

SONIA PAŻ, NATALIA CZAPIEWSKA, MARCIN K. DYDERSKI, ANDRZEJ M. JAGODZIŃSKI

## Ocena introdukcji *Carya ovata* (Mill.) K. Koch na siedlisku grądu w Nadleśnictwie Czerniejewo

Assessment of *Carya ovata* (Mill.) K.Koch introduction to the potential oak-hornbeam forest habitat in the Czerniejewo Forest District

### ABSTRACT

Paż S., Czapiewska N., Dyderski M. K., Jagodziński A. M. 2018. Ocena introdukcji *Carya ovata* (Mill.) K. Koch na siedlisku grądu w Nadleśnictwie Czerniejewo. Sylwan 162 (1): 41-48.

Alien tree species, due to their longevity, manifest their invasive potential after several decades from introduction. For the high threat to biodiversity, there is a need to analyze the risk of introduction connected with numerous alien tree species introduced in the various forest ecosystems. We aimed to assess the productivity potential and effect of alien *Carya ovata* on understory vegetation. Our study was conducted in the oldest (122 years old) tree stand of *C. ovata* in Poland, located in the Czerniejewo Forest District (western Poland). We analyzed *C. ovata* tree stand features and vegetation traits within the forest community and compared with natural vegetation – oak-hornbeam forest. We found that *C. ovata* trees had lower dimensions and standing volume than oaks (*Quercus robur* and *Q. petraea*) growing in the neighborhood. We also did not find the impact of *C. ovata* stands on understory vegetation species composition and light availability. Because of the low impact on forest floor vegetation and lack of spread we concluded that *C. ovata* cannot be classified as an invasive species. Moreover, its introduction was not successful in terms of tree stand productivity.

### KEY WORDS

vegetation, species richness, light availability, tree stand structure, *Galio-Carpinetum*

### ADDRESSES

Sonia Paż <sup>(1)</sup> – e-mail: soniapaz@onet.pl

Natalia Czapiewska <sup>(1)</sup> – e-mail: nat.czapiewska@gmail.com

Marcin K. Dyderski <sup>(2, 3)</sup> – e-mail: Marcin.Dyderski@gmail.com

Andrzej M. Jagodziński <sup>(2, 3)</sup> – e-mail: amj@man.poznan.pl

<sup>(1)</sup> Sekcja Botaniczna Koła Leśników, Uniwersytet Przyrodniczy; ul. Wojska Polskiego 85, 60-625 Poznań

<sup>(2)</sup> Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk; ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik

<sup>(3)</sup> Zakład Ochrony Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy; ul. Wojska Polskiego 71c, 60-625 Poznań

## Wstęp

Jedną z najbardziej rozpowszechnionych form degeneracji roślinności leśnej w Polsce jest neofityzacja – zdominowanie danego ekosystemu przez gatunki obce [Olaček 1974]. W przypadku obcych gatunków roślin drzewiastych, z uwagi na ich właściwości siedliskotwórcze, ekologiczne konsekwencje neofityzacji wykraczają poza przemiany widoczne wyłącznie w kompozycji gatunkowej runa [Richardson i in. 2000; Kołaczowska 2008; Richardson, Rejmánek 2011; Corenblit

i in. 2014]. Ocena wpływu inwazji tej grupy roślin na ekosystem może być szczególnie trudna ze względu na powolne tempo rozwoju i kumulatywny charakter zmian, które są widoczne w dłuższym przedziale czasowym [Richardson, Rejmánek 2011; Halarewicz, Żołnierz 2014]. Grupa obcych gatunków zmieniających środowisko na znacznym obszarze nazywana jest gatunkami typu transformers [Richardson i in. 2000; Corenblit i in. 2014]. Transformacje siedlisk różnią się w zależności od gatunku i mogą dotyczyć ilości gromadzonej materii organicznej, wykorzystywania dostępnych składników odżywczych, tempa rozkładu i pH ściółki, dostępności światła oraz zmiany całego mikroklimatu wewnątrz drzewostanu [Augusto i in. 2003; Knight i in. 2008; Richardson, Rejmánek 2011; Danielewicz, Wiatrowska 2012; Horodecki, Jagodziński 2017].

