



4.11 Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.)

Autoren: REGINA PETERSEN, PETER ANNIGHÖFER,
HERMANN SPELLMANN, BERTRAM LEDER

4.11.1 Nomenklatur und Systematik

Familie: Rosaceae Juss (Rosengewächse)

Gattung: *Prunus* L. (Kirsche)

Art: *Prunus serotina*, Spätblühende Traubenkirsche, black cherry

4.11.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) ist invasiv. Sie besitzt sowohl ein hohes Reproduktionspotenzial (frühe Samenbildung, Stockausschlag, Wurzelbrut) als auch ein recht hohes Ausbreitungspotenzial (endozoochor). Durch diese typischen Eigenschaften einer Pionierbaumart, kombiniert mit einer hohen Schattentoleranz in der Jugend, dringt sie in Mitteleuropa v. a. in lichte Eichen-, Kiefern- und Lärchenbestände ein und verdrängt aufgrund ihrer hohen interspezifischen Konkurrenz andere Arten. Einzig positiv hervorzuheben ist die bodenverbessernde Wirkung ihrer Streu in Nadelholzbeständen. Steuerung und Bekämpfung der Art gestalten sich nach einer Ausbildung von dichten Unter- und Zwischenständen als schwierig und aufwendig.

Die Spätblühende Traubenkirsche ist nach heutigen Erkenntnissen auf der gesamten Waldfläche Deutschlands als nicht anbauwürdig einzustufen. Durch das Vorhandensein von *P. serotina* werden alle waldbaulichen Tätigkeiten mit dem Ziel, naturnahe Wälder aufzubauen, erheblich erschwert. Langfristig lässt sich die im Al-

ter lichtliebende Spätblühende Traubenkirsche im Wald nur durch schattentolerante Baumarten wie z. B. Buche, Hainbuche und Linde verdrängen. An vielen Waldrändern und in Offenlandschaften, vor allem auf Sandböden, hat sich *P. serotina* fest etabliert.

4.11.3 Vorkommen

4.11.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung

Das Hauptverbreitungsgebiet von *P. serotina* liegt in den östlichen USA, in angrenzenden Gebieten in Kanada im Norden und südlich bis zum Golf von Mexiko (*P. serotina* var. *serotina*, Abb. 24). Im Süden und Westen der USA kommen noch zwei Varietäten (var. *exima* und var. *rufula*) vor, die lediglich Höhen zwischen 9 und 15 m erreichen. Des Weiteren existiert *P. serotina* var. *salicifolia* mit besonders großen Früchten, deren Verbreitung von Zentralmexiko bis Guatemala reicht und die in vielen Ländern Südamerikas angebaut wird (örtliche Bezeichnung „Capulin“).

Die höhenzonale Verbreitung reicht von nahe Meeresebene in Kanada bis in Höhenlagen von 1.520 m in den südlichen Appalachen sowie bis 2.290 m ü. NN im südwestlichen Verbreitungsgebiet.



Abb. 24. Karte des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Prunus serotina* (verändert nach Roloff et al. 1994)

Klima, Böden, Waldgesellschaften

P. serotina wächst unter vielen klimatischen Bedingungen, am besten allerdings in kühl und feucht temperierten Wäldern. Im Herzen der kommerziellen Nutzung (Allegheny Plateau) liegen die jährlichen Niederschlagssummen zwischen 970 und 1.120 mm, gleichmäßig über das Jahr verteilt, mit Jahresdurchschnittstemperaturen zwischen 7,5 und 11,5 °C (Prasad et al. 2007). Die frostfreie Vegetationszeit beträgt dort 120 bis 150 Tage.

Im natürlichen Verbreitungsgebiet wächst sie auf allen Böden mit Ausnahme von staunassen oder extrem trockenen Standorten. Besiedelte Böden sind meist sauer, relativ nährstoffarm, tiefgründig verwittert und haben einen hohen Skelettanteil. Die Bodenart reicht von sandigem bis zu schluffig-tonigem Lehm.

P. serotina ist als Laubbaum der nördlichen Breiten in 22 Waldgesellschaften vertreten (Marquis 1990). Zusammen mit *Acer rubrum*, *A. saccharum* und *Fraxinus americana* bildet sie eine eigene Waldgesellschaft („Black Cherry-Maple“), in der *P. serotina* dominiert. Entsprechend ihren natürlichen Verbreitungsmechanismen, ist sie trotz relativ hoher Schattentoleranz in der Jugend eher als Pionierbaumart zu bezeichnen, sie benötigt Lücken oder sonstige flächige Störungen für eine erfolgreiche Ansiedlung. Aufgrund der intensiven Nutzung Anfang des 20. Jahrhunderts wurde sie in Pennsylvania selten, und Illick (1923) befürchtete sogar ihr Verschwinden.

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Neben der Ausweisung von 4 Varietäten liegen über die natürliche Variabilität einige Ergebnisse aus Herkunftsversuchen in ihrer Heimat vor (Cech und Kitzmiller 1968, Cech und Carter 1979, Farmer und Barnett 1972, Pitcher und Dorn 1972, Barnett und Farmer 1980, Pitcher 1984, Walters 1985). So weist die Samengröße einen geografischen Trend auf; mit zunehmendem Breitengrad sind größere Samen korreliert. Die Saatgutdichte nimmt nach Süden und Osten hin ab, und auch die Höhenlage beeinflusst die Saatgutdichte; so produzieren Hochlagenherkünfte mehr Samen. Weiterhin wurden Unterschiede in der Stammform, im Verzweigungssystem und in der Krebsanfälligkeit zwischen verschiedenen Herkünften festgestellt. Die Herkunft beeinflusst auch die Überlebensrate und das Wachstum. So überlebten Sämlinge aus dem südlichen und westlichen Verbreitungsgebiet auf Versuchsflächen an der Ostküste (Pennsylvania, Maryland, Virginia) gar nicht oder wuchsen nur sehr schlecht (Genys und Cech 1975, zit. nach Liesebach 2005). Für den Anbau von qualitativ hochwertigen Spätblühenden Traubenkirschen (furniergeeignet) in Pennsylvania, aber auch den anderen Bundesstaaten des Allegheny Plateaus, wird Saatgut von örtlichen Herkünften empfohlen.

