

Puszcza Białowieża – obiekt światowego dziedzictwa UNESCO – priorytety ochronne

The Białowieża Forest – a UNESCO Natural Heritage Site – protection priorities

Anna Kujawa^{1*}, Anna Orczewska², Michał Falkowski³, Małgorzata Blicharska⁴, Adam Bohdan⁵, Lech Buchholz⁶,
Przemysław Chylarecki⁷, Jerzy M. Gutowski⁸, Małgorzata Latalowa⁹, Robert W. Mysłajek¹⁰, Sabina Nowak¹¹,
Wiesław Walankiewicz¹², Anna Zalewska¹³

¹Institut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, ul. Bukowska 19, 60-809 Poznań;

²Uniwersytet Śląski, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Katedra Ekologii, ul. Bankowa 9, 40-007 Katowice;

³Mazowiecko-Świętokrzyskie Towarzystwo Ornitologiczne, ul. Radomska 7, 26–760 Pionki; ⁴Uppsala University, Department of Earth Sciences, Villavägen 16, 75 236 Uppsala, Sweden; ⁵Fundacja „Dzika Polska”, ul. Petofiego 7 lok. 18, 01-917 Warszawa;

⁶Polskie Towarzystwo Entomologiczne, ul. Dąbrowskiego 159, 60-594 Poznań; ⁷Muzeum i Instytut Zoologii PAN, ul. Wilcza 64, 00-679 Warszawa; ⁸Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Lasów Naturalnych, Park Dyrekcyjny 6, 17–230 Białowieża;

⁹Uniwersytet Gdański, Katedra Ekologii Roślin, Pracownia Paleoekologii i Archeobotaniki, ul. Wita Stwosza 59, 80-308 Gdańsk;

¹⁰Uniwersytet Warszawski, Wydział Biologii, Instytut Genetyki i Biotechnologii, ul. Pawińskiego 5a, 02-106 Warszawa;

¹¹Stowarzyszenie dla Natury „Wilk”, Twardorzeczka 229, 34-324 Lipowa, ¹²Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny w Siedlcach, Katedra Zoologii, ul. Prusa 12, 08-110 Siedlce; ¹³Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Biologii i Biotechnologii, Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, pl. Łódzki 1, 10-727 Olsztyn

*Tel. +48 65 5134253, e-mail: anna.kujawa@isrl.poznan.pl

Abstract. Despite the fact that only parts of the Białowieża Forest are protected as a national park and nature reserves, the forest is nevertheless as a whole considered a UNESCO Natural Heritage Site, Biosphere Reserve and an integrated Natura 2000 site. In the presently ongoing debate on the conservation priorities regarding the natural value of this forest and the current bark beetle outbreak, two distinct approaches can be recognized: (1) management assumed to involve considerable interference with the forest ecosystems; (2) maintenance of ecological processes and spontaneous restoration of the forest communities. The Białowieża Forest – especially its strictly protected parts – is a “bastion” where species characteristic of ancient forests (including so-called primeval forest relicts) have survived until today. This has been achieved by maintaining the forest’s complexity in areas with considerably reduced human influence, but most of all by maintaining a full spectrum of forest communities, naturally developing forests diverse in age, species composition and spatial structure including stand dieback and breakdown. The following factors need to be taken into account in the protection of the Natural Heritage Site: (1) the internationally recognized value of the Białowieża Forest including its biodiversity, the level of preservation of forest communities and the ongoing natural processes; (2) existing documents and policies concerning nature conservation; (3) research findings from the Białowieża Forest and other natural forest complexes. The key priority is to limit any activities in this forest to an indispensable minimum, mostly concerning security close to roads and tourist tracks as well as collection of fire wood by locals. Without this strict protection, successive and slow anthropogenic transformation will result in the Białowieża Forest sharing the same fate as other forest complexes of the temperate climate zone in Europe or America and lose its globally appreciated value.

Keywords: natural forests, nature protection, biodiversity, natural ecological processes, forest management

1. Wstęp

Puszcza Białowieża (PB) to zwarty kompleks leśny na granicy Polski i Białorusi. Część białoruska chroniona jest w całości jako park narodowy. Część polska obejmuje 62 tys. ha, z czego 10,5 tys. ha stanowi obszar Białowieżskiego Parku

Narodowego (BPN), 12 tys. ha to sieć rezerwatów przyrody, a pozostała część – 39,5 tys. ha – jest użytkowana gospodarczo (Wesołowski et al. 2016).

Indywidualność przyrodnicza PB, jej unikalność z punktu widzenia zachowania bioróżnorodności, reprezentatywny przykład trwających tu procesów ekologicznych i biologicz-

Wpłynęło: 1.08.2016 r., zrecenzowano: 3.08.2016 r., zaakceptowano: 12.08.2016 r.

nych istotnych w ewolucji i rozwoju naturalnych ekosystemów oraz niemierzalna wartość naukowa zyskały uznanie na arenie międzynarodowej. Jako pierwszy w Europie obiekt transgraniczny (polsko-białoruski) została wpisana na „Listę Światowego Dziedzictwa UNESCO” (początkowo po stronie polskiej obejmujący tylko BPN). W roku 2014, na wspólny wniosek Polski i Białorusi, obszar całej Puszczy został uznany za przyrodniczy obiekt światowego dziedzictwa UNESCO na podstawie kryterium IX i X. W granicach wpisu nie znalazły się jedynie jej obrzeża w bezpośrednim sąsiedztwie Hajnówki i wsi zlokalizowanych wzdłuż zachodniej granicy lasu (Polski Komitet ds. UNESCO 2016a).

W ramach programu UNESCO MAB (Man and Biosphere/Człowiek i biosfera) PB umieszczona została na liście rezerwatów biosfery jako Rezerwat Biosfery Białowieża. Zgodnie z artykułem 4. „Ramowego statutu światowej sieci rezerwatów biosfery” taki rezerwat obejmuje mozaikę ekosystemów reprezentatywnych dla głównych biomów danego kraju. Celem jego powstania jest stworzenie miejsc ochrony, obserwacji i badań. W ramach każdego rezerwatu wyróżnia się trzy strefy: centralną (core zone), buforową (buffer zone), czyli zabezpieczającą oraz przejściową (transition zone) (Battisse 1982; UNESCO 1984; Denisiuk, Witkowski 1990; Polski Komitet ds. UNESCO 2016b). Rezerwat Biosfery Białowieża z chwilą utworzenia w 1976 r. obejmował jedynie BPN. Od 2005 r. w jego skład wchodzi obszary nadleśnictw: Białowieża, Browski i Hajnówka oraz częściowo lub w całości tereny gmin: Białowieża, Hajnówka, Dubicze Cerkiewne, Narew, Kleszczele, Narewka i Czeremcha. Oprócz tego cała Puszcza stanowi zintegrowany obszar specjalnej ochrony ptaków i siedlisk Natura 2000 (PLC200004) (Rozporządzenie 2011), międzynarodową ostoję ptaków IBA (Important Bird Areas) (PL046) (BirdLife International 2016), Obszar Chronionego Krajobrazu (prawie w całości) (Rozporządzenie 2005) oraz Leśny Kompleks Promocyjny „Puszcza Białowieża” (bez terenu BPN) (Zarządzenie 1994).

Na przełomie lat 2015/2016 odżyły w Polsce wieloletnie spory pomiędzy zwolennikami realizowania zasad współczesnej gospodarki leśnej w zagospodarowanej części Puszczy Białowieżskiej¹ a zwolennikami priorytetowego traktowania naturalnych procesów przyrodniczych zachodzących w ekosystemach leśnych i ich ochrony (Wesołowski et al. 2016). Spór o zakres i sposoby ochrony lasów PB trwa już od dawna, a po raz pierwszy przybrał na sile na początku lat 90. ubiegłego wieku (Szujecki 2008; Blicharska, Angelstam 2010). Istota sporu leży w odmiennym rozumieniu tego, czym jest las, przeciwstawnych spojrzeniach na to jak oceniać i chronić wartość przyrodniczą Puszczy oraz na to jaka ma być teraz i w przyszłości. Leśnicy, odpowiedzialni za zagospodarowaną część PB, oraz niektórzy związani z nimi naukowcy uważają, że dla przetrwania puszczańskich lasów konieczna jest ingerencja człowieka. Dla odmiany większość naukowców (głównie biologów i niektórych leśników) oraz przedstawi-

ciele wielu organizacji pozarządowych postulują, że powinno się pozwolić ekosystemom leśnym Puszczy rozwijać spontanicznie, minimalizując gospodarkę człowieka (m.in. Blicharska, Van Herzele 2015; Blicharska et al. 2016; Wesołowski et al. 2016).

Celem niniejszego artykułu jest przedstawienie wartości przyrodniczej PB i określenie jej priorytetów ochronnych na podstawie danych naukowych oraz w świetle obowiązujących dokumentów i aktów prawnych dotyczących ochrony tego terenu.

2. Historia Puszczy Białowieżskiej

Dzisiejsza szata leśna PB jest wynikiem procesów ekologicznych, które kształtowały ją od początku holocenu, a więc od prawie 12 tysięcy lat. Przebieg kolejnych etapów rozwoju roślinności wypełniał tu wzorzec typowy dla północnych regionów Europy środkowo-wschodniej, który we wczesnym holocenie obejmował pionierskie lasy sosnowo-brzozowe, a następnie ekspansję wiązu około 11 300 i leszczyny około 10 500 lat temu, rozwój wielogatunkowych, mieszanych lasów liściastych w okresie 9300–3800 lat temu oraz kształtowanie się zbiorowisk w typie grądu z dominacją grabu od około 3800 lat temu. Głównym czynnikiem, który inicjował poszczególne etapy przemian zbiorowisk roślinnych, był klimat. Dopiero ekspansja świerka, która rozpoczęła się tu późno, bo około 1500 lat temu, była najprawdopodobniej skutkiem skojarzonych ze sobą wcześniejszych zaburzeń związanych z osadnictwem okresu wpływów rzymskich oraz zmian klimatu (Zimny 2014; Latałowa et al. 2016).

Badania palinologiczne, oferując wgląd w długoterminową dynamikę zbiorowisk leśnych, pozwalają nie tylko na ocenę obserwowanych współcześnie procesów ekologicznych we właściwej dla nich perspektywie, lecz także dostarczają podstaw do przewidywania możliwych scenariuszy dalszych zmian sukcesyjnych w warunkach zmieniającego się klimatu. W PB w ostatnim okresie najbardziej istotnym czynnikiem jest spadek poziomu wód gruntowych, który powoduje przekształcenia praktycznie na wszystkich siedliskach puszczańskich (Pierzgalski et al. 2002). Szczególnie spektakularny charakter ma proces wypadania świerka, który w warunkach powtarzających się, długotrwałych susz jest atakowany przez kornika drukarza (Keczyński 2002). Dane palinologiczne wskazują, że w ostatnim tysiącleciu liczebność populacji świerka w Puszczy podlegała znaczącym długo- i krótkookresowym fluktuacjom (Latałowa et al. 2016). Mechanizmy ekologiczne ekspansji i redukcji populacji świerka na różnych siedliskach w wyniku rozmaitych form gospodarki leśnej, przyziemnych pożarów i nadmiernej presji roślinożerców, a także spadku poziomu wody na siedliskach hydrogenicznych były dyskutowane przez wielu autorów (m.in. Faliński 1986; Keczyński 2005, 2007; Czerepko 2008; Kuijper et al. 2010; Niklasson et al. 2010; Bobiec 2012; Bobiec, Bobiec 2012). Można także przypuszczać, że jedną z przyczyn nawracających, ostrych spadków liczebności jego populacji odzwierciedlonych w danych pyłkowych (Latałowa

¹ W artykule opisano sytuację w polskiej części Puszczy Białowieżskiej, stanowiącej około 42% całej Puszczy (pozostałe 58% znajduje się na Białorusi)

wa et al. 2016) były gradacje kornika. Historia świerka w PB wskazuje, że przetrwał on w dobrej kondycji zarówno okresy suszy, jak i niekorzystne oddziaływanie innych czynników ekologicznych, pozostając jednym z głównych gatunków lasotwórczych. Zapewne duże znaczenie w wysokiej zdolności odbudowy populacji miała jego szeroka skala fitocenotyczna na tym obszarze (Faliński 1986; Sokołowski 2004), która powinna stanowić pozytywny element także w prognozach dotyczących możliwości przetrwania obecnej i przyszłych gradacji kornika.

