

## ROŚLINY INWAZYJNE LASÓW MIEJSKICH BERLINA – PROBLEMY GOSPODARCZE ZWIĄZANE Z WYBRANYMI GATUNKAMI ORAZ METODY ICH ZWALCZANIA

Karolina Pietras-Couffignal<sup>1,2</sup>✉, Radosław Witkowski<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Katedra Entomologii Leśnej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu  
ul. Wojska Polskiego 71C, 60-625 Poznań

<sup>2</sup>Institut für Waldökosysteme Eberswalde, Thünen-Institut  
Alfred Möller Straße 1, Haus 41/42, 16225 Eberswalde

### ABSTRAKT

Wraz ze wzrostem globalizacji coraz więcej gatunków roślin jest przenoszonych z obszarów ich naturalnego występowania do nowych ekosystemów i zakątków świata. Nieliczne gatunki należą do obcych gatunków inwazyjnych mających mniej lub bardziej negatywne oddziaływanie na przyrodę. W lasach miejskich Berlina występuje pięć gatunków roślin figurujących na „Liście inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii Europejskiej” (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Asclepias syriaca* L., *Elodea nuttallii* H. St. John *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier, *Impatiens glandulifera* Royle oraz kilkanaście gatunków roślin uznawanych za gatunki inwazyjne i potencjalnie inwazyjne przez niemiecki Federalny Urząd Ochrony Przyrody (Bundesamt für Naturschutz). Nie wszystkie podlegają jednak zwalczaniu. Administracja Lasów Berlińskich oraz Senat Berlina skupiły się na dwóch grupach roślin: zwalczaniu podlegają gatunki mające istotny negatywny wpływ na gospodarkę leśną oraz gatunki zagrażające zdrowiu i/lub życiu ludzi i zwierząt. Celem pracy jest przedstawienie historii występowania gatunków inwazyjnych w lasach miejskich Berlina. Ponadto omówiono, które z nich stwarzają największe problemy z przyrodniczego i gospodarczego punktu widzenia, a także opisano sposoby ich ograniczania i zwalczania, które zostały dotychczas podjęte na terenie Niemiec. W pracy przedyskutowano znaczenie ważniejszych gatunków takich, jak *Prunus serotina* Ehrh., *Heracleum mantegazzianum* czy *Ambrosia psilostachya* L., a także sposoby ograniczania ich populacji, które zostały dotychczas podjęte.

**Słowa kluczowe:** gatunki inwazyjne, lasy miejskie, Berlin, różnorodność biologiczna, *Prunus serotina*, metody zwalczania gatunków obcych

### WSTĘP

W ostatnich dekadach wzrosła liczba zawleczonych gatunków, które stały się inwazyjnymi. Przyczyniają się do tego m.in. zwiększona mobilność ludzi, intensyfikacja handlu, skrócenie czasu transportu (Seebens i in., 2017) oraz globalne zmiany klimatu (Roy i in., 2018).

Gatunki inwazyjne są uważane za jedno z największych zagrożeń dla różnorodności biologicznej (Roy i in., 2018). Szacuje się, że jedna szóstą globalnej powierzchni lądów jest silnie narażona na inwazje gatunków, w tym znaczne obszary w krajach rozwijających się

✉karolina.pietras-couffignal@up.poznan.pl

i miejscach o wysokiej różnorodności biologicznej (Early i in., 2016).

Definicja przyjęta przez Konwencję o różnorodności biologicznej (CBD; Rio de Janeiro, 5 czerwca 1992 r.) i Konwencję berneńską (Berno, 19 września 1979 r.) definiuje „obcy gatunek inwazyjny” jako gatunek, który przy bezpośrednim lub pośrednim udziale człowieka w sposób celowy lub przypadkowy został przeniesiony poza obszar naturalnego występowania i którego introdukcja i/lub rozprzestrzenianie się zagraża różnorodności biologicznej (Lipa, 2004; Roy i in., 2017a; Roy i in., 2017b; Sakai i in., 2001).

W skali światowej ponad 90% obcych gatunków roślin, jak kukurydza (*Zea mays* L.) czy ziemniak (*Solanum tuberosum* L.), nie stanowi zagrożenia dla rodzimej przyrody, ale pozostałe 10% może mieć na nią mniej lub bardziej negatywny wpływ (Early i in., 2016). Gatunki inwazyjne konkurują z gatunkami rodzimymi o niższą ekologiczną, wypierają je, co może się przyczynić do ich wyginięcia na danym terenie (Baider i Florens, 2011; Najberek i Solarz, 2016). W skrajnych przypadkach kolonizują całe ekosystemy, zubożając je, a niekiedy nawet silnie przekształcając (Roy i in., 2018).

Za szczególnie niebezpieczne dla rodzimej przyrody uznaje się gatunki roślin drzewiastych. Ze względu na długi czas życia (Kowarik, 1995) i właściwości siedliskotwórcze mogą przekształcać zbiorowiska roślinne, do których trafiają (Dyderski i Jagodziński, 2018; Mueller i in., 2012). Oprócz negatywnego wpływu na lokalną florę odgrywają ważną rolę w gospodarce leśnej. Ich dynamiczny rozwój oraz skuteczna dyspersja propagul, niekiedy na duże odległości, utrudniają prace związane z odnowieniem drzewostanów.

Innym rodzajem negatywnego oddziaływania gatunków inwazyjnych jest niebezpieczeństwo dla zdrowia i życia ludzi oraz zwierząt.

W całej Europie najsilniejszej presji roślin inwazyjnych podlegają tereny bardzo przekształcone, np. obszary rolnicze i miejskie czy lasy iglaste (Chytrý i in., 2009). Analiza niemal 400 gatunków obcych występujących w Niemczech wskazała, że na sukces w ich rozprzestrzenianiu się miały wpływ takie cechy, jak: termin i długość kwitnienia, data pierwszej introdukcji lub zawleczenia, liczba wprowadzonych osobników czy zakres tolerancji ekologicznej (Küster i in., 2008). Klimat, ukształtowanie terenu i użytkowanie

gruntów mają mniejszy wpływ na obecność gatunków obcych w krajach europejskich w porównaniu z gęstością zaludnienia i poziomem dobrobytu na danym obszarze (Early i in., 2016; Pyšek i in., 2010). Spośród 430 zdomowionych gatunków obcych, które pojawiły się na obszarze Niemiec po 1492 roku, 220 to rośliny wprowadzone celowo jako ozdobne i użytkowe. Pozostałe gatunki wprowadzono nieumyślnie podczas ruchów migracyjnych i wymiany towarów (BfN, 2012; Nehring i in., 2013).

Na terenie Niemiec zaobserwowano, że obce gatunki roślin inwazyjnych zdomowily się w rodzimej przyrodzie średnio po 74 latach od chwili celowego lub przypadkowego wprowadzenia do ekosystemu (Nehring i in., 2013).

## REGULACJE PRAWNE A PROBLEM GATUNKÓW INWAZYJNYCH W EUROPIE I NA TERENIE NIEMIEC

Obecnie w wielu umowach międzynarodowych (m.in. Konwencja o różnorodności biologicznej i Międzynarodowa konwencja ochrony roślin) uznano negatywny wpływ gatunków inwazyjnych, odzwierciedlając rosnące obawy decydentów politycznych, naukowców czy społeczeństwa (Roy i in., 2017b; Turbelin i in., 2016). Negatywne skutki inwazji mają znaczący wymiar finansowy, który w skali Europy szacuje się na kilkanaście miliardów euro rocznie (Kettunen i in., 2009). Na świecie straty ekonomiczne spowodowane przez inwazyjne gatunki obce sięgają 5–10% światowego produktu brutto (Pimentel, 2011).

Problem gatunków inwazyjnych jest transgraniczny, podjęto więc kroki w celu uregulowania kwestii postępowania na szczeblu unijnym. W Rozporządzeniu Parlamentu Europejskiego i Rady UE z dnia 22 października 2014 r. w sprawie gatunków inwazyjnych uznano za aspekty kluczowe m.in.: przyjęcie wykazu inwazyjnych gatunków obcych będących przedmiotem zainteresowania Unii Europejskiej, wprowadzenie szczególnych środków zapobiegawczych, ustanowienie środków wczesnego wykrywania i szybkiego eliminowania gatunków inwazyjnych, zarządzanie szeroko rozprzestrzenionymi inwazyjnymi gatunkami obcymi.

Zgodnie z rozporządzeniem Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 wraz z aktualizacją z dnia 15 sierpnia 2019 r., lista inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla UE

obejmuje 66 gatunków, z czego 36 to rośliny inwazyjne (List..., b.d.). Spośród nich co najmniej 38 gatunków roślin i zwierząt występuje w środowisku naturalnym w Niemczech (Nehring i Skowronek, 2017).

