

DOROTA ZAWADZKA

Dziuple w ekosystemach leśnych: formowanie, rozmieszczenie, znaczenie ekologiczne i wskazania ochronne

Cavities in forest ecosystems: formation, distribution, ecological importance and recommendation for protection

ABSTRACT

Zawadzka D. 2018. Dziuple w ekosystemach leśnych: formowanie, rozmieszczenie, znaczenie ekologiczne i wskazania ochronne. Sylwan 162 (6): 509-520.

Cavities are important, natural components of forest ecosystems, conditioning the high level of biodiversity. They are formed either as a result of a natural process of wood decay caused by fungi or as excavations made by woodpeckers Picidae. Distribution and density of cavity trees are regionally diversified and dependent on species composition and age of the stands as well as the management way. In the global scale, decay cavities are much more numerous than those created by woodpeckers. Natural cavities dominated in deciduous forests, whilst woodpeckers-made ones – in coniferous stands. The density of cavities increases along the age gradient due to the growing size of trees and their worse health condition. Cavities in natural forests are more numerous than in commercial, managed ones. This is caused by the removal during the thinning of trees reduced in health, attacked by insects, fungi or mechanically damaged, which are potential places for the creation of cavities. The other reason is a too low age of the final cutting. Moreover, in the managed forest, cavity trees are often removed during sanitary cuttings, although leaving them is recommended. In European forests, the density of cavities is from less than 1 to almost 100 per ha. Natural cavities dominated in most of the studied plots. In Poland, their density varied from less than 1 to 16 per ha. Cavities are habitats and breeding sites of many specialized species of animals from invertebrates to mammals, fungi, and plants. In Poland, cavities are used by about 40 bird species, about 20 mammal species, as well as several hundred species of insects. According to the Polish forestry regulations, trees with cavities should be left to natural destruction, but there are no detail recommendations how to search for such trees and what is their required density. The recommendation to leave cavity trees will not contribute to the increase in their number in managed forests, unless one provides wider availability of adequately large trees with a reduced condition. In Polish forests, actions should be taken to increase the number of potential trees, in which cavities may be formed. They should be designed at the stage of tending for young stands. The minimal density of cavities in managed forests should be in the range of 1-3 per ha in coniferous and mixed forests up to 100 years old and above 3-4 per ha in stands older than 100 years, while in deciduous forests these values should equal to 2-5 per ha and 4-6 per ha in younger and older stands respectively.

KEY WORDS

cavities, cavity formation, cavity-dependent species, protection of cavity trees

ADDRESSES

Dorota Zawadzka – e-mail: dorota_zaw@wp.pl

Instytut Nauk Leśnych, Filia Uniwersytetu Łódzkiego w Tomaszowie Mazowieckim;
ul. Konstytucji 3 Maja 65/67, 97-200 Tomaszów Mazowiecki

Wstęp

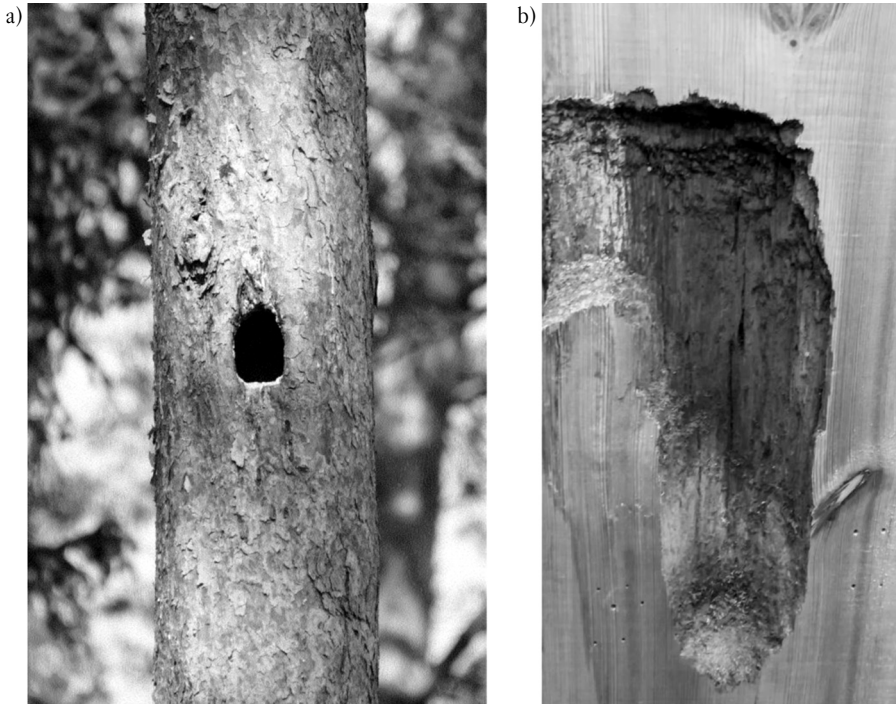
Jedną z istotnych różnic pomiędzy lasami naturalnymi a gospodarczymi jest dostępność dziupli oraz drzew dziuplastych. Ich zagęszczenie jest znacznie niższe w lasach gospodarczych na skutek regularnego usuwania drzew zamierających i martwych [Kenefic, Nyland 2007; Zawadzka i in. 2016]. Drzewa dziuplaste są elementami strukturalnymi ważnymi dla leśnej różnorodności biologicznej, tworząc siedliska dla wyspecjalizowanych gatunków leśnych [Carlson i in. 1998; Zawadzka, Zawadzki 2006; Camprodon i in. 2008; Cockle i in. 2011; Remm, Löhmus 2011]. Zbyt małe zasoby dziupli w lasach na kuli ziemskiej mogą ograniczać 10-40% populacji gatunków ptaków i ssaków wykorzystujących dziuple jako miejsca rozrodu oraz ukrycia [Cockle i in. 2011].

Celem pracy był przegląd aspektów związanych z powstawaniem i rozmieszczeniem dziupli w ekosystemach leśnych, ich znaczenia ekologicznego ze szczególnym uwzględnieniem ptaków oraz praktycznych zaleceń dotyczących ochrony drzew dziuplastych.