Puszcza nie uniknęła eksploatacji gospodarczej w przeszłości (Faliński 1986; Samojlik 2010; Samojlik et al. 2013), jednak ocena oparta na udziale palinologicznych wskaźników działalności człowieka jednoznacznie wskazuje, że skala przekształceń antropogenicznych, zarówno w prehistorii, jak i w okresie historycznym, była tu stosunkowo niewielka (Latałowa et al. 2015, 2016). Było to możliwe dzięki słabo rozwiniętej sieci osadniczej, praktycznie we wszystkich okresach pradziejów (Wawrusiewicz 2011; Jaskanis 2012), a także w średniowieczu i czasach nowożytnych (Mikusinska et al. 2013; Samojlik et al. 2013). Utrzymywanie specjalnego statusu PB jako dóbr królewskich (od XV w.) dodatkowo ograniczało możliwość ekspansji rolnictwa na tym terenie (Samojlik et al. 2013). Porównanie udziału pyłku roślin uprawnych i roślin charakterystycznych dla siedlisk zmienionych przez działalność człowieka, w diagramach ze stanowisk w PB oraz innych stanowisk w północnej Polsce (Latałowa et al. 2016), wskazuje na ogromną odrębność materiału białowieskiego, którego cechą charakterystyczną jest nie tylko znacznie mniejszy udział taksonów typowych dla siedlisk antropogenicznych, lecz przede wszystkim znikoma obecność wskaźników rolnictwa. Tłumaczy to wyjątkowy, w znacznym stopniu naturalny, stan zbiorowisk leśnych dzisiejszej PB. Pozyskiwanie i przetwórstwo surowców leśnych oraz wypas, które stanowiły główne formy użytkowania Puszczy w przeszłości (Hedemann 1939; Samojlik 2010; Samojlik et al. 2016), w znacznym stopniu umożliwiały zachowanie ciągłości siedlisk leśnych i sprawne procesy naturalnej regeneracji drzewostanów. Był to główny czynnik, który sprawił, że obecnie występują tu najlepiej zachowane fragmenty lasów liściastych i mieszanych w skali Nizy Europejskiego, dzięki którym PB uzyskała status przyrodniczego obiektu światowego dziedzictwa UNESCO.

3. Ochrona przyrody w Puszczy Białowieskiej – stan aktualny i współczesne zagrożenia

Przyroda Puszczy chroniona jest na mocy obowiązujących rozporządzeń dotyczących ochrony gatunkowej roślin, zwierząt i grzybów oraz dokumentów planistycznych zawierających zadania ochronne dla BPN, rezerwatów oraz siedlisk i gatunków podlegających ochronie na obszarze Natura 2000 obejmującym całą Puszcze. Ponadto zalecenia i priorytety ochronne dla tego obszaru znajdują się w programie gospodarczo-ochronnym Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Puszcza Białowieska” na lata 2012–2021 (RDLP 2011)

oraz we wniosku renomacyjnym do UNESCO w sprawie uznania obszaru całej PB za obiekt dziedzictwa ludzkości (Krzyściak-Kosińska et al. 2012). Nieformalne zalecenia znajdują się także w pakiecie projektów ustaw o utworzeniu parku narodowego na obszarze całej Puszczy, przygotowanym przez zespół Prezydenta Rzeczypospolitej Polskiej do opracowania projektu ustawy regulującej status dziedzictwa przyrodniczego i kulturowego Puszczy Białowieskiej (Projekty ustaw 2006). Podkreślić należy to, że kryteria na podstawie których Puszcza została uznana za obiekt światowego dziedzictwa UNESCO wyraźnie określają priorytety – ochronę spontanicznych procesów przyrodniczych zachodzących w siedliskach reprezentatywnych dla ochrony różnorodności biologicznej *in situ* (Polski Komitet ds. UNESCO 2016a).

Lasy Puszczy, choć nie są pierwotne (kategoria określająca ekosystemy, które nigdy nie podlegały ingerencji człowieka), pozostają jednak najlepiej zachowanymi na Nizie Europejskiej. Z tego powodu toczące się w nich spontaniczne procesy ekologiczne, będące wypadkową wielu czynników działających w skali globalnej, regionalnej i lokalnej (tj. zmian klimatycznych, zmian reżimu wodnego, depozycji związków azotu, wahań liczebności populacji wielkich roślinożerców, a w lasach gospodarczych także zaniechania wypasu bydła, etc.), powinny zostać uznane za priorytetowe w stosunku do funkcji gospodarczych tych lasów. Podnoszone często argumenty o rzekomej szkodliwości ochrony ścisłej, trwającej tu od ponad 90 lat, dla różnorodności biotycznej lasów BPN (Brzeziecki et al. 2016), mają trzy zasadnicze słabe punkty. Po pierwsze, co podkreślają Jaroszewicz i in. (2016), są oparte na obserwacjach prowadzonych na powierzchni zaledwie 15,4 ha, w różnych typach zbiorowisk leśnych, o zróżnicowanych warunkach hydrologicznych i edaficznych, gdzie dynamika populacji gatunków drzewiastych operuje w różnych skalach. A zatem zaobserwowane przez Brzezieckiego i in. (2016) procesy demograficzne u drzew, z uwagi na ich skalę przestrzenną i czasową, nie są w wystarczającym stopniu reprezentatywne dla lasów całej PB. Po drugie badania te ignorują wagę i absolutną wyjątkowość możliwości rejestrowania przebiegu naturalnych procesów ekologicznych w warunkach niezaburzonych przez gospodarkę leśną, jaką zapewnia jedynie ochrona ścisła. Obserwując kierunki i tempo przebiegu naturalnych procesów ekologicznych, nie należy ich wartościować. Nieuprawnione są więc tezy, jakoby długofalowa ochrona ścisła była niekorzystna dla przyrody, gdyż prowadzi do spadku różnorodności biologicznej (Brzeziecki et al. 2016). Z ekologicznego punktu widzenia, obserwowany w ostatnim okresie spadek udziału liczbowego niektórych gatunków drzewiastych (np. dębu, świerka, osiki, brzozy, sosny czy jesionu) jest efektem różnych czynników naturalnych, m.in. większej presji roślinożerców, rosnącej eutrofizacji, ocieplenia klimatu, obniżenia poziomu wód gruntowych, rozwoju patogenów, czy wreszcie efektu sukcesji wtórnej, a nie negatywnym skutkiem ochrony ścisłej. Reakcja poszczególnych gatunków jest efektem działania konkurencji, która w warunkach oddziaływania określonych czynników sprawia, że faworyzowane są jedne gatunki kosztem innych. Wartością samą w sobie jest możliwość śledzenia tych procesów,

a Puszcza Białowieska jest najbardziej odpowiednim do tego obiektem na Niżu Europejskim. Stwierdzenia pojawiające się w publikacjach naukowych, podkreślające wielkie znaczenie gospodarki leśnej dla utrzymania różnorodności biologicznej (Brzeziecki et al. 2016), są wyrazem niezrozumienia lub też ignorowania kluczowej wartości PB, określonej w kryterium IX UNESCO. Kryterium to mówi o wysokim stopniu naturalności lasów i konieczności ochrony naturalnych procesów przyrodniczych, czemu towarzyszyć powinno ograniczenie ingerencji człowieka do minimum. Stwierdzenia te mogą być także, jak pisze Weiner (2016), „formą zakwestionowania poglądu, że istnienie naturalnego ekosystemu leśnego stanowi bezcenną wartość, godną ochrony” i przejawem „głębokiego kryzysu wartości”. Trzecią słabością, przywołanego wcześniej argumentu o rzekomej szkodliwości ochrony ścisłej, jest utożsamianie obserwowanych w lasach rezerwatu ścisłego procesów demograficznych u gatunków drzewiastych, tj. spadku liczebności populacji wspomnianych wyżej gatunków połączonego z ekspansją innych, głównie grabu i lipy, z procesem homogenizacji zbiorowisk leśnych PB (Drozdowski et al. 2012; Brzeziecki et al. 2016). W ostatnich latach termin „homogenizacja” jest często przywoływany (m.in. McKinney, Lockwood 1999; Olden et al. 2004; Naaf, Wulf 2010). Niemniej jednak badania prowadzone w lasach gospodarczych Puszczy Białowieskiej (Drozdowski et al. 2012), na co zwracają uwagę Jaroszewicz i in. (2016), jednoznacznie dowodzą, że wśród gatunków drzewiastych obserwuje się tam te same tendencje dynamiczne, co w lasach rezerwatu ścisłego. Autorzy tych badań twierdzą, że „proces homogenizacji zbiorowisk leśnych w starodrzewach zagospodarowanej części PB nie jest jeszcze aż tak zaawansowany jak w Rezerwacie Ścisłym BPN”. Jest tak, co sami podkreślają, dzięki „prowadzonym zabiegom hodowlanym (prace odnowieniowe, pielęgnacja zapasu i regulacja struktury), w których poprawiano warunki wzrostu m.in. gatunkom zagrożonym, a tym samym promowano zachowanie dużej różnorodności gatunkowej tych drzewostanów, która warunkuje ich wysokie walory przyrodnicze”. Według Drozdowskiego i in. (2012) większe bogactwo gatunkowe w drzewostanach lasów gospodarczych, w stosunku do lasów uwolnionych od presji człowieka, było zatem efektem sztucznych zabiegów. To zaś wpisuje się w znaną w ekologii hipotezę średnich zaburzeń (ang. intermediate disturbance hypothesis), opisaną przez Connella (1978). Zgodnie z nią, zaburzenia na średnim poziomie maksymalizują bogactwo gatunkowe, które spada zarówno w warunkach wolnych od zaburzeń, jak i w sytuacji kiedy zaburzenia są bardzo intensywne. Wzrost bogactwa gatunkowego nie jest walorem samym w sobie, albowiem w tym konkretnym przypadku często wiąże się z obecnością gatunków światłolubnych, typowych dla wczesnych faz rozwojowych lasu (np. brzozy i osiki), które w dojrzałym ekosystemie leśnym zastępowane są przez gatunki cienioznośne. Natomiast, zaburzenia mogą się przyczynić do wnikania do lasu gatunków obcych, w tym gatunków o cechach inwazyjnych (Catford et al. 2012), co stanowi zagrożenie dla całego kompleksu leśnego. Mniejsze bogactwo gatunkowe lasów wolnych od gospodarki leśnej, w stosunku do lasów pozostających

pod jej silnym wpływem, jest częstym zjawiskiem, albowiem to właśnie zaburzenia i gospodarka leśna powodują wzrost liczby gatunków, np. gatunków pojawiających się efemerycznie w runie leśnym. Z tych powodów całkowita liczba gatunków nie jest wystarczająco obiektywnym, a przynajmniej nie jest jedynym wskaźnikiem waloru przyrodniczego lasu, ponieważ często świadczy przede wszystkim o obecności zaburzeń działających w lokalnym środowisku (Boch et al. 2013). Warto podkreślić, że opisany wyżej efekt łatwo jest zaobserwować w przypadku lasów o niewielkiej powierzchni. Jeżeli weźmie się jednak pod uwagę większą skalę – krajobrazu – okazuje się, że liczba gatunków niekoniecznie musi być mniejsza, niż w lasach gospodarczych. Poszczególne gatunki mają często niższą liczebność, ale ogólne bogactwo gatunkowe jest większe. Niestety trudno znaleźć twarde dane na ten temat, bo poza Puszcza Białowieską w Europie brakuje odpowiednio dużych obszarów lasów niezaburzonych gospodarką leśną, nadających się do przeprowadzenia odpowiednich badań.

4. Ocena stanu zachowania siedlisk Natura 2000 na terenie Puszczy Białowieskiej i zalecenia ochronne

Zgodnie ze standardowym formularzem danych dla obszaru „Natura 2000 Puszcza Białowieska”, przedmiotem ochrony jest tu 10 siedlisk przyrodniczych, w tym 5 nieleśnych i 5 leśnych (tab. 1). Te ostatnie stanowią 67,53% powierzchni liczącego 63 147,58 ha obszaru Natura 2000 utworzonego w kompleksie, w którym jest najlepiej zachowana i bardziej stabilna niż w innych regionach, roślinność leśna posiadająca cechy zbiorowisk pierwotnych (Matuszkiewicz 2007a). Dominują tu grądy (91F0), które pokrywają 39 814,56 ha, co stanowi 91,54% ogólnej powierzchni siedlisk przyrodniczych. Stopień zachowania ich struktury (stanu wykształcenia) i funkcji (stadium dynamiczne i tendencje rozwojowe zbiorowiska roślinnego) oraz możliwości odtworzenia, oceniono jako doskonały (SDF 2014). Podobną wartość otrzymały lasy łęgowe (91E0) i (91F0) (tab. 1). Należy jednak wyraźnie podkreślić, że w przypadku grądów istnieją znaczne różnice pomiędzy fitocenozami występującymi w BPN i rezerwach przyrody, a tymi w lasach gospodarczych. W tych ostatnich widoczne jest większe zróżnicowanie roślinności rzeczywistej, związane z obecnością gatunków porębowych oraz różnowiekowych faz odnowienia lasu (Kwiatkowski 1994). Duże różnice w stosunku do BPN dotyczą struktury wiekowej drzewostanów, udziału gatunków liściastych, zasobów martwego drewna i biomasy. Różnice pomiędzy grądami dotyczą także obiegu biogeochemicznego. W lasach gospodarczych następuje jego zakłócenie na skutek zmian w składzie gatunkowym drzewostanów (dominacja świerka), zaznacza się stała utrata składników mineralnych spowodowana wywozem drewna, następują zmiany w retencji wodnej oraz zwiększa się spływ powierzchniowy na zrębach (Kwiatkowski 1994). Na terenie BPN według Matuszkiewicza (2007b), większość drzewostanów weszła w stadium rozpadu, co

wywołuje naturalną fluktuację w grądach, polegającą na łączeniu się małopowierzchniowych procesów regeneracji i degeneracji związanych z powalami drzew i wykrotami. Powolne zmiany zachodzące w drzewostanach BPN polegają na nasilaniu się dominacji lipy i grabu, przy ograniczaniu udziału innych gatunków, zwłaszcza świerka, brzozy i osiki (Matuszkiewicz 2007b).