4.11.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang

Der erste Nachweis von *P. serotina* in Europa erfolgte 1623 in Rahmen einer Bestandsaufnahme eines mitten in Paris gelegenen Gartens (Wein 1930). Wann die Art explizit nach Deutschland gebracht worden ist, lässt sich nicht exakt rekonstruieren. Booth betonte 1907 die Genügsamkeit im Anbau und bedauerte, dass man die Baumart zwar schon seit über drei Jahrhunderten kenne, sie aber trotzdem weitgehend unbekannt geblieben sei. In Zeiten der Holznot wies er allgemein auf den Anbau fremdländischer Holzarten hin und schlug dabei die Pflanzung von *P. serotina* auf Kiefernstandorten vor, da sie hier den 10- bis 12-fachen Ertrag im Vergleich zur Kiefer leisten könne. Aufgrund der schlechten, z. T. strauchartigen Wuchsform scheiterten diese Vorhaben in den meisten Fällen. Eine detaillierte Zusammenfassung über die Erfahrungen mit der Spätblühenden Traubenkirsche Anfang des 20. Jahrhunderts vermitteln Sinner (1926) und Starfinger (1990). Demnach gab es vier Hauptgründe für den großflächigen Anbau von *P. serotina* als sog. dienende Baumart: 1. als Wind- und Brandschutz an den Rändern von Nadelholzkulturen, 2. zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit aufgrund ihrer nährstoffreichen Streu, 3. bei der Aufforstung von Heideflächen als Bodenbedecker und 4. in Kiefern-Reinbeständen aus Gründen der Vorbeugung gegen Waldbrand und Massenvermehrung von Kiefern-Schadinsekten (Abb. 25). Weitere Gründe waren der Anbau als Vogelschutzgehölz und der zur Bienenweide. So erklärt sich, warum *P. serotina* über Jahrzehnte hinweg angebaut wurde und heute in großen Beständen in den Beneluxstaaten über die norddeutsche Tiefebene hinweg bis nach Polen und Ungarn anzutreffen ist (Kowarik 2010).



Abb. 25. Dichter Unterstand aus *Prunus serotina* in einem Kiefernreinbestand im Waldschutzgebiet Bärenthoren / Sachsen-Anhalt (Foto: M. Ziegeler)

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebiets ist das Erscheinungsbild der Spätblühenden Traubenkirsche ausgesprochen vielseitig. Es reicht vom krummwüchsigen Busch bis zum einschnürigen, langschaftigen Baum. Die genaue Herkunft der in Deutschland vorkommenden Spätblühenden Traubenkirschen ist unbekannt. Untersuchungen belegen aber, dass die Populationen im Nordwesten Europas aus dem Ursprungsgebiet der Appalachen (vornehmlich Allegheny Plateau) stammen. Von hier wurden zahlreiche Einfuhren mit vielen Individuen durchgeführt, zudem fand später auch noch ein Austausch zwischen den Standorten statt (Pairon et al. 2010). Ob die weitverbreitete Krummschäftigkeit eine Folge des Lichtmangels, der Herkunft oder standörtlicher Bedingungen bzw. eine Kombination mehrerer Faktoren ist, ist derzeit noch nicht bekannt.

4.11.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.11.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

Auch außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes wird *P. serotina* als anspruchslos und robust, stadtklimafest, windresistent und verträglich gegenüber Salzlufte beschrieben (Pflanzenhandel 2000, zit. nach Liesebach 2005). Die Baumart gilt als nitrophil und kaum spätfrostgefährdet. Auf trockenen (sehr sandigen) und flachgründigen Standorten (z. B. Muschelkalk) wächst sie meist nur strauchförmig. *P. serotina* gilt als nicht sehr überflutungstolerant (Hall und Smith 1955, Liesebach 2005, Bourtsoukidis et al. 2014), kommt aber auch in Auwäldern (z. B. im Valle del Ticino in Italien, Annighöfer et al. 2012a) vor.

In ihrer Heimat ist das Wurzelsystem breit und flach und erschließt auf gut entwässerten und tiefgründigen Sanden im Allgemeinen die obersten 60 cm. Gelegentlich bilden sich Senkerwurzeln aus, die dann auch bis 90 und 120 cm in die Tiefe reichen können (Marquis 1990).

P. serotina bewirkt auf schlechten bis mittleren Standorten aufgrund ihrer leicht zersetzbaren Streu (C/N-Verhältnis < 20) eine Standortmelioration (Wendorff 1952, Lorenz et al. 2004). Die Humusform verbessert sich in Kiefernbeständen mit vorhandenem Unterstand aus *P. serotina* vom rohhumusartigen Moder zum typischen Moder (Bilke 1995). Auf ärmeren Böden ist die Spätblühende Traubenkirsche ebenfalls nährstoffeffizienter als Birke und Eberesche (Nyssen et al. 2013). Eine gut entwickelte Strauchschicht aus Spätblühender Traubenkirsche unter Kiefer liefert mehr als 2 t Streu (Trockengewicht) pro ha (Urban et al. 2009), und der Fluss an basischen Kationen über die Streu ist dort ungefähr doppelt so hoch wie in Kiefernbeständen ohne *P. serotina* (Joos 2012, zit. nach Nyssen et al. 2013). Dementsprechend sind die Basenversorgung und der pH-Wert unter Spätblühender Traubenkirsche signifikant

höher (Vanderhoeven et al. 2005). Dagegen stellten Rode et al. (2002) auf Flächen in der Lüneburger Heide einen nachweislich niedrigeren pH-Wert unter *P. serotina* fest. Da der Stickstoffbedarf von *P. serotina* relativ hoch ist, kann die Wurzelaufnahme zu einer Reduzierung der Nitratauswaschung und damit zu einer Entlastung des Grundwassers führen (Lorenz et al. 2004). Über die Laubstreu werden aber auch einige cyanogene Glykoside und Benzoesäure in den Boden abgegeben, denen in einem Experiment mit Kresse und Ahorn (*Acer* spp.) eine geringfügig allelopathische Wirkung nachgewiesen werden konnte (Böckmann 2010). Der Einfluss dieser Stoffe im Freiland ist allerdings noch nicht belegt und spielt wohl nur eine untergeordnete Rolle (Weidenhammer 1996, Dalton 1999, beide zit. nach Böckmann 2010).

Aufgrund ihrer breiten Standortamplitude in der Heimat und der Fähigkeit, auch trockene Böden zu besiedeln, lässt sich ableiten, dass *P. serotina* vermutlich eine hohe Anpassungsfähigkeit in Hinblick auf einen Klimawandel besitzt (Kleinbauer et al. 2010). Gerade im Wurzelraum erweist sie sich Eichen und Kiefern in Störungssituationen überlegen (Kalhoff 2000). Trocknet der Boden im Sommer aus, sterben bei allen Baumarten Feinwurzeln ab und regenerieren sich erst, wenn der Boden wieder feucht ist. Die Spätblühende Traubenkirsche reagiert sowohl auf verschlechterte als auch auf verbesserte Bedingungen schneller als Eichen und Kiefern. Die Feinwurzeln von *P. serotina* wachsen schneller und haben hierdurch einen Vorsprung bei der Nutzung von Nährstoffen und Wasser.