Powstawanie dziupli i czynniki wpływające na ich występowanie

Drzewa dziuplaste są naturalnym, stałym komponentem ekosystemów leśnych. Dziuple są pustymi komorami wewnątrz pnia lub konaru drzewa, z otworem wylotowym. Dziuple naturalne (ang. decay or natural cavities) powstają na skutek nie do końca zbadanych procesów rozkładu drewna, spowodowanych działalnością grzybów, rzadziej owadów, oraz uszkodzeniami mechanicznymi drzew (obłamania konarów, pęknięcia). Drugą kategorię stanowią dziuple wykute przez dzięcioły Picidae (ang. excavated or woodpeckers-made cavities) [Remm, Löhmus 2011]. Wykuwanie dziupli jest elementem zachowania lęgowego dzięciołów, które z tego powodu określane są jako dziuplaki pierwotne (ang. primary cavity-nesting birds), tzn. ptaki zarówno tworzące, jaki i wykorzystujące dziuple. Większość par dzięciołów wykuwa co roku nową dziuplę lęgową [Gorman 2004]. Dzięki temu stare dziuple z poprzednich lat są dostępne dla innych organizmów. Mają one jednolity, wydłużony kształt z wąskim otworem wlotowym (ryc. 1). Różnią się wielkością w zależności od wykuwającego je gatunku dzięcioła. Umieszczone są na wysokości co najmniej kilku metrów nad ziemią. Przez dziuplaki wtórne (ang. secondary cavity-nesting birds), czyli ptaki niewykuwające samodzielnie dziupli, zazwyczaj chętniej zajmowane są dziuple wykute przez dzięcioły [Camprodon i in. 2008], chociaż w Białowieskim Parku Narodowym dziuplaki wtórne liczniej zasiedlały dziuple naturalne [Wesołowski 1989; Rowiński 2013]. Te ostatnie cechują się znacznie większym zróżnicowaniem pod względem rozmiarów i kształtów, wielkością, orientacji i umiejscowienia otworów wlotowych (ryc. 2), a także wysokości nad ziemią. Do dziupli naturalnych zaliczane są także tzw. kominy (nisze w złamanych pniach). Ich przydatność dla różnych organizmów jest bardzo zmienna [Camprodon i in. 2008]. Zróżnicowanie wielkości i kształtu dostępnych dziupli sprzyja wyższej różnorodności gatunkowej dziuplaków. W Eurazji kręgowce niewykuwające samodzielnie dziupli wykorzystują w 10-65% dziuple dzięciole, a w Ameryce Północnej w 50-99% [Cockle i in. 2011].

Na globalną dostępność dziupli silniejszy wpływ niż dzięcioły mają procesy rozkładu drewna [Remm, Löhmus 2011]. W lasach naturalnych, do których w Europie należą głównie obszary chronione, jest znacznie więcej dziupli niż w lasach użytkowanych gospodarczo. W lasach nie-



Ryc. 1.

Otwór wejściowy (a) i przekrój (b) dziupli wykutej przez dzięcioła (fot. D. Zawadzka)
Entrance (a) and cross-section (b) of the woodpecker-made cavity



Ryc. 2.

Dziupla naturalna (fot. D. Zawadzka)
Natural cavity

zagospodarowanych dziuple naturalne są liczniejsze od wykuwanych przez dzięcioły. W Puszczy Białowieskiej zagęszczenie dziupli w parku narodowym było trzykrotnie wyższe niż w części użytkowanej gospodarczo, a w drzewach martwych (głównie sosnach *Pinus sylvestris*) znajdowało się prawie 75% wszystkich dziupli [Walankiewicz i in. 2014]. Dziuple naturalne są liczniejsze

w lasach liściastych niż iglastych, gdyż drewno tych pierwszych szybciej ulega procesom rozkładu przez grzyby [Remm i in. 2006; Lonsdale i in. 2008; Wesołowski 2011, 2012; Walankiewicz i in. 2014]. Jedynie w borach, ze względu na mniejszą podatność drzew iglastych na rozkład przez grzyby, działalność dzięciołów stanowi główne źródło dostępnych dziupli [Zawadzka i in. 2016]. Na siedliskach borowych Puszczy Augustowskiej 76% stanowiły dziuple dzięciole, przy czym wykute przez dzięcioła dużego *Dendrocopos major* były dwukrotnie liczniejsze niż przez dzięcioła czarnego *Dryocopus martius* [Zawadzka i in. 2016]. W lasach liściastych w Szwecji jedynym gatunkiem drzewa, w którym dziuple dzięciołów były liczniejsze od naturalnych, była osika *Populus tremula* [Carlson i in. 1998].

Zagęszczenie dziupli jest skorelowane z wiekiem drzewostanu [Robles i in. 2011; Sławski 2014; Zawadzka i in. 2016]. W lasach strefy umiarkowanej dziuple pojawiają się w wieku około 50-60 lat (wyjątkowo młodszych), gdyż dopiero takie drzewa mają rozmiary odpowiednie do powstania dziupli. Pierśnica drzew z dziuplami najliczniejszego gatunku, dzięcioła dużego, wynosi średnio 45-47 cm (od 19 do 112 cm) [Kosiński, Kempa 2007; Čikovič i in. 2014]. Pierśnica drzew gniazdowych dzięcioła czarnego kształtuje się od 32 do 96 cm, średnio 51-54 cm [Gorman 2011; Zawadzka, Zawadzki 2017]. Liczebność dziupli znacząco rośnie w lasach ponad 100-letnich [Robles i in. 2011; Sławski 2011, 2014; Zawadzka i in. 2016]. Model wzrostu liczby dziupli w zależności od wieku jest związany nie tylko z rosnącymi wymiarami drzew, ale także z pogarszającym się ich stanem zdrowotnym (porażeniem przez grzyby, zaatakowaniem przez owady, uszkodzeniami mechanicznymi) w miarę ich starzenia [Sławski 2011]. W najstarszych naturalnych drzewostanach wzrasta nie tylko liczba dziupli, ale także ich rozmiary [Robles i in. 2011]. Ze względu na coraz większe parametry pnia oraz gałęzi dziuple są tam tworzone, niekiedy po kilka, w strzale oraz w konarach, podczas gdy w młodszych drzewostanach mogą znajdować się tylko w pniu głównym.