Zgodnie z planem zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004 (Zarządzenie 2015) jako zadania ochronne ustanowiono m.in. wyłączenie z działań gospodarczych drzewostanów dla siedlisk 91D0 i 91E0 oraz w przypadku 9170 wszystkich drzewostanów z ponad 10% udziałem drzew ponad stuletnich (tab. 2). Na uwagę zasługuje fakt, że w odniesieniu do nieleśnych siedlisk przyrodniczych (z wyjątkiem 3150), jako jedyne działanie ustalono uzupełnienie stanu wiedzy poprzez wykonanie inwentaryzacji przyrodniczej, której celem jest wykrycie wszystkich płątów i przeprowadzenia oceny stanu ich zachowania według metodyki Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska.

Zakwalifikowanie działań jako zagrożeń potencjalnych (tab. 2), a nie jako istniejących, wynika prawdopodobnie ze stanowiska ministra środowiska z 13 sierpnia 2015 roku (pismo znak: DP-074-60/30110/15/JJ), zgodnie z którym podstawowym sposobem ochrony siedlisk w obszarach Natura 2000 jest zrównoważone użytkowanie zasobów przyrodniczych. Jedynie niewłaściwie prowadzona gospodarka leśna może stanowić zagrożenie dla przedmiotów ochrony, natomiast, jeżeli obecnie gospodarka leśna, co do zasady, prowadzona jest prawidłowo, zagrożenie może być zakwalifikowane wyłącznie jako potencjalne.

Zalecenia, dotyczące większości leśnych siedlisk przyrodniczych (czyli zbiorowisk łągowych, grądowych, borów i lasów bagiennych) niezmiennych znacznie w wyniku gospodarki leśnej, jednoznacznie wskazują na konieczność wyłączenia ich z gospodarki, a w przypadku drzewostanów przekształconych (na siedliskach grądowych) – na stopniową ich przebudowę w celu dostosowania składu gatunkowego do zgodnego z siedliskiem.

5. Różnorodność gatunkowa w Puszczy Białowieskiej – wybrane przykłady

Puszcza Białowieska jest „gorącym punktem” różnorodności gatunkowej Polski (Jaroszewicz 2010). Mozaikowość i zróżnicowanie siedliskowe, obecność starych, w tym zamierających, dziuplastych drzew i duża ilość martwego drewna, stwarzają warunki do życia wielu gatunkom, w tym także takim, które uznawane są za relikty starych, puszczańskich lasów. Niektóre z nich zachowały się tylko w PB. Nie sposób wyczerpująco opisać różnorodności biotycznej PB, dlatego poniżej omówiono jedynie wybrane grupy organizmów.

5.1. Grzyby wielkoowocnikowe

Różnorodność gatunkowa grzybów wielkoowocnikowych na terenie PB jest poznana w sposób bardzo zróżnicowa-

ny. Najlepiej zbadany jest teren BPN, w którym w latach 1987–1991 realizowany był projekt CRYPTO. W badaniach tych, w jednym oddziale leśnym (nr 256) stwierdzono 913 gatunków makrogrzybów (Faliński, Mułenko 1997). Danych do poznania różnorodności gatunkowej Puszczy (w tym głównie terenu BPN) dostarczały badania wielu mykologów, m.in. Piláta (1950); Nespiaka (1959); Orłósia (1960); Skirgiełło (1960, 1998); Domańskiego (1967); Bujakiewicz (1994) oraz Karasińskiego i in. (2009). Dane te częściowo podsumowano w operacie mykologicznym do planu ochrony BPN (Karasiński et al. 2010). Poza BPN badania prowadzone były w sposób bardzo wybiórczy i dotyczyły głównie rezerwatów (Bujakiewicz 2002, 2003; Bujakiewicz, Kujawa 2010). Najpełniej na obszarze całej Puszczy poznane są grzyby poliporoidalne (Niemelä 2013, Karasiński, Wołkowycki 2015). Dotychczas stwierdzono tu około 1850 gatunków makrogrzybów (Kujawa, niepubl.), czyli 43% wszystkich gatunków znanych z terenu Polski. Ponad połowa z nich (933) to gatunki rzadkie (z czerwonej listy lub nieumieszczone na niej, ale znane z 1–3 stanowisk w Polsce, lub znalezione w Polsce w ostatnich latach – nieujęte na listach krytycznych) i/lub chronione. W tej grupie niemal 200 to gatunki nieznanne z innych stanowisk w Polsce (Kujawa, niepubl.). O potencjalnej, dużo bogatszej mykobioocie świadczą coroczne doniesienia o nowych gatunkach makrogrzybów stwierdzanych w Puszczy podczas kilku dni przygotowywania cyklicznej wystawy grzybów w Białowieży (m.in. Szczepkowski et al. 2008, 2011; Gierczyk et al. 2013, 2014, 2015).

Wśród lasów europejskich PB wyróżnia się bogactwem gatunkowym grzybów poliporoidalnych. Na 394 gatunki z tej grupy, znane w Europie, aż 210 stwierdzono w PB. To jednocześnie niemal 90% gatunków tej grupy grzybów znanych w Polsce (Karasiński, Wołkowycki 2015).

Powyższe dane świadczą o unikatowości Puszczy. Jednocześnie koncentracja wielu stanowisk, szczególnie grzybów związanych z zamierającymi drzewami i martwym drewnem, na terenach objętych ochroną ścisłą (przede wszystkim w BPN), jest dowodem skuteczności ochrony biernej ekosystemów leśnych dla zachowania wysokiej różnorodności gatunków grzybów związanych z lasami. Dotyczy to w szczególności gatunków hemerofobnych, wrażliwych na zmiany w ekosystemach spowodowane gospodarką człowieka. Konieczne są dalsze badania stanu różnorodności gatunkowej grzybów wielkoowocnikowych Puszczy.

5.2. Grzyby zlichenizowane (porosty)

Biota grzybów zlichenizowanych PB została stosunkowo dobrze poznana. Danych dostarczyły liczne badania, których początki sięgają XIX wieku. Podsumowanie wcześniejszych opracowań (m.in. Błoński 1888; Krawiec 1938; Leczewicz 1954; Rydzak 1961) oraz szerokie informacje o rozmieszczeniu i preferencjach ekologicznych 309 gatunków porostów występujących w PB, zawiera praca Cieślińskiego i Tobolewskiego (1988). Najpełniej scharakteryzowaną pod względem ekologicznym biotę grzybów zlichenizowanych posiada powierzchnia badawcza V-100 Projektu CRYPTO w BPN

Tabela 1. Wykaz siedlisk przyrodniczych będących przedmiotami ochrony wg standardowego formularza danych dla obszaru Natura 2000 Puszcza Białowiecka (SDF 2014)

Table 1. List of natural habitats which are the objects of protection according to the Standard Data Form for the Natura 2000 the Białowieża Forest

Lp. No	Kod siedliska Habitat code	Nazwa siedliska Habitat name	Stan zachowania State of preservation	Powierzchnia siedliska [ha] / udział w ogólnej powierzchni obszaru [%] Habitat area [ha] / share in the total Natura 2000 area [%]
Siedliska nieleśne Non-forest habitats				
1.	3150	starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z <i>Nympheion</i>, <i>Potamion</i> natural eutrophic lakes with <i>Magnopotamion</i> or <i>Hydrocharition</i> - type vegetation	C	12,63 / 0,02
2.	6230	ciepłolubne, śródłądowe murawy napiaskowe (<i>Koelerion glaucae</i>) species-rich <i>Nardus</i> grasslands, on silicious substrates in mountain areas (and submountain areas in Continental Europe)	B	132,61 / 0,21
3.	6510	niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (<i>Arrhenatherion elatioris</i>) lowland hay meadows (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	B	524,13 / 0,83
4.	7140	torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z <i>Scheuchzeria-Caricetea nigrae</i>) transition mires and quaking bogs	B	18,94 / 0,03
5.	7230	górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze mlak, turzycowisk i mechowisk alkaline fens	C	157,87 / 0,25
Razem: In total:				849,18 / 1,34
Siedliska leśne Forest habitats				
6.	9170	grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (<i>Galio-Carpinetum</i>, <i>Tilio-Carpinetum</i>) <i>Galio-Carpinetum</i> and <i>Tilio-Carpinetum</i> oak-hornbeam forests	A	39 814,56 / 63,05
7.	91D0	bory i lasy bagienne (<i>Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis</i>, <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>, <i>Pino mugo-Sphagnetum</i>, <i>Sphagno girgensohnii-Piceetum</i>) i brzoźowo-sosnowe bagienne lasy borealne bog woodland	B	2 746,92 / 4,35
8.	91E0	łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (<i>Salicetum albo-fragilis</i>, <i>Populetum albae</i>, <i>Alnenion glutinoso-incanae</i>) i olsy źródliskowe alluvial forests with <i>Alnus glutinosa</i> and <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	A	12,63 / 0,02
9.	91F0	łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (<i>Ficario-Ulmetum</i>) riparian mixed forests of <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> and <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> or <i>Fraxinus angustifolia</i> , along the great rivers (<i>Ulmion minoris</i>)	A	63,15 / 0,10
10.	91I0	ciepłolubne dąbrowy (<i>Quercetalia pubescenti-petraeae</i>) <i>Euro-Siberian</i> steppic woods with <i>Quercus</i> spp.	C	6,31 / 0,01
Razem: In total:				42 643,57 / 67,53
Ogółem siedliska przyrodnicze: Natural habitats in total:				43 492,75 / 68,87

Objaśnienia: A – doskonały, B – dobry, C – średni lub zdegradowany

Explanations: A – excellent, B – good, C – medium or degraded

Tabela 2. Wybrane zadania ochronne wynikające z planu zadań ochronnych dla leśnych siedlisk przyrodniczych oraz zidentyfikowane zagrożenia

Table 2. Selected conservation activities resulting from the plan of protection tasks for forest habitats and identified threats

Kod siedliska Habitat code	Zadania ochronne Protection tasks	Zagrożenia potencjalne* Potential threats*
9170	<p>wylączenie z działań gospodarczych wszystkich drzewostanów z gatunkiem w składzie 10% w wieku 100 lat i więcej na siedlisku grądu subkontynentalnego exclusion from the economic use all forest stands with the species in the composition of 10% at the age of 100 years or more on the habitat of oak-hornbeam subcontinental forest;</p> <p>dostosowanie składu drzewostanu do składu zgodnego z siedliskiem przyrodniczym; w drzewostanach z dominacją osiki, brzozy, sosny i rzadziej świerka – w drzewostanach poniżej 100 lat adjusting the composition of the tree stands to the composition in accordance with the natural habitat; in the tree stands with domination of aspen, birch, pine and less frequently spruce – in stands less than 100 year old</p> <p>renaturyzacja drzewostanów renaturalisation of tree stands</p> <p>eliminacja gatunków inwazyjnych elimination of invasive species</p>	<p>B02.04 – usuwanie martwych i umierających drzew / removal of dead and dying trees</p> <p>B02 – gospodarka leśna i plantacyjna; użytkowanie lasów i plantacji / forestry and tree plantation, use of forests and plantations</p>
91D0	<p>zapobiegnięcie degradacji siedliska poprzez powstrzymanie się od działań gospodarczych w płatach siedliska 91D0 preventing the degradation of habitats by exclusion from economic activities patches of habitat 91D0</p> <p>ograniczanie wykonywania konserwacji i odnawiania rowów melioracyjnych, z wyłączeniem sytuacji niezbędnych do utrzymania obiektów drogowych i infrastruktury kolejowej reducing of maintenance and renewal of drainage ditches, except as necessary for the maintenance of road and railway infrastructure</p>	
91E0	<p>wylączenie z działań gospodarczych wszystkich drzewostanów na siedlisku 91E0 exclusion from the economic use all forest stands on the habitat 91E0</p> <p>monitoring i usuwanie gatunków inwazyjnych monitoring and removing of invasive species</p>	<p>B02.04 – usuwanie martwych i umierających drzew / removal of dead and dying trees</p>
91F0	<p>utrzymanie właściwych stosunków wodnych w zlewniach puszczańskich rzek z wykorzystaniem bystrotoków maintenance of proper water conditions in the catchment areas of forest rivers using artificial rapids</p>	
91I0	<p>cięcia ograniczające zacielenie dna lasu cuttings, limiting shading of the forest floor</p>	

*Zgodnie z „Listą referencyjną zagrożeń, presji i działań” stanowiącą załącznik 5 do Instrukcji wypełniania Standardowego Formularza Danych obszaru Natura 2000 wersja 2012.1, opracowaną przez Generalną Dyрекcję Ochrony Środowiska, dostępną pod adresem internetowym <http://natura2000.gdos.gov.pl/strona/nowy-element-3>

* According to the “Reference list of pressures, threats and activities” included in the annex 5 of the Instruction for the Natura 2000 Standard Data Form, version 2012.1, prepared by the General Directorate for Environmental Protection, available at <http://natura2000.gdos.gov.pl/strona/nowy-element-3>

(oddz. 256 Obrębu Ochronnego Rezerwat). W granicach jednego oddziału leśnego stwierdzono występowanie 164 gatunków (Cieśliński et al. 1995; Cieśliński, Czyżewska 1997).