4.11.4.2 Verjüngung

Der Blühzeitpunkt liegt im Mai bis Juni etwa zwei bis drei Wochen nach der heimischen Gemeinen Traubenkirsche (*P. padus* L.). Die Blüten werden insektenbestäubt, die Fruchtreife liegt im August. Bei vollem Licht ist die Fähigkeit zur Fruktifikation bereits im Alter von 4 Jahren festgestellt worden (Nyssen et al. 2013), unter Schirm beträgt das mittlere Alter für die erste Samenbildung 20 Jahre. In einem Topfversuch blühte die Spätblühende Traubenkirsche schon im Alter von drei Jahren (Kawaletz 2013). Eine Vollmast gibt es alle ein bis zwei Jahre. Die meisten Samen werden im Alter zwischen 30 und 100 Jahren gebildet (Hough 1965) und fallen im Umkreis von 0 bis 5 m auf den Boden (Pairon et al. 2006). Die Samenverbreitung erfolgt endozoisch, denn die Kirschen sind eine wichtige Nahrungsgrundlage für zahlreiche Vögel und Säugetiere. Dabei beträgt die Ausbreitungsentfernung durch Vögel im Bestand rund 25 m, außerhalb des Waldes 100 bis 300 m, je nach Landschaftsstruktur (Deckers et al. 2008). Die Keimfähigkeit kann bis zu 5 Jahre andauern, die meisten Samen keimen aber bereits nach ein oder zwei Jahren. Phartyal et al. (2009) konnten nicht nachweisen, dass *P. serotina* eine ausdauernde Samenbank aufbaut. Die Spätblühende Traubenkirsche keimt hypogäisch.

Der Kern reift über Winter nach, und die Keimung erfolgt Ende Mai meist in einem feuchten Saatbeet in der Humusaufflage oder unter der Streuschicht. Der Anschluss an den Mineralboden ist nicht erforderlich. Besondere Ansprüche an den Standort hinsichtlich der Nährstoffausstattung stellt *P. serotina* für die Keimung der Samen nicht, lediglich ein feuchtes Keimbett ist für eine hohe Keimrate wichtig.

Die unter einem dichten Kronendach gekeimten Schösslinge entwickeln eine „sit-and-wait“-Strategie (auch „Oskar-Strategie“) und nehmen kaum an Höhe zu (< 0,06 mm pro Jahr, Auclair 1975, Closset-Kopp et al. 2007). Zudem sind sie in der Lage, bei einer Lichtversorgung von nur 10% mehrere Vegetationsperioden zu überleben (Starfinger 1990). Kommt es zu einer Störung durch menschliche oder natürliche Einflüsse und das Kronendach wird durchbrochen, beginnen die Sämlinge rasch zu wachsen (Höhenwachstum > 56 cm pro Jahr) und besetzen die entstandene Lücke (Closset-Kopp et al. 2007). Der frühe Beginn der Produktion einer enormen Menge an Samen kann dazu führen, dass in kurzer Zeit eine dichte Strauchschicht aufgebaut wird (Starfinger et al. 2003). Durch das dichte Blätterdach kommt kaum noch Licht auf den Boden, und andere Baumarten können sich z. T. nicht etablieren bzw. verjüngen (Retter 2004, Annighöfer et al. 2012b). *P. serotina* tritt somit zum einen als schattentoleranter K-Strategie in juvenilen Stadien auf und zum anderen als lichtliebender r-Strategie bei Störungen, bei denen viel Energie in das Höhenwachstum und in die Reproduktion gesteckt wird (Godefroid et al. 2005, Closset-Kopp et al. 2007). Im Vergleich mit anderen bedeutsamen Baumarten ihrer Heimat wird der Spätblühenden Traubenkirsche hinsichtlich ihrer Schattentoleranz auf einer Skala von 0 (= keine Toleranz) bis 5 (maximale Toleranz) der Wert von 2,46 zugesprochen. Dies entspricht dem Wert von *Fraxinus americana* und liegt geringfügig unter der Schattentoleranz von *Quercus rubra* (2,75). Mit einer Trockentoleranz von 3,03 liegt *P. serotina* zwischen den Ansprüchen von *Quercus rubra* (2,88) und *Pinus sylvestris* (4,34) (Niinemets und Valladares 2006).

Hervorzuheben ist auch die Fähigkeit von *P. serotina* zur vegetativen Vermehrung durch Wurzelbrut und Stockausschlag. Letzterer ist bis ins hohe Alter möglich, erreicht aber sein Maximum im Alter von 40 bis 50 Jahren. Stockausschläge wachsen in den ersten 20 bis 30 Jahren schneller als gleich alte Kernwüchse (Marquis 1990).

In Mitteleuropa konnte sich die Art aufgrund ihres schnellen Wachstums, früherer Fruktifikation und der Fähigkeit zu Stockausschlag und Wurzelbrut in lichten Kiefern-, Lärchen- und Eichenwäldern ausbreiten. Ein weiterer Vorteil gegenüber Kiefer und Lärche ist, dass sie keinen freien Mineralboden zur Keimung benötigt. Aus Sicht des Artenschutzes wird die Ausbreitung von *P. serotina* innerhalb von Forsten als weniger problematisch betrachtet, da sie im Allgemeinen weder besonders schutzwürdige Biotoptypen noch seltene und gefährdete Pflanzenarten betrifft (Starfinger und Kowarik 2011). Dennoch könnte die durch die Spätblühende Traubenkirsche ausgelöste verjüngungshemmende Wirkung auf die anderen Baumarten auch

in Waldökosystemen lokal eine Verschiebung der Artenzusammensetzung bewirken, was wiederum die Ökosystemfunktion des Waldes beeinflussen (beeinträchtigen) könnte. Gehölzfreie Lebensräume, insbesondere Magerrasen, Calluna-Heiden und entwässerte Feuchtgebiete, besiedelt sie rasch, und auch dort kann sie als invasive Art einheimische Pflanzenarten verdrängen (Liesebach 2005, Starfinger und Kowarik 2011).

4.11.4.3 Wachstum

Das Jugendwachstum ist wie bei allen Kirschenarten schnell. In Baumschulen hat *P. serotina* unter besten Bedingungen einen mittleren jährlichen Höhenzuwachs von 46 cm, einzelne Individuen können sogar Jahreszuwächse von 94 cm und mehr erreichen (Marquis 1990). Stammanalysen von 25 Jahre alten Spätblühenden Traubenkirschen in Westen Niedersachsens zeigten eine Kulmination des Höhenwachstums bereits im Alter von 4 Jahren (Zuwachs 81 cm), danach lässt das Höhenwachstum stark nach und beträgt mit 35 Jahren noch 25 cm pro Jahr (Retter 2004). Vergleichbare Zuwachswerte zeigen auch die Höhenanalysen von Grundler (2011) in der badischen Oberrheinebene auf mäßig trockenen und nährstoffarmen Sanden. Im Nordosten der USA erreicht die Spätblühende Traubenkirsche der besten Bonität im Alter von 50 Jahren eine Höhe von 22 m, im Alter von 100 Jahren 28 m (Carmean et al. 1989), was ebenfalls auf einen schnellen Rückgang des Höhenzuwachses in fortgeschrittenem Alter hinweist. Bei vollem Licht behält *P. serotina* ihren Wachstumsvorsprung gegenüber den vergesellschafteten Baumarten für 60 bis 80 Jahre. Unter schattigeren Bedingungen, gerade in der Verjüngungsphase, sind die schattentoleranteren Baumarten im Vorteil, und der Anteil an mit- und vorherrschenden Kirschen im Oberstand bleibt gering. Ab einem Alter von 80 bis 100 Jahren verringert sich dann der Zuwachs im Durchmesser, und die Mortalität nimmt rapide zu (Marquis 1990).