Głównym motywem introdukcji obcych gatunków drzew i krzewów do ekosystemów leśnych była chęć zwiększenia produkcji drewna, zarówno poprzez wprowadzanie gatunków mających możliwie szybko przyrastać na grubość, jak i gatunków fitomelioracyjnych, mających polepszać jakość siedliska, np. poprzez zwiększanie dostępności składników odżywczych wynikające z opadu ściółki zawierającej dużo azotu [Horodecki, Jagodziński 2017]. Część introdukcji spowodowała trwałe wniknięcie obcych gatunków do lasów i ich rozprzestrzenianie się – stały się gatunkami inwazyjnymi [Richardson i in. 2000]. Ocena skutków introdukcji danego gatunku powinna uwzględniać zarówno spełnienie zakładanego celu gospodarczego, jak i występowanie efektów ubocznych, związanych ze spontanicznym rozprzestrzenianiem się i negatywnym wpływem na środowisko przyrodnicze. Jednakże z uwagi na długi czas wzrostu drzew nie ma możliwości oceny efektu gospodarczego przed osiągnięciem przez nie dojrzałości rębnej. Co więcej, z uwagi na zjawisko „opóźnienia inwazji” (ang. invasion lag), które u drzew może trwać nawet do 150-250 lat [Kowarik 1995], obce gatunki roślin, które aktualnie nie są sklasyfikowane jako inwazyjne, mogą stać się inwazyjne w przyszłości [Chmura 2004; Pyšek i in. 2009; Tokarska-Guzik i in. 2012].

Wiele obcych gatunków drzew zostało introdukowanych na przełomie XIX i XX wieku, dlatego dopiero teraz możemy podjąć próbę oceny tych działań. Przykładem takiej introdukcji było wprowadzenie do Polski orzesznika pięciolistkowego (*Carya ovata* (Mill.) K.Koch) pochodzącego ze wschodniej części Ameryki Północnej [Tokarska-Guzik i in. 2012]. Został on introdukowany ze względu na produkcję cennego drewna [Burns, Honkala 1990]. Z uwagi na niewielką liczbę drzewostanów orzesznika w Polsce oddziaływanie tego gatunku na otoczenie stanowi słabo poznane zagadnienie.

Celem pracy była ocena dwóch aspektów introdukcji orzesznika pięciolistkowego (*Carya ovata*) – wpływu na roślinność leśną oraz możliwości produkcyjnych drzewostanu. Postawiono następujące hipotezy badawcze: 1) orzesznik pięciolistkowy jako gatunek obcy zadomowiony będzie wpływał na kompozycję florystyczną runa poprzez zmiany dostępności światła docierającego do dna lasu oraz 2) orzesznik pięciolistkowy, podobnie jak inne uprawiane gatunki obce, osiągnie większe wymiary niż w zasięgu pierwotnym, a jego rozmiary będą podobne do cennego gatunku rodzimego – dębu szypułkowego, rosnącego w zbliżonych warunkach siedliskowych.

## Materiał i metody

Badania wykonano w 122-letnim drzewostanie *Carya ovata* oraz przyległych grądach (*Galio sylvatici-Carpinetum betuli*) w Nadleśnictwie Czerniejewo w pododdziale 236k (52,4496°N, 17,2721°E), w pobliżu jeziora Drażynkę (grądy te traktowano jako powierzchnie referencyjne). Badany obiekt jest najstarszym w Polsce drzewostanem orzesznika pięciolistkowego (<https://www.bdl.lasy.gov.pl>). W obu wyżej wymienionych typach roślinności założono po trzy powierzchnie badawcze (30×30 m), na których wykonano pomiary pierśnicy wszystkich drzew

(od 50 do 101) i wysokości co najmniej 20% z nich. Ponadto określono częstość występowania wad drewna na drzewach poszczególnych gatunków. Wzięto pod uwagę krzywizny, róże, guzy, zabitki i sęki do wysokości 4 m. Z uwagi na dysproporcję liczby pojedynczych dębów w stosunku do orzeszników określono metodą posztuczną częstość występowania wad drewna na dodatkowych 50 dębach rosnących pomiędzy powierzchniami badawczymi, gdyż dysproporcja w liczbie osobników mogłaby wpłynąć na istotność statystyczną uzyskanych wyników. Łącznie przeanalizowano 129 orzeszników oraz 104 dęby rosnące w zbliżonych warunkach siedliskowych. W narożnikach każdej z powierzchni w maju oraz w sierpniu 2016 roku wykonano zdjęcia fitosocjologiczne o powierzchni 25 m<sup>2</sup> każde (łącznie po 24 zdjęcia w każdym z terminów). Termin wykonania zdjęć wybrano z uwagi na występowanie dwóch aspektów roślinności runa grądów – wiosennego oraz letniego, różniących się dominacją poszczególnych gatunków [Jagodziński i in. 2016]. Zdjęcia wykonano standardową metodą Braun-Blanqueta. Dodatkowo w drugim terminie badań zmierzono dostępność światła (promieniowania rozproszonego, DIFN) na dnie lasu za pomocą urządzenia LAI-2200 (Li-Cor Inc.) na każdym poletku, wykonując sześć serii po 20 pomiarów, tj. traktując jako jedną obserwację serię 20 pomiarów DIFN w losowo wybranych punktach powierzchni badawczych, zgodnie z metodyką Knight i in. [2008].