Wzrastające rozmiary starzejących się drzew oraz ich obniżona kondycja zdrowotna są czynnikami sprzyjającymi tworzeniu dziupli przez dzięcioły. Dotyczy to przede wszystkim dzięcioła czarnego, wykuwającego największe dziuple, od których dostępności są uzależnione duże dziuplaki wtórne. Liczba dziupli (nie tylko dzięciolich, ale także naturalnych) wykazuje związek z zagęszczeniem dzięciołów, uważanych z tego powodu za gatunki kluczowe i parasolowe. Zależność pomiędzy liczebnością dzięciołów i dziupli naturalnych wynika z wyższej dostępności owadów, stanowiących ich pokarm, w osłabionych przez grzyby i owady drzewostanach, a także drzewach martwych [Johnsson i in. 1993; Martin, Eadie 1999; Mikusiński i in. 2001; Walankiewicz i in. 2002; Remm i in. 2006; Camprodon i in. 2008; Kosiński i in. 2010]. Wykucie dziupli w zdrowym, twardym drzewie wymaga od ptaków znacznie większego nakładu energii niż w osłabionym lub martwym. Wykazano, że w Alpach dzięcioł czarny preferuje drzewa zaatakowane przez grzyby [Zahner i in. 2012]. W lasach zachodniej Polski 81% dziupli dzięcioła dużego i 78% dzięcioła średniego *Dendrocopos medius* było wykutych w sąsiedztwie widocznych owocników grzybów [Kosiński, Kempa 2007]. W drzewostanach sosnowych w Estonii liczba dziupli dzięciolich była skorelowana z występowaniem owocników *Phellinus pini*. Występowanie huby sosnowej uznano za dobry predyktor zagęszczenia dziupli [Löhmus 2016]. W Górach Kantabryjskich dziuplaste dęby pirenejskie *Quercus pyrenaica* miały istotnie większą pierśnicę od nieposiadających dziupli, a prawdopodobieństwo znalezienia dziupli było wyższe w drzewach ze zgnilizną niż zdrowych. Liczba dziupli w drzewie była zależna od pierśnicy i obecności zgnilizny [Robles i in. 2011]. Dzięcioły wykuwają część dziupli w drzewach martwych lub zamierających, których brakuje w średniowiekowych, użytkowanych gospodarczo lasach, a liczniej pojawiają się w drzewostanach ponadstuletnich. W Puszczy Białowieskiej prawdopodobieństwo znalezienia dziupli w martwych

drzewach było 16 razy większe niż w żywych [Walankiewicz i in. 2014]. W Puszczy Augustowskiej drzewa martwe stanowiły 12% wśród drzew gniazdowych dzięcioła czarnego [Zawadzka, Zawadzki 2017]. Średni wiek sosen z dziuplami dzięcioła czarnego w tym kompleksie wynosił 159 lat, a największa liczba dziupli znajdowała się w drzewostanach 120-160-letnich [Zawadzka, Zawadzki 2017]. W lasach zachodniej Polski wszystkie gatunki dzięciołów preferowały drzewostany liściaste starsze niż 80 lat [Kosiński, Kempa 2007]. W drzewostanach sosnowych zagospodarowanych zrębowo wykazano, że prawdopodobieństwo wystąpienia drzew dziuplastych w lasach poniżej 100 lat wynosi 10%. Po przekroczeniu 100 lat szybko rośnie i powyżej 200 lat wynosi 60%. Podobnie kształtuje się prawdopodobieństwo wystąpienia drzew zahubionych: przekracza ono 10% w wieku 90 lat i w drzewostanach ponad 200-letnich wynosi już 80% [Sławski 2014]. W drzewostanach dębowych w Szwecji dziuple były obecne w mniej niż 1% drzew młodszych niż 100 lat, w 50% drzew w wieku 200-300 lat i we wszystkich dębach *Quercus robur* starszych niż 400 lat [Ranius i in. 2009].

Wymagania dzięciołów pod względem drzew gniazdowych oraz specyfika procesów powstawania dziupli naturalnych, w połączeniu z praktyką działań gospodarczych w leśnictwie są przyczyną obniżonej dostępności dziupli w lasach gospodarczych. Wynika to z zaleceń gospodarczych usuwania drzew o obniżonej zdrowotności. Właśnie takie drzewa stanowią potencjalne miejsca powstania dziupli, a większość z nich jest eliminowana z lasów zagospodarowanych jako zagrażająca utrzymaniu odpowiedniego stanu sanitarnego lub też nierokująca dostarczenia wysokiej jakości surowca drzewnego [Zasady... 2012; Instrukcja... 2012]. Z drugiej strony Instrukcja... [2012] zaleca pozostawianie drzew biocenotycznych, w tym dziuplastych i z owocnikami grzybów, zgnilizną i obumarłymi konarami. W lasach zagospodarowanych silnemu ograniczeniu uległa naturalna dynamika ekosystemów leśnych powodowana przez zaburzenia generowane przez ogień, wiatr i inne zdarzenia o charakterze klęskowym. Takie zaburzenia mogą zwiększać liczbę drzew osłabionych i potencjalnie dziuplastych. W ramach prowadzonej gospodarki leśnej usuwana jest więc duża część potencjalnych drzew, w których mogłyby powstać dziuple, zanim jeszcze one się tam pojawią.

Drugą i chyba ważniejszą przyczyną niskiej liczebności dziupli w lasach gospodarczych jest przyjęty zbyt niski (w odniesieniu do mechanizmów formowania dziupli) wiek rębności, czyli skrócenie naturalnego cyklu rozwojowego drzewostanów. W zależności od gatunku drzewa nie przekracza on zazwyczaj 100-120 lat. W lasach gospodarczych Europy nasila się tendencja do skracania cyklu produkcji surowca drzewnego, co doprowadzi do jeszcze silniejszego niż obecnie niedoboru dziupli w ekosystemach leśnych. Z przyczyn ekonomicznych cięcia rębne są zazwyczaj wykonywane, zanim w drzewostanach pojawią się licznie drzewa o obniżonej jakości drewna, w których powstają dziuple. Z kolei pozostawianiu drzew dziuplastych sprzyjają zalecenia dotyczące obligatoryjnego pozostawiania na zrębach zupełnych wysp starodrzewu aż do naturalnego rozpadu [Zasady... 2012].

Zagęszczenie i rozmieszczenie dziupli w lasach

Rozmieszczenie i zagęszczenie drzew dziuplastych oraz dziupli wykazuje silne zróżnicowanie w zależności od regionu biogeograficznego, składu gatunkowego drzewostanów, stadium sukcesyjnego lasu, a także aktualnego oraz historycznego sposobu użytkowania [Carlson i in. 1998]. Rozmieszczenie dziupli na kuli ziemskiej jest związane z ilością opadów atmosferycznych oraz temperaturą. W skali globalnej najliczniejsze są dziuple naturalne, które osiągają najwyższe zagęszczenie, dochodzące do 140 szt./ha w tropikalnych lasach Azji i Australii, podczas gdy zagęszczenie dziupli dzięciolich nie przekracza 10-20 szt./ha [Remm, Löhmus 2011]. W lasach Palearktyki

liczebności dziupli są niższe niż w tropikach. W Europie zagęszczenia dziupli kształtują się od poniżej 1 w lasach gospodarczych do blisko 100/ha w starych, naturalnych drzewostanach liściastych (tab.). Na większości powierzchni badawczych przeważają dziuple naturalne. W lasach gospodarczych liczba dziupli nie przekracza 5/ha, wyjątkowo jest wyższa (tab.). Z obszaru Polski

Tabela.

Gatunek z największą liczbą dziupli (Gatunek), średnie zagęszczenie dziupli (ZD [N/ha]) i udział dziupli dzięciołich (UDD [%]) na wybranych powierzchniach w lasach europejskich

Tree species with the highest number of cavities (Gatunek), mean cavities density (ZD [N/ha]), fraction of woodpecker-made cavities (UDD [%]) in selected study plots in European forests

Obszar badań Study area	Typ drzewostanu Type of stand	Gatunek	ZD	UDD	Źródło Source
Góry Kantabryjskie Cantabrian Mountains	Stare lasy dębowe półnaturalne Old oak forests seminatural	<i>Quercus pyrenaica</i>	15,09	?	Robles i in. [2011]
	Młode lasy dębowe intensywnie zagospodarowane Young oak forest intensively managed	<i>Quercus pyrenaica</i>	1,29	?	Robles i in. [2011]
Półwysep Iberyjski Iberian Peninsula	Stare lasy bukowe, naturalne Natural old beech forest	<i>Fagus sylvatica</i>	97,1	27	Camprodon i in. [2008]
	Lasy bukowe intensywnie zagospodarowane Beech forest intensively managed	<i>Fagus sylvatica</i>	3,5	9	Camprodon i in. [2008]
	Młodniki bukowe z przestojami Beech young forests with old trees	<i>Fagus sylvatica</i>	5,7	2	Camprodon i in. [2008]
Białowiecki Park Narodowy	Las naturalny, grąd, 100-300 lat Natural deciduous forest, 100-300 years old	<i>Pinus sylvestris</i>	12,5	?	Walankiewicz i in. [2014]
Białowieża National Park	Bory mieszane gospodarcze, 40-80 lat Managed mixed forests, 40-80 years old	Liściaste Deciduous	3,0	?	Walankiewicz i in. [2014]
Puszcza Augustowska	Bory sosnowe zagospodarowane, >130 lat Managed pine forests, >130 years	<i>Pinus sylvestris</i>	3,28	61	Zawadzka i in. [2016]
Augustów Forest	Bory sosnowe zagospodarowane, 70-100 lat Managed pine forests, 70-100 years old	<i>Betula verrucosa</i>	0,62	72	Zawadzka i in. [2016]
Puszcza Bukowa Bukowa Forest	Bukowe lasy naturalne, 90-130 lat Natural beech forest, 90-130 years old	<i>Fagus sylvatica</i>	15,9	?	Wysocki [1997]
Park Mużakowski Muskauer Park	Naturalne stare buczyny Natural old beech forest	<i>Fagus sylvatica</i>	0,24	100*	Jeleń [2010]
Estonia	Naturalne lasy łęgowe Riverine forest	<i>Populus tremula</i>	4,1	88	Remm i in. [2006]
	Lasy liściaste zagospodarowane Managed deciduous forest	?	1,1	66	Remm i in. [2008]
	Lasy liściaste naturalne Natural deciduous forests	?	2,3	51	Remm i in. [2008]
	Bory iglaste zagospodarowane Managed coniferous forests	?	1,1	33	Remm i in. [2008]
	Bory iglaste naturalne Managed deciduous forests	?	2,5	72	Remm i in. [2008]
Centralna Szwecja Central Sweden	Lasy liściaste naturalne Natural deciduous forests	<i>Quercus robur</i>	60,4	47	Carlson i in. [1998]
Północna Szwecja Northern Sweden	Kępy starodrzewów na zrębach Old growth islands on clear-cutting area	<i>Betula</i> sp., <i>Picea abies</i>	0,41	89	Domingo Gomez [2014]

? – brak danych, * liczono tylko dziuple dzięcioła czarnego

? – lack of data, * only cavities of the black woodpeckers were counted

niewiele jest danych o dostępności dziupli. W Puszczy Białowieskiej zagęszczenie dziupli w obszarze ochrony ścisłej parku narodowego wynosiło 12,5/ha [Walankiewicz i in. 2014] i było znacznie niższe od podawanego z innych obszarów chronionych (tab.). W borach gospodarczych Puszczy Augustowskiej zagęszczenie dziupli wynosiło od 0,62 do 3,28/ha. W lasach poniżej 100 lat najwięcej było dziupli w brzożach (60%), a w drzewostanach powyżej 130 lat – w sosnach (90%) [Zawadzka i in. 2016]. W Puszczy Bukowej w rezerwacie bukowym „Kołowskie Parowy” zagęszczenie dziupli wynosiło 15,9/ha [Wysocki 1997].

Ekologiczne znaczenie dziupli

Dziuple są ważnymi, naturalnymi elementami składowymi ekosystemów leśnych warunkującymi utrzymanie wysokiego poziomu różnorodności biologicznej [Camprodon i in. 2008; Sławski 2014; Walankiewicz i in. 2014]. Stanowią siedliska wielu wyspecjalizowanych gatunków zwierząt (od bezkręgowców po ssaki), grzybów oraz roślin, przy czym najliczniejszymi mieszkańcami dziupli są ptaki [Gutowski i in. 2004]. Określone gatunki ptaków preferują różne rodzaje dziupli [Remm i in. 2008]. Wśród mieszkańców dziupli jest wiele taksonów rzadkich i zagrożonych. W stanie Oregon (USA) wykazano, że drzewa dziuplaste są wykorzystywane przez co najmniej 39 gatunków ptaków i 24 gatunki ssaków do gniazdowania, żerowania lub zimowania [Bunnell 2013]. W Kanadzie w dziuplach mieszkają 32 gatunki ptaków i 11 gatunków ssaków [Martin, Eadie 1999]. Liczebność dziupli jest skorelowana z występowaniem i liczebnością dziuplaków oraz ich różnorodnością gatunkową [Wysocki 1997; Campodron i in. 2008; Czeszczewik i in. 2014]. W polskich lasach obecność dziupli zapewnia miejsca lęgowe oraz schronienia około 40 gatunkom ptaków, w tym 9 dziuplakom pierwotnym (są to wszystkie dzięcioły, z wyjątkiem krętogłowa *Jynx torquilla*). Do obligatoryjnych dziuplaków wtórnych zajmujących dziuple w drzewach należą 24 gatunki. Są to: gągoł *Bucephala clangula*, nurogęś *Mergus merganser*, jerzyk *Apus apus*, siniak *Columba oenas*, dudek *Upupa epops*, kraska *Coracias garrulus*, puszczyk *Strix aluco*, włochatka *Aegolius funereus*, sóweczka *Glauucidium passerinum*, krętogłów, mazurek *Passer montanus*, kawka *Corvus monedula*, sikory Paridae (6 gatunków), muchołówki Muscicapidae (3 gatunki), pleszka *Phoenicurus phoenicurus*, szpak *Sturnus vulgaris*, kowalik *Sitta europaea*. Ponadto do dziuplaków fakultatywnych, korzystających niekiedy z dużych dziupli, należą: krzyżówka *Anas platyrhynchos*, sójka *Garrulus glandarius*, muchołówka szara *Muscicapa striata*, rudzik *Erethacus rubecula*, kos *Turdus merula* i śpiewak *Turdus philomelos*. Z dziupli korzysta około 40 gatunków krajowej awifauny, przy czym dla 33 stanowią one podstawowe miejsce gniazdowania. Dodatkowo dla sóweczki oraz włochatki dziuple są także miejscami składowania zapasów pokarmu [Zawadzka 2017]. W drzewach dziuplastych znajdują schronieniaienne oraz rozrodcze nietoperze (w Polsce co najmniej 9 gatunków: nocek Bechsteina *Myotis bechsteinii*, nocek Natterera *Myotis nattereri*, nocek Brandta *Myotis brandtii*, nocek rudy *Myotis daubentonii*, mroczek posrebrzany *Vespertilio murinus*, karlik większy *Pipistrellis nathusii*, borowiaczek *Nyctalus leisleri*, borowiec wielki *Nyctalus lasiopterus*, gacek brunatny *Plecotus auritus*) [Lewis 1995; Ruczyński i in. 2010] oraz gryzonie z rodziny pilchowatych Gliridae (4 gatunki) i wiewiórka ruda *Sciurus vulgaris* [Gutowski i in. 2004]. Z dziupli korzystają także kuna leśna *Martes martes* oraz domowa *M. foina* i żbik *Felis silvestris*. Dziuple są też miejscem występowania rzadkich gatunków owadów, w tym chrząszczy saproksylicznych oraz innych bezkręgowców [Nilsson, Baranowski 1997; Ranius i in. 2009]. W polskiej części Puszczy Białowieskiej w dziuplach i stojącym martwym drewnie zinwentaryzowano 455 gatunków chrząszczy [Byk 2001]. Obecność dziupli ma szczególne znaczenia dla błonkówek, szczególnie pszczoły miodnej *Apis mellifera* (pełniącej rolę zapylacza w ekosystemach leśnych) oraz szerszeni *Vespa crabo* i innych osowatych Vespidae. Ważną grupę mieszkańców dziupli

stanowią mrówki Formicidae. W Lasach Sobiborskich w dziuplach dzięcioła czarnego wykazano obecność co najmniej 25 gatunków zwierząt, w tym co najmniej 11 gatunków ptaków, 3 lub więcej gatunków ssaków oraz owadów należących do rzędów chrząszczy Coleoptera i błonkówek Vespidae, a także pająków Aranea [Karpieńska 2015]. W Puszczy Augustowskiej w dziuplach dzięcioła czarnego stwierdzono rozród co najmniej 12 taksonów, w tym 8 gatunków ptaków, nietoperzy oraz szerszeni, os i pszczoł [Fiedorowicz 2009]. W Szwecji wśród 151 zasiedlonych dziupli 92,3% zajmowały ptaki (12 gatunków), 4,6% owady społeczne, a pozostałe nietoperze, wiewiórka oraz kuna leśna [Carlson i in. 1998].

Drzewa dziuplaste stanowią siedlisko wielu gatunków grzybów rozkładających drewno, przy czym pojawienie się dziupli jest najczęściej skutkiem działalności grzyba, a nie warunkiem jego rozwoju. Spośród gatunków rzadkich i zagrożonych w drzewach dziuplastych żyją m.in. soplówki *Hericium* sp., ozorek dębowy *Festulina hepatica*, siedzunie *Sparassis* sp., żagiew okółkowa *Polyprus umbellatus* i żagwica listkowata *Grifola frondosa* [Lonsdale i in. 2008; Piętka 2013]. Drzewa dziuplaste, ze względu na osłabienie i złą kondycję (częste porażenie przez grzyby), stanowią potencjalne lub rzeczywiste źródło martwego drewna stojącego o dużych pierśnicach [Zawadzka i in. 2016], niezbędnego do rozwoju różnym organizmom (kręgowcom, bezkręgowcom, grzybom oraz roślinom) [Gutowski i in. 2004]. Obecność dziupli można traktować jako wskaźnik stopnia naturalności lasu, warunkujący możliwość funkcjonowania wielu grup organizmów [Zawadzka, Zawadzki 2006]. Pośrednio dziuple poprzez tworzenie miejsc lęgowych licznym gatunkom ptaków owadożernych wpływają korzystnie na stan sanitarny lasu, dzięki ograniczeniu populacji owadów uznawanych w leśnictwie za szkodniki [Haber 1961; Ross 1984].