Grundsätzlich ist auch bei *P. serotina* (wie bei anderen mitteleuropäischen Bäumen) das Dickenwachstum des Schaftes ein Ergebnis des verfügbaren Kronenraums. Beispielsweise können nach 20 Jahren Stammdurchmesser von 15 bis 25 cm erreicht werden (Gottwald 1985). Im Durchschnitt beträgt der jährliche Durchmesserzuwachs vorherrschender und herrschender Bäume im Zentrum des heimischen Verbreitungsgebiets 6,5 mm im Alter von 10 bis 40 Jahren, 5 mm im Alter von 40 und 70 Jahren und 4 mm im Alter zwischen 70 und 100 Jahren (Marquis 1990). Einzelne Exemplare erreichen ein Alter von gut 200 Jahren (Liesebach 2005).

Der von *P. serotina* benötigte Standraum ist geringer als der mit ihr vergesellschafteter Baumarten. Bestände mit einem hohen Kirschenanteil zeichnen sich durch höhere Grundflächen aus als Bestände mit einem geringen Kirschenanteil. So hatten vollbestockte Bestände mit einem mittleren Durchmesser von 25 cm und 20 % Kirschenbeimischung eine Grundfläche von 31,7 m²/ha und solche mit 80 % Kirsche

eine Grundfläche von 42,2 m²/ha. In Mischbeständen, die zur Hälfte aus *P. serotina* bestanden, betrug die Grundfläche 31,7 m² bei einem mittleren Brusthöhendurchmesser (BHD) von 15 cm, 37,0 m²/ha bei einem mittleren BHD von 25 cm und 40,4 m²/ha bei einem BHD von 35 cm (Stout et al. 1987).

4.11.5 Waldbauliche Behandlung

Bis heute wird *P. serotina* als ästhetisch attraktive und an Vogelnahrung reiche, schnell wachsende Baumart in Feldgehölzen, Hecken, Gärten sowie an Straßenrändern verwendet und als Bienenweide empfohlen (PPP-Index 2006). In den Niedersächsischen Landesforsten ist ihre Verwendung allerdings durch einen ministeriellen Erlass seit 1989 verboten. Doch seit der Anbauwelle Mitte des 20. Jahrhunderts vor allem auf bodensauren Sandböden hat sich die Art stark ausgebreitet. Die Geschwindigkeit, mit der *P. serotina* in Wälder vordringt, ist deutlich niedriger als in Heckenlandschaften (Starfinger und Kowarik 2011). Im Wald wird in einem Zeitraum von 40 Jahren eine Distanz von rund 400 m zurückgelegt, in Offenlandschaften konnten sich im gleichen Zeitraum einzelne Individuen bis zu 900 m von den Ausgangspflanzen entfernt etablieren (Kowarik 2010).

In lichtdurchlässigen Nadelholzbeständen (z. B. Kiefernwälder), in denen die Spätblühende Traubenkirsche durch Durchforstungen waldbaulich begünstigt wurde, konnte sie sich rechtzeitig als „Pseudoklimaxart“ (Nyssen et al. 2013) etablieren. Den Zusammenhang von Lichtverfügbarkeit und Ausbreitungserfolg konnten auch Vanhellemont et al. (2009) und Schröcker et al. (2013) nachweisen. Ihr Vordringen wird zudem durch die Abwesenheit von Halbschatt- und Schattbaumarten in diesen Wäldern begünstigt, und da sie vom Reh- und Damwild kaum verbissen wird, besitzt sie einen weiteren Konkurrenzvorteil. Auch in ihrer Heimat ist der Verbiss an *P. serotina* im Vergleich mit zu den ihr vergesellschafteten Baumarten eher gering (Healy 1971), sodass mit der Zeit eine hohe Wilddichte ihre Verbreitung deutlich begünstigt (Horsley et al. 2003). Unter mitteleuropäischen Bedingungen wird erst durch eine der Aufflichtung langsam folgende dichte Grasdecke aus Drahtschmiele oder Waldreitgras ein weiteres Vordringen gehemmt. So sind im Laufe der Zeit dichte Dominanzbestände entstanden, die zum einen das forstliche Arbeiten erschweren, aber vor allem das Verjüngen der Wirtschaftsbaumarten stark behindern. Besonders durchsetzungsstark tritt die Spätblühende Traubenkirsche in Befallsgebieten des Waldmaikäfers auf, weil sie im Gegensatz zu anderen Laubgehölzen wie Buche und Traubeneiche wenig vom Engerlingsfraß beeinträchtigt wird.

Die im Zuge einer Kulturvorbereitung auf den Stock gesetzten Spätblühenden Traubenkirschen schlagen zahlreich und wuchskräftig wieder aus und bedrängen bzw. überwachsen die gepflanzten Wirtschaftsbaumarten schnell. Dies trifft vor allen bei Aufforstungen nach Sturmschäden zu, da hier die Spätblühende Traubenkirsche

i. d. R. volles Licht erhält und optimal wächst. Aber auch in einem vollbestockten Kiefernbaumholz dringt noch ausreichend Licht (vgl. 4.11.4.2) für ein konkurrenzstarkes Wachstum von *P. serotina* durch das Kronendach (Schönfeld-Simon 2012). So ist in vielen Fällen eine mehrfache Jungwuchspflege notwendig, bis die gepflanzten oder gesäten Kulturpflanzen anderer Baumarten einen ausreichenden Höhenvorsprung erreicht haben und der Konkurrenz der Spätblühenden Traubenkirsche entwachsen sind bzw. bis der Bestand geschlossen ist und die *P. serotina* in ihrer Konkurrenzkraft zurückgedrängt bzw. sogar ausgedunkelt wird (Haag und Wilhelm 1998, Reimann 2011).

In älteren Bestandesphasen lässt die Konkurrenzkraft von *P. serotina* stark nach (Marquis 1990). Wenn das Licht fehlt, wächst sie ausgesprochen phototrop. Auf eine nachträgliche Einengung der Krone aufgrund von starker Konkurrenz reagiert sie empfindlich. Der Baum kümmerst rasch und bildet dann eine regenschirm- oder besenartige Krone (Haag und Wilhelm 1998, Nyssen et al. 2013).