W krytycznym wykazie grzybów zlichenizowanych PB (Cieśliński 2010 i literatura tam cytowana) wymienionych zostało 450 gatunków (w tym 268 w granicach BPN).

Aktualna liczba znanych z PB ok. 500 gatunków grzybów zlichenizowanych i ok. 50 grzybów naporostowych obejmuje także dane publikowane w ostatnich latach (m.in. Matwiejuk, Bohdan 2011; Kukwa et al. 2012a,b; Łubek, Jaroszewicz 2012; Guzow-Krzemińska et al. 2016; Łubek, Kukwa 2016) oraz informacje z obecnie przygotowywanych do druku wy-

ników lichenologicznej części projektu KlimaVeg (<http://www.klimaveg.eu/>), realizowanego na powierzchni V-100 (Łubek, Kukwa – niepubl.). Gatunki stwierdzone dotąd w PB reprezentują ok. 30% bioty grzybów zlichenizowanych znanych w Polsce i ok. 20% towarzyszących im, nielichenizowanych grzybów naporostowych (m.in. Fałtynowicz 2003; Czyżewska, Kukwa 2009).

Biota grzybów zlichenizowanych PB, jeszcze w latach 30. XX wieku, charakteryzowała się masowym występowaniem niektórych makroporostów listkowatych, np. *Lobaria pulmonaria*, która tworzyła olbrzymie plechy z owocnikami i porastała pnie i gałęzie, m.in. świerków. Z gałęzi zwieszały się także krzaczkowate i nitkowate plechy gatunków z rodzaju *Bryoria* i *Usnea* oraz *Ramalina thrausta* i *Evernia divaricata* (Krawiec 1938), tworząc „puszczański krajobraz”. Okazy *Usnea longissima*, o długości plech ok. 1 m były obserwowane w BPN jeszcze w latach 50. XX wieku (Lecewicz 1954). Niestety, koniec tego stulecia przyniósł bardzo silne zmiany bioty porostów na obszarze całej Polski i wielu innych krajów europejskich, spowodowane wzrostem zanieczyszczenia powietrza (m.in. Hawksworth et al. 1973; Kiszka 1977; Czyżewska 2003). Ucierpiały również puszczańskie porosty PB, pomimo jej znacznego oddalenia od wielkich ośrodków przemysłowych i szlaków komunikacyjnych. Wskutek oddziaływania zanieczyszczeń, tzw. dalekiego zasięgu i pochodzących ze źródeł lokalnych (Malhzan 2009; Malhzan et al. 2009 i cytowane źródła), ustąpiły, lub bardzo silnie ograniczyły swoje występowanie, gatunki najbardziej wrażliwe na kwaśne deszcze i gazowy SO₂, głównie z rodzajów *Bryoria* i *Usnea*, a także m.in. *Lobaria pulmonaria*. Porost ten określono wówczas jako bardzo rzadki, tworzący małe, kilkucentymetrowe plechy bez owocników (Cieśliński, Tobolewski 1988; por. Gauslaa 1995 i cytowane piśmiennictwo). Dzięki obecności ściśle chronionych obszarów leśnych w BPN, a także starszych lasów objętych ochroną rezerwatową, biota grzybów zlichenizowanych w PB wyróżnia się bardzo dużym udziałem rzadkich gatunków, w tym zagrożonych i prawnie chronionych (Rozporządzenie 2014a). Ponad połowa taksonów (52%) znajduje się na „Czerwonej liście porostów zagrożonych w Polsce” (Cieśliński et al. 2006), w tym ok. 40% gatunków w najwyższych kategoriach zagrożenia (CR, EN, VU) (Cieśliński 2010). Dla większości tych gatunków PB jest najważniejszą ostoją w Polsce.

Spośród nich najcenniejszą grupą są gatunki określane jako relikty puszczańskie. Grupa ta zawiera epifityczne i epiksyliczne porosty (Cieśliński et al. 1996). Relikty (gatunki) puszczańskie stanowią pozostałości większych grup gatunków – typowych składników strukturalnych wcześniej rozpowszechnionych ekosystemów leśnych charakteryzujących się ciągłością naturalnych procesów ekologicznych, w których kluczową rolę odgrywa pełna rotacja pokoleniowa gatunków drzewiastych, kształtująca wewnętrzną strukturę zbiorowiska leśnego i dostępne dla porostów podłoża (Faliński 1986; Cieśliński et al. 1996; Peterken 1996). Występowanie puszczańskich gatunków porostów uwarunkowane jest obecnością specjalnych mikronisz, które stanowią stare i bar-

dzo stare drzewa różnych gatunków oraz drewno w różnym stopniu rozkładu i w zróżnicowanej formie (stojące i złamane martwe pnie bez kory, niższe pniaki i leżące kłody, odsłonięte tarcze korzeniowe, leżące konary). Bardzo ważna jest również ciągłość warunków mikroklimatycznych (dla większości gatunków – zacienienia i wysokiej wilgotności powietrza) (Cieśliński et al. 1996).

Cechą wyróżniającą biotę PB jest bardzo duża grupa mikro- i makroporostów o charakterze gatunków puszczańskich, a także niespotykana gdzie indziej wysoka lokalna frekwencja wielu z nich. Nadal dość częste są np. *Arthonia byssacea*, *Calicium adpersum*, *Loxospora elatina*, *Opegrapha vermicellifera* i *Pertusaria flavida*, należące do kategorii wymierających w kraju (EN). Warto jednak zwrócić uwagę, że ich stanowiska koncentrują się głównie w BPN i innych obszarach chronionych o najwyższej naturalności (Cieśliński, Czyżewska 2002; Czyżewska, Cieśliński 2003a,b; Cieśliński 2003, 2009).

Dane zgromadzone w ostatnich latach (Golubkov et al. 2011; Popławska 2012; Zalewska, Bohdan 2012; Bohdan 2014, Matwiejuk, Bohdan 2014; Bohdan niepubl.; Zalewska et al. niepubl.) wskazują, że populacje niektórych krytycznie zagrożonych w Polsce makroporostów puszczańskich (kategoria CR) (Cieśliński et al. 2006) powoli regenerują się w PB, ale niemal wyłącznie w BPN i w rezerwach przyrody. Stwierdzono m.in. dość dużą liczbę stanowisk *Bryoria capillaris* i mniejszą takich gatunków, jak *Lobaria amplissima* (wcześniej podanej jako *L. virens*. – por. Kukwa et al. 2008), *Ramalina thrausta* i *Usnea ceratina*. Dla ostatnich trzech gatunków PB stanowi jedyne refugium nie tylko w Polsce, ale również na niżu Europy Środkowej. Kilka innych porostów z kategorii CR, np. *Evernia divaricata*, *Usnea glabrescens* i *U. florida* (włączanej ostatnio do *U. subfloridana* – Articus et al. 2002; por. Kukwa 2005; Kościelniak 2007) ma obecnie w Puszczy swoje największe krajowe populacje. Lokalnie dość rozpowszechnione są niektóre inne gatunki zagrożone w Polsce, np. *Menegazzia terebrata* (CR), *Thelotrema lepadinum* (EN) i przedstawiciele rodzaju *Cetrelia* (EN), a także *Lobaria pulmonaria* (EN), czasem w postaci dużych plech (por. także Ryś 2007; Paluch 2009).

Większość wymienionych wyżej taksonów została umieszczona na liście obejmującej łącznie 71 gatunków określonych jako wskaźniki lasów puszczańskich na niżu Polski (Czyżewska, Cieśliński 2003c). Występowanie gatunków z tego wykazu stosowane jest w ocenie wartości przyrodniczych kompleksów leśnych, podobnie jak w przypadku gatunków -wskaźników wcześniej używanych w innych krajach (m.in. Rose 1976; Arup 1997, Coppins, Coppins 2002; Rose, Coppins 2002; por. Kubiak 2013a,b i cytowane źródła).

Podstawowym zagrożeniem dla rzadkich, wyspecjalizowanych porostów leśnych są zmiany struktury i nieciągłości mikroklimatu zbiorowisk leśnych związane z pozyskaniem drewna i odnawianiem drzewostanu, bez względu na stosowaną metodę (m.in. Rose 1992; Czyżewska 2003; Pykälä 2004; Scheidegger, Werth 2009; Nascimbene et al. 2013 i cytowane źródła).

Dla grupy tych gatunków najlepszym sposobem ich zachowania jest ochrona ciągłości procesów ekologicznych, tj. trwania rotacji pokoleniowej drzew, zapewniającej spontaniczną fluktuację dostępnych podłoży i naturalną dynamikę niewielkich, krótkotrwałych luk, niezmiwiających drastycznie warunków mikroklimatycznych wnętrza lasu. W przypadku naturalnych zaburzeń, takich jak wiatrowały lub gradacje owadów, powstają otwarte przestrzenie o różnej wielkości. Procesom powolnej, naturalnej regeneracji zbiorowisk leśnych na takich obszarach towarzyszy równie powolne odtwarzanie bioty wyspecjalizowanych porostów leśnych. Warunkiem efektywności tego procesu jest trwanie wokół miejsc odsłoniętych zbiorowisk niezaburzonych, zasiedlonych przez porosty leśne, których plechy stanowią źródło diaspor do rekolonizacji zregenerowanych, dojrziałych fitocenoz (Scheidegger, Werth 2009). Na przykładzie samorzutnie odbudowujących się luk, średnich i dużych obszarów pokornikowych w trzech parkach narodowych – Tatrzańskim, Babiogórskim i Gorceńskim – wykazano, że pozostawione martwe świerki (stojące złamane pnie, leżące kłody, wykroty z odsłoniętymi tarczami korzeniowymi) charakteryzują się bardzo bogatą i zróżnicowaną biotą porostów, ale występowanie rzadkich gatunków leśnych jest skoncentrowane na najmniejszych badanych powierzchniach, gdzie warunki mikroklimatyczne są najmniej zmienione (Czarnota 2012; Czarnota et al. niepubl.).

Jedynie wielkopowierzchniowa ochrona bierna w bardzo długim okresie może zapewnić regenerację bioty porostów leśnych na obszarach zaburzeń. Kluczowe znaczenie ochrony biernej dla trwania cennych porostów leśnych podkreślane jest w wielu opracowaniach (por. Cieśliński 2008; Kościelniak 2008; Zalewska 2012; Kubiak 2013a, b i cytowane w tych publikacjach piśmiennictwo). Podobnie jak w przypadku innych organizmów, populacje porostów w małych, izolowanych obiektach narażone są na utratę zmienności genetycznej i wymarcie. Klonalność typowa dla wielu porostów, a także długi czas generacji i heterotalizm znane u niektórych gatunków, mogą pogłębiać to zagrożenie (Scheidegger, Werth 2009). Również w przypadku porostów stwierdzono występowanie zjawiska długu wymierania (ang. extinction debt) związanego z fragmentacją środowisk leśnych (Berglund, Jonsson 2005; Ellis, Coppins 2007).

5.3. Flora naczyniowa

Pierwsze informacje o roślinach naczyniowych w PB pojawiły się w monografii Giliberta już w 1781 roku. Wiek XIX przyniósł kolejne opracowania, m.in. Brinckena z 1828 roku, Gorskiego w roku 1829, Eichwalda w 1830 czy wreszcie Paczoskiego z lat 1897–1900 oraz Błońskiego, Drymmera i Ejsmonda z lat 1888 i 1889. Podczas pierwszej wojny światowej wielu danych na temat flory tego obszaru dostarczyli też botanicy niemieccy, a po jej zakończeniu polscy botanicy, na czele z J. Paczoskim, autorem dzieła „Lasy Białowieży” z roku 1930 (Sokołowski 1995). Flora roślin naczyniowych występujących w polskiej części PB najpełniej została rozpoznana przez Sokołowskiego (1995). Autor ten, w latach 1961–1993, stwierdził występowanie 1017 gatunków, nale-

żących do 93 rodzin i 428 rodzajów. Liczba ta stanowi mniej więcej połowę flory Polski niżowej. Spośród odnotowanych przez Sokołowskiego 1017 gatunków 664 to składniki naturalnych zbiorowisk roślinnych występujących na terenie Puszczy, a 353 to gatunki, które wniknęły tu wskutek działalności człowieka (synantropijne), w tym obce ekologicznie (apofity) oraz geograficznie.