Zalecenia ochronne

Pozostawianie i ochrona drzew dziuplastych, a także drzew martwych to podstawowe zalecenia ochronne sformułowane w Ameryce Północnej od drugiej połowy XX wieku [Ross 1984; DeGraaf, Shigo 1985; Bunnell 2013]. Znaczenie drzew dziuplastych jako ważnych elementów strukturalnych lasu zostało uwzględnione w dokumentach definiujących zrównoważone, wielofunkcyjne leśnictwo europejskie (Ministerialne Konferencje o Ochronie Lasów w Europie, systemy certyfikacji FSC i PEFC) oraz polskie [Rykowski i in. 1999; Referowska-Chodak 2010; Instrukcja... 2012]. Zgodnie z zapisami Instrukcji... [2012], a także z rozporządzeniem ministra środowiska w sprawie wymagań dobrej praktyki w zakresie gospodarki leśnej [Rozporządzenie... 2017] drzewa dziuplaste należy pozostawiać w lesie do naturalnego rozkładu. Nie ma jednak wytycznych dotyczących konieczności i szczegółowych zasad wyszukiwania drzew dziuplastych. Szukanie dziupli w trakcie sezonu wegetacyjnego może skutkować przeoczeniem części z nich ze względu na ukrycie przez rozwiniętą roślinność. Samo zalecenie pozostawiania drzew dziuplastych nie przyczyni się do wzrostu ich zagęszczenia w lasach gospodarczych, jeżeli nie zapewni się szerszej dostępności odpowiednio grubych (a więc starych) drzew o obniżonej kondycji. Istnieje potrzeba prowadzenia działań ukierunkowanych na zwiększenie liczby potencjalnych drzew, w których mogą powstać dziuple. Należy je rozpocząć już na etapie pielęgnacji młodych drzewostanów, pozostawiając domieszki gatunków szybko rosnących (brzoza *Betula* sp., osika), osiagających już w wieku około 50-60 lat rozmiary pozwalające zarówno na powstanie dziupli naturalnych, jak i wykucie ich przez dzięcioły. W drzewostanach sosnowych III klasy wieku właśnie w tych gatunkach drzew pojawiają się pierwsze dziuple [Zawadzka i in. 2016]. W drzewostanach średniowiekowych do potencjalnych gatunków drzew, w których mogą pojawić się dziuple w następnym klasach wieku, należą sosna, buk *Fagus sylvatica*, następnie grab, lipa *Tilia cordata* i dąb *Quercus* sp. Dlatego w trzebieżach należy pozostawiać do naturalnej śmierci pulę

drzew osłabionych i przygłuszonych wymienionych gatunków jako tzw. drzewa biocenotyczne. W drzewostanach III i IV klasy wieku należy tak prowadzić zabiegi, aby zwiększyć udział drzew mających obniżoną kondycję zdrowotną. Po wykonaniu zabiegu drzewa takie powinny występować w miarę równomiernie na całej powierzchni w liczbie co najmniej 5-10/ha. Postępowanie takie wpisuje się w model leśnictwa wielofunkcyjnego i hodowli półnaturalnej, do którego celów należy ochrona różnorodności biologicznej w ramach prac hodowlanych [Bernadzki 1993]. Trzeba jednak uwzględniać przy tym możliwy potencjalny negatywny wpływ osłabionych drzew na stan sanitarny lasu. Działania dla zwiększenia liczby drzew dziuplastych nie mogą bowiem sprzyjać rozwijaniu się gradacji owadów.

Powiększeniu udziału dziupli w lasach sprzyja pozostawianie kęp starodrzewów na zrębach wielkości co najmniej 10 arów, nie mniej niż 5% powierzchni zrębu, zgodnie z zaleceniami Zasad... [2012]. Przy wyznaczaniu kęp należy brać pod uwagę obecność istniejących drzew dziuplastych i zahubionych oraz martwych (jako potencjalnych). Dziuple w drzewach rosnących w kępach są zasiedlane przez większą liczbę gatunków ptaków niż pozostawiane pojedynczo na zrębach, poza tym pojedyncze drzewa szybciej ulegają złamaniu lub wyrwocieniu. Obligatoryjne pozostawianie kęp starodrzewów jest szczególnie ważne przy obecnej tendencji do obniżania wieku rębności. Jeżeli proces ten się utrzyma, w najbliższych dekadach w Polsce drzewostany sosnowe starsze niż 120 lat, a więc najbogatsze w drzewa dziuplaste, pozostaną tylko w rezerwach i parkach narodowych. Podobny problem docelowej eliminacji najstarszych klas wieku dotyczy drzewostanów liściastych. Z punktu widzenia znaczenia najstarszych drzewostanów (określanych w terminologii urządzania lasu jako przeszłorębne) dla organizmów zasiedlających dziuple istnieje potrzeba opracowania zasad ich użytkowania z wyeliminowaniem zrębów zupełnych, a preferowaniem rębni złożonych o długim okresie odnowienia, jednakże z uwzględnieniem pozostawiania kęp starodrzewu do naturalnego rozkładu.

Pilne jest określenie wartości progowych, zapewniających odpowiednie zagęszczenie dziupli przydatnych dla dziuplaków, a także innych korzystających z nich organizmów. Biorąc pod uwagę dane o dostępności dziupli w polskich lasach [Wysocki 1997; Walankiewicz i in. 2014; Zawadzka i in. 2016], minimalne zagęszczenie dziupli w drzewostanach gospodarczych powinno kształtować się zakresie 1-3/ha w borach iglastych i mieszanych do 100 lat i powyżej 3-4/ha w drzewostanach ponadstuletnich. W lasach liściastych wartości te powinny być odpowiednio wyższe: 2-5/ha w drzewostanach do 100 lat i 4-6/ha w starszych. Ponadto w trakcie wyznaczania zabiegów trzebieży drzewa dziuplaste muszą być wyszukiwane i oznaczane w widoczny sposób (znakowane dwustronnie), jako tzw. drzewa biocenotyczne, żeby nie zostały przypadkowo wycięte. Działania dla ochrony i zwiększenia liczby drzew dziuplastych w długiej perspektywie czasowej, dzięki wyższej różnorodności biologicznej ekosystemów leśnych, przełożą się na wzrost odporności i trwałości lasu.

Wnioski

- ✦ Drzewa dziuplaste są jednym z ważnych elementów strukturalnych warunkujących wysoki poziom leśnej różnorodności biologicznej, przede wszystkim dziuplaków wtórnych, drobnych ssaków, a wśród bezkręgowców głównie chrząszczy saproksylicznych oraz owadów społecznych. Dodatkowo stanowią siedliska grzybów i źródło martwego drewna wielkowymiarowego.
- ✦ W drzewostanach liściastych i mieszanych dziuple naturalne są liczniejsze od wykuwanych przez dzięcioły, jedynie w borach działalność dzięciołów jest podstawowym źródłem dziupli. Zagęszczenie dziupli w lasach europejskich jest bardzo zróżnicowane: od poniżej 1 do blisko 100/ha.

- ✦ Zagęszczenie dziupli rośnie proporcjonalnie do wieku lasu, najwyższe jest w najstarszych, przeszłorębnych drzewostanach i w lasach naturalnych. W drzewostanach gospodarczych jest niskie, co ogranicza populacje gatunków zwierząt wykorzystujących dziuple w swoim cyklu życiowym.
- ✦ Zbyt mała liczba dziupli w lasach gospodarczych jest związana z usuwaniem w trzebieżach drzew o obniżonej zdrowotności lub uszkodzonych mechanicznie, stanowiących potencjalne miejsca powstania dziupli. Obowiązujące zalecenia pozostawiania drzew dziuplastych do naturalnego rozkładu nie są wsparte szczegółowymi wytycznymi inwentaryzacji i ochrony takich drzew. Eliminacji drzew dziuplastych sprzyja tendencja do obniżania wieku rębności i użytkowanie rębne najstarszych (przesłorębnych) drzewostanów.
- ✦ W celu zwiększenia dostępności dziupli w polskich lasach konieczne jest wyznaczanie drzew dziuplastych przed wykonaniem zabiegów trzebieży, pozostawianie na zrębach kęp starodrzewów z udziałem drzew dziuplastych, użytkowanie bezrębowe drzewostanów przeszłorębnych oraz pozostawianie w trzebieżach drzew osłabionych i przygłuszonych (jako potencjalnych drzew dziuplastych) w liczbie 5-10/ha. W młodszych klasach wieku ważne jest zapewnienie udziału gatunków pionierskich szybko przyrastających na grubość, głównie osiki i brzozy.
- ✦ W lasach gospodarczych orientacyjne minimalne zagęszczenie drzew dziuplastych powinno wynosić 1-3/ha w borach i borach mieszanych do 100 lat i powyżej 3-4/ha w drzewostanach ponadstuletnich. W lasach liściastych wartość ta powinna wynosić co najmniej 2-5/ha w drzewostanach do 100 lat i 4-6/ha w starszych niż 100 lat.

Podziękowania

Dziękuję dr. inż. Kamilowi Bielakowi i dr. hab. Markowi Sławskiemu za cenne uwagi do wcześniejszej wersji manuskryptu.

Literatura

- Bernadzki E. 1993. Zwiększenie różnorodności biologicznej przez zabiegi hodowlano-leśne. Sylwan 137 (3): 29-36.
- Bunnell F. L. 2013. Sustaining Cavity-using Species: Patterns of Cavity Use and Implications to Forest Management. Forestry. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/457698>
- Byk A. 2001. Próba waloryzacji drzewostanów starszych klas wieku w Puszczy Białowieskiej na podstawie struktury zgrupowań chrząszczy (Coleoptera) związanych z rozkładającym się drewnem pni martwych drzew stojących i dziupli. W: Szujecki A. [red.]. Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną. Wydawnictwo SGGW, Warszawa. 333-367.
- Campronon J., Salvanya J., Soler-Zurita J. 2008. The abundance and suitability of tree cavities and their impact on hole-nesting bird populations in beech forest of NE Iberian Peninsula. Acta Ornithologica 43 (1): 17-31.
- Carlson A., Sandström U., Olsson K. 1998. Availability and use of natural tree holes by cavity nesting birds in a Swedish deciduous forest. Ardea 86 (1): 109-118.
- Čiković D., Barišić S., Tutiš V., Kralj J. 2014. Nest site and nest-hole characteristics used by great spotted woodpeckers *Dendrocopos major* L. in Croatia. Polish Journal of Ecology 62: 349-360.
- Cockle K. L., Martin K., Wesolowski T. 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. Frontiers in Ecology and the Environment 9: 377-382.
- Czeszczewik D., Zub K., Stanski T., Sahel M., Kapusta A., Walankiewicz W. 2014. Effect of forest management on bird assemblages in the Białowieża Forest, Poland. iForest 8: 377-385.
- DeGraaf R. M., Shigo A. L. 1985. Managing Cavity Trees for Wildlife in the Northeast, USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station.
- Domingo Gomez E. 2014. Effects of tree retention on cavity-nesting birds in northern Sweden. Faculty of Forest Science. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Fiedorowicz K. 2009. Charakterystyka dziupli dzięcioła czarnego *Dryocopus martius* i ich wykorzystanie przez inne zwierzęta. Praca magisterska. Katedra Ochrony Lasu i Ekologii SGGW, Warszawa.
- Gorman G. 2004. Woodpeckers of Europe. D&N Publishing Lambourn Woodlands, Hungerford, Berkshire.
- Gorman G. 2011. The black woodpecker. Lynx Edition, Barcelona.