Na podstawie wykonanych pomiarów pierśnic i wysokości obliczono miąższość drzew według tablic Czuraja [1990] oraz pole powierzchni przekroju pierśnicowego. W celu porównania pola powierzchni przekroju pierśnicowego, średnich pierśnic, wysokości i miąższości drzewostanów z *C. ovata* oraz drzewostanów grądowych zastosowano test Wilcoxon. Do określenia częstości występowania wad technicznych na drzewach poszczególnych gatunków użyto testu  $\chi^2$ .

Zdjęcia fitosocjologiczne wprowadzono do bazy programu Turboveg. W celu określenia relacji pomiędzy roślinnością występującą na badanym obszarze a wskaźnikami ekologicznymi obliczonymi dla drzewostanów z orzesznikiem i grądów zastosowano analizę głównych składowych (PCA). Celem porównania parametrów roślinności w zależności od typu roślinności oraz warunków w drzewostanach determinowanych porą roku, w której wykonano zdjęcia fitosocjologiczne, obliczono 9 wskaźników ekologicznych. Udział klas fitosocjologicznych przyjęto za Ratyńską i in. [2010] i obliczono pokrycie gatunków klasami: *Quercetea roboris-petraeae*, *Querceto-Fagetea* oraz *Artemisietea*, wybranymi ze względu na dominację w runie gatunków z tych jednostek syntaksonomicznych. W analizach uwzględniono również wskaźniki udziału kenofitów, bogactwo gatunkowe runa oraz średnie ważone ilościowością wskaźniki Ellenberga [Ellenberg, Leuschner 2010]: żywności, wilgotności, świetlny oraz odczynu gleby. Wskaźniki te nałożono pasywnie na wynik analiz PCA w celu określenia ich wpływu na kompozycję florystyczną runa oraz ich związków. Do tego celu wykorzystano funkcję envfit() z pakietu „vegan” [Oksanen i in. 2016]. Do określenia istotności różnic w DIFN oraz wskaźnikach ekologicznych roślinności runa pod drzewostanami *C. ovata* oraz w grądach zastosowano test t-Studenta. Wartości DIFN poddano transformacji Bliss. Analizy statystyczne przeprowadzono w programie R ([www.r-project.org](http://www.r-project.org)).

## Wyniki

W drzewostanach z orzesznikiem dominował w górnym piętrze orzesznik (*Carya ovata*), a w dolnym odnawiający się naturalnie grab (*Carpinus betulus*), natomiast w grądach przeważał w górnym piętrze dąb szypułkowy (*Quercus robur*) z domieszką dębu bezszypułkowego (*Q. petraea*), a w dolnym grab, także powstały z odnowienia naturalnego. Orzeszniki osiągały mniejsze pierśnice niż dęby w tym samym wieku oraz istotnie statystycznie mniejszą miąższość pojedynczego drzewa ( $p < 0,001$ ). Analiza częstości występowania wad technicznych drewna nie wykazała istotnych statystycznie różnic ( $p > 0,05$ ) pomiędzy analizowanymi gatunkami, z wyjątkiem guzów i zabitek, które wystę-

powwały istotnie statystycznie częściej ( $p < 0,001$ ) u dębów. Pomiedzy drzewostanami z orzesznikiem a drzewostanami dębowo-grabowymi nie wykazano istotnych statystycznie różnic ( $p > 0,05$ ; tab. 1) w powierzchni przekroju pierścicowego oraz miąższości drzewostanu. Dostępność światła (DIFN) pod okapem *C. ovata* (średnio  $0,026 \pm 0,001$ ) nie różniła się w sposób istotny statystycznie ( $p > 0,05$ ) od stwierdzonej na powierzchniach referencyjnych (średnio  $0,016 \pm 0,005$ ). Średnie zagęszczenie podrostu (drzew o wysokości powyżej 1,3 m i pierśnicy mniejszej niż 5 cm) na powierzchniach z *C. ovata* wynosiło  $144,2 \pm 57,7$  szt./ha, a na powierzchniach z drzewostanem grabowym –  $51,8 \pm 46,2$  szt./ha. Na powierzchniach z *C. ovata* podszyt zbudowany był z *C. betulus*, *A. pseudoplatanus* oraz *C. ovata* (obecny tylko na jednej powierzchni – 144 szt./ha). Na powierzchniach z drzewostanem grabowym podszyt budował wyłącznie *C. betulus*.

Zarówno w grabdach, jak i w drzewostanach *C. ovata* największy udział w roślinności runa wiosną oraz latem miały gatunki klasy *Querc-Fagetea*, a następnie *Artemisietea*. Najliczniej występującymi gatunkami runa (wiosną i latem) były *Alliaria petiolata*, *Anemone nemorosa*, *Dactylis aschersoniana*, *Impatiens parviflora*, *Moehringia trinervia* oraz odnowienie naturalne *Carpinus betulus*, *Acer pseudoplatanus* i *Fraxinus excelsior*. Analiza PCA wykazała, że roślinność runa w drzewostanach *C. ovata* oraz grabdów w obu terminach badań nie tworzyła odrębnych skupień w przestrzeni ordynacyjnej, co świadczy o podobieństwie roślinności (ryc.). Obie grupy nie różniły się pod względem cech roślinności w sposób istotny statystycznie ( $p > 0,05$ ; tab. 2). Analiza głównych składowych wykazała, że wiosną pokrycie gatunków z klasy *Artemisietea* było dodatnio skorelowane ze wskaźnikiem wilgotności gleby Ellenberga i w mniejszym stopniu ze wskaźnikiem żyzności. Wykazała również brak związku pomiędzy wskaźnikiem bogactwa gatunkowego a pozostałymi czynnikami.

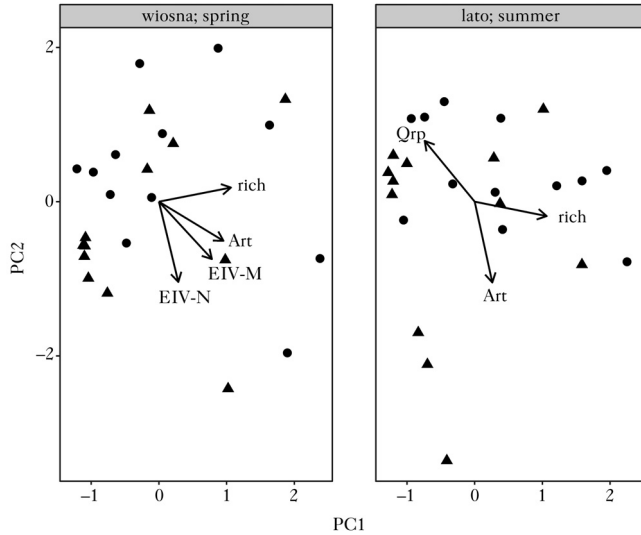
Tabela 1.

Średnie  $\pm$  odchylenie standardowe: pierśnica (D [cm]), pierścicowe pole przekroju (G [ $m^2/ha$ ]), wysokość (H [m]), miąższość (V [ $m^3/ha$ ]) i zagęszczenie (N [szt./ha]) dębu szypułkowego i bezszypułkowego (Db), orzesznika pięciolistkowego (Orz) i grabu pospolitego (Gb) w drzewostanach z *C. ovata* (CO) oraz w grabdach (DG)

Mean  $\pm$  standard deviation of: breast height diameter (D [cm]), basal area (G [ $m^2/ha$ ]), height (H [m]), volume (V [ $m^3/ha$ ]) and density (N [ind./ha]) for oak (Db), *C. ovata* (Orz) and hornbeam (Gb) in stands with *C. ovata* (CO) and oak-hornbeam forest (DG)

		CO	DG
Db	D	31,7 $\pm$ 10,2	42,4 $\pm$ 2,1
	G	1,818 $\pm$ 0,000	28,338 $\pm$ 13,688
	H	25,4 $\pm$ 1,9	25,3 $\pm$ 0,3
	V	10,78 $\pm$ 18,67	291,89 $\pm$ 138,60
	N	22,2 $\pm$ 0,0	192,6 $\pm$ 70,5
Orz	D	21,5 $\pm$ 1,4	–
	G	21,118 $\pm$ 4,677	–
	H	23,9 $\pm$ 1	–
	V	286,30 $\pm$ 169,93	–
	N	500,7 $\pm$ 173,0	–
Gb	D	12,4 $\pm$ 1,0	12,9 $\pm$ 0,7
	G	10,320 $\pm$ 0,052	8,366 $\pm$ 4,987
	H	12,2 $\pm$ 0,9	13,9 $\pm$ 0,5
	V	42,99 $\pm$ 37,27	62,22 $\pm$ 42,85
	N	668,9 $\pm$ 73,1	544,4 $\pm$ 70,5
Drzewostan Stand	G	28,604 $\pm$ 1,883	36,916 $\pm$ 9,126
	V	340,07 $\pm$ 125,76	355,59 $\pm$ 107,09
	N	954,0 $\pm$ 223,8	748,1 $\pm$ 189,0

Analiza PCA wykonana w oparciu o dane z lata wykazała ujemną korelację między pokryciem gatunków klasy *Quercetea roboris-petraeae* a wskaźnikiem bogactwa gatunkowego oraz udziałem gatunków klasy *Artemisietea*. Pozostałe wskaźniki nie były w sposób istotny statystycznie skorelowane z wynikiem analizy. W drzewostanach *C. ovata*, podobnie jak w grądach, występowało liczne odnowienie naturalne gatunków grądowych (*Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus* i *Carpinus*



Ryc.

Wynik analizy PCA roślinności runa w drzewostanach z *C. ovata* (koła) oraz w grądach (trójkąty) w dwóch terminach (48 zdjęć fitosocjologicznych)

PCA results based on 48 relevés conducted in stands with *C. ovata* (circles) and oak-hornbeam stands (triangles) in two dates

Strzałki wskazują pasywne dopasowanie wskaźników (tab. 2), przedstawiono tylko wskaźniki istotne statystycznie ( $p < 0,05$ )  
Arrows indicate passive fit of the variables (see tab. 2) to the ordination result, only significant values ( $p < 0,05$ )

Tabela 2.

Średnie  $\pm$ odchylenie standardowe: udział kenofitów (kn), udział gatunków klasy *Quercetea roboris-petraeae* (Qrp), *Quercus-Fagetea* (QF) i *Artemisietea* (Art), bogactwo gatunkowe (rich) oraz wartości troficznej (EIV-N), wilgotnościowej (EIV-M), świetlnej (EIV-L) i odczynu gleby (EIV-SR) liczby wskaźnikowej Ellenberga dla roślinności runa w drzewostanach z *C. ovata* (CO) i w grądach (DG) wiosną (W) i latem (L)

Mean  $\pm$ standard deviation of: kenophytes fraction (kn), fraction of species from *Quercetea roboris-petraeae* (Qrp), *Quercus-Fagetea* (QF) or *Artemisietea* (Art) classes, species richness (rich) as well as fertility (EIV-N), moisture (EIV-M), light (EIV-L) and soil reaction (EIV-SR) Ellenberg's ecological indicator values for understory vegetation in stands with *C. ovata* (CO) and oak-hornbeam forests (DG) during spring (W) and summer (L)

	CO-W	DG-W	CO-L	DG-L
kn	0,087 $\pm$ 0,048	0,114 $\pm$ 0,059	0,136 $\pm$ 0,049	0,129 $\pm$ 0,094
Qrp	0,045 $\pm$ 0,065	0,046 $\pm$ 0,067	0,138 $\pm$ 0,109	0,103 $\pm$ 0,133
QF	0,762 $\pm$ 0,139	0,743 $\pm$ 0,236	0,379 $\pm$ 0,137	0,442 $\pm$ 0,233
Art	0,119 $\pm$ 0,082	0,103 $\pm$ 0,088	0,261 $\pm$ 0,167	0,318 $\pm$ 0,237
rich	14,7 $\pm$ 4,2	12,3 $\pm$ 6,7	13,9 $\pm$ 4,8	11,2 $\pm$ 4,1
EIV-N	6,402 $\pm$ 0,451	6,200 $\pm$ 0,674	6,101 $\pm$ 0,572	6,300 $\pm$ 0,670
EIV-M	5,078 $\pm$ 0,173	5,036 $\pm$ 0,254	4,938 $\pm$ 0,193	5,017 $\pm$ 0,140
EIV-L	4,450 $\pm$ 0,285	4,381 $\pm$ 0,372	4,531 $\pm$ 0,253	4,654 $\pm$ 0,338
EIV-SR	5,640 $\pm$ 0,899	5,462 $\pm$ 1,601	5,158 $\pm$ 0,693	5,277 $\pm$ 1,404

*betulus*). Odnowienie naturalne orzesznika było natomiast nieliczne – pokrycie od stopnia „r” do „1” w jednym zdjęciu, osiągając maksymalne zagęszczenie 10 szt. w ramach poletka 25 m<sup>2</sup>. W terminie letnim częstość występowania w zdjęciach fitosocjologicznych *C. ovata* w runie pod drzewostanami *C. ovata* wyniosła 92%, natomiast w grądach – 25%, a ilościowość nie przekroczyła stopnia „r”.

## Dyskusja

Uzyskane wyniki wskazują, że potencjał gospodarczy orzesznika nie został w pełni wykorzystany. Jedną z przypuszczalnych przyczyn jest niewielkie tempo przyrostu badanego gatunku na grubość. Orzeszniki na powierzchniach badawczych w wieku 122 lat osiągają wysokość rzędu ponad 30 m, czyli często przewyższają orzeszniki wzrastające w warunkach optymalnych w granicach naturalnego zasięgu geograficznego, lecz ich pierśnice na powierzchniach badawczych są mniejsze nawet w porównaniu z drzewostanami północnoamerykańskimi młodszymi o 30 lat [Burns, Honkala 1990]. Inną możliwą przyczyną słabszego przyrostu na grubość drzewostanu z orzesznikiem może być niewłaściwe przeprowadzenie zabiegów pielęgnacyjnych w początkowych, decydujących pod względem przydatności gospodarczej fazach rozwoju, związanych z wpływem zagęszczenia na kształtowanie się wymiarów drzew [Jagodziński, Oleksyn 2009]. Potwierdzałyby to pokrój drzew – są one zazwyczaj wysokie i mają stosunkowo niewielką pierśnicę, wyraźnie ustępując pod tym względem dębom. Według Bellona i in. [1977] orzesznik stanowi przykład gatunku dobrze przystosowanego do warunków panujących w zachodniej Polsce, jednak uzyskane wyniki przeczą jego dobrej zasobności, natomiast nie pozwalają na stwierdzenie różnic w jakości technicznej surowca drzewnego (względem dębu szypułkowego).

Mając na uwadze cel introdukcji orzesznika, czyli szybką i efektywną produkcję drewna dobrej jakości [Danielewicz, Wiatrowska 2012; Tokarska-Guzik i in. 2012], warto skonfrontować osiągnięte przez niego wymiary z rozmiarami uzyskiwanymi przez inne gatunki obce. Przykładowo daglezwia zielona *Pseudotsuga menziesii* na terenie Brandenburgii osiąga większą pierśnicę i wysokość niż sosna w tym samym wieku [Panka 2012], co może stanowić gospodarcze uzasadnienie introdukcji tego gatunku. Robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia*, podobnie jak inne gatunki inwazyjne, osiąga w Europie rozmiary większe niż w kraju pochodzenia: w Stanach Zjednoczonych osiąga wysokość 12-18 m i pierśnicę do 76 cm, a w Europie wysokość 20-25 m i pierśnicę do 90 cm [Zajączkowski, Wojda 2012]. Orzesznik natomiast uzyskuje wymiary mniejsze zarówno od drzewostanów tego gatunku występujących w granicach naturalnego zasięgu geograficznego, jak i od porównywanych z nim rodzimych dla Polski dębów, rosnących na tym samym siedlisku. W związku z niższą produktywnością drzewostanów orzesznik nie wykazuje zatem większej przydatności produkcyjnej niż dąb, a więc nie spełnia pokładanych w nim nadziei, że mógłby być alternatywą dla gatunków rodzimych.

Potencjalne korzyści gospodarcze płynące z wprowadzania obcych gatunków drzew do lasów, nawet jeśli nie zostaną wykorzystane, są trwale związane z ryzykiem inwazji biologicznych. Introdukowane gatunki drzew nierzadko bowiem nabierają charakteru roślin silnie ekspansywnych, co wynika m.in. z ich szybkiego tempa dyspersji i niekontrolowanego odnawiania się [Pyšek i in. 2009; Richardson, Rejmánek 2011; Danielewicz, Wiatrowska 2012]. W niektórych przypadkach planowana introdukcja może wymknąć się spod kontroli i stać się inwazją biologiczną, doprowadzając do znacznych strat ekonomicznych i ekologicznych, które mogą przewyższyć zyski uzyskane dzięki introdukcji, a tym samym zakwestionować zasadność wprowadzania gatunków obcych w miejsce gatunków rodzimych [Szwagrzyk 2000; Chmura 2013]. Co więcej, gatunki obce często wykazują zdolność do zmieniania warunków świetlnych panujących wewnątrz drzewostanu [Knight i in. 2008]. Często prowadzą one np. do zmniejsze-

nia bogactwa gatunkowego czy modyfikacji pokrycia warstwy runa, a w konsekwencji – także do zmniejszenia się różnorodności gatunkowej zbiorowisk leśnych [Chmura 2013; Halarewicz, Żolnierz 2014]. W przeciwieństwie do wyników badań Ratyńskiej i in. [2011] wyniki uzyskane w niniejszych badaniach nie potwierdzają skłonności *C. ovata* ani do agresywnej ekspansji, ani do przekształcania zbiorowiska leśnego, w którym się znajduje. Przeciwnie, wskazują na niewielki wpływ wprowadzonego gatunku na roślinność runa i odnowienie naturalne, czego potwierdzeniem jest podobieństwo składu gatunkowego runa pomiędzy powierzchniami z orzesznikiem a powierzchniami referencyjnymi (grądami). W przypadku drzewostanu gatunku obcego, a przypuszczalnie inwazyjnego, należałoby się raczej spodziewać znacznych przekształceń składu gatunkowego runa [Knight i in. 2008; Chmura 2013; Halarewicz, Żolnierz 2014], tym bardziej że okres jego uprawy jest długi (ponad 120 lat). Różnica pomiędzy wynikami opisanymi w niniejszej pracy oraz uzyskanymi przez Ratyńską i in. [2011] może wynikać z występowania *C. ovata* w różnych siedliskach – cytowane badania prowadzone były na glebach bielcowych na potencjalnym siedlisku *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum*, a jako kontrolę potraktowano okoliczne drzewostany sosnowo-dębowe. Odnowienie naturalne jaworu i grabu pod okapem orzesznika występuje obficie niż odnowienie orzesznika, co dodatkowo ogranicza przypuszczenia dotyczące jego potencjalnych tendencji inwazyjnych [Cyzman i in. 2012]. Niewielkie pokrycie tego gatunku również odbiega od wartości wykazywanych dla innych gatunków inwazyjnych [Gazda, Szłaga 2008; Gazda, Fijała 2010; Jagodziński i in. 2015]. Jednocześnie w warstwie krzewów niewiele jest młodych osobników tego gatunku i nie wkraczają one intensywnie do zbiorowisk naturalnych, a więc *C. ovata* nie spełnia definicji gatunku inwazyjnego podawanej przez Richardsona i in. [2000].

## Podsumowanie

Orzesznik pięciolistkowy na badanym obszarze charakteryzuje się niską zasobnością drzewostanów. Może to wynikać zarówno z wolnego tempa przyrostu na grubość, jak i z niewłaściwie przeprowadzonych zabiegów pielęgnacyjnych w młodości – np. hodowli w zbyt dużym zagęszczeniu. Z uwagi na niższą produktywność orzesznik nie wykazuje większej przydatności gospodarczej niż dąb, a zatem nie spełnił pokładanych w nim nadziei, że będzie alternatywą dla gatunków rodzimych. Roślinność runa pod drzewostanami z orzesznikiem nie różni się natomiast w sposób istotny od roślinności runa przyległych grądów. Co więcej, w obydwu rodzajach analizowanych drzewostanów występuje odnowienie naturalne tych samych gatunków, a dostępność światła nie różni się w sposób istotny statystycznie. Wprowadzony gatunek zdaje się więc mieć niewielki wpływ na ekosystem leśny: nie wykazuje skłonności do ekspansji, za czym przemawia brak przekształceń kompozycji florystycznej runa po 122 latach od introdukcji oraz odnawiająca się pod okapem orzeszników potencjalna roślinność naturalna, czyli grąd.

## Literatura

- Augusto L., Dupouey J. L., Ranger J. 2003. Effects of tree species on understorey vegetation and environmental conditions in temperate forest. *Annals of Forest Science* 40: 823-831.
- Bellon S., Tumiłowicz J., Król S. 1977. Obce gatunki drzew w gospodarstwie leśnym. PWRiL, Warszawa.
- Burns R. M., Honkala B. H. 1990. *Silvics of North America*. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service.
- Chmura D. 2004. Penetration and naturalization of alien invasive plants (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (Poland). *Nature Conservation* 60 (3): 3-11.
- Chmura D. 2013. Impact of alien tree species *Quercus rubra* L. on understorey environment and flora: a study of the Silesian Upland (Southern Poland). *Polish Journal of Ecology* 61: 431-442.
- Corenblit D., Steiger J., Tabacchi E., Gonzáles E., Planty-Tabacchi A. M. 2014. Ecosystem engineers modulate exotic invasions in riparian plant communities by modifying hydrogeomorphic connectivity. *River Research and Applications* 30: 45-59.



- Cyzman W., Barcikowski A., Wojciechowska A. 2012. Wpływ nasadzeń obcych gatunków drzew na strukturę syntaksonomiczną zbiorowisk leśnych. *Studia i Materiały CEPL* 33: 259-269.
- Czuraj M. 1990. Tablice miąższości kłód odziomkowych i drzew stojących. PWRiL, Warszawa.
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2012. Motywy, okoliczności i środowiskowe konsekwencje wprowadzania obcych gatunków drzew i krzewów do lasów. *Studia i Materiały CEPL* 33: 26-43.
- Ellenberg H., Leuschner C. 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. UTB, Stuttgart.
- Gazda A., Fijała M. 2010. Obce gatunki drzewiaste w południowym kompleksie Puszczy Niepołomickiej. *Sylwan* 154 (5): 333-340.
- Gazda A., Szłaga A. 2008. Obce gatunki drzewiaste w północnym kompleksie Puszczy Niepołomickiej. *Sylwan* 152 (4): 58-67.
- Halarewicz A. 2011. Przyczyny i skutki inwazji czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* w ekosystemach leśnych. *Leś. Pr. Bad.* 72 (3): 267-272.
- Halarewicz A., Żolnierz L. 2014. Changes in the understorey of mixed coniferous forest plant communities dominated by the American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). *Forest Ecology and Management* 313: 91-97.
- Horodecki P., Jagodziński A. M. 2017. Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites. *Forest Ecology and Management* 406: 1-11.
- Jagodziński A. M., Dyderski M. K., Rawlik M., Banaszczak P. 2015. Plantation of coniferous trees modifies risk and size of *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. invasion – Evidence from a Rogów Arboretum case study. *Forest Ecology and Management* 357: 84-94.
- Jagodziński A. M., Dyderski M. K., Rawlik K., Kątna B. 2016. Seasonal variability of biomass, total leaf area and specific leaf area of forest understorey herbs reflects their life strategies. *Forest Ecology and Management* 374: 71-81.
- Jagodziński A. M., Oleksyn J. 2009. Ekologiczne konsekwencje hodowli drzew w różnym zagęszczeniu. I. Wzrost i rozwój drzewostanu. *Sylwan* 153 (2): 75-85.
- Knight K. S., Oleksyn J., Jagodziński A. M., Reich P. B. 2008. Overstorey tree species regulate colonization by native and exotic plants: a source of positive relationships between understorey diversity and invasibility. *Diversity and Distributions* 14: 666-675.
- Kończakowska E. 2008. Inwazje obcych gatunków roślin – problem naukowy i praktyczny. *Przegląd Geograficzny* 80 (1): 55-73.
- Kowarik I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. W: Pyšek P., Prach K., Rejmánek M., Wade M. [red.]. *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems*. SPB Academic Publishing, Amsterdam. 15-38.
- Oksanen J., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., Michin P. R., O'Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Henry M., Stevens H., Wagner H. 2016. 'vegan' 2.3.3. Community Ecology Package. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olaczek R. 1974. Kierunki degeneracji fitocenoz leśnych i metody ich badania. *Phytocoenosis* 3 (3/4): 179-190.
- Panka S. 2012. Gatunki drzew obcego pochodzenia na leśnych powierzchniach doświadczalnych Brandenburgii. *Rocznik Dendrologiczny* 60: 21-42.
- Pyšek P., Křivánek M., Jarošík V. 2009. Planting intensity, residence time, and species traits determine invasion success of alien woody species. *Ecology* 90 (10): 2734-2744.
- Ratyńska H., Grodzki M., Waldon B., Wachowiak E. 2011. Introduction of alien tree species and its influence on floristical composition and vegetation structure of acidophilous oak forests: the experimental plots in the Zielonka Forest. *Acta Universitatis Lodziensis, Folia Biologica et Oecologica* 7: 177-190.
- Ratyńska H., Wojterska M., Brzeg A. 2010. Multimedialna encyklopedia zbiorowisk roślinnych Polski. NFOSiGW, UKW, IETI.
- Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6 (2): 93-107.
- Richardson D. M., Rejmánek M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distributions* 17 (5): 788-809.
- Szwagrzyk J. 2000. Potencjalne korzyści i zagrożenia związane z wprowadzaniem do lasów obcych gatunków drzew. *Sylwan* 144 (2): 99-106.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Zajączkowski K., Wojda T. 2012. Robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia* L.) w gospodarczej uprawie plantacyjnej. *Studia i Materiały CEPL* 33: 130-135.