Zwartość kompleksu leśnego i jego duży stopień naturalności znajduje swoje odzwierciedlenie w liczbie tzw. gatunków wskaźnikowych starych lasów (ang. ancient woodland indicator species). Wśród wymienionych przez Sokołowskiego (1995) 664 roślin związanych ze zbiorowiskami naturalnymi aż 115 to gatunki starych lasów. Stanowią one 17% flory roślin naczyniowych zbiorowisk naturalnych PB i aż 74% ogółu gatunków z tej kategorii podanych dla Polski przez Dzwonko i Loster (2001). Wartość ta jest bardzo wysoka, zważywszy na fakt, że wiele gatunków figurujących na krajowej liście roślin wskaźnikowych dla starych lasów to rośliny terenów górskich, a także takie, których zasięg geograficzny nie obejmuje obszaru PB. Rośliny z tej grupy mogą zatem być dobrym miernikiem puszczańskości tych obszarów i wielowiekowej ciągłości siedlisk leśnych (*sensu* Peterken 1974) znacznych obszarów Puszczy Białowieckiej. Ich przywiązanie do lasów jest efektem trwającej setki lat ewolucji/adaptacji do egzystencji w siedliskach o niskim poziomie zaburzeń, działających w niewielkiej skali i z małą częstotliwością. Życie w takich środowiskach sprawiło, że u gatunków typowo leśnych nie wykształciły się cechy historii życia pozwalające im na szybką ucieczkę w przestrzeni i w czasie (Hermy et al. 1999; Dzwonko, Loster 2001; Whigham 2004). Dlatego wiele z tzw. leśnych specjalistów nie posiada zdolności do rozprzestrzeniania się na duże odległości, albowiem blisko 1/3 roślin warstwy zielnej to gatunki samosiewne (autochoryczne) oraz takie, których nasiona rozsiewają mrówki (myrmekochory) lub siły grawitacji (barochory) (Hermy et al. 1999; Dzwonko, Loster 2001). Większość gatunków runa leśnego posiada nasiona o krótkiej żywotności, nieprzekraczającej 1–5 lat, czyli w przeciwieństwie do roślin terenów otwartych nie tworzą trwałych banków nasion (Thompson et al. 1997). Wyrazem adaptacji do warunków leśnych jest ich długowieczność (średni wiek życia bylin leśnych wynosi 64 lata – Ehrén, Lehtilä 2002) oraz zdolność do wzrostu klonalnego, typowa dla ponad 80% gatunków runa leśnego (Klimeš et al. 1997). Cechy te mają niebagatelne znaczenie w przypadku wielkoskalowych zaburzeń o dużej częstotliwości i natężeniu, albowiem mogą one po upływie pewnego czasu doprowadzić do trwałej utraty wielu gatunków runa leśnego. Efekty tych niekorzystnych dla ekosystemu leśnego działań w postaci zaburzeń spowodowanych ingerencją ludzką, głównie gospodarką leśną, mogą uwidocznić się nieraz dopiero po kilku dziesięcioleciach. Wówczas ich zatrzymanie, tj. zahamowanie utraty gatunków leśnych, może okazać się niemożliwe (Tilman et al. 1994; Vellend et al. 2006).

We florze PB odnotowuje się wiele gatunków rzadkich, w tym reliktowych pochodzenia północnego. Przejściowy, subborealny charakter flory tego obszaru wyraża się obecnością gatunków o zasięgu cyrkumborealnym, głównie re-

prezentujących elementy chorologiczne euroszyberyjskie i środkowoeuropejskie, choć odnotowuje się tu również przedstawicieli flor subatlantyckiej i subpontyjskiej. Ponadto kilka gatunków osiąga na tym obszarze wschodni, południowo-zachodni, zachodni lub północno-zachodni kres swojego zasięgu (Adamowski 2009).

Według danych Sokołowskiego (1995) około 35% flory roślin naczyniowych PB to wspomniane wcześniej gatunki synantropijne. Część z nich pojawiła się tu spontanicznie, inne wprowadzono celowo. Człowiek, który poprzez swą działalność zmienia znacznie siedliska, przyczynia się do wnikania na teren Puszczy gatunków typowych dla miejsc całkowicie przekształconych, takich jak zręby, drogi śródleśne, pola, łąki czy polany. Są wśród nich gatunki rodzime (apofity), ale też gatunki obce geograficznie, w tym pochodzące z innych rejonów kraju (np. *Carex brizoides* i *Acer pseudoplatanus*) oraz zawleczone lub sprowadzone spoza Europy (np. *Acer negundo*, *Quercus rubra* i *Impatiens parviflora*) (Sokołowski 1995; Adamowski 2009). Zwiększa to oczywiście ogólną różnorodność gatunkową roślin naczyniowych tego obszaru, ale jednocześnie stanowi ogromne zagrożenie dla rodzimej flory PB, gdyż niektóre z gatunków obcego pochodzenia wypierają gatunki rodzime, zmieniając tym samym pierwotny skład gatunkowy, typowy dla zbiorowisk leśnych tego kompleksu (Faliński 1998).

5.4. Owady

W PB wykazano dotąd prawie 10 tys. gatunków owadów (Gutowski, Jaroszewicz 2001, 2004; Gutowski et al. 2009; Gutowski niepubl.) z 26 tys. znanych z terenu Polski (Chudzicka, Skibińska 2003; Razowski 1990, 1991a, 1991b, 1997a, 1997b). Prawdopodobnie występuje ich tutaj znacznie więcej, bowiem każdy rok przynosi kolejne odkrycia.

Wyjątkowo dużym bogactwem gatunkowym charakteryzują się takie rzędy owadów, jak pluskwiaki – Hemiptera (652 gatunki, co stanowi 29% fauny krajowej), chrząszcze – Coleoptera (3199 gatunków – 51% fauny krajowej), błonkówki – Hymenoptera (2005 gatunków – 33% fauny krajowej), motyle – Lepidoptera (1609 gatunków – 51% fauny krajowej), muchówki – Diptera (1772 gatunki – 26% fauny krajowej). Biorąc pod uwagę fakt najlepszego rozpoznania chrząszczy i motyli, co wynika z większej ilości badań nad tymi grupami zarówno w kraju, jak i w PB oraz to, że rzędy te reprezentowane są w Puszczy przez ponad połowę gatunków znanych w Polsce, uznać można, że również w obrębie większości pozostałych grup odsetek ten jest zbliżony. Spośród rzędu Coleoptera najlepiej poznane rodziny to m.in. pędrusiowate (Apionidae) – 65% fauny krajowej w tej grupie, bogatkowate (Buprestidae) – 55%, kózkowate (Cerambycidae) – 65%, biedronkowate (Coccinellidae) – 68%, ryjkowcowate (Curculionidae) – 53%, goleńczykowate (Eucnemidae) – ponad 70%, łyszczynkowate (Nitidulidae) – 65%. Powyższe dane, opracowane przez Gutowskiego i Jaroszewicza (2001, 2004), Gutowskiego i in. (2009), Jędrzyckowskiego i Gutowskiego (2014) oraz podsumowane w tych opracowaniach wyniki

wieloletnich badań licznych autorów, plasują PB w czołówce nie tylko krajowych, ale i europejskich ostoi leśnej różnorodności biologicznej owadów.

Najbardziej typową dla lasu, bardzo bogatą w gatunki i jednocześnie najbardziej zależną od gospodarki leśnej grupą są owady saproksyliczne (Grove 2002). Są to organizmy zależne podczas przynajmniej części swojego życia od obumierających lub martwych drzew (w różnych formach i fazach rozkładu), albo od zasiedlających je grzybów i innych owadów (Speight 1989). Prócz wyjątkowego bogactwa gatunków, entomofaunę PB charakteryzuje unikatowa w odniesieniu do leśnych obiektów przyrodniczych, w szczególności zlokalizowanych na Niżu Europejskim, wysoka reprezentacja gatunków uznanych za relikty siedliskowe lasów naturalnych, zwane często relikdami puszczańskimi. Pod tym pojęciem należy rozumieć gatunki, które ustąpiły z większości europejskich lasów na skutek przekształceń antropogenicznych, jakie w nich zaszły na skutek znacznego zubożenia ekosystemów leśnych wywołanego planową gospodarką leśną (oddziaływującą relatywnie dość krótko – 200–250 lat, bo tyle lat liczą sobie opracowane teoretycznie założenia tej gospodarki, wdrażane z różną intensywnością w różnych miejscach Europy, w tym w Polsce). Zubożenie to szczególnie odnosi się do:

- naturalnej struktury wiekowej drzewostanów (aktualnie w większości lasów gospodarczych obserwuje się znaczny niedobór, a niekiedy wręcz brak drzew starych, dożywających wieku jaki mogą osiągnąć potencjalnie poszczególne ich gatunki – przyjęte w gospodarce leśnej wieki rębności skutecznie wyeliminowały możliwość kształtowania się takiej struktury);
- naturalnej struktury przestrzennej drzewostanów, z mazaikowo występującymi powierzchniami drzewostanów zniszczonych różnego rodzaju zaburzeniami, powierzchniami porastającymi bujną roślinnością zielną blokującą szybkie odnawianie się drzewostanu, czy powierzchniami „utrzymywanymi” przez dużych roślinożerców w „fazie bezdrzewostanowej” lub z drzewostanem silnie rozrzedzonym (aktualnie w większości lasów gospodarczych powierzchnie o takim charakterze nie występują lub występują bardzo krótko – przyjęte w gospodarce leśnej zasady pełnego wykorzystania potencjału produkcyjnego siedlisk poprzez szybkie odnawianie takich powierzchni skutecznie wyeliminowały możliwość kształtowania się takiej struktury);
- naturalnej, dynamicznie zmieniającej się w różnym tempie, zależnym od lokalnie zmieniających się czynników siedliskowych, struktury gatunkowej drzewostanu, pozwalającej na odnawianie się i rozwój różnych, często z gospodarczego punktu widzenia niepożądanych gatunków drzew, m.in. grabu, osiki czy lipy) (aktualnie w większości lasów gospodarczych przyjęte zasady hodowli i użytkowania lasu wykluczają możliwość spontanicznego kształtowania się takiej struktury);
- zasobności lasu w tzw. martwe drewno występujące w naturalnej, swoistej danemu typowi lasu i fazie fluktuacyjnej drzewostanu w danym miejscu, o pełnej gamie form (stojące, leżące, podwieszane) i faz rozkładu tego drewna

w kompletnym zakresie jego wymiarów oraz stopnia nasłonecznienia – również odnoszących się do drzew bardzo starych (aktualnie w większości lasów gospodarczych, wykonując cięcia pielęgnacyjne, rębne czy sanitarne, eliminuje się z założenia bądź to możliwość ciągłego napływu tzw. martwego drewna, bądź usuwa drzewa obumierające czy powalone, co skutecznie redukuje lub całkiem eliminuje powstanie mikrosiedlisk saproksylicznych).

Od występowania w lesie podanych wyżej elementów struktury ekologicznej w ich pełnej różnorodności i obfitości ściśle uzależnione jest występowanie unikatowej entomofauny, swoistej naturalnym ekosystemem leśnym. Wśród leśnych owadów saproksylicznych, które właśnie w PB, ze względu na zachowane tam w wielu miejscach wspomniane elementy struktury ekologicznej, utrzymały się jako relikty puszczańskie lub gatunki związane swym rozwojem z mikrosiedliskami w naturalnych lasach licznie występującymi (jak np. starymi drzewami z kształtowanymi w wyniku trwających wiele dziesiątków lat procesów powstawania dziupli-próchnowisk), na wyszczególnienie zasługują takie gatunki chrząszczy, jak: *Boros schneideri* (Boridae), *Buprestis splendens* (Buprestidae), *Leptura thoracica*, *Stictoleptura variicornis* (Cerambycidae), *Ampedus melanurus*, *Lacon lepidopterus* (Elateridae), *Otho sphondylioides* (Eucnemidae), *Lopheros lineatus* (Lycidae), *Phryganophilus ruficollis* (Melandryidae), *Pytho kolwensis* (Pythidae), *Rhysodes sulcatus* (Rhysodidae), *Bius thoracicus* (Tenebrionidae), *Mycetoma suturale* (Tetramoridae). Wymienione gatunki Coleoptera to reprezentanci liczącej w PB ponad 1000 gatunków grupy ekologicznej chrząszczy saproksylicznych. Świadczy to o tym, że Puszcza stanowi główną ostoję reliktovej fauny leśnej na niżu europejskim (Gutowski, Jaroszewicz 2004; Gutowski et al. 2009). Wśród chrząszczy saproksylicznych występuje tu aż 12 gatunków umieszczonych w załącznikach II i IV dyrektywy siedliskowej. Kilka kolejnych gatunków można znaleźć w innych grupach ekologicznych i systematycznych, np. wśród owadów wodnych oraz zasiedlających lądowe tereny otwarte (wałki, motyle). W PB, spośród chrząszczy, ponad 200 gatunków znajduje się na „Czerwonej liście zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce” (Pawłowski et al. 2002).