In den Niederlanden, in Belgien und in Deutschland fanden vielerorts zeit- und kostenintensive Bekämpfungsmaßnahmen statt, die meist nicht zum Erfolg führten. Eine effektive Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche wird in größeren Waldkomplexen Zeiträume von mindestens 20 bis 30 Jahren benötigen. Die Kosten einer mechanisch-chemischen Bekämpfung liegen je nach Pflanzendichte zwischen 200 bis 2.200 €/ha für jeden einzelnen Eingriff. Im Anschluss daran muss in einem Abstand von fünf Jahren regelmäßig eine Nachsorge erfolgen, damit keine neuen Samenbäume heranwachsen (Nyssen et al. 2013). Somit kommt eine intensive Bekämpfung nur in Betracht, wenn das Vorkommen lokal begrenzt ist oder ein konkretes Objekt geschützt werden soll (Spellmann 1998). Zeitlich befristete Maßnahmen, wie gezielte Pflegeeingriffe zur Freistellung von Zielbaumarten vor allem im Zuge der Jungwuchspflege, sind vielfach unumgänglich. Ein Zurückdrängen der Spätblühenden Traubenkirsche kann langfristig nur durch ein systematisches Eingrenzen des Wuchsraumes mithilfe eines Gürtels aus Schattbaumarten wie Hainbuche oder Buche erfolgen (Haag und Wilhelm 1998, Nyssen et al. 2013).

Mittlerweile ist man vielfach dazu übergegangen, die Spätblühende Traubenkirsche als regulären Waldbaum vorübergehend in unseren Wäldern zu akzeptieren (Haag und Wilhelm 1998, Spellmann 1998, Olsthoorn und Hees 2002, Bundesforst 2007, Kowarik 2010, Nyssen et al. 2013) und verschiedene Möglichkeiten der Nutzung (Biomasseproduktion, Wertholzproduktion) in Erwägung zu ziehen. Gerade unter einem lichten Kiefernschirm mit gelegentlichen Öffnungen im Kronenraum wachsen einige Bäume geradschaftig nach oben (Haag und Wilhelm 1998, Grundler 2011, Nyssen et al. 2013) und können in die Bewirtschaftung dieser Bestände integriert werden. In den Niederlanden gibt es neuerdings eine Waldbaurichtlinie zur Behandlung von flächigen Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche (Nyssen et al. 2013), die sich u. a. an den Erfahrungen aus dem Käfertaler Wald bei Mannheim

orientiert. Ziel ist die Erziehung von Wertholz in einem Produktionszeitraum von 50 bis 80 Jahren. Entscheidend hierfür ist eine bereits in der Dickungsphase stattfindende starke Förderung der 200 bestveranlagten Bäume, damit diese große und runde Kronen entwickeln und optimalen Durchmesserzuwachs leisten. Diese Läuterung muss ggf. mehrmals wiederholt werden. Nach Erreichen einer Trockenastzone von 5 bis 6 m erfolgen die Auswahl, Ästung und weitere Pflege von 40 bis 50 Z-Bäumen, die dann je nach Standort im Alter zwischen 50 und 80 Jahren einen BHD von 50 bis 60 cm erreichen können. Noch fehlen allerdings Beispiele von hiebsreifen Beständen in dieser Erntedimension, um die waldwachstumskundliche Gangbarkeit dieser Konzepte belegen zu können.

Eine Ablösung der Spätblühenden Traubenkirsche durch Halbschatt- und Schattbaumarten könnte im Zuge eines Voranbaus erfolgen, wenn die Spätblühende Traubenkirsche für diese Arten genügend Licht durch ihr Kronendach lässt, ohne sich aber bereits selbst verjüngen zu können. Dies ist bei einer relativen Beleuchtungsstärke von unter 10 % der Fall. Unter solchen Lichtverhältnissen wächst vor allem die Buche noch ausreichend gut und kann durch ihren Schattenwurf und die verjüngungsbehindernde Streu eine erneute Ansiedlung von *P. serotina* eindämmen (Retter 2004). Auch die Douglasie lässt sich unter zweischichtigen Beständen aus Kiefer und Spätblühender Traubenkirsche erfolgreich begründen (Hansmann 2010). Als Folgebaumarten kommen im Weiteren auch je nach Standort Roteiche (*Quercus rubra*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Linde (*Tilia* ssp.), Ahorn (*Acer* ssp.), Küsten-Tanne (*Abies grandis*), Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*) und Westamerikanische Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*) infrage (Reihenfolge nach zunehmender Schattentoleranz).

4.11.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.11.6.1 Biotische Risiken

Die Spätblühende Traubenkirsche hat in ihrem amerikanischen Verbreitungsgebiet lokal eine hohe forstwirtschaftliche Bedeutung, sodass sich dort ein Befall durch verschiedene Schmetterlingsraupen und pilzliche Parasiten ertragsmindernd auswirkt. Vor allem der Amerikanische Ringelspinner (*Malacosoma americanum*), der in Europa als Quarantäneschädling eingestuft ist (EPPO 2012), und der Spanner *Hydria prunivorata* verursachen gelegentlich bedeutenden Kahlfraß (Marquis 1990). Unter den Pilzen löst eine ganze Reihe von Schwäche- und Wundparasiten vorrangig an vorgeschädigten Bäumen Stamm- und Wurzelfäulen aus. Darunter sind auch die in Mitteleuropa heimischen Arten Hallimasch (*Armillaria mellea*), Echter Zunderschwamm (*Fomes fomentarius*), Rotrandiger Baumschwamm (*Fomitopsis pinicola*) und Schwefelporling (*Laetiporus sulphureus*) (Marquis 1990).

In Deutschland bleiben schwerwiegende Störungen der Spätblühenden Traubenkirsche jedoch aus. Nur vorübergehend schwächte ein Befall des Fünfpunktigen Blattkäfers (*Gonioctena quinquepunctata*) bei einer lokalen Massenvermehrung die Vitalität durch den Laub-Skelettierfraß der Larven und den Lochfraß der Käfer (Klamber 1999). Auch Pilzpathogene wie der Violette Knorpelschichtpilz (*Chondrostereum purpureum*) als Erreger der Bleiglanzkrankheit konnten in Deutschland bisher keine großflächigen Ausfälle verursachen, selbst dann nicht, wenn sie gezielt im Rahmen von biologischen Bekämpfungsmaßnahmen eingesetzt wurden (Heydeck und Münte 2008).

Die Erfahrungen zum Wildverbiss sind wie oben erwähnt unterschiedlich. In ihrer Heimat werden die Sämlinge häufig von Weißwedelhirschen, Kaninchen und Hasen gefressen, sodass in manchen Teilen Pennsylvanias der Verbiss von *P. serotina* ein echtes Problem für deren Verjüngung darstellt (Healy 1971, Marquis 1990). In Deutschland wird sie wegen des bitteren Zellinhaltsstoffes Amygdalin vor allem von Reh- und Muffelwild verschmäht (Kowarik 2010) und dadurch von hohen Wildbeständen indirekt begünstigt (Münte 2009).