Ponadto w niemieckim Federalnym Urzędzie Ochrony Przyrody (*Bundesamt für Naturschutz*) opra-

cowano listę 39 obcych gatunków inwazyjnych występujących i stwarzających zagrożenie na terenie kraju (tab. 1), z których część nie została ujęta w wykazie UE (Gefäßpflanzen, b.d.; Nehring i in., 2015; Nehring i Skowronek, 2017; Roy i in., 2018). W unijnej liście obcych gatunków inwazyjnych nie uwzględ-

**Tabela 1.** Lista gatunków inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych na terenie Niemiec opublikowana przez Federalny Urząd Ochrony Przyrody (Gefäßpflanzen, b.d. – podręcznik gatunków – rośliny naczyniowe)

**Table 1.** A list of invasive and potentially invasive species in Germany published by the Federal Agency for Nature Conservation (Gefäßpflanzen, n.d. – handbook of species – vascular plants)

Gatunek – Species	Ocena inwazyjności – Assessed invasiveness
<i>Acer negundo</i>	inwazyjny – invasive
<i>Ailanthus altissima</i>	inwazyjny – invasive
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	potencjalnie inwazyjny – potentially invasive
<i>Buddleja davidii</i>	potencjalnie inwazyjny – potentially invasive
<i>Bunias orientalia</i>	potencjalnie inwazyjny – potentially invasive
<i>Campylopus introflexus</i>	jeszcze nieoceniony – not assessed yet
<i>Crassula helmsii</i>	inwazyjny – invasive
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	potencjalnie inwazyjny – potentially invasive
<i>Elodea canadensis</i>	inwazyjny – invasive
<i>Elodea nuttallii</i>	inwazyjny – invasive
<i>Reynoutria japonica</i>	inwazyjny – invasive
<i>Reynoutria sachalinensis</i>	inwazyjny – invasive
<i>Reynoutria</i> × <i>Bohemia</i>	inwazyjny – invasive
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	inwazyjny – invasive
<i>Helianthus tuberosus</i>	potencjalnie inwazyjny – potentially invasive
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	inwazyjny – invasive
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	inwazyjny – invasive
<i>Impatiens glandulifera</i>	potencjalnie inwazyjny – potentially invasive
<i>Impatiens parviflora</i>	potencjalnie inwazyjny – potentially invasive
<i>Lupinus polyphyllus</i>	inwazyjny – invasive
<i>Lycium Barbarum</i>	potencjalnie inwazyjny – potentially invasive
<i>Lysichiton americanus</i>	inwazyjny – invasive
<i>Pinus nigra</i>	potencjalnie inwazyjny – potentially invasive
<i>Pinus strobus</i>	inwazyjny – invasive
<i>Populus</i> × <i>canadensis</i>	inwazyjny – invasive
<i>Prunus serotina</i>	inwazyjny – invasive
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	inwazyjny – invasive
<i>Quercus rubra</i>	inwazyjny – invasive
<i>Rhus hirta</i>	potencjalnie inwazyjny – potentially invasive
<i>Robinia pseudoacacia</i>	inwazyjny – invasive
<i>Rosa rugosa</i>	inwazyjny – invasive
<i>Senecio inaequidens</i>	potencjalnie inwazyjny – potentially invasive
<i>Solidago canadensis</i>	inwazyjny – invasive
<i>Solidago gigantea</i>	inwazyjny – invasive
<i>Spartina anglica</i>	inwazyjny – invasive
<i>Symphoricarpos albus</i>	potencjalnie inwazyjny – potentially invasive
<i>Vaccinium angustifolium</i> × <i>corymbosum</i>	inwazyjny – invasive
Rośliny, które mogą być problematyczne jako chwasty w rolnictwie Plants which may be problematic as weeds in agriculture	
<i>Amaranthus retroflexus</i>	nieokreślona – unspecified
<i>Cyperus esculentus</i>	nieokreślona – unspecified

niono m.in. rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica* Houtt.), czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.) oraz dwóch północnoamerykańskich nawłoci (*Solidago canadensis* L., *S. gigantea* Aiton). Wymienione są bardzo powszechne w lasach, na miejskich nieużytkach i przy zbiornikach wodnych w całym Niemczech oraz w Berlinie i są uznane za inwazyjne przez Federalny Urząd Ochrony Przyrody.

W prezentowanym artykule skupiamy się na ważnych gospodarczo inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych roślinach naczyniowych, występujących na terenach leśnych Berlina oraz stwarzających zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt.

## OBCE GATUNKI INWAZYJNE W LASACH MIEJSKICH BERLINA

W ostatnich latach narasta problem gatunków inwazyjnych w Berlinie i lasach otaczających miasto (Kowarik i in., 2013). Konkurują one z gatunkami rodzimymi o światło, wodę, składniki odżywcze i miejsca rozwoju. Obecnie w Berlinie spotyka się łącznie 17 z 66 gatunków inwazyjnych znajdujących się na Liście inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii Europejskiej (*List of invasive alien species of Union concern*; Invasive Arten..., 2018). Wśród nich znajduje się pięć gatunków roślin inwazyjnych: barszcz Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier), bożodrzew (*Ailanthus altissima* (Mill.)), moczarka delikatna (*Elo-dea nuttallii* H. St. John), niecierpek gruczołowy (*Impatiens glandulifera*), trojeść amerykańska (*Asclepias syriaca* L.). Trzy ostatnie z wymienionych nie zostały uwzględnione w dalszej części niniejszej pracy ze względu na niewielkie znaczenie gospodarcze oraz brak działań administracji Lasów Berlińskich mających na celu ich zwalczanie.

Wszystkie obce gatunki drzew inwazyjnych najczęściej występujące w lasach Europy (Campagnaro i in., 2018; Dyderski i Jagodziński, 2020): *Prunus serotina*, *Robinia pseudoacacia* L., *Quercus rubra* L., *Acer negundo* L. oraz *Ailanthus altissima* – pojawiają się w berlińskich lasach licznie, a na niektórych stanowiskach nawet bardzo licznie<sup>1</sup> (Artenschutz..., b.d.; Münte, 2009). Znajdują się również na liście

<sup>1</sup> Malte Münte, wrzesień 2020 r., informacja ustna.

Federalnego Urzędu Ochrony Przyrody. Nie wszystkie spośród wymienionych oddziałują na środowisko naturalne w takim samym stopniu. Robinia akacjowa, dąb czerwony oraz bożodrzew nie podlegają szczególnym działaniom administracji Lasów Berlińskich, ponieważ dotychczas nie wykazywały cech gatunków inwazyjnych na terenie tamtejszych lasów.

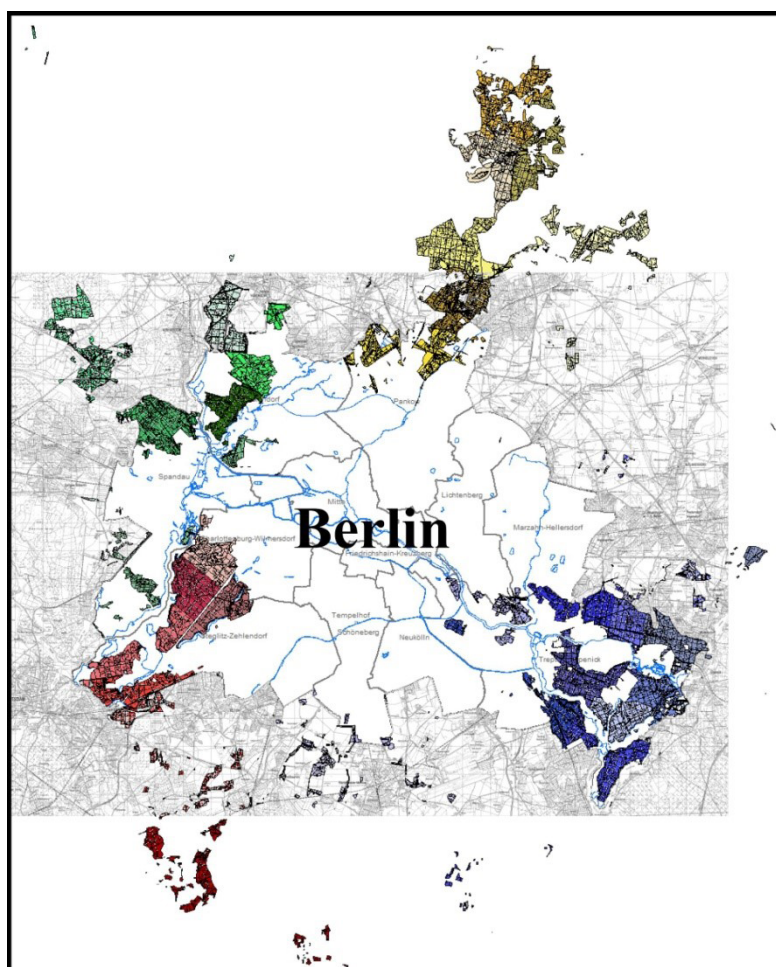
Poza gatunkami wymienionymi w lasach miejskich stolicy Niemiec występują jeszcze następujące uznawane za inwazyjne przez niemiecki Federalny Urząd Ochrony Przyrody (Bundesamt für Naturschutz): *Reynoutria japonica* Houtt. (syn. *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.), *R. sachalinensis* Nakai, *Fraxinus pennsylvanica* Marsh., *Lupinus polyphyllus* Lindl., *Populus ×canadensis* Moench, *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco, *Rosa rugosa* Thunb., *Solidago canadensis* L., *S. gigantea* Aiton. Za taksony potencjalnie inwazyjne uznaje się: *Ambrosia artemisiifolia* L., *Ambrosia psilostachya* DC., *Buddleja davidii* Franch., *Bunias orientalis* L., *Echinops sphaerocephalus* L., *Helianthus tuberosus* L., *Impatiens parviflora* DC., *Lycium barbarum* L., *Rhushirta* L. Sudw., *Senecio inaequidens* DC., *Symphoricarpos albus* (L.) S. F. Blake.

## CHARAKTERYSTYKA LASÓW AGLOMERACJI BERLIŃSKIEJ

Agglomeracja Berlina jest jedną z najgęściej zalesionych w Europie (Balder, 1997; Balder, 2013; Pietras-Couffignal i Robakowski, 2019). Miasto otacza ok. 29 000 ha terenów leśnych (Mischwaldprogramm..., b.d.; rys. 1), ponadto w jego obrębie funkcjonują liczne korytarze ekologiczne ułatwiające przemieszczanie się zarówno fauny, jak i flory.

W 2019 roku struktura gatunków lasotwórczych w lasach Berlina przedstawiła się następująco: sosna 60%, dąb 21%, buk 4%, brzoza 9%. Pozostałe gatunki liściaste i iglaste stanowiły 6% (Waldzustandbericht..., 2019).

Obecny stan zdrowotny lasów miejskich Berlina nie jest zadowalający. W 2019 roku wykazano znaczne uszkodzenia w ok. jednej trzeciej wszystkich drzew próbnych, ujętych w badaniach stanu lasów w Berlinie. Na ponad połowie powierzchni lasów odnotowano niewielki bądź średni poziom uszkodzeń. Zaledwie na 8% powierzchni leśnej nie stwierdzono żadnych widocznych uszkodzeń. Jedną z najważniejszych



**Rys. 1.** Rozmieszczenie głównych kompleksów leśnych aglomeracji berlińskiej (<https://fbinter.stadt-berlin.de/fb/>): kolor czerwony – Nadleśnictwo Grunewald, kolor zielony – Nadleśnictwo Tegel, kolor żółty – Nadleśnictwo Pankow, kolor niebieski – Nadleśnictwo Köpenick

**Fig. 1.** Distribution of the main forest complexes of the Berlin agglomeration (<https://fbinter.stadt-berlin.de/fb/>): red – Forest District Grunewald, green – Forest District Tegel, yellow – Forest District Pankow, blue – Forest District Köpenick

przyczyn takiego stanu była susza w 2018 roku (Waldzustandbericht..., 2019).

Znaczna część drzewostanów sosnowych wprowadzonych sztucznie w latach powojennych występuje na siedliskach lasów mieszanych. W przeciwieństwie do naturalnych zbiorowisk znajdujących się na siedliskach lasów mieszanych, dostępne substancje odżywcze i zaopatrzenie w wodę nie są wykorzystywane w pełni w lasach iglastych. Nieodpowiedni skład

gatunkowy drzewostanu na siedliskach borów mieszanych i lasów mieszanych stworzyły warunki dogodne do rozwoju czeremchy amerykańskiej (Münste, 2009).

Za najistotniejsze obce gatunki inwazyjne w lasach miejskich Berlina, z punktu widzenia gospodarki leśnej, uznaje się czeremchę amerykańską (*Prunus serotina*) oraz śnieguliczkę białą (*Symphoricarpos albus*)<sup>2</sup>.

<sup>2</sup> Malte Münste, 10 września 2020 r., informacja ustna.

Gatunkami o mniejszym znaczeniu są robinia akacja (*Robinia pseudoacacia*) i klon jesionolistny (*Acer negundo*). Bożodrzew gruczołowaty, jak dotąd, nie jest uznawany za gatunek problematyczny z punktu widzenia gospodarki leśnej (Münste i Christoph, b.d.).

## GATUNKI OBCE PODLEGAJĄCE ZWALCZANIU W LASACH BERLIŃSKICH

Działania berlińskich leśników związane z ograniczeniem negatywnego wpływu gatunków obcych oraz autorzy projektów naukowych (Mischwaldprogramm, b.d.; Münste i Christoph, b.d.) skupiają się głównie na *P. serotina*. Zwalczanie obcych gatunków inwazyjnych jest kosztowne, dlatego ogranicza się do gatunków najbardziej szkodliwych i/lub niebezpiecznych. Należy do nich nie tylko czeremcha amerykańska, ale także *Heracleum mantegazzianum* (Wimmer, 2016) oraz *Ambrosia artemisiifolia* i *A. psilostachya*. Berlińskie służby leśne prowadzą monitoring ich populacji ze względu na występowanie tych gatunków w ekosystemach leśnych.

### Czeremcha amerykańska (*Prunus serotina*)

Obecnie berlińscy leśnicy, oprócz szkód powodowanych przez zwierzynę, borykają się najbardziej z problemem obecności czeremchy amerykańskiej<sup>3</sup> (Mischwaldprogramm, b.d.; Sturm, 2005). O występowaniu *P. serotina* w Niemczech wspomina się już w roku 1685. Jej pojawienie się na terenie dzisiejszego Berlina nie jest przypadkowe – czeremcha amerykańska była sadzona w sposób planowany, dookoła Berlina, na obszarach Pruskiego Instytutu Badawczego Leśnictwa (Starfinger, 1990). Początkowe założenia tych działań miały na celu (Münste i Christoph, b.d.):

- produkcję cennego drewna na ubogich siedliskach
- zwiększenie odporności na wiatr i pożary monokultur sosnowych
- poprawę żyzności gleby w drzewostanach iglastych
- szybkie odnawianie lasu
- przeciwdziałanie zachwaszczaniu powierzchni otwartych
- dostarczanie pożywienia dla ptaków i ssaków
- poprawę mikroklimatu w lesie oraz wykorzystanie drzewa jako pożytku dla pszczół.

<sup>3</sup> Malte Münste, sierpień 2020 r., informacja ustna.

Ekologia *P. serotina* była obiektem licznych badań. Ten ornitochoryczny gatunek cechuje się m.in. stosunkowo wysoką tolerancją na zacienienie, zdolnością do wykształcania pędów odrosłowych, długą żywotnością nasion i allelopatią ujemną (Brehm, 2004; Kowarik, 2003; Olsthoorn i Hees, 2001; Schepker, 1998; Spaeth i in., 1994; Starfinger, 1997; Starfinger i in., 2003; Robakowski i Bielinis, 2011). Jak pokazały liczne badania, wymienione cechy charakteryzują znaczną część gatunków inwazyjnych, umożliwiając im szybkie rozprzestrzenianie się (Halarewicz, 2011; Küster i in., 2008; Reinhardt i in., 2003; Schurr i in., 2008). Oprócz cech umożliwiających dynamiczną dyspersję, czeremchę amerykańską wyróżnia również swoista ochrona chemiczna, która sprawia, że roślina nie jest atrakcyjna dla zwierząt (Münste, 2009). Na skutek uszkodzenia mechanicznego, np. poprzez zgryzienie, amygdalina zawarta w komórkach roślinnych reaguje z tlenem atmosferycznym i rozkłada się na cyjanowodór, który ma właściwości repelentne. To cecha pozwalająca czeremchę amerykańskiej przetrwać w miejscach intensywnego żerowania zwierzyny (Münste, 2009).

Czeremcha amerykańska występuje na około jednej trzeciej z 29 000 ha berlińskich lasów<sup>4</sup> (Münste, 2009). W latach 80. XX wieku Lasy Berlińskie RFN podjęły pierwsze starania mające na celu usunięcie czeremchy z drzewostanów. Po zjednoczeniu Niemiec w latach 90. obszar działań został rozszerzony na wszystkie lasy zjednoczonego Berlina.

**Zwalczanie.** Procedury wykorzystywane obecnie w Berlinie nie są zadowalające z uwagi na niezwykłą zasobochołoność i czasochłoność. Polegają głównie na: usuwaniu pni czeremchy za pomocą konia, ciągnika, wciągarki lub koparki; ręcznym usuwaniu młodych roślin oraz wykaszaniu odrosli przez kolejne lata, ponieważ brakuje skutecznych dopuszczonych do użytku herbicydów ograniczających inwazję czeremchy amerykańskiej. Herbicydów chemicznych w lasach berlińskich nie używa się od 1990 roku. Co więcej, od 2001 roku mają one certyfikat Forest Stewardship Council (FSC) oraz Naturland, dlatego jest zabronione stosowanie w nich herbicydów chemicznych.

<sup>4</sup> Malte Münste, sierpień 2020 r., informacja ustna.

Dobre wyniki w ograniczaniu populacji czeremchy amerykańskiej w nielicznych leśnictwach kontrastują z trudną sytuacją ogólną. Dodatkowo oszczędności w wykorzystywaniu siły roboczej i maszyn ograniczają możliwości skutecznego działania (Münste, 2009). Liczne podejmowane poprzednio próby zwalczania czeremchy amerykańskiej poprzez wycinanie części nadziemnej najczęściej przyczyniały się do pogłębiania się problemu. Cięcia prowadziły do powstawania licznych i żywotnych odrośli, a wzniesienie gleby sprzyjało kiełkowaniu nasion. Doświadczenia wskazują, że zwalczanie może być skuteczne tylko wtedy, kiedy będzie usunięta cała roślina, a zabieg jest powtarzany co najmniej przez pięć lat z rzędu. Dodatkowym warunkiem jest usunięcie wszystkich znajdujących się w okolicy drzew będących bazą materiału siewnego (Gefäßpflanzen, b.d.).

W lasach berlińskich populację *P. serotina* zwalczano z powodzeniem poprzez ręczne wrywanie mniejszych roślin oraz wycinanie i karczowanie większych osobników za pomocą koni i maszyn. Na sukces jednak należy czekać kilka lat. Najskuteczniejszym sposobem eliminacji drzewa jest połączenie metod mechanicznych oraz chemicznych, czyli zastosowanie niewycinania roślin i w miejscu cięcia nanieśnienie środka zawierającego glifosat. W badaniach przeprowadzonych w Belgii najlepsze wyniki dawało nacięcie strzały na wysokości 1 m w okresie letnim i wprowadzenie herbicydu w miejscu cięcia. Udane próby miały miejsce również w Berlinie, ale zabiegi nie są już możliwe ze względu na wprowadzenie certyfikacji lasów od 1 lipca 2001 r. W ciągu 20 lat obszar lasów berlińskich o powierzchni 750 ha został oczyszczony z *P. serotina* niemal całkowicie. Koszty przedsięwzięcia oszacowano na 20 mln DM. W latach 80. i na początku lat 90. koszty mechanicznego usuwania czeremchy w Berlinie wynosiły 900 euro/ha z wykorzystaniem koni i 1500 euro/ha maszynowo, koszty metody łączonej mechaniczno-chemicznej oszacowano na 150 euro/ha (Gefäßpflanzen, b.d.).

Zwalczanie *P. serotina* w lasach jest bardzo trudne i kosztowne, dlatego podjęto działania mające na celu znalezienie alternatywnych sposobów ograniczania liczebności tego inwazyjnego gatunku. Zwraca uwagę potencjał metod hodowlanych w walce z gatunkami inwazyjnymi (Sitzia i in., 2016). W lasach Berlina i Dolnej Saksonii próbuje się ograniczyć czeremchę

amerykańską przez wprowadzanie buka, którego zadaniem jest stworzenie niekorzystnych warunków świetlnych do rozwoju czeremchy. Uzyskanie bowiem największego możliwego zwarcia spowalnia dynamikę rozwoju *P. serotina* (Schepker, 1998; Spaeth i in., 1994).

Inną metodą biologiczną, stosowaną w Niemczech, była aplikacja na pniaki czeremchy środka z grzybem chrząstkoskórnikiem purpurowym *Chondrostereum purpureum* (Pers.). Metoda nie przyniosła pożądanych efektów ze względu na stosunkowo dużą pracochłonność i wymaganą precyzję w przeprowadzaniu zabiegu. Dodatkowo istniało ryzyko, że grzyb w sposób niekontrolowany zainfekuje rodzime gatunki z rodzaju *Prunus* (Heydeck i Münste, 2008; Münste, 2009).

Kolejna metoda zakładała wykorzystanie zwierząt hodowlanych, które podczas wypasu miały zgryzać czeremchę. Na trzy powierzchnie doświadczalne o wielkości 2,5 ha wprowadzono 10 kóz oraz 16 owiec. Zwierzęta żywiły się liśćmi i korą, co doprowadziło do zmniejszenia ich masy ciała w wyniku spożycia cyjanowodoru. W następnym roku stwierdzono brak widocznych zmian w przyrostach i żywotności czeremchy, dlatego metodę uznano za nieskuteczną (Herrmann, 2000).

W 2000 roku zbadano cztery różne metody ograniczania czeremchy (Brunsch, 2000). Porównano wyniki zacieniania roślin poprzez nakrycie ich wiadrami (Gette, 2001), usuwania mechanicznego poprzez wycinanie, metody chemiczno-mechanicznej polegającej na wycinaniu roślin i punktowym stosowaniu glifosatu oraz aplikacji soli kuchennej do wywierconych w pniach otworów.

Metoda polegająca na zacienieniu roślin okazała się procesem długotrwałym. Pomimo ograniczonej asymilacji i zmniejszenia żywotności części nadziemnej, rośliny nie zamierały. Dodatkowo zdolność czeremchy do wytwarzania odrostów korzeniowych czyniła metodę nieskuteczną (Brunsch, 2000; Gette, 2001). Inną metodą było zaaplikowanie soli kuchennej do wywierconych otworów w pniach drzew. Wyniki zabiegu okazały się niezadowolające. Sól uszkadzała tkanki jedynie w pobliżu nawierceń, nie powodowała jednak zamierania rośliny. Wyniki przeprowadzonych doświadczeń wskazały, że najskuteczniejszą metodą było mechaniczne usuwanie drzew połączone ze stosowaniem glifosatu (Brunsch, 2000).

W latach 90. XX wieku zauważono potrzebę przebudowy monokultur sosnowych w berlińskich nadleśnictwach, dlatego podjęto działania polegające na wprowadzaniu rodzimych gatunków liściastych. Ze względu na dużą skalę problemu związanego ze złymi warunkami wodnymi, zagrożeniem pożarowym, rozprzestrzenianiami się obcymi gatunkami inwazyjnymi oraz ogólnym złym stanem sanitarnym berlińskich lasów podjęto działania na szeroką skalę mające na celu przebudowę drzewostanów w latach 2012–2017 (Mischwaldprogramm, b.d.; Waldzustandbericht..., 2010; 2011; 2012).

W koncepcji projektu założono przebudowę drzewostanów w kierunku wielopiętrowych i wielogatunkowych borów mieszanych i lasów mieszanych. Docelowo, w wyniku działań, czeremcha amerykańska miała być zastąpiona gatunkami rodzimymi. Te bowiem, wspierane zabiegami hodowlanymi, okazywały się bardziej konkurencyjne w walce o nisze ekologiczne, ograniczając występowanie gatunku obcego (Mischwaldprogramm, b.d.).

Przykładem skutecznego zwalczania czeremchy amerykańskiej jest leśnictwo Wannsee (Nadleśnictwo Grunewald), gdzie już w 1984 roku rozpoczęto systematyczne usuwanie roślin metodą mechaniczną. Od 25 lat duża część jego obszaru została uwolniona dzięki pracochłonnym i kosztownym zabiegom. Efektem jest naturalne odnowienie rodzimych gatunków drzew: sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.), dębów (*Quercus* spp. L.), buka pospolitego (*Fagus sylvatica* L.), a także, od dawna niespotykanych w lasach Grunewald, gatunków takich, jak klon polny (*Acer campestre* L.), wiąz szypułkowy (*Ulmus laevis* Pall.) czy cis pospolity (*Taxus baccata* L.). Wieloletnie obserwacje leśniczego Arno Maximini potwierdziły również pozytywne zmiany w faunie, np. powrót zająca szaraka (*Lepus europaeus* Pallas), którego biotop jest niszczone przez gęsto rosnącą czeremchę amerykańską. Usunięcie czeremchy doprowadziło do przywrócenia gatunków, którymi odżywiają się zające<sup>5</sup>.

W leśnictwie Dachsberg ciekawe spostrzeżenia dotyczyły wpływu obecności psów na występowanie nalotów rodzimych gatunków drzew. Lokalne przepisy, pozwalające na wyprowadzanie psów bez smyczy

na obszarze ok. 1000 ha, spowodowały wycofanie się jeleniowatych, co ograniczyło wywoływane przez nie szkody. W ciągu ok. dwóch i pół dekady na terenie leśnictwa w składzie gatunkowym drzewostanów wzrósł udział drzew liściastych oraz rodzimych krzewów. Obecnie obserwuje się naturalne odnowienie dębów, buka, grabu, wiązów, klonów, lip, jarzębów i innych rodzimych gatunków drzew. Liczne występowanie gatunków liściastych wpływa na zacielenie dna lasu i ogranicza wzrost oraz rozwój *P. serotina* (Münste i Christoph, b.d.).

### Śnieguliczka biała (*Symphoricarpos albus*)

Gatunek stanowi zagrożenie dla różnorodności biologicznej obszarów leśnych Berlina. Roślina bardzo efektywnie rozmnaża się wegetatywnie poprzez odrosty korzeniowe sięgające nawet 60 cm w głąb ziemi i korzenie przybyszowe wytwarzane przez dolne partie pędów (Gilbert, 1995).

W części berlińskich lasów cienioznośna śnieguliczka tworzy zamknięte warstwy krzewów o łącznej powierzchni kilkuset hektarów (Münste, 2009). Z punktu widzenia gospodarki leśnej śnieguliczka niekorzystnie wpływa na proces odnowienia lasu. Odnowienie zarówno naturalne, jak i sztuczne są utrudnione ze względu na występowanie zwartej warstwy krzewów w istotny sposób ograniczających światło docierające do dna lasu. Odporność śnieguliczki na cięcia oraz łatwość wytwarzania odrostów korzeniowych sprawiają, że jej zwalczanie jest utrudnione.

Dotychczasowe badania wykazały kilka gatunków muchówek i motyli żerujących na liściach tej rośliny (Gilbert, 1995), ale jak dotąd nie odnotowano silnych defoliacji na terenie Niemiec.

### Ambrozja bylicolistna (*Ambrosia artemisiifolia*) i ambrozja drobnokwiatowa (*Ambrosia psilostachya*)

Oba gatunki są zwalczane ze względu na negatywny wpływ na zdrowie ludzi. Pyłek rośliny jest silnie drażniący i toksyczny. Jego działanie jest szczególnie dotkliwe dla alergików. W porównaniu z pyłkiem brzozy i traw powoduje silniejsze dolegliwości (Zisenis, 2015). W badaniach przeprowadzonych we Francji oraz Ameryce Północnej wykazano, że około 10% populacji jest wrażliwa na pyłek ambrozji, a u około jednej czwartej tych osób mogą się rozwinąć ciężkie

<sup>5</sup> Na podstawie broszury leśnictwa Wannsee oraz rozmowy z Arno Maximini, leśniczym z Wannsee.



reakcje astmatyczne (DRASS, 2000). Już niewielka ilość pyłku rośliny potrafi wywołać u osób uczulonych bóle głowy, katar sienny, trudności z oddychaniem czy astmę, z kolei u nieuczulonych może się rozwinąć alergia, której pierwsze objawy ujawniają się po pięciu latach (Ambrosia Bekämpfung, b.d.; Gabrio i in., 2006).

Ambrozja bylicolistna rozprzestrzenia się najdynamiczniej wzdłuż dróg, czego przykładem jest autostrada A8 w południowych Niemczech (Lemke i in., 2019; Otto i in., 2008). Jednym z większych skupisk tego gatunku w tym kraju jest aglomeracja berlińska (Alberternst i in., 2006; Brandes i Nitzsche, 2006). Gęsta sieć dróg oraz obwodnic miasta, a także intensywny ruch samochodowy stwarzają warunki sprzyjające dyspersji rośliny. Szczególnie ważna jest więc pielęgnacja poboczy i ich wykaszanie w celu ograniczenia ilości uwalnianego pyłku oraz rozprzestrzeniania się tego gatunku (Lemke i in., 2019).

Ambrozię, jako roślinę jednoroczną, można łatwo zwalczać przez usuwanie ręczne lub koszenie (Otto, 2006). W Berlinie ambrozja rozwija się od wielu dziesięcioleci, ale do lat 90. występowała tylko w kilku lokalizacjach. Gatunek rozprzestrzenił się szczególnie w zachodniej części miasta, w miejscach żerowania ptaków. W 2009 r. uruchomiono Berliński program działań przeciwko ambrozji (Ambrosia Bekämpfung, b.d.; Pilot Projekt..., 2009–2021). Od tego czasu populacja tej jednorocznej rośliny jest kontrolowana dość dobrze. Aby ten stan utrzymać, jest wymagane kontynuowanie prowadzonych działań. Decyzją berlińskiego senatu, z końca 2017 roku, w dzielnicy Adlershof podjęto pilotażowy program zwalczania ambrozji, a wszystkie jej stanowiska na terenie miasta powinny być zgłaszane administracji miejskiej (Pilot Projekt..., 2009–2021).

### **Barszcz Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) i barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnovskyi*)**

Podobnie jak wcześniej omówione gatunki, oba gatunki barszczu zostały sprowadzone do Niemiec nieprzypadkowo. Rośliny miały być ozdobą parkowych trawników. Pierwsza wzmianka o występowaniu obcych gatunków tego rodzaju pochodzi z roku 1833, z Pawiej Wyspy (niem. *Pfaueninsel*) mieszczącej się w południowo-zachodniej części miasta (Wimmer, 2016). *H. mantegazzianum* jest obecnie bardzo

rozpowszechnione w Niemczech i zajmuje obszar od Alp po północne wybrzeża. W latach 80. barszcz Mantegazziego występował już na terenie niemal całego kraju (Ochsmann, 1996). Jego zagęszczenie na terenach wschodnich i południowych jest mniejsze niż w Niemczech zachodnich. W aglomeracji berlińskiej jednak zagęszczenie populacji barszczu jest wyraźnie większe w porównaniu z pozostałymi obszarami północno-wschodniej części kraju (FloraWeb, b.d. – *H. mantegazzianum*). *Heracleum sosnovskyi*, zgodnie z zaleceniami Stalina, od 1947 roku był celowo rozpowszechniany w Europie Wschodniej, a od lat 60. również na terenie Niemiec Wschodnich (Wimmer, 2016). W przeciwieństwie do dobrze udokumentowanego występowania *H. mantegazzianum*, w różnych źródłach podaje się w wątpliwą występowanie *H. sosnovskyi* na terenie Berlina (Gefäßpflanzen, b.d.; Invasive Arten..., 2018; Nabu.de, b.d.).

*H. mantegazzianum* jest przyczyną silnych poparzeń, ponieważ cała roślina, a zwłaszcza sok, zawiera fototoksyczne furanokumaryny. Związki te są niebezpieczne dla ludzi i zwierząt. Ich podstawową funkcją jest ochrona przed fitofagami, a dodatkowo mają działanie grzybobójcze (Andrews i in., 1985; Harwood, 1985; Hinterman, 1967). Po 24–48 godzinach kontaktu i ekspozycji na światło słoneczne może dojść do ciężkiego poparzenia skóry z silnymi pęcherzami. Zmiany skórne przypominają oparzenia trzeciego stopnia i mogą prowadzić do kilkutygodniowej hospitalizacji. Leczą się one powoli i pozostawiają blizny w postaci smug (Thiele i Otte, 2007).

Wpływ obcych gatunków barszczu jako roślin inwazyjnych na ekosystemy nie pozostaje bez znaczenia. Ze względu na zmianę warunków świetlnych przy występowaniu *H. mantegazzianum* następuje zubożenie flory roślin zielnych oraz pośrednio owadów i innych bezkręgowców ekologicznie z nimi związanych (Thiele i Otte, 2007).

Federalny Urząd Ochrony Środowiska obliczył, że koszty zwalczania *H. mantegazzianum* i koszty leczenia oparzeń spowodowanych u ludzi przez tę roślinę wynoszą w Niemczech powyżej 12,3 mln euro rocznie (Reinhardt, 2003). Pomimo bardzo dużych nakładów pracy i środków finansowych na zwalczanie gatunku, działania nie przyniosły zadowalających efektów (Nielsen i in., 2005).

## POZOSTAŁE GATUNKI INWAZYJNE LASÓW BERLIŃSKICH O MNIEJSZYM ZNACZENIU GOSPODARCZYM

### Robinia akacyjowa (*Robinia pseudoacacia*)

Po raz pierwszy pojawiła się w Berlinie po 1670 roku jako roślina parkowa i ogrodowa. Na początku XVIII wieku rozpoczęto wprowadzanie jej do lasów w celach gospodarczych, zwłaszcza na terenach suchych i piaszczystych. Zwiększająca się dostępność propagul spowodowała jej rozprzestrzenienie w kraju, co sprawiło, że już na przełomie wieków XVIII i XIX robinia akacyjowa była gatunkiem często występującym w wielu regionach Niemiec (Kowarik, 1990; Krausch, 2001; Krause, 1753; Starfinger i Kowarik, 2003; Vítková i in., 2017). Ze względu na dobre właściwości drewna, m.in. często używanego do budowy placów zabaw, robinia akacyjowa jest nadal uprawiana w Niemczech. Największa część 14 000 ha powierzchni drzewostanów robiniowych znajduje się w Brandenburgii i Saksonii-Anhalt (Gefäßpflanzen, b.d. – *R. pseudoacacia*). Wprowadzanie robinii akacyjowej jest zabronione z uwagi na certyfikację FSC i Naturland Lasów Berlińskich. Jak dotąd, nie podjęto szeroko zakrojonych działań jej systematycznego usuwania, co nastąpiło w przypadku czeremchy amerykańskiej. Robinia akacyjowa jest jednak uznawana za gatunek problematyczny na siedliskach chronionych ze względu na jej negatywny wpływ na bioróżnorodność.

Kowarik (1990; 1996), analizując wpływ robinii na roślinność muraw nieużytków w Berlinie, wykazał zmiany w składzie gatunkowym flory. Odnotowano przypadki, że występowanie dwuletnich robinii akacyjnych zmniejszyło liczbę gatunków roślin zielnych nawet o połowę. Istotnie zmieniał się również skład gatunkowy pajęczaków i chrząszczy biegaczowatych, gatunki ekosystemów otwartych ustępowały na rzecz gatunków leśnych.

Doświadczenia i koszty związane ze zwalczaniem robinii akacyjowej w Niemczech nie są dobrze udokumentowane (Kowarik, 2003). Ograniczanie gatunku poprzez wyrąb ma szanse powodzenia, gdy cięcia są wykonywane dwukrotnie w okresie wegetacyjnym, a zabieg jest powtórzony w ciągu czterech kolejnych lat. Jednorazowe cięcie lub wypalenie roślin przynosi efekt przeciwny do zamierzonego, inicjując

powstawanie gęstszych i bardziej żywotnych drzewostanów odroślowych, które są trudniejsze do opanowania. Na glebach piaszczystych z powodzeniem stosowano karczowanie za pomocą koni lub maszyn, co jednak powodowało silne przemieszanie warstw gleby. W celu zapobieżenia powstawaniu odrosli, fragmenty korzeni powinny być usunięte z terenu lub zniszczone, dodatkowo w kolejnym roku należy wykonać kontrolę skuteczności. Od kilku lat stosowana jest metoda obrączkowania. Nacięcia są wykonywane w okresie zimowym za pomocą pilarki. Metoda ta jest mniej skuteczna od karczowania, jednakże ze względu na mniejszą koszty- i pracochłonność może być wykonywana na większej powierzchni (Kowarik, 2003).

### Klon jesionolistny (*Acer negundo*)

Po raz pierwszy trafił do Niemiec w 1699 roku (Kowarik, 2003). Obecnie występuje głównie na terenie byłej Niemieckiej Republiki Demokratycznej, także aglomeracji berlińskiej. Zakłada się, że obszar jego występowania będzie się powiększał (Baumgärtel, 2008; Kowarik, 2003). Obecność gatunku w półnaturalnych lasach aluwialnych stanowi największe zagrożenie dla różnorodności biologicznej tych ekosystemów. Stwierdzono, że w gęstych drzewostanach klonu jesionolistnego różnorodność gatunkowa jest mniejsza niż w innych zbiorowiskach lasów aluwialnych. W niektórych miejscach *A. negundo* zajmuje miejsce wycofujących się rodzimych drzew (Carbiener i Schnitzler, 1990; Drescher i Magnes, 2002), takich jak wierzba biała (*Salix alba* L.) czy wiąz (*Ulmus* spp.). Holenderska choroba powodująca zamieranie wiązków oraz regulacja stosunków wodnych ograniczająca naturalne odnowienie wierzby i topól stwarzają dogodne warunki do inwazji klonu jesionolistnego (Baumgärtel, 2008; Kowarik, 2003).

Sztandarowym przykładem inwazji *A. negundo* jest sztuczne wzgórze Kienberg, wzniesione w Berlinie w latach 1973–1984. W celu ochrony przed erozją zostało obsadzone szybko rosnącymi gatunkami obcymi, w tym *A. negundo* i *R. pseudoacacia*, które do dziś dominują na tym obszarze, uniemożliwiając wkroczenie gatunków rodzimych (Gebietsfremde Pflanzen, b.d.).

Jak dotąd opisano tylko kilka doświadczeń z metodami zwalczania *A. negundo*. W berlińskich rezerwach przyrody młode rośliny są karczowane, a większe osobniki, będące źródłem nasion, są usuwane.

Podobnie jak w przypadku robinii akacjowej i czeremchy amerykańskiej, zabiegi zwalczania, aby były skuteczne, muszą być ponawiane przez kilka sezonów wegetacyjnych (Starfinger i in., 2003).

### **Bożodrzew gruczołowaty (*Ailanthus altissima*)**

Inwazja bożodrzewu gruczołowatego w Europie Środkowej rozpoczęła się na początku XX wieku. Po II wojnie światowej gatunek rozprzestrzenił się na gruzach miast w miejscach łagodnych klimatycznie. Gatunek preferuje gleby wapienne, luźne i dobrze przepuszczające wodę. Zawartość składników odżywczych w glebie nie musi być szczególnie wysoka. Gatunek jest światło- i ciepłolubny, często spotykany na terenach miejskich, ponieważ ze względu na dużą tolerancję ciężkich miejskich warunków jest sadzony jako drzewo uliczne (Kowarik i Böcker, 1984; Kowarik i Säumel, 2007; Zisenis, 2015). Poczynając od typowych ruderalnych miejsc – portów i obiektów kolejowych, nieużytków miejskich, obrzeży dróg i autostrad – bożodrzew gruczołowaty migruje również na tereny siedlisk naturalnych. Gatunek zdomowił się w drzewostanach dębowych występujących na skałach w dolinie Neckar w pobliżu Heidelbergu oraz prześwietlonych drzewostanach sosnowych na wydmach śródlądowych między Mannheim a Schwetzingen, skąd przeniósł się na sąsiednie piaszczyste łąki. Występuje również w strefach aluwialnych, np. na terenach zalewowych Dunaju w pobliżu Wiednia czy Renu, w pobliżu Mannheim na Reißinsel (Drescher i Ließ, 2006; Gutte i in., 1987). Bożodrzew widnieje na liście gatunków inwazyjnych, ale nie stanowi obecnie problemu gospodarczego w berlińskich lasach, więc nie jest zwalczany na terenach leśnych w Berlinie<sup>6</sup> (Münste i Christoph, b.d.).

### **PODSUMOWANIE**

Obszar lasów miejskich stolicy Niemiec jest doskonałym obiektem do obserwacji procesów związanych z oddziaływaniem obcych gatunków roślin na miejskie ekosystemy leśne ze względu na liczne występowanie gatunków inwazyjnych europejskich lasów oraz silny wpływ populacji aglomeracji Berlina (bliskość osiedli ludzkich, duża liczba odwiedzających, wybiegi dla psów czy ścieżki konne).

<sup>6</sup> Malte Münste, sierpień 2020 r., informacja ustna.

Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych zawiera 66 gatunków inwazyjnych roślin i zwierząt; 17 z nich zdomowało się w Berlinie, z czego pięć to gatunki roślin. Oprócz tego Federalny Urząd Ochrony Przyrody dodatkowo zakwalifikował kilkanaście gatunków jako inwazyjne, co zostało ujęte w Liście gatunków inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych na terenie Niemiec (tab. 1).

Nie wszystkie gatunki inwazyjne występujące w lasach berlińskich podlegają zwalczaniu. Wiele czynników wpływa na to, czy gatunek jest zwalczany. Można je podzielić na dwie grupy: (1) gatunki mające negatywny wpływ na gospodarkę i środowisko oraz (2) zagrażające zdrowiu i/lub życiu ludzi i zwierząt. W poszczególnych przypadkach administracja miejska Berlina podejmuje decyzje o rozpoczęciu zwalczania tych gatunków, aby zminimalizować ich oddziaływanie na ekosystemy. Rozmiary i dynamika populacji były czynnikami decydującymi o podjęciu działań zwalczania gatunków oddziałujących negatywnie na gospodarkę leśną i środowisko w lasach berlińskich. Jak dotąd, jedynie populacja czeremchy amerykańskiej ma znaczenie istotne dla berlińskiej gospodarki leśnej.

Zabiegi zwalczania gatunku wymagają dużych nakładów finansowych, niezbędne są więc odpowiednie decyzje polityczne o wsparciu działań leśników. Umieszczenie gatunku na liście Federalnego Urzędu Ochrony Przyrody (*Bundesamt für Naturschutz*) oraz nagłaśnianie problemu umożliwiło uzyskanie dodatkowych środków na ograniczenie jego liczebności w różnych projektach, np. Mischwaldprogramm. Stosowane dotychczas metody walki z *P. serotina* dawały zróżnicowane efekty, przy czym metodą najskuteczniejszą było stosowanie herbicydów zawierających glifosat. W zwalczaniu czeremchy amerykańskiej w lasach berlińskich kluczowe okazało się wycofanie z użytku glifosatu, który dawał najlepsze efekty w połączeniu z metodą mechaniczną.

Obecnie, ze względu na brak prawnej możliwości oraz społecznego przyzwolenia na stosowanie konwencjonalnych herbicydów chemicznych i koncepcję zrównoważonego rozwoju, największe prawdopodobieństwo skuteczności daje przebudowa drzewostanów finansowana między innymi w Mischwaldprogramm (rys. 2).



Duży wpływ na decyzję władz o podjęciu walki z danym gatunkiem ma jego oddziaływanie na społeczeństwo. Rośliny stanowiące zagrożenie dla życia i/lub zdrowia ludzi oraz zwierząt otrzymują wyższy priorytet. Łatwiej więc o sfinansowanie ich zwalczania, czego przykładem jest szeroko zakrojony projekt dotyczący ambrozji drobnokwiatowej i bylicolistnej (Pilotprojekt Adlershof, 2009–2021).

## PODZIĘKOWANIA

Serdecznie dziękujemy Panu Arno Maximini, leśniczemu w leśnictwie Wannsee (Nadleśnictwo Grunewald) oraz Panu Malte Münte z Berliner Forsten za pomoc i liczne rozmowy na temat problemów związanych z roślinami inwazyjnymi w lasach berlińskich.

## PIŚMIENNICTWO

- Alberternst, B., Nawrath, S., Klingenstein, F. (2006). Biologie, Verbreitung und Einschleppungswege von *Ambrosia artemisiifolia* in Deutschland und Bewertung aus Naturschutzsicht. Nachrichtenbl. Dtsch. Pflanzenschutzdienstes, 58(11), 1–7.
- Ambrosia Bekämpfung (b.d.). Pflanzenschutzamt Berlin. Pobrano 10 listopada 2020 roku z: <https://www.berlin.de/pflanzenschutzamt/stadtgruen/ambrosia-bekaempfung/>
- Ambrosia – eine Gefahr für unsere Gesundheit (2010). Pobrano 10 listopada 2020 z: [http://ambrosia.met.fu-berlin.de/ambrosia/downloads/Merkblatt\\_Ambrosia\\_2010.pdf](http://ambrosia.met.fu-berlin.de/ambrosia/downloads/Merkblatt_Ambrosia_2010.pdf)
- Andrews, A. H., Giles, C. J., Thomsett, L. R. (1985). Suspected poisoning of a goat by giant hogweed. Vet. Record, 116(8), 205.
- Artenschutz – Invasive Arten (b.d.). Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz. Pobrano 29 listopada 2020 roku z: [https://www.berlin.de/senuvk/naturgruen/naturschutz/artenschutz/de/invasive\\_arten.shtml](https://www.berlin.de/senuvk/naturgruen/naturschutz/artenschutz/de/invasive_arten.shtml)
- Baider, C., Florens, F. V. (2011). Control of invasive alien weeds averts imminent plant extinction. Biol. Inv., 13(12), 2641–2646.
- Balder, H. (2013). Fachsymposium „Stadtgrün“. 10.–11. Juli 2013 in Berlin-Dahlem. Pobrano 10 listopada 2020 z: [https://www.julius-kuehn.de/media/Institute/GF/\\_FS\\_Stadtgruen/1/FS-1-Stadtgruen\\_1.1\\_Balder\\_Funktionale\\_Gruenkonzepte.pdf](https://www.julius-kuehn.de/media/Institute/GF/_FS_Stadtgruen/1/FS-1-Stadtgruen_1.1_Balder_Funktionale_Gruenkonzepte.pdf)
- Balder, H., Ehlebracht, K., Mahler, E. (1997). Strassenbäume: Planen, Pflanzen, Pflegen am Beispiel Patzer: Berlin.
- Baumgärtel, R. (2008). Der Eschen-Ahorn (*Acer negundo*) am nördlichen Oberrhein. Beitrag zur naturschutzfachlichen Einschätzung eines Neophyten. Bot. Natursch. Hessen, 21, 5–9.
- BfN (2012). Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) Daten zur Natur 2012. Münster: Landwirtschaftsverlag.
- Böcker, R., Dirk, M. (2004). Measures to restrict *Robinia pseudoacacia*. Neobiota, 3, 91–100.
- Böcker, R., Dirk, M. (2007). Ringelversuch bei *Robinia pseudoacacia* L. – erste Ergebnisse und Ausblick. Berichte des Institutes für Landschafts-Pflanzenökologie, Universität Hohenheim, 14/15/16, 127–142.
- Böcker, R., Dirk, M. (2008). Development of an effective girdling method to control *Robinia pseudoacacia* L. First results and outlook. Neobiota, 7, 63–75.
- Böcker, Dirk, M., Heuer-Klug, H. (b.d.). Robinia pseudoacacia. Neobiota.bfn.de. Pobrano 28 listopada 2020 roku z: <https://neobiota.bfn.de/handbuch/gefaesspflanzen/robinia-pseudoacacia.html>
- Böhmer, H. J., Heger, T., Trepl, L., Fachgebiet, I. I., Doyle, U. (2001). Fallstudien zu gebietsfremden Arten in Deutschland. Texte Umweltbundes., 13.
- Brandes, D., Nitzsche, J. (2006). Biology, introduction, dispersal, and distribution of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) with special regard to Germany. Nachrichtenbl. Dtsch. Pflanzenschutzdienstes, 58(11), 286–291.
- Brehm, K. (2004). Erfahrungen mit der Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) in Schleswig-Holstein in den Jahren 1977–2004. Schriftenreihe LANU SH – Natur, 10, 66–78.
- Brunsch, G. (2000). Anlage und Auswertung verschiedener Bekämpfungsversuche an Spätblühender Traubenkirsche (*Padus serotina* Ehrh.) Borkh. Diploma thesis. Fachhochschule Eberswalde.
- Campagnaro, T., Brundu, G., Sitzia, T. (2018). Five major invasive alien tree species in European Union forest habitat types of the Alpine and Continental biogeographical regions. J. Nat. Conserv., 43, 227–238. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2017.07.007>
- Carbiener, R., Schnitzler, A. (1990). Evolution of major pattern models and processes of alluvial forest of the Rhine in the rift valley (France/Germany). Vegetation, 88(2), 115–129.
- CBD (2000). Global strategy on invasive alien species. Convention on Biological Diversity, UNEP/CBD/SBSTTA/6/INF/9, 1–5. Pobrano z <http://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-06/information/sbstta-06-inf-09-en.pdf>

- CBD (2002). Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. COP VI/23.1. Pobrano z: <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=7197>
- Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L. C., Vilà, M. (2009). European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. Div. Distrib., 15(1), 98–107. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00515.x>
- DRASS (2000). Etude sur la place de l'allergie due à l'ambrosie parmi les pollinoises en Rhône-Alpes. Rapport d'étude, DRASS Rhône-Alpes, Lyon, 1–49 [in French].
- Drescher, A., Ließ, N. (2006). Control of alien woody species in the Danube National Park (Austria). The example of *Ailanthus altissima*. Poster of the fourth European Conference of the Working Group on Invasive Alien Species 2006 in Vienna.
- Drescher, A., Magnes, M. (2002). Anthropochoren im Nationalpark Donau-Auen – Ziel von Bekämpfungsmaßnahmen oder Bereicherung der Biodiversität? 10. Österreichisches Botanikertreffen, BAL Gumpenstein [Anthropochors in the Danube Floodplains National Park – Aim of control measures or enrichment of the Biodiversity? 10th Austrian Botanists' Meeting, BAL Gumpenstein], 141–144 [in German].
- Dyderski, M. K., Jagodziński, A. M. (2018). Odnowienie naturalne inwazyjnych gatunków drzew i krzewów w Wielkopolskim Parku Narodowym a dostępność drzew matecznych [Natural regeneration of invasive tree and shrub species in the Wielkopolska National Park and availability of mother trees]. W: J. Bodziarczyk (red.), Ochrona ściśla w parkach narodowych i rezerwatach (s. 115–129). Kraków: Wyd. UR [in Polish].
- Dyderski, M. K., Jagodziński, A. M. (2020). Impact of invasive tree species on natural regeneration species composition, diversity, and density. Forests, 11(4), 456. <https://doi.org/10.3390/f11040456>
- Early, R., Bradley, B. A., Dukes, J. S., Lawler, J. J., Olden, J. D., Blumenthal, D. M., ..., Tatem, A. J. (2016). Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. Nat. Commun., 7, 12485, 1–9.
- FloraWeb (b.d.). Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz. Pobrano 10 listopada 2020 roku z: <https://www.floraweb.de/webkarten/karte.html?taxnr=2819>
- Forstämter und Reviere (b.d.). Berliner Forsten. Pobrano 10 listopada 2020 roku z: <https://www.berlin.de/forsten/ueber-uns/forstaemter-und-reviere/>
- Gabrio, T., Behrendt, H., Eitle, C., Felder-Kennel, A., Flicker-Klein, A., Gickeleiter, M., ..., Zöllner, I. (2006). Verbreitung von Ambrosia-Pflanzen in Deutschland – eine Ursache für die Zunahme von Allergien in Deutschland? Derm-Hamburg, 12(4), 293–303.
- Gebietsfremde Pflanzen (b.d.). Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz. Pobrano 10 listopada 2020 roku z: [https://www.berlin.de/senuvk/naturgruen/biologische\\_vielfalt/de/ausstellung/gebietsfremde-pflanzen.shtml](https://www.berlin.de/senuvk/naturgruen/biologische_vielfalt/de/ausstellung/gebietsfremde-pflanzen.shtml)
- Gefäßpflanzen (b.d.). Neobiota.bfn.de. Gebietsfremde und invasive Arten in Deutschland. Pobrano 8 listopada 2020 roku z: <https://neobiota.bfn.de/handbuch/gefues-pflanzen.html>
- Gette, S. (2001). Untersuchungen über das Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche (*Padus serotina* Ehrh.) in O-Brandenburg. Diploma thesis. Fachhochschule Eberswalde.
- Gilbert, O. (1995). Biological flora of the British isles: *Symphoricarpos albus* (L.) S. F. Blake (*S. rivularis* Suksd., *S. racemosus* Michaux). J. Ecol., 83, 159–166.
- Gutte, P., Klotz, S., Lahr, C., Trefflich, A. (1987). *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle – eine vergleichend pflanzengeographische Studie. Fol. Geobot. Phytotaxon., 22(3), 241–262.
- Halarewicz, A. (2011). Odnawianie się czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.) na siedliskach borowych [Regeneration of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in coniferous forest sites]. Sylwan, 155(8), 530–534 [in Polish].
- Harwood, D. G. (1985). Giant hogweed and ducklings. Vet. Rec., 116(11), 300.
- Herrmann, J. (2000). Die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) und ihre Ausbreitung in Abhängigkeit von der Zustandsstandortsform, am Beispiel einer Fläche im Templiner Stadtwald. Doctoral dissertation. Fachhochschule Eberswalde.
- Heydeck, P., Münte, M. (2008). Der Violette Knorpelschichtpilz als „Bioherbizid“ gegen Traubenkirsche. AFZ-der Wald, 4, 188–190.
- Hintermann, J. (1967). Dermatitis in a dog due to *Heracleum montegazzianum* Somm. and Levier. Schweizer Archiv Tierheilk., 109(12), 654–656.
- Invasive Arten in Berlin (2018). Steckbriefe zur Erkennung der invasiven Wirbellosen, Wirbeltiere und Blütenpflanzen. Pobrano z: [https://www.stiftung-naturschutz.de/fileadmin/user\\_upload/pdf/Faunenschutz/Invasive\\_Arten\\_Berlin\\_201904.pdf](https://www.stiftung-naturschutz.de/fileadmin/user_upload/pdf/Faunenschutz/Invasive_Arten_Berlin_201904.pdf)
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., Brink, P., Shine, C. (2009). Technical support to EU strategy on invasive alien species (IAS). Brussels: Institute for European Environmental Policy (IEEP).

- Kowarik, I. (1990). Zur Einführung und Ausbreitung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Brandenburg und zur Gehölzsukzession ruderaler Robinienbestände in Berlin. Verhandl. Berliner Bot. Verein., 8, 33–67.
- Kowarik, I. (1995). Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade (Eds.), Plant invasions – General aspects and special problems (pp. 5–38). Amsterdam: SPB Acad. Publ.
- Kowarik, I. (1996). Funktionen klonalen Wachstums von Bäumen bei der Brachflaechen-Sukzession unter besonderer Beachtung von *Robinia pseudoacacia*. Verhandl.-Gesellschaft Okol., 26, 173–182.
- Kowarik, I. (2003). Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart, Hohenheim: Eugen Ulmer.
- Kowarik, I., Böcker, R. (1984). Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* [Mill.] Swingle) in Mitteleuropa. Tuexenia, 4, 9–29.
- Kowarik, I., Säumel, I. (2007). Biological flora of central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) swingle. Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst., 8(4), 207–237.
- Kowarik, I., von der Lippe, M., Cierjacks, A. (2013). Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. Preslia, 85(2), 113–132.
- Krausch, H. D. (2001). Einführung und Ausbreitung der Robinie in Europa. Beitr. Gehölzk., 107–115.
- Krause, C. L. (1753). Catalogus arborum, fruticorum et herbarum, exoticarum et indigenarum, quarum semina vebduatur Berolini apud Christianum Ludovic Krause ante portam Stralo-viensem in platea die Krauts-Gasse dicta. Berlin.
- Küster, E. C., Kühn, I., Bruelheide, H., Klotz, S. (2008). Trait interactions help explain plant invasion success in the German flora. J. Ecol., 96(5), 860–868. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01406.x>
- Lemke, A., Kowarik, I., von der Lippe, M. (2019). How traffic facilitates population expansion of invasive species along roads: the case of common ragweed in Germany. J. Appl. Ecol., 56(2), 413–422. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13287>
- Lipa, J. (2004). Obce gatunki inwazyjne zagrożeniem dla entomofauny Europy i Polski [Alien invasive species as a threat to the entomofauna of Europe and Poland]. Wiad. Entomol., 23 (supl. 2), 89–98 [in Polish].
- List of Invasive Alien Species of Union concern (b.d.). European Commission. Environment. Pobrano 10 listopada 2020 roku z: [https://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/list/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/list/index_en.htm)
- Mischwaldprogramm (b.d.). Berliner Forsten. Pobrano 8 listopada 2020 roku z: <https://www.berlin.de/forsten/waldwirtschaft/mischwaldprogramm/>
- Mueller, K. E., Eissenstat, D. M., Hobbie, S. E., Oleksyn, J., Jagodziński, A. M., Reich, P. B., ..., Chorover, J. (2012). Tree species effects on coupled cycles of carbon, nitrogen, and acidity in mineral soils at a common garden experiment. Biogeochemistry, 111(1–3), 601–614 <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9695-7>
- Münste, M. (2009). Spätblühende Traubenkirsche in Berlin. AFZ-Der Wald, 13, 688–689.
- Münste, M., Christoph, M. (b.d.). *Prunus serotina* in Berlin. Pobrano 10 listopada 2020 roku z: <http://www.prunus-serotina.eu>
- Nabu.de (b.d.). Nature and Biodiversity Conservation Union. Pobrano 10 listopada 2020 roku z: <https://www.nabu.de/tiere-und-pflanzen/artenschutz/invasive-arten/unionsliste.html>
- Najberek, K., Solarz, W. (2016). Gatunki obce. Przyczyny inwazyjnych zachowań i sposoby zwalczania [Alien species. Causes for invasive behaviours and control methods]. Kosmos, 65, 81–91 [in Polish].
- Nehring, S., Essl, F., Rabitsch, W. (red., 2015). Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten. Version 1.3. BfN-Skripten, 401.
- Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W., Essl, F. (red., 2013). Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten, 352.
- Nehring, S., Rabitsch, W., Kowarik, I., Essl, F. (red., 2015). Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten, 409.
- Nehring, S., Skowronek, S. (2017). Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014. Erste Fortschreibung 2017. BfN-Skripten, 471.
- Nielsen, C., Ravn, H. P., Nentwig, W., Wade, M. (2005). Praxisleitfaden Riesenbärenklau – Richtlinien für das Management und die Kontrolle einer invasiven Pflanzenart in Europa. Hoersholm, Dänemark: Forest & Landscape.
- Ochsmann, J. (1996). *Heracleum mantegazzianum* SOMMIER & LEVIER (Apiaceae) in Deutschland – Untersuchungen zur Biologie, Verbreitung, Morphologie und Taxonomie. Feddes Repert., 107, 557–595.
- Olsthoorn, A., van Hees, A. (2001) 40 years of black cherry (*Prunus serotina*) control in the Netherlands: lessons

- for management of invasive tree species. In *Biological invasions in Germany – a challenge to act? Contributions and results of a conference in Berlin, October 4<sup>th</sup>–7<sup>th</sup>, 2000*. Bonn (Germany), BfN, 2001. BfN-Skripten 32, 43–44.
- Otto, C., Alberternst, B., Klingenstein, F., Nawrath, S. (2008). Verbreitung der Beifußblättrigen Ambrosie in Deutschland. Problematik und Handlungsoptionen aus Naturschutzsicht. BfN-Skripten, 235, 1–45.
- Pietras-Couffignal, K., Robakowski, P. (2019). The impact of air pollution on growth features and the health of trees in Berlin. *Dendrobiology*, 82, 52–65.
- Pilot Projekt Adlershof (2009–2021). Institut für Meteorologie / Freie Universität Berlin. Pobrano 10 listopada 2020 roku z: <http://ambrosia.met.fu-berlin.de/ambrosia/index.php>
- Pimentel, D. (red., 2011). *Biological invasions. Economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*. Boca Raton: CRC Press.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Kühn, I., Wild, J., Arianooutsou, M., ..., Genovesi, P. (2010). Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 107(27), 12157–12162. <https://doi.org/10.1073/pnas.1002314107>
- Reinhardt, F., Herle, M., Bastiansen, F., Streit, B. (2003). Ökonomische Folgen der Ausbreitung von Neobiota. *Forschungsbericht*, 201(86).
- Robakowski, P., Bielinis, E. (2011). Competition between sessile oak (*Quercus petraea*) and black cherry (*Padus serotina*): Dynamics of seedlings growth. *Pol. J. Ecol.*, 59, 297–306.
- Rode, M., Kowarik, I., Müller, T., Wendebourg, T. (2002). Ökosystemare Auswirkungen von *Prunus serotina* auf norddeutsche Kiefernforsten. *Neobiota*, 1, 135–148.
- Roy, H. E., Bacher, S., Essl, F., Adriaens, T., Aldridge, D. C., Bishop, J. D. D., ..., Rabitsch, W. (2018). Developing a list of invasive alien species likely to threaten biodiversity and ecosystems in the European Union. *Global Change Biol.*, 25, 3, 1032–1048. <https://doi.org/10.1111/gcb.14527>
- Roy, H. E., Hesketh, H., Purse, B. V., Eilenberg, J., Santini, A., Scalera, R., ..., Beckmann, K. M. (2017a). Alien pathogens on the Horizon: opportunities for predicting their threat to wildlife. *Conserv. Lett.*, 10(4), 477–484. <https://doi.org/10.1111/conl.12297>
- Roy, H. E., Rabitsch, W., Scalera, R., Stewart, A., Gallardo, B., Genovesi, P., ..., Branquart, E. (2017b). Developing a framework of minimum standards for the risk assessment of alien species. *J. Appl. Ecol.*, 55(2), 526–538. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13025>
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) Nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych [Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species] (2014). *Dz. Urz. UE L 317/35*[in Polish].
- Sakai, A. K., Allendorf, F. W., Holt, J. S., Lodge, D. M., Molofsky, J., With, K. A., ..., Weller, S. G. (2001). The population biology of invasive species. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 32, 305–332. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114037>
- Schepker, H. (1998). Wahrnehmung, Ausbreitung und Bewertung von Neophyten – eine Analyse der Problematischen Nichteinheimischen Pflanzen in Niedersachsen. Stuttgart: Ibidem.
- Schurr, F. M., Steinitz, O. Nathan, R. (2008) Plant fecundity and seed dispersal in spatially heterogeneous environments: models, mechanisms and estimation. *J. Ecol.*, 96, 4, 628–641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01371.x>
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., ..., Bacher, S. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Comm.*, 8(1), 1–9. <http://www.doi.org/10.1038/ncomms14435>
- 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. *Biol. Invas.*, 18(1), 1–7. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-015-0999-8>
- Spaeth, I., Balder, H., Kilz, E. (1994). Das Problem mit der Spätblühenden Traubenkirsche in den Berliner Forsten. *Allg. Forst. Jagdztg*, 11, 234–236.
- Starfinger, U. (1990). Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. Technische Universität, Fachbereich Landschaftsentwicklung. Berlin: Techn. Univ.
- Starfinger, U. (1997). Introduction and naturalization of *Prunus serotina* in Central Europe. W: J. H. Brock, M. Wade, P. Pysek, D. Green (red.), *Plant invasions: Studies from North America and Europe* (s. 161–171). Leiden: Backhuys.
- 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. *Biol. Invas.*, 5(4), 323–335.
- Sturm, M. (2005). Spätblühende Traubenkirsche: Ist nicht mehr Handlung gefragt. *AFZ-Der Wald*, 3, 147–149.



- Thiele, J., Otte, A. (2007). Impact of *Heracleum mantegazzianum* on invaded vegetation and human activities. W: P. Pyšek, M. J. W. Cock, W. Nentwig, H. P. Ravn (red.), Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) (s. 144–156). Wallingford, UK: CABI.
- Tokarska-Guzik, B., Dajdok, Z., Zając, M., Zając, A., Urbisz, A., Danielewicz, W., Hołdyński, C. (2012). Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych [Plants of alien origin in Poland focusing on invasive species]. Warszawa: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska [in Polish].
- Turbelin, A. J., Malamud, B. D., Francis, R. A. (2016). Mapping the global state of invasive alien species: patterns of invasion and policy responses. *Global Ecol. Biogeogr.*, 26(1), 78–92.
- Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J., Pyšek, P. (2017). Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *For. Ecol. Manag.*, 384, 287–302.
- Wagner, M. (2002). Maßnahmen zur Kontrolle problematischer Neophyten in Berliner Naturschutzgebieten. *Neobiota*, 1, 355–336.
- Waldzustandsbericht 2010 der Länder Brandenburg und Berlin (2010). Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt. Pobrano z: <https://www.berlin.de/forsten/waldschutz/waldzustandsberichte/>
- Waldzustandsbericht 2011 der Länder Brandenburg und Berlin (2011). Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt. Pobrano z: <https://www.berlin.de/forsten/waldschutz/waldzustandsberichte/>
- Waldzustandsbericht 2012 der Länder Brandenburg und Berlin (2012). Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt. Pobrano z: <https://www.berlin.de/forsten/waldschutz/waldzustandsberichte/>
- Waldzustandsbericht 2019 der Länder Brandenburg und Berlin (2019). Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt. Pobrano z: <https://www.berlin.de/forsten/waldschutz/waldzustandsberichte/>
- Williamson, M. H., Brown, K. C. (1986). The analysis and modelling of British invasions. *Philos. Trans. Royal Soc. Lond. B, Biol. Sci.*, 314(1167), 505–522.
- Williamson, M., Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77(6), 1661–1666.
- Wimmer, C. (2016). „Schön zum Verwildern“ Die zweifelhafte Karriere der Herkulesstaude. *Zandera*, 31(2), 65–84. Pobrano z: <http://www.jstor.org/stable/44696434>
- Wolfgang, R., Heger, T., Jeschke, J., Saul, W.-C., Nehring, S. (2018). Analysis and prioritisation of pathways of unintentional introduction and spread of invasive alien species in Germany in accordance with Regulation (EU) No 1143/2014. *BfN-Skripten*, 490, 1–103.
- Zisenis, M. (2015). Alien plant species: A real fear for urban ecosystems in Europe? *Urban Ecosyst.*, 18(2), 355–370.

## INVASIVE PLANTS OF URBAN FORESTS OF BERLIN – ECONOMIC PROBLEMS ASSOCIATED WITH SELECTED SPECIES AND METHODS OF THEIR CONTROL

### ABSTRACT

With increasing globalization, increasing numbers of plant species are being moved from their areas of natural occurrence to new ecosystems and parts of the world. Several species belong to the invasive alien species with more or less negative impacts on their surrounding environment. In the urban forests of Berlin, we can already find five plants from the „List of Invasive Alien Species Recognized as Threatening the European Union“ (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Asclepias syriaca* L. *Elodea nuttallii* H. St. John, *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier, *Impatiens glandulifera* Royle), and a dozen plant species considered invasive and potentially invasive by the German Federal Office for Nature Conservation (Bundesamt für Naturschutz). However, not all of them are subject to eradication. The Berlin Forestry Administration and the Berlin Senate have focused on two groups of plants: species that have a significant negative impact on forest management, and species that threaten human and animal health and/or life. The aim of this paper is to present the history of invasive species in the urban forests of Berlin. Furthermore, it discusses which invasive species pose the biggest problems from a natural and economic point of view, and describes the measures to reduce and control them that have been taken so far in Germany. The paper discusses the significance of such important species as *Prunus serotina* Ehrh., *Heracleum mantegazzianum* and *Ambrosia psilostachya* L., as well as measures which have been taken so far to limit their populations.

**Keywords:** invasive species, urban forests, Berlin, biodiversity, *Prunus serotina*, alien species control methods