W PB stwierdzono obecność wielu gatunków owadów, które mają tu jedno z nielicznych, a nawet jedyne stanowiska w Europie Środkowej. Występują tu m.in. tajgowe gatunki chrząszczy (borealne i syberyjskie): *Carphoborus cholodkovskiyi*, *Polygraphus punctifrons*, *Pityogenes saalasi*, *Orthotomicus starki*, *Cryphalus saltuarius*, *Pityophthorus morosovi* (Curculionidae: Scolytinae); *Acmaeops angusticollis*, *Evodinus borealis*, *Stictoleptura variicornis*, *Leptura thoracica*, *Xylotrechus ibex*, *Mesosa myops*, *Monochamus sartor urussovii* (Cerambycidae). Stwierdzono tu też unikatowe gatunki należące do innych elementów zoogeograficznych: *Aulonothroscus laticollis* (Throscidae), *Buprestis splendens*, *Eurythyrea quercus*, *Agrius pseudocyanus* (Buprestidae), *Nematodes filum* (Eucnemidae), *Pseudanostirus globicollis* (Elateridae), *Alosterna ingraca* (Cerambycidae), *Pachytychius sparsutus* (Curculionidae) (Gutowski, Jaroszewicz 2004). Puszcza jest

także ostoją unikatowych gatunków motyli, w większości borealnych, związanych z torfowiskami, np. *Colias palaeno*, *Vaciniina opilete*, *Boloria eunomia*, *Euphydras maturna* i *E. aurinia*.

Występowanie w PB unikatowej entomofauny puszczańskie uwarunkowane jest stałą obecnością martwych drzew stojących i leżącego drewna od czasów przedhistorycznych oraz występowania naturalnych faz fluktuacyjnych drzewostanu, w tym fazy rozpadu i fazy regeneracyjnej z powoli postępującą sukcesją wtórną hamowaną intensywnym pokryciem roślinnością zielną na powierzchniach po mniejszych lub większych obszarowo zaburzeniach naturalnych (m.in. Buchholz, Burakowski 1992). Wynika to ze słabego zagospodarowania znacznych fragmentów ekosystemów leśnych, w tym także tych niewłączonych dotychczas w system form ochrony. Bogactwo gatunkowe entomofauny, jak również występowanie gatunków ściśle związanych z efektami spontanicznie przebiegających procesów ekologicznych, dobitnie wskazuje na pozytywne (dla leśnej różnorodności biologicznej) znaczenie wykluczenia lub znacznego ograniczenia leśnej działalności gospodarczej opartej na zasadach przyjętych we współczesnym leśnictwie.

Mimo stosunkowo dobrego poznania entomofauny PB na tle innych europejskich lasów, wciąż odkrywane są tu nowe dla tego terenu gatunki, w tym nieznane dotąd w Polsce, np. *Acmaeops angusticollis* (Cerambycidae) (Gutowski 1988), *Isorhipis marmottani* (Eucnemidae) (Buchholz, Burakowski 1989), *Ampedus melanurus* i *A. suecicus* (Elateridae) (Buchholz, Ossowska 1998), *Mordellochroa milleri* (Mordellidae) (Kubisz 2000), *Euplectus tholini* (Staphylinidae) (Jałoszyński et al. 2005), *Nacertes carniolica* (Mordellidae) (Gutowski et al. 2012), *Sepedophilus wankowiczi* (Staphylinidae) (Szujewski 2014). PB stanowi *locus typicus* dla kilkunastu opisanych jako nowe dla wiedzy gatunków owadów spośród Coleoptera, Diptera, Hymenoptera, Lepidoptera i Mallophaga (Disney, Durska 1998; Okołów 2015; Gutowski niepubl.).

Poza najcenniejszą grupą owadów saproksylicznych, w PB występuje też stosunkowo bogata grupa owadów higrofilnych, związanych z wodami i torfowiskami. Przykładowo wałki (Odonata) reprezentowane są w PB przez 60 gatunków (83% fauny krajowej). Nieco mniejsze znaczenie i bogactwo gatunkowe (nie bez wyjątków) mają owady kserofilne (Wanat 1994, 1999; Gutowski et al. 2009).

5.5. Ptaki

Na terenie PB gniazdowały w ostatnich dekadach 153 gatunki ptaków (Pugaczewicz 1997), co stanowi 67% występującej współcześnie lęgowej awifauny polskiej (Chodkiewicz et al. 2015). Spośród ptaków lęgowych 30 to gatunki wskazane w załączniku I dyrektywy ptasiej UE (Rowiński 2010).

PB wyróżnia się niezwykle bogatym, unikalnym ugrupowaniem ptaków leśnych i skraj lasu. Zespoły ptaków lęgowych w Puszczy przypominają swoją strukturą awifaunę zamieszkującą niezaburzone lasy tropikalne (duża liczba gatunków, niskie zagęszczenia, wysoki poziom drapieżnictwa

gniazdowego) (Walankiewicz 2002; Tomiałojć, Wesołowski 2005; Czeszczewik et al. 2015). Liczba gatunków gniazdujących na zaledwie 187,5 ha powierzchni próbnych założonych w roku 1975 przekracza 80 (choć dla pojedynczych sezonów i powierzchni jest oczywiście mniejsza) (Tomiałojć et al. 1984; Wesołowski et al. 2015). Gniazdują tu prawie wszystkie gatunki europejskich dzięciołów. Stan zachowania awifauny PB wynika przede wszystkim z bardzo dużego udziału drzewostanów zbliżonych do pierwotnych, bądź starych już drzewostanów pochodzących z naturalnych odnowień na obszarach zaburzonych lub wyciętych prawie 100 lat temu, z udziałem wielu martwych drzew, w tym świerków i sosen.

Ponad 40-letnie badania ugrupowania ptaków PB udowodniły, że jest ona swego rodzaju „oknem do ekologicznej przeszłości” lasów Europy (Wesołowski, Fuller 2012), a ekologia wielu gatunków w warunkach PB wyraźnie kontrastuje z ekologią tych samych gatunków w mocno pofragmentowanych lasach gospodarczych (Tomiałojć, Wesołowski 2005; Wesołowski 2007). Badania prowadzone w BPN wykazały, iż pewne sposoby gniazdowania, nieznane lub traktowane jako wyjątkowe w innych rejonach kraju i Europy, występują tu stosunkowo powszechnie, modyfikując nasze poglądy na ewolucję wyboru miejsca gniazdowego. Dotyczy to np. częstego gniazdowania kosa *Turdus merula* i drozda śpiewaka *T. philomelos* na wykrotach drzew (Tomiałojć et al. 1984) czy rudzika *Erithacus rubecula* oraz kosa w dziuplach (Walankiewicz niepubl.; Rowiński inf. ustna). Wesołowski i Fuller (2012) wymieniają długą listę różnic w preferencjach siedliskowych i wyborze miejsc gniazdowych stwierdzanych dla tych samych gatunków pomiędzy PB a lasami Wielkiej Brytanii. Ma to duże znaczenie, gdyż ukształtowany w literaturze ornitologicznej obraz ekologii wielu leśnych gatunków ptaków europejskich jest zdominowany przez wyniki licznych badań prowadzonych w populacjach brytyjskich, holenderskich, czy szwedzkich, w lasach i zadrzewieniach silnie przekształconych przez człowieka (Jędrzejewska, Jędrzejewski 1998; Wesołowski 2007; Wesołowski, Fuller 2012). Dlatego PB i prowadzone w niej badania stanowią współcześnie najważniejszy punkt odniesienia w ekologii ptaków leśnych strefy umiarkowanej Europy, a także Ameryki Północnej.

Najważniejszym priorytetem dla badań nad ekologią i behawiorem ptaków Puszczy jest ochrona spontanicznych procesów ekologicznych zachodzących w ugrupowaniu ptaków. Prowadzone tu 40-letnie badania awifauny pozwoliły np. opisać silny wzrost całkowitych zagęszczeń ptaków w latach 1985–2001, po którym nastąpiła faza spadkowa (Tomiałojć et al. 1984; Wesołowski et al. 2015). W Puszczy wykazano, że lata nasienne grabu i dębu powodują fluktuacje liczebności gryzoni i drapieżników, a to z kolei prowadzi do zmiany liczebności ptaków (Walankiewicz 2002, 2006). Wymienione powyżej procesy ekologiczne można będzie śledzić tylko w przypadku, gdy zachowane zostaną jak największe obszary starych i podlegających naturalnym zaburzeniom (np. gradacje kornika drukarza i innych owadów) drzewostanów wolnych od ingerencji człowieka (Wesołowski 2005; Wesołowski, Rowiński 2006; Czeszczewik et al. 2015).

Największe zagrożenie dla awifauny i jej „pierwotnej ekologii” stanowi przekształcanie w zagospodarowanej części Puszczy fragmentów drzewostanów naturalnych i pierwotnych oraz zaburzonych (drzewostany pokornikowe) w „uproszczone” lasy gospodarcze. Wiąże się to z usuwaniem starych i martwych drzew, wprowadzaniem grodzonych upraw z jednym lub dwoma gatunkami wiodącymi, co w konsekwencji prowadzi do przekształcenia w typowy dla całej Europy las gospodarczy. Zagrożeniem jest również usuwanie pojedynczych martwych drzew, np. świerków i sosen. Dziuple w martwych stojących pniach stanowią ważne miejsca lęgowe ptaków nawet przez dziesiątki lat (Walankiewicz et al. 2014).

Ściśle chroniony obszar BPN (poniżej 50 km²) jest zbyt mały, aby utrzymały się tam żywotne biologicznie populacje dzięciołów: białogrzbietego *Dendrocopos leucotos* i trójpalczastego *Picoides tridactylus* (Wesołowski 2005). Negatywny wpływ gospodarki leśnej na drzewostany i związaną z nimi awifaunę udowodniono porównując zespoły ptaków BPN, rezerwatów i lasów zagospodarowanych Puszczy (Czeszczewik et al. 2015). Podobnie wskaźniki liczebności dzięcioła białogrzbietego maleją w rosnącym gradiencie intensywności gospodarowania w drzewostanach Puszczy (Walankiewicz et al. 2011). Dziuplaste, martwe i zamierające drzewa oraz wykroty i leżące pnie odgrywają istotną rolę w życiu wielu gatunków chronionych ptaków, co zostało zapisane w obowiązujących zaleceniach ochronnych planu ochrony BPN (Rozporządzenie 2014b).

Podsumowując, najlepszym sposobem ochrony procesów ekologicznych i całego, wyjątkowo cennego ugrupowania ptaków lęgowych jest ochrona bierna w całej polskiej części Puszczy.

5.6. Ssaki

W Polsce obserwuje się wyraźny gradient liczby gatunków ssaków, od najbardziej zasobnego w nie południa, aż po najuboższe pod tym względem północno-wschodnie rubieże kraju (Ciechanowski, Bogdanowicz 2014). Pomimo położenia na północnych peryferiach Polski, PB wyróżnia się bogatym, liczącym ok. 60 gatunków zespołem ssaków (Stachura et al. 2004; Rachwald, Ruczyński 2015). Poza licznymi gatunkami strefy umiarkowanej, występują tu ssaki charakterystyczne dla strefy borealnej, a przez to nieobecne w środkowej i południowej części kraju, takie jak zajęc bielak *Lepus timidus* (Gryz, Krauze-Gryz 2014) i ryjówka średnia (białowieśka) *Sorex caecutiens* (Pucek 2001b) – oba uważane za relikty postglacjalne. Pierwszy z nich osiąga w PB południowo-zachodnią granicę zasięgu (Zbyryt et al. 2014), dla drugiego ten kompleks leśny jest swoistą wyspą położoną daleko na południe poza zwartym zasięgiem występowania gatunku (van der Kooij et al. 2015). Pomimo długoletniej ochrony i dobrego zachowania siedlisk leśnych, fauna ssaków PB nie oparła się negatywnemu wpływowi ludzi i w ostatnich wiekach została zubożona o kilka gatunków, m.in. o niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* i norkę europejską *Mustela lutreola* (Stachura et al. 2004).

Jednym z głównych priorytetów ochrony przyrody w PB jest ochrona żubra *Bison bonasus*, dla którego jest ona najważniejszą ostoją. Wynika to przede wszystkim z historii gatunku – tu tutaj zastały wyćpione ostatnie osobniki żyjące w stanie wolnym i tu także nastąpiło odtworzenie jego populacji, najpierw w hodowli, a następnie w stadach wolnożyjących (Kraśnińska, Kraśniński 2004). Współczesne badania naukowe podważają wcześniejsze poglądy, zgodnie z którymi żubry uważano za zwierzęta silnie związane z lasami. Ewolucja tego gatunku, morfologia uzębienia, behavior, skład pokarmu i preferencje mikrosiedliskowe wskazują, że jest to przeżuwacz związany z bogatymi w trawy terenami otwartymi (Kerley et al. 2012; Bocherens et al. 2015). Znajduje to odzwierciedlenie m.in. w zapisach planu ochrony BPN, gdzie wśród warunków zachowania przedmiotów ochrony wymienia się „utrzymanie ekosystemów nieleśnych stanowiących miejsce żerowania żubra” (Rozporządzenie 2014b).

Dzięki dużemu udziałowi powierzchniowemu drzewostanów o charakterze naturalnym, a także obecności licznych martwych i zamierających drzew w różnych fazach rozkładu, zarówno stojących, jak i leżących, ssaki znajdują tu wiele naturalnych schronień, których w lasach gospodarczych nie ma lub ich liczba jest bardzo ograniczona. Kryjówki te są niezmiernie istotne dla chronionych gryzoni, prowadzących nadrzewny tryb życia, takich jak: wiewiórka pospolita *Sciurus vulgaris*, orzesznica *Muscardinus avellanarius*, koszatka *Dryomys nitedula* i popielica *Glis glis* (Ściński, Borowski 2006, 2008; Czeszczewik et al. 2008), spośród których dwa ostatnie mają w Polsce status gatunków bliskich zagrożenia (Pucek 2001a; Pucek, Jurczyszyn 2001).

Dziuple, przestrzenie pod odstającą korą i szczeliny powstające w próchniejących pniach zamierających drzew stojących są także schronieniami kluczowymi dla przetrwania wielu gatunków nietoperzy, które w Polsce są objęte ścisłą ochroną gatunkową. Na terenie Puszczy stwierdzono 15 gatunków nietoperzy (Stachura et al. 2004; Rachwałd, Ruczyński 2015). Dla borowca wielkiego *Nyctalus noctula* oraz borowiaczki *N. leisleri* – mającego w Polsce status gatunku wysokiego ryzyka narażonego na wyginięcie (Wołoszyn 2001), dokładnie przebadano preferencje w wyborze kryjówek. Borowiaczki zamieszkują zarówno dziuple wykute przez dzięcioły, jak i otwory w pniach powstałe w wyniku rozkładu drewna, najczęściej w dębach i jesionach, rzadziej w olszach, klonach, grabach, sosnach i lipach. Drzewa, w których nietoperze lokowały swoje kryjówki, miały znacznie większą pierśnicę (średnio 84 cm) od sąsiadujących z nimi drzew niezasiadlonych (średnia pierśnica 40 cm). Charakteryzował je także znacznie starszy wiek, zazwyczaj ponad 160 lat. Borowiaczki preferowały drzewa zamierające (80%), przedkładając je nad drzewa żywe i całkowicie obumarłe. W odróżnieniu od ptaków, nietoperze te wybierały dziuple położone wysoko, średnio 18 m nad poziomem gruntu (Ruczyński, Ruczyńska 2000; Ruczyński, Bogdanowicz 2005, 2008). Podobne preferencje w stosunku do kryjówek – głównie szczelin pod odstającą korą, znajdujących się w wysokich zamierających drzewach – stwierdzono u mopka *Barbastella*

barbastellus – jednego z gatunków będących przedmiotem ochrony w obszarze Natura 2000 PB. Nietoperz ten najczęściej wybiera kryjówki w drzewostanach, w których gospodarka leśna jest ograniczona lub nieobecna (Russo et al. 2004), a poszczególne osobniki chętnie powracają co roku do dogodnych płatów lasu, a nawet do tych samych drzew (Hillen et al. 2010). Z tego też względu w planie ochrony BPN jednym z warunków zapewnienia właściwego stanu ochrony dla mopka jest „zachowanie obszarów leśnych z dużym udziałem starodrzewia i obecnością starych drzew z dziuplami” (Rozporządzenie 2014b).

Martwe i zamierające drzewa oraz wykroty i leżące pnie odgrywają istotną rolę także w życiu większych gatunków ssaków. Wypróchniałe pnie powalonych drzew są chętnie wykorzystywane przez borsuki *Meles meles* jako schronienia tymczasowe (Kowalczyk et al. 2004). Kuny leśne *Martes martes* aż w 95% przypadków używają kryjówek znajdujących się na drzewach, przy czym samice wychowujące potomstwo preferują dziuple i szczeliny w pniach (Zalewski 1997). Wilki *Canis lupus* – będące gatunkiem priorytetowym z punktu widzenia dyrektywy siedliskowej – rodzą swoje młode nie tylko w norach, ale także pod wykrotami (Schmidt et al. 2008).

Z kolei rysie *Lynx lynx* – także będące przedmiotem ochrony obszaru Natura 2000 PB – najchętniej polują w miejscach, w których obecna jest duża liczba powalonych drzew i wykrotów, zapewniających im osłonę w trakcie podkradania się do zdobyczy (Podgórski et al. 2008). Dla ochrony tego, zagrożonego w Polsce wyginięciem (Wolsan, Okarma 2001), dzikiego kota kluczową kwestią jest utrzymywanie zróżnicowania lasów i obecność dużej liczby martwych drzew, w szczególności leżących pni oraz wykrotów (Schmidt et al. 2007). Należałoby więc w całej PB promować zachowanie mozaikowego zróżnicowania struktury siedlisk leśnych, typowego dla lasów o charakterze naturalnym (wykroty, złomy, obecność polan śródleśnych oraz odnowień naturalnych wraz z zasobami martwych drzew na poziomie powyżej 10% zapasu drzewostanu), tak jak ma to obecnie miejsce w zaleceniach ochronnych w planie ochrony BPN (Rozporządzenie 2014b). Działania ochronne na rzecz dużych ssaków drapieżnych w PB nie mogą być realizowane wyłącznie w obrębie Białowieskiego Parku Narodowego, ponieważ areale osobnicze rysy i terytoria grup rodzinnych wilków są znacznie większe niż powierzchnia BPN (Jędrzejewska, Jędrzejewski 1998).

6. Przyszłość Puszczy Białowieskiej – konkluzje

W PB powinna dominować ochrona procesów przyrodniczych (ścisła lub czynna zachowawcza), ponieważ zapewnia ona m.in. odpowiednią ilość i jakość martwego drewna oraz starych drzew niezbędnych do życia i rozwoju wielu organizmów z nimi związanych (w tym zagrożonych w Europie) (m.in. Cieśliński et al. 1996; Gutowski, Buchholz 2000; Czyżewska, Cieśliński 2003c; Gutowski et al. 2004; Cieśliński 2009; Kujawa 2009, Bohdan 2014; Karasiński, Wołkowycki 2016). Ważne jest także, aby powierzchnia różnych chronionych środowisk była na tyle duża, by mogły się realizować

wszystkie fazy fluktuacyjne drzewostanów, zapewniając tym samym mikrośrodowiska odpowiednie do rozwoju i życia organizmów o bardzo zróżnicowanych wymaganiach ekologicznych. W lesie, pod warunkiem, że jest wystarczająco rozległy, w którym priorytetem jest ochrona spontanicznych procesów przyrodniczych, zawsze pojawiają się tereny otwarte czy półotwarte, jako skutek zdarzających się naturalnych zaburzeń (śmierci starych drzew, gradacji owadów, skutków huraganowych wiatrów, okiści, powodzi itp.). Gatunki zwierząt (głównie liczne grupy bezkręgowców i ptaków), roślin i grzybów związane z takimi terenami mają więc szansę znaleźć odpowiednie nisze. Oczywiście jest, że w takim lesie gatunki te nie osiągną wielkich liczebności, ale ich bogactwo jest co najmniej takie samo, jak na obszarach leśnych użytkowanych gospodarczo, gdzie terenów otwartych jest zawsze dużo więcej. Taki stan rzeczy wynika z ewolucyjnego przystosowania się organizmów zasiedlających śródleśne tereny otwarte do ich szybkiego wykrywania i kolonizacji. Środowiska otwarte w puszczech pokrywających niegdyś niemal cały kontynent pojawiały się na stosunkowo krótko i w różnych, czasem odległych od siebie miejscach.

Brak jednolitego, całościowego planu ochrony tego cennego terenu, zalecenia w obowiązujących dokumentach dotyczących ochrony Puszczy (por. rozdział Ochrona przyrody w Puszczy Białowieskiej – stan aktualny i współczesne zagrożenia) oraz aktualne zagrożenia dla jej przyrody, wynikające m.in. z tego, że w wielu wydzieleniach w części gospodarczej planuje się pozyskiwanie drewna, „ochronę metodami inżynierii ekologicznej” i „przebudowę grądów”, świadczą o pilnej potrzebie wypracowania spójnego podejścia opartego na następujących zasadach/priorytetach:

- ochrona naturalnych procesów przyrodniczych (ściśła lub czynna zachowawcza) zachodzących w zbiorowiskach leśnych. Podejście takie powinno objąć także te lasy na siedliskach grądu, w których wskutek gospodarki leśnej mamy do czynienia z niezgodnością składów gatunkowych drzewostanów z siedliskiem, w tym przede wszystkim z nadmierną reprezentacją świerka. Ich przebudowa powinna się odbyć siłami natury. Powyższe zalecenia nie powinny dotyczyć zbiorowiska świetlistej dąbrowy, które zachowało się w Puszczy w formie zdegenerowanych płatów liczących kilka hektarów. Jako zbiorowisko pochodzenia antropozoogenicznego, czyli powstałego w wyniku wypasu bydła w lesie, dla zachowania swej kompozycji florystycznej wymaga jego kontynuacji. Zaniechanie wypasu prowadzi bowiem do spadku bogactwa gatunkowego, regeneracji grabu i naturalnego powrotu składu gatunkowego typowego dla grądów;

- ochrona czynna niektórych zbiorowisk nieleśnych oraz enklaw utworzonych przez człowieka, a będących obecnie siedliskiem gatunków chronionych (polany, dawne składnice drewna, zwirownie itp.) przede wszystkim według zaleceń zawartych w planie zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000;

- ograniczenie eksploatacji drzewostanów do niewielkiej powierzchni, w celu zapewnienia drewna na potrzeby lokalnej społeczności (zgodnie z sugestiami zawartymi w Projektach ustaw z roku 2006);

- ograniczenie gospodarki leśnej na pozostałym obszarze (w tym we wspomnianych wcześniej drzewostanach o składzie niezgodnym z siedliskiem) zgodnie z zaleceniami zawartymi w planie zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 oraz we wniosku renomacyjnym do UNESCO).

W debacie o przyszłości PB pojawiają się argumenty podnoszone przez zwolenników zachowania możliwości jej gospodarczego użytkowania, że znaczna część tego kompleksu leśnego jest objęta różnymi formami ochrony. Poza BPN istnieje bowiem gęsta sieć rezerwatów przyrody, chroniących lasy o charakterze naturalnym i toczące się w nich procesy. Zwolennicy tego podejścia stoją więc na stanowisku, że istniejąca sieć obszarów chronionych wyższej rangi, tj. BPN i rezerваты, jest wystarczająca dla ochrony wartości przyrodniczych PB i w związku z tym pozostałą jej część można eksploatować gospodarczo. Podkreślają przy tym, że objęcie ochroną ściśłą maksymalnie 20% Puszczy wystarczy by śledzić naturalne procesy przyrodnicze w niej zachodzące (Brzezicki 2016). Zakładając konieczność trwałości gospodarki leśnej, część naukowców, m.in. Jan Marek Matuszkiewicz, dopuszcza przy tym sztuczne odnawianie miejsc po usuniętych świerczynach różnymi gatunkami drzew (Hilszczański 2016). Tymczasem pobieżna analiza mapy rozmieszczenia terenów chronionych PB pozwala zauważyć, że kontynuacja gospodarczego użytkowania pozostałej części Puszczy doprowadzi z czasem do znaczącej izolacji najcenniejszych obszarów, jakie się w niej zachowały. Taki los spotkał wiele kompleksów leśnych w Polsce i na świecie. Większość z nich to bezimienne lasy. Niektóre zaś, m.in. słynne lasy w stanie Wisconsin w USA (Curtis 1956; cyt. za Burgess and Sharpe 1981), są sztandarowym przykładem ludzkiej bezmyślności i zachłanności. Literatura naukowa od dziesięcioleci pełna jest przykładów badań dotyczących fragmentacji pokrywy leśnej oraz konsekwencji tego zjawiska dla różnych organizmów i procesów ekologicznych (m.in. Helliwell 1976; Burgess, Sharpe 1981; Burgess 1988; Harris, Silva-Lopez 1992; Honnay et al. 2005). Popularna wyszukiwarka Web of Science dla hasła „forest fragmentation” daje 26090 wyników (data dostępu 21.06.2016). Obok zmian klimatycznych oraz inwazji biologicznych, fragmentacja siedlisk jest jednym z trzech głównych czynników powodujących spadek różnorodności biotycznej na świecie (Jackson, Sax 2010). Jest to efekt kurczenia się arealu nadających się do życia siedlisk i wzrostu izolacji żyjących w lasach populacji różnych gatunków. Prowadzi to do zmniejszenia ich zróżnicowania genetycznego oraz nasilenia się odrębności genetycznej między populacjami pochodzącymi z różnych płatów lasów (wskutek dryftu genetycznego, rosnącego poziomu chowu wsobnego oraz ograniczenia przepływu genów pomiędzy populacjami odizolowanymi od siebie przestrzennie) (Honnay et al. 2005). Fragmentacja siedlisk leśnych może negatywnie wpłynąć na liczebność i różnorodność różnych grup organizmów obecnych w izolowanych płatach lasów. Może także spowodować wzrost stosunku obwodu lasu do jego powierzchni, czyli nasilenia się wpływu tzw. efektu brzegowego. Objęta nim powierzchnia lasu wzrośnie kosztem obszaru wnętrza lasu (tzw.

core area), wolnego od działania efektu brzegowego, tj. z odmiennym mikroklimatem, warunkującym egzystencję wielu gatunków leśnych. Wraz z rosnącym zasięgiem efektu brzegowego i zmian mikroklimatycznych, w lesie wzrasta ryzyko inwazji środowisk leśnych przez gatunki obce dla wnętrza lasu, które naturalnie albo w nich nie występują lub występują mniej licznie i tylko okresowo. Zmiany mikroklimatu mogą bowiem stwarzać im dodatkowe szanse na konkurencję z gatunkami leśnymi (Honnay et al. 2005 i literatura tam cytowana).

Opisane wyżej procesy, spowodowane fragmentacją pokrywy leśnej i nasileniem się zaburzeń, wpływają ujemnie na sukces reprodukcyjny wielu gatunków leśnych. Część procesów uruchamianych zostaje po upływie krótkiego czasu, podczas gdy konsekwencje innych uwidaczniają się dopiero po wielu latach. W przypadku niektórych grup organizmów, m.in. roślin runa, efekty dokonujących się w ich środowisku zaburzeń, w tym tych związanych z fragmentacją, uwidaczniają się po upływie wielu dziesięcioleci. Rośliny leśne, dzięki swej długowieczności i wzrostowi klonalnemu, wykazują pozornie obniżoną wrażliwość na fragmentację siedlisk, a w rzeczywistości reagują na nią z pewnym opóźnieniem. W konsekwencji często aktualnie obserwowane rozmieszczenie roślin leśnych nie pozostaje w stanie równowagi z dzisiejszym poziomem fragmentacji siedlisk i dokonujących się w ich środowisku zakłóceń (Eriksson, Ehrlén 2001). Część z nich wyginie dopiero w przyszłości, z chwilą gdy w zbiorowisku ustali się nowy poziom równowagi po zadziałaniu zaburzeń środowiskowych. Zjawisko to Tilman i in. (1994) opisali jako tzw. dług wymierania (ang. extinction debt). Dowiedziono jego istnienia w przypadku roślin runa leśnego (Kolk, Naaf 2015; Naaf, Kolk 2015), epifitycznych porostów leśnych (Ellis, Coppins 2007, 2010), roślin łąkowych (Lindborg, Eriksson 2004) oraz niektórych gatunków zwierząt (Hanski, Ovaskainen 2002). Czas trwania „spłaty długu”, czyli sukcesywnego ustępowania gatunków po zadziałaniu zaburzeń, w przypadku roślin runa leśnego strefy umiarkowanej szacuje się na około 100–250 lat (Vellend et al. 2006).

Eksploatując dzisiejsze lasy gospodarcze PB, uruchamiamy zatem wiele, nie do końca poznanych, procesów, z których część może okazać się nieodwracalna w swych skutkach dla przyrody. Niewątpliwie powolne i sukcesywne przekształcanie kolejnych fragmentów PB spowoduje, że podzieli ona losy innych kompleksów leśnych klimatu umiarkowanego Europy czy Ameryki Północnej. Zgubna dla przyrody tego obszaru będzie bowiem kontynuacja technik hodowli lasu stosowanych w typowych lasach przemysłowych. Niekorzystne zmiany, jakie zaszły w ich wyniku, dzięki zaniechaniu gospodarowania mogą z czasem się cofnąć. Przyszłość PB zależy przede wszystkim od zmian w sposobie naszego myślenia o niej. Jedynie wówczas, gdy przestaniemy ją postrzegać w wymiarze ekonomicznym (rozumianym jako wartość uzyskanego surowca drzewnego a ignorującego wartości usług ekosystemowych) i na dużym obszarze ograniczymy korzystanie z niej do minimum zaspokajającego wyłącznie potrzeby lokalnej ludności, zagwarantujemy przetrwanie tego unikatowego lasu dla przyszłych pokoleń w formie jak najmniej zmienionej przez człowieka.

Konflikt interesów

Autorzy deklarują brak potencjalnych konfliktów.

Podziękowania i źródła finansowania

Autorzy dziękują anonimowemu Recenzentowi za wnikliwe uwagi i przychylną ocenę tekstu.

Opracowanie sfinansowano ze środków własnych Autorów.

Literatura

- Adamowski W. 2009. Flora naczyniowa, w: Białowiecki Park Narodowy. Poznać – Zrozumieć – Zachować (red. C. Okołów, M. Karaś, A. Bołbot), Białowiecki Park Narodowy, Białowieża, 59–72. ISBN 978-83-87054-68-7.
- Arup U. 1997. Skoglig kontinuitet, in: Skyddsvärda lavar i sydvästra Sverige (edit. U. Arup, S. Ekman, I. Kärnefelt, J.-E. Mattsson). SBF-förlaget, Lund, 92–95. ISBN 91-972863-1-1.
- Articus K., Mattsson J.E., Tibell L., Grube M., Wedin M. 2002. Ribosomal DNA and β -tubulin data do not support the separation of the lichens *Usnea florida* and *U. subfloridana* as distinct species. *Mycological Research* 4: 412–418. DOI 10.1017/S0953756202005786.
- Battiste M. 1982. The Biosphere Reserve: A Tool for Environment Conservation and management. *Environmental Conservation* 9: 101–112.
- Berglund H., Jonsson B.G. 2005. Verifying an extinction debt among lichens and fungi in northern Swedish boreal forests. *Conservation Biology* 19: 338–348. DOI 10.1111/j.1523-1739.2005.00550.x.
- BirdLife International. 2016. Important Bird and Biodiversity Area factsheet: Białowieża Forest, <http://www.birdlife.org> [11.07.2016].
- Blicharska M., Angelstam P. 2010. Conservation at risk: conflict analysis in the Białowieża Forest, a European biodiversity hotspot. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 6(1): 68–74. DOI 10.1080/21513732.2010.520028.
- Blicharska M., Van Herzele A. 2015. What a forest? Whose forest? Struggles over concepts and meanings in the debate about the conservation of the Białowieża Forest in Poland. *Forest Policy and Economics* 57: 22–30. DOI 10.1016/j.forpol.2015.04.003.
- Blicharska M., Bobiec A., Bohdan A., Buchholz L., Chylarecki P., Engel J., Falkowski M., Gutowski J.M., Jaroszewicz B., Kepel A., Kujawa A., Latałowa M., Mikusiński G., Mysłajek R.W., Nowak S., Orczewska A., Skubała P., Stepaniuk M., Walankiewicz W., Wesołowski T., Zub K. 2016. Spór o przyszłość Puszczy Białowieckiej. *Las Polski* 11: 8–9.
- Błoński F. 1888. Spis roślin skrytopłciowych zebranych w 1887 r. w Puszczy Białowieckiej. *Pamiętnik Fizjograficzny* 8: 75–119.
- Bobiec A. 2012. Białowieża Primeval Forest as a remnant of culturally modified ancient forest. *European Journal of Forest Research* 131: 1269–1285. DOI 10.1007/s10342-012-0597-6.
- Bobiec A., Bobiec M. 2012. Influence of spruce decline in stands of the Białowieża National Park on natural oak regeneration. *Sylvan* 156(4): 243–251.
- Boch S., Prati D., Müller J., Socher S., Baumbach H., Buscot F., Gockel S., Hemp A., Hessenmöller D., Kalko E.K.V., Linsenmair K.E., Pfeiffer S., Pommer U., Schöning I., Schulze E.-D., Seilwinder C., Weisser W.W., Wells K., Fischer M. 2013. High

- plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. *Basic and Applied Ecology* 14: 496–505. DOI 10.1016/j.baec.2013.06.001.
- Bocherens H., Hofman-Kamińska E., Drucker D.G., Schmöcke U., Kowalczyk R. 2015. European bison as a refugee species? Evidence from isotopic data on early Holocene bison and other large herbivores in Northern Europe. *PLoS ONE* 10(2): e0115090. DOI 10.1371/journal.pone.0115090.
- Bohdan A. 2014. Znaczenie ochrony biernej dla zachowania porostów – reliktyw lasów pochodzenia pierwotnego w Puszczy Białowieskiej. *Przegląd Przyrodniczy* 25(4) 151–161.
- Brzeziecki B. 2016. Trzeba dostrzec dynamikę Puszczy. *Las Polski* 6: 8–11.
- Brzeziecki B., Pommerenin A., Miścicki S., Drozdowski S., Żybura H. 2016. A common lack of demographic equilibrium among tree species in Białowieża National Park (NE Poland): evidence from long-term plots. *Journal of Vegetation Science* 27: 460–469. DOI 10.1111/jvs.12369.
- Buchholz L., Burakowski B. 1989. *Isorhipis marmottani* (Bonvouloir, 1781) (Coleoptera, Eucnemidae) – nowy dla fauny Polski przedstawiciel gołęczykowatych. *Przegląd Zoologiczny* 33(1): 89–95.
- Buchholz L., Burakowski B. 1992. Weryfikacja danych o występowaniu i nowe stanowiska *Pseudanostirus globicollis* (Germ.) (Coleoptera, Elateridae) w Polsce. *Wiadomości Entomologiczne* 11(2): 121–122.
- Buchholz L., Ossowska M. 1998. Nowe dane o występowaniu czterech mało znanych gatunków z rodziny sprężkowatych (Coleoptera: Elateridae), w niektórych rejonach Europy Środkowej. *Wiadomości Entomologiczne* 17(1): 21–36.
- Bujakiewicz A. 1994. Macrofungi in the alder forests of the Białowieża National Park. *Mycologia Helvetica* 6(2): 57–76.
- Bujakiewicz A. 2002. New, rare and endangered fungi in the Białowieża Primeval Forest. *Polish Botanical Journal* 47: 113–124.
- Bujakiewicz A. 2003. Puszcza Białowieska ostoją rzadkich i zagrożonych grzybów wielkoowocnikowych. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody* 22(3): 323–346.
- Bujakiewicz A., Kujawa A. 2010. Grzyby wielkoowocnikowe wybranych rezerwatów przyrody Puszczy Białowieskiej. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody* 29(1): 3–26.
- BULiGL 2015. Ekspertyza na potrzeby aneksu do Planu Urządzenia Lasu Nadleśnictwa Białowieża zawierająca ocenę stanu lasu oraz określającą zakres niezbędnych działań gospodarczo-ochronnych dla zachowania drzewostanów świerkowych. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Białymstoku.
- Burgess R.L. 1988. Community organization: effects of landscape fragmentation. *Canadian Journal of Botany* 66: 2687–2690. DOI 10.1139/b88-363.
- Burgess R.L., Sharpe D.M. (edit.) 1981. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag, New York, Heidelberg, Berlin, 320 s. ISBN 978-0-387-90584-6.
- Catford J.A., Daehler C.C., Murphy H.T., Sheppard A.W., Hardesty B.D., Westcott D.A., Rejmánek M., Bellingham P.J., Pergl J., Horvitz C.C., Hulme P.E. 2012. The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 231–241. DOI 10.1016/j.ppees.2011.12.002.
- Chodkiewicz T., Kuczyński L., Sikora A., Chylarecki P., Neubauer G., Ławicki L., Stawarczyk T. 2015. Ocena liczebności populacji ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008–2012. *Ornis Polonica* 56: 149–189.
- Chudzicka E., Skibińska E. 2003. Różnorodność gatunkowa – zwierzęta, w: Różnorodność biologiczna Polski (red. R. Andrzejewski, A. Weigle), Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska, Warszawa, 93–138. ISBN: 83-85908-75-7.
- Ciechanowski M., Bogdanowicz W. 2014 Mammalia, w: Fauna Polski. Charakterystyka I wykaz gatunków. Tom IV (red. W. Bogdanowicz, E. Chudzicka, I. Pilipiuk, E. Skibińska). Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa, 429–517. ISBN 9788388147142.
- Cieśliński S. 2003. Atlas rozmieszczenia porostów (Lichenes) w Polsce północno-wschodniej. *Phytocoenosis* 15 (N.S.), *Supplementum Cartographiae Geobotanicae* 15: 1–430.
- Cieśliński S. 2008. Znaczenie ochrony rezerwatowej dla zachowania bioty porostów (Ascomycota lichenisati) w Puszczy Kozienickiej. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 3(19): 99–109.
- Cieśliński S. 2009. Porosty, w: Białowieży Park Narodowy. Poznać – Zrozumieć – Zachować. (red. C. Okołów, M. Karaś, A. Bołbot), Białowieży Park Narodowy, Białowieża, 73–86. ISBN 9788387054687.
- Cieśliński S. 2010. Wykaz gatunków porostów (grzybów zlichenizowanych) Puszczy Białowieskiej (NE Polska). *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody* 29(2): 3–39.
- Cieśliński S., Czyżewska K. 1997. Lichenes, in: Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park. Ecological Atlas (Project CRYPTO 4), (edit. J.B. Faliński, W. Mułenko), *Phytocoenosis* 9 (N.S.), *Supplementum Cartographiae Geobotanicae* 7: 123–163.
- Cieśliński S., Czyżewska K. 2002. Porosty Puszczy Białowieskiej na tle innych kompleksów leśnych w Polsce północno-wschodniej. *Kosmos* 51(4): 443–451.
- Cieśliński S., Czyżewska K., Fabiszewski J. 2006. Red list of the lichens in Poland, in: Red list of plants and fungi in Poland. (edit. Z. Mirek, K. Zarzycki, W. Wojewoda, Z. Szelaż). W. Szafer Institute of Botany Polish Academy of Science, Kraków, 71–89. ISBN 83-89648-38-5.
- Cieśliński S., Czyżewska K., Faliński J.B., Klama H., Mułenko W., Żarnowiec J., 1996. Relicts of the primeval (virgin) forest. