo- Relazione al Municipio e alla popolazione di Caprino. Tipografia Tessin Touriste, Lugano.
- QGIS. 2018. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://www.qgis.org>.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>.
- Rometsch S. 2014. Invasive Neophyten im Wald? Wald und Holz, 7: 23-27.
- Schoenenberger N., Röthlisberger J. & Carraro G. 2014. La flora esotica del Cantone Ticino (Svizzera). Bollettino della Società Ticinese di Scienze Naturali 102: 13-30.
- Sitzia T., Campagnaro T., Kowarik I. & Trentanovi G. 2016. Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien species. Biological Invasions 18, 1: 1-7.
- 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.
- Tinner W., Hubschmid P., Wehrli M., Ammann B. & Conedera M. 1999. Long-term forest fire ecology and dynamics in southern Switzerland. Journal of Ecology 87, 2: 273-289.
- van Wilgen B.W. & Richardson D.M. 2014. Challenges and trade-offs in the management of invasive alien trees. Biological Invasions 16, 3: 721-734.
- Vanhellemont M., Wauters L., Baeten L., Bijlsma R.J., De Frenne P., Hermy M. & Verheyen K. 2010. *Prunus serotina* unleashed: invader dominance after 70 years of forest development. Biological Invasions 12, 5: 1113-1124.
- Vanhellemont M., Baeten L., Verbeeck H., Hermy M. & Verheyen K. 2011. Long-term scenarios of the invasive black cherry in pine-oak forest: Impact of regeneration success. Acta Oecologica-International Journal of Ecology 37, 3: 203-211.

- 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 and Distributions* 13, 5: 487-497.
- Vitkova M., Muellerova J., Sadlo J., Pergl J. & Pysek P. 2017. Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 384: 287-302.
- Vitkova M., Conedera M., Sadlo J., Pergl J. & Pysek P. 2018. Gefährlich und nützlich zugleich: Strategien zum Management der invasiven Robinie. *Schweiz. Z. Forstwes.* 169, 2: in press.
- Wunder J., Knüsel S., Gurtner D. & Conedera M. 2016. The spread of tree of heaven in Switzerland. In, *Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges*, pp. 374-385.