4.11.6.2 Abiotische Risiken

Auf staunassen Standorten steigt die Tendenz zur Ausbildung eines flachstreichenden Wurzelsystems. Da sie in Amerika in Mischungen meist vorwüchsig ist, besteht dort die Gefahr von Windwurf vor allem im höheren Alter (Marquis 1990).

4.11.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.11.7.1 Ökologische Integration

Als Wirtspflanze dient die Spätblühende Traubenkirsche zahlreichen Arthropoden, Vögeln, Säugetieren und Pilzen. Dies sind zum Teil die gleichen Arten, die an anderen *Prunus*-Arten (besonders *P. avium* L., *P. spinosa* L.) vorkommen (Nyssen et al. 2013). Möller (1998) betont, dass alte, anbrüchige oder abgestorbene Exemplare der *P. serotina* häufig vom Schwefelporling (*Laetiporus sulphureus*) und vom Runzligen Schichtpilz (*Stereum rugosum*) besiedelt werden. Beide Pilzarten sind für zahlreiche xylomycetobionte Insekten attraktiv. Untersuchungen im Grunewald dokumentieren 27 unterschiedliche Käferarten an einer am Stammfuß etwa 30 cm dicken, abgestorbenen *P. serotina*. Geudens (1998, zit. nach Möller 1998) machte in Belgien ähnliche Erfahrungen.

4.11.7.2 Prädation und Herbivorie

Die Früchte werden von Wildschweinen, Rehen, Füchsen, Baumardern, Steinmardern, Iltissen und Igeln sowie von 60 verschiedenen Vogelarten gefressen (Turček 1961). Die Keimlinge und jungen Bäume werden von Reh- und Muffelwild verschmägt (s. o.).

4.11.7.3 Interspezifische Konkurrenz

In den Berliner Forsten wird z. B. der seltene Rautenfarn *Botrychium matricariifolium* in lichten Kiefern- und Birkenwäldern verdrängt (Klemm und Ristow 1995, zit. nach Kowarik 2010). In Ungarn wurden im Schutzgebiet Barci Borókás Waldstrukturen auf 500 ha durch die Invasion von *P. serotina* verändert (Juhász 2008), und in einem 14.000 ha großen Waldgebiet in Nordfrankreich konnten Chabrierie et al. (2010) eine Artenverarmung nachweisen. Im italienischen Valle del Ticino Biosphären-Reservat führte *P. serotina* zu einer Verdrängung der Naturverjüngung heimischer Baumarten (Annighöfer et al. 2012a). Otto (1993) beschreibt für manche Flächen eine völlige Intoleranz der Spätblühenden Traubenkirsche gegenüber der heimischen Vegetation.

In Offenlandbiotopen beschleunigt die Spätblühende Traubenkirsche die Sukzession, da sie von Heidschnucken meist verschmägt wird, und konkurriert mit *Antennaria dioica*, *Arnica montana*, *Lycopodium annotinum* u. a. (Scheper 1998).

4.11.7.4 Hybridisierung

Keine Kenntnisse!

4.11.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Keine Kenntnisse!

4.11.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Die Einwanderung von *P. serotina* in Magerrasen, Heiden und Feuchtgebiete und die damit verbundene Gefährdung der dort typischen Artenzusammensetzung ist bekannt (Starfinger und Kowarik 2011). Da die Spätblühende Traubenkirsche sehr feuchte Standorte meidet, könnte eine Wiedervernässung der Feuchtgebiete ihre Ansiedlung verhindern (vgl. Brehm 2004) bzw. aktuelle Vorkommen zurückdrängen. In Wäldern kann die Spätblühende Traubenkirsche die Verjüngung einiger anderer Baumarten unterdrücken und langfristig möglicherweise eine Verringerung der Biodiversität und Verschiebung der Artenzusammensetzung herbeiführen. In FHH-Gebieten bedroht

die Spätblühende Traubenkirsche zudem durch Entmischung der Baumartenzusammensetzung das dort einzuhaltende Verschlechterungsverbot (Sturm 2005).

4.11.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Die Auswirkungen auf die Waldfauna sind eher positiv zu beurteilen (Kowarik 2010), vor allem Rüsselkäferarten scheinen von der Spätblühenden Traubenkirsche zu profitieren. Singvögel wiederum fressen neben den Früchten auch die Käfer an *P. serotina*, u. a. den sich ausbreitenden Blattkäfer *Gonioctena quinquepunctata*. Die in den Blättern enthaltene Blausäure kann aber bei Aufnahme für Nutztiere gefährlich sein (Marquis 1990).

4.11.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Mechanische als auch mechanisch-chemische Bekämpfungen sind nur erfolgreich, wenn sie über einen langen Zeitraum kontinuierlich durchgeführt werden. Brehm (2004) bietet zur Auswahl einer in der individuellen Situation geeigneten Maßnahme einen umfassenden Entscheidungsschlüssel. Dabei hat sich das Absägen von Samenbäumen in Kombination mit dem Bestreichen der Schnittfläche mit Glyphosat (z. B. Roundup) bewährt (Jarchow 1994, Meerschaut und Lust 1997, Brehm 2004, Sturm 2005, Nyssen et al. 2013). Aber auch das Ringeln der Spätblühenden Traubenkirsche hat sich als vielversprechende Methode herausgestellt, wobei diese Methode sehr arbeitsintensiv ist (Annighöfer et al. 2012b, s. a. Abb. 26).

Darüber hinaus existieren waldbauliche Möglichkeiten, wie das gezielte Ausdunkeln, um die Art zu kontrollieren und zurückzudrängen. Wichtig sind eine langjährige Nachsorge und konsequente Umsetzung der Maßnahmen.



Abb. 26. Wiederaustrieb von *P. serotina* nach dem Fällen (links), Heppen (Mitte) oder Ringeln (rechts) von einzelnen Bäumen im Valle Ticino/Italien (Fotos: P. Annighöfer)

4.11.8 Literatur

- Annighöfer, P., Mölder, I., Zerbe, S., Kawaletz, H., Terwei, A., Ammer, C. 2012a. Biomass functions for the two alien tree species *Prunus serotina* Ehrh. and *Robinia pseudoacacia* L. in floodplain forests of Northern Italy. *European Journal of Forest Research* 131, 1619-1635.
- Annighöfer, P., Schall, P., Kawaletz, H., Mölder, I., Terwei, A., Zerbe, S., Ammer, C. 2012b. Vegetative growth response of black cherry (*Prunus serotina*) to different mechanical control methods in a biosphere reserve. *Canadian Journal of Forest Research* 42, 2037-2051
- Auclair, A. N. 1975. Sprouting response in *Prunus serotina* Ehrh.: Multivariate analysis of site, forest structure and growth relationships. *American Midland Naturalist* 94, 72-87
- Barnett, P. E., Farmer, R. E. 1980. Altitudinal variation in juvenile characteristics of southern Appalachian black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). *Silvae Genetica* 29, 157-160
- Bilke, G. 1995. Ausbreitung, Biomasseproduktion und Nährelementinkorporation von Strauchschichten aus Spätblühender Traubenkirsche. Unveröff. Diplomarbeit der Fachhochschule Eberswalde, Fachbereich Forstwirtschaft
- Böckmann, I. 2010. Einfluss der neophytischen Art *Prunus serotina* EHRH. auf ihre Umgebungsvegetation – unter besonderer Berücksichtigung der allelopathischen Wirkung. Unveröff. Masterarbeit Experimentelle Ökologie und Ökosystembiologie, Fakultät für Biologie, Universität Bielefeld.
- Booth, J. 1907. Die Versuche mit ausländischen Holzarten in den bayerischen Staatswäldungen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 531-541
- Bourtsoukidis, E., Kawaletz, H., Radacki, D., Schütz, S., Hakola, H., Hellén, H., Noe, S., Mölder, I., Ammer, C., Bonn, B. 2014. Impact of flooding and drought conditions on the emission of volatile organic compounds of *Quercus robur* and *Prunus serotina*. *Trees*, 28, 193-204
- Brehm, K. 2004. Erfahrungen mit der Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) in Schleswig-Holstein in den Jahren 1977 bis 2004. In: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) *Proceedings: Neophyten in Schleswig-Holstein: Problem oder Bereicherung? Dokumentation einer Tagung im LANU am 31.03.2004, Kiel*
- Bundesforst 2007. Spätblühende Traubenkirsche (TKs). Merkblatt zu GA Waldbau, Version 1.0, ZEBF, PA
- Carmean, W. H., Hahn, J. T., Jacobs, R. D. 1989. Site index curves for forest tree species in the eastern United States. General Technical Report NC-128. U.S.

- Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. St. Paul, MN. 153 S.
- Cech, F. C., Carter, K. K. 1979. Geographic variation in black cherry: ten-year results of a West Virginia provenance test. In: Proceedings, First North Central Forest Tree Improvement Conference, St. Paul, MN, 21-27
- Cech, F. C., Kitzmiller, J. H. 1968. Geographic variation in seed and seedling characteristics of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). In: Proceedings, Fifteenth Northeastern Forest Tree Improvement Conference, Upper Darby, PA, 53-60
- Chabrierie, O., Loinard, J., Perrin, S., Saguez, R., Decocq, G. 2010. Impact of *Prunus serotina* invasion on understory functional diversity in a European temperate forest. *Biological Invasions* 12, 1891-1907
- 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, 120-130
- Deckers, B., Verheyen, K., Vanhellefont, M., Maddens, E., Muys, B., Hermy, M. 2008. Impact of avian frugivores on dispersal and recruitment of the invasive *Prunus serotina* in an agriculture landscape. *Biological Invasions* 10, 717-727
- EPPO 2012. EPPO A1 and A2 lists of pest recommended for regulation as quarantine pests as approved by EPPO council in September 2012. PM 1/2(21) www.eppo.int/QUARANTINE/quarantine.htm (abgerufen am 08.10.2012)
- Farmer, R. E., Barnett, P. E. 1972. Altitudinal variations in seed characteristics of black cherry in the Southern Appalachians. *Forest Science* 18, 169-175
- Godefroid, S., Phartyal, S. S., Weyembergh, G., Koedam, N. 2005. Ecological factors controlling the abundance of non-native invasive black cherry (*Prunus serotina*) in deciduous forest understory in Belgium. *Forest Ecology and Management* 210, 91-105
- Gottwald, H. 1985. Kirschbaum – ein Klassiker unter den Möbelhölzern. *Holz aktuell* 5, 15-25
- Grundler, A. 2011. Zu Wachstum von Krone und Schaft der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) im Käfertaler Wald, Mannheim. Unveröff. Bachelorarbeit, Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg,
- Haag, C., Wilhelm, U. 1998. Arbeiten mit der „unerwünschten Baumart“ oder Verschleppung einer Katastrophe? *Allgemeine Forstzeitschrift*, 276-279
- Hall, T. F., Smith G. E. 1955. Effects of flooding on woody plants, West Sandy dewatering project, Kentucky Reservoir. *Journal of Forestry* 53, 281-285.
- Hansmann, J. 2010. Traubenkirsche: ein lästiger Neubürger. *Land und Forst* 15, 56-57

- Healy, W. M. 1971. Forage preferences of tame deer in a northwest Pennsylvanian clear-cutting. *Journal of Wildlife Management* 34, 717-723
- Heydeck, P., Münte, M. 2008. Der Violette Knorpelschichtpilz als „Bioherbizid“ gegen Traubenkirsche. *AFZ-DerWald* 63, 188-190
- Horsley, S. B., Stout, S. L., de Calesta, D. S. 2003. White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. *Ecological Applications* 13, 98-118
- Hough, A. F. 1965. Black Cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). Silvics of forest trees of the United States. US Department of Agriculture, Handbook 271, 539-545
- Illick, J. S. 1923. Pennsylvania Trees. Bulletin 11, Pennsylvania Department of Forestry
- Jarchow, D. 1994. Versuche zur Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche. *Forst und Holz*, 12-13
- Juhász, M. 2008. Black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). In: Botta-Dukát, Z., Balogh, L. (eds.) The most important invasive plants in Hungary. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Science, Vácrátót, 77-84
- Kalhoff, M. 2000. Das Feinwurzelsystem in einem Kiefern-Eichen-Mischbestand: Struktur, Dynamik und Interaktion. Diss. Botanicae 332. J. Cramer, Berlin, Stuttgart. 199 S.
- Kawaletz, H. 2013. Competition mechanisms of native and exotic tree species. Dissertation Georg-August Universität, Göttingen
- Klaiber, C. 1999. Massenvermehrung des Blattkäfers *Gonioctena quinquepunctata* an der Spätblühenden Traubenkirsche. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 25, 1350-1352
- Kleinbauer, I., Dullinger, S., Klingenstein, F., May, R., Nehring, S., Essl, F. 2010. Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich. *BfN-Skript* 275. 76 S.
- Kowarik, I. 2010. Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart
- Liesebach, M. 2005. *Prunus serotina* EHRH., 1788. In: Roloff, A., Weisgerber, H., Lang, U., Stimm, B., Schütt, P. (Hrsg.) Enzyklopädie der Holzgewächse. 41. Erg.Lfg 9/05, 1-12
- Lorenz, K., Preston, C. M., Krumrei, S., Feger, K.-H. 2004. Decomposition of needle/leaf litter from Scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. *European Journal of Forest Research*, 177-188
- Marquis D. A. 1990. *Prunus serotina* Ehrh. Black Cherry. In: Burns, R. M, Honkala, B. H. (techn. coords.) Silvics of North America. Vol. 2 Hardwoods, Handb. 654, USDA Forest Service Washington DC, 594-604

- Meerschaut, D. van der, Lust, N. 1997. Comparison of mechanical, biological and chemical methods for controlling Black cherry (*Prunus serotina*) in Flanders (Belgium). *Silva Gandavensis*, 90-109
- Möller, G. 1998. Hinweise zur Berücksichtigung von Aspekten des Schutzes holzbewohnender Insekten und Pilze beim Umgang mit neophytischen Gehölzen. *Novius*, Mitteilungsblatt der Fachgruppe Entomologie Berlin 23, 524-534
- Münste, M. 2009. Spätblühende Trauben-Kirsche in Berlin. *AFZ-DerWald* 64, 688-690
- Niinemets, Ü., Valladares, F. 2006. Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees and shrubs. *Ecological Monographs* 76, 521-547
- Nyssen, B., Ouden, J. den, Verheyen, K. 2013. Amerikaanse vogelkers. Van bopet tot bosboom. KNNV Uitgeverij, Zeist
- Olsthoorn, A. F. M., Hees, A. F. M. van. 2002. 40 years of Black Cherry (*Prunus serotina*) control in the Netherlands: lessons for management of invasive tree species. In: Kowarik, I., Starfinger, U. (Hrsg.) *Biologische Invasionen*. Herausforderung zum Handeln? *Neobiota* 1, 339-341
- Otto, H.-J. 1993. Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. *Forst und Holz*, 454-456
- Pairon, M. C., 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, 1385-1394
- Pairon, M., Petitpierre, B., Campbell, M., Guisan, A., Broennimann, O., Baret, P., Jacquemart, A.-L., Besnard, G. 2010. Multiple introductions boosted genetic diversity in the invasive range of Black Cherry. *Annals of Botany*, 881-890
- Phartyal, S. S., Godefroid, S., Koedam, N. 2009. Seed development and germination ecophysiology of the invasive tree *Prunus serotina* (Rosaceae) in a temperate forest in Western Europe. *Plant Ecology* 204, 285-294
- Pitcher, J. A. 1984. Geographic variation patterns in seed and nursery characteristics of black cherry. USDA Forest Service, Research Paper. 208 S.
- Pitcher, J. A., Dorn, D. E. 1972. Geographic source differences noted in black cherry seed weight, germination. *Tree Planters' Notes* 23, 7-9
- PPP-Index. 2006. Pflanzeneinkaufsführer für Europa. Pflanzenporträt *Prunus serotina* Ehrh, Späte Traubenkirsche. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. <http://www.ppp-index.de/> (abgerufen am 21.09.2014)
- Prasad, A. M., Iverson, L. R., Matthews, S., Peters, M. 2007 – ongoing. A Climate Change Atlas for 135 Forest Tree Species of the Eastern United States <http://>

- www.nrs.fs.fed.us/atlas/tree, Northern Research Station, USDA Forest Service, Delaware, Ohio (abgerufen am 21.09.2014)
- Reimann, S. 2011. Zur Populationsdynamik der Spätblühenden Traubenkirsche im Bereich des Naturwaldes Neue Forst. Unveröff. Bachelorarbeit im Studiengang Forstwirtschaft an der Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst; Fachhochschule Hildesheim/Holzminden/Göttingen
- Retter, S. 2004. Wachstum der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) im Nds. FoA Lingen. Unveröff. Diplomarbeit an der Fakultät Ressourcenmanagement der Fachhochschule Hildesheim/Holzminden/Göttingen
- Rode, M., Kowarik, I., Müller, T., Wendebourg, T. 2002. Ökosystemare Auswirkungen von *Prunus serotina* auf norddeutsche Kiefernforsten. In: Kowarik, I., Starfinger, U. (Hrsg.) Biologische Invasionen: Herausforderungen zum Handeln? Neobiota 1, 135-148
- Roloff, A., Weisgerber, H., Lang, U., Stimm, B., Schütt, P. (Hrsg.) 1994. Enzyklopädie der Holzgewächse. Handbuch und Atlas der Dendrologie. Wiley-VCH, Weinheim
- Schepker, H. 1998. Wahrnehmung, Ausbreitung und Bewertung von Neophyten: eine Analyse der problematischen nichteinheimischen Pflanzenarten in Niedersachsen. Dissertation Universität Hannover, Ibidem-Verlag, Stuttgart
- Schönfeld-Simon, M. 2012. Wachstum vorangebauter Buchen unter Kiefernschirm bei Konkurrenz durch Spätblühende Traubenkirsche. Unveröff. Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen
- Schröcker, S., Schmiedel, D., Schwabe, M. 2013. Die Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) unter Prozessschutzbedingungen. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie, online Ausgabe Fachbeitrag 01/2013
- Sinner, H. 1926. *Prunus serotina*, die spätblühende Traubenkirsche als Waldbaum. Mitteilungen Deutsche Dendrologische Gesellschaft 37, 164-189
- Spellmann, H. 1998. Empfehlungen der NFV zum Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche in den Landesforsten. Bericht an das Nds. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Göttingen
- Starfinger, U. 1990. Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin 69
- Starfinger, U., Kowarik, I. 2011. *Prunus serotina* Ehrh. (Rosaceae), Späte Traubenkirsche. Bundesamt für Naturschutz, <http://www.neobiota.de/12631.html> (abgerufen am 21.09.2014)

- 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, 323-335
- Stout, S. S., Marquis, D. A., Ernst, R. L. 1987. A relative density measure for mixed species stands. *Journal of Forestry* 85, 45-47
- Sturm, M. 2005. Spätblühende Traubenkirsche: Ist nicht mehr Handlung gefragt? *AFZ-DerWald* 60, 147-149.
- Turček, F. J. 1961. Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze. Verlag der Slowakischen Akademie der Wissenschaften, Bratislava. 329 S.
- Urban, J., Tatarinov, F., Nadezhdina, N., Cermak, J., Ceulemans, R. 2009. Crown structure and leaf area of the understorey species *Prunus serotina*. *Trees* 23, 391-399
- Vanderhoeven, S., Dassonville, N., Meerts, P. 2005. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. *Plant and Soil* 275, 169-179
- Vanhellemont, M., Verheyen, K., Keersmaeker, L. de, Vanderkerkhove, K., Hermy, M. 2009. Does *Prunus serotina* act as an aggressive invader in areas with a low propagule pressure? *Biological Invasions* 11, 1451-1462
- Walters, R. S. 1985. Black cherry provenances for planting in northwestern Pennsylvania. US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Radnor, PA. 6 S.
- Weidenhammer, J. D. 1996. Distinguishing resource competition and chemical interference: overcoming the methodological impasse. *Agronomy Journal* 88, 866
- Wein, K. 1930. Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa. Teil I. *Mitteilung Deutsche Dendrologische Gesellschaft* 42, 137-163
- Wendorf, G. v. 1952. Die *Prunus serotina* in Mitteleuropa. Eine waldbauliche Monographie. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Hamburg