- Gutowski J. M., Bobiec A., Pawlaczek P., Zub K. 2004. Drugie życie drzewa. WWF Polska, Warszawa – Hajnówka.
- Haber A. 1961. Atlas ptaków leśnych. PWRiL, Warszawa.
- Instrukcja ochrony lasu. 2012. CILP, Warszawa.
- Jeleń J. 2010. Zagęszczenie oraz charakterystyka miejsc lęgowych dzięcioła czarnego *Dryocopus martius* i siniaka *Columba oenas* w Parku Mużakowskim (woj. lubuskie). Przegląd Przyrodniczy 21 (1): 65-75.
- Johnsson K., Nilsson S. G., Tjernberg M. 1993. Characteristics and utilization of old Black Woodpecker holes by hole nesting species. Ibis 135: 410-416.
- Karpińska O. 2015. Liczebność, preferencje siedliskowe oraz znaczenie dzięcioła czarnego *Dryocopus martius* w Lasach Sobiborskich. Praca magisterska. Samodzielny Zakład Zoologii Leśnej i Łowiectwa SGGW, Warszawa.
- Kenefic L. S., Nyland R. D. 2007. Cavity trees, snags and selection cuttings: A Northern Hardwood case study. North J. Appl. For. 24 (3): 192-196.
- Kosiński Z., Bilińska E., Dereziński J., Jeleń J., Kempa M. 2010. Dzięcioł czarny *Dryocopus martius* i buk *Fagus sylvatica* gatunkami zwornikowymi dla siniaka *Columba oenas* w Zachodniej Polsce. Ornis Polonica 51: 1-13.
- Kosiński Z., Kempa M. 2007. Density distribution and nest-sites selection of woodpeckers Picidae in managed forest of western Poland. Polish Journal of Ecology 55: 519-533.
- Lewis S. E. 1995. Roost fidelity for bats: A review. Journal of Mammalogy 76 (2): 481-496.
- Lonsdale D., Pautasso M., Holdenreider O. 2008. Wood-decaying fungi in the forest: conservation needs and management options. European Journal of Forest Researches 127: 1-22.
- Löhmus A. 2016. Habitat indicators for cavity-nesters: the polypore *Phellinus pini* in pine forests. Ecological Indicators 66: 275-280.
- Martin K., Eadie J. M. 1999. Nest web: A community wide approach to the management and conservation of cavity nesting birds. Forest Ecology and Management 115: 243-257.
- Mikusziński G., Gromadzki M., Chylarecki P. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. Conservation Biology 15: 208-217.
- Nilsson S. G., Baranowski R. 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-grown beech forests. Ecography 20 (5): 491-498.
- Piętka J. 2013. Czynna ochrona zagrożonych grzybów nadrzewnych w lasach. SGGW, Warszawa.
- Ranius T., Niklasson M., Berg N. 2009. Development of tree hollows in pendulate oak *Quercus robur*. Forest Ecology and Management 257: 303-310.
- Referowska-Chodak E. 2010. Ochrona różnorodności biologicznej w systemach certyfikacji FSC i PEFC a gospodarka leśna w Polsce. Leś. Pr. Bad. 71 (4): 429-439.
- Remm J., Löhmus A. 2011. Tree cavities in forests – The broad distribution pattern of a keystone structure for bio-diversity. Forest Ecology and Management 262: 579-585.
- Remm J., Löhmus A., Remm K. 2006. Tree cavities in riverine forests: What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? Forest Ecology and Management 221: 267-277.
- Remm J., Löhmus A., Rosenvald R. 2008. Density and diversity of hole-nesting passerines: dependence on the characteristics of cavities. Acta Ornithologica 43 (1): 83-91.
- Robles H., Ciudad C., Matthysen E. 2011. Tree-cavity occurrence, cavity occupation and reproductive performance of secondary cavity-nesting birds in oak forests: The role of traditional management practices. Forest Ecology and Management 261: 1428-1435.
- Ross J. 1984. Habitat management guidelines for cavity-nesting birds in Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario.
- Rowiński P. 2013. Czynniki decydujące o sukcesie lęgowym dziuplaków wtórnych w lasach pierwotnych Białowieckiego Parku Narodowego – studium porównawcze. SGGW, Warszawa.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 grudnia 2017 r. sprawie wymagań dobrej praktyki w zakresie gospodarki leśnej. 2017. Dz. U. poz. 2408.
- Ruczyński I., Nicholls B., MacLeod C. D., Racey P. A. 2010. Selection of roosting habitats by *Nyctalus noctula* and *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest – an adaptive response to forest management? Forest Ecology and Management 259: 1633-1641.
- Rykowski K., Matuszewski G., Lenart E. 1999. Ocena wpływu praktyki leśnej na różnorodność biologiczną w lasach w Europie Środkowej. IBL, Warszawa.
- Sławski M. 2011. Analiza zależności struktury lasu od wieku na przykładzie drzewostanów sosnowych. Sylwan 155 (1): 10-20.
- Sławski M. 2014. Zmiany struktury lasów w szeregu rozwojowym drzewostanów sosnowych zagospodarowanych sposobem zrębowym. SGGW, Warszawa.
- Walankiewicz W., Czeszczewik D., Mitrus C., Bida E. 2002. Znaczenie martwych drzew dla zespołu dzięciołów w lasach liściastych Puszczy Białowieżskiej. Notatki Ornitologiczne 43 (2): 61-72.
- Walankiewicz W., Czeszczewik D., Stański T., Sahel M., Ruczyński I. 2014. Tree Cavity Resources in Spruce-Pine Managed and Protected Stands of the Białowieża Forest, Poland. Natural Areas Journal 34 (4): 423-428.

- Wesołowski T. 1989. Nest-sites of hole nesters in a primaeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). *Acta Ornithologica* 25: 321-351.
- Wesołowski T. 2011. 'Lifespan' of woodpecker-made holes in a primeval temperate forest: a thirty year study. *Forest Ecology and Management* 262: 1846-1852.
- Wesołowski T. 2012. 'Lifespan' of non-excavated holes in a primeval temperate forest: a 30 year study. *Biological Conservation* 153: 118-126.
- Wysocki D. 1997. Ugrupowania ptaków lęgowych buczyn pomorskich pod Szczecinem. *Notatki Ornitologiczne* 38 (4): 273-289.
- Zahner V., Sikora L., Pasinelli G. 2012. Heart rot as a key factor for cavity tree selection in the black woodpecker. *Forest Ecology and Management* 271: 98-103.
- Zasady hodowli lasu. 2012. CILP, Warszawa.
- Zawadzka D. 2017. Fauna Polski. Ptaki. OW Multico, Warszawa.
- Zawadzka D., Drozdowski S., Zawadzki G., Zawadzki J. 2016. The availability of cavity trees along an age gradient in fresh pine forest. *Silva Fennica* 50 (3), id 1441.13p. [http:// dx.doi.org/10.14214/sf.1441](http://dx.doi.org/10.14214/sf.1441)
- Zawadzka D., Zawadzki G. 2017. Charakterystyka drzew gniazdowych dzięcioła czarnego w Puszczy Augustowskiej. *Sylwan* 161 (12): 1002-1009.
- Zawadzka D., Zawadzki J. 2006. Ptaki jako gatunki wskaźnikowe różnorodności biologicznej i stopnia naturalności lasów. *Studia i Materiały CEPL* 14: 249-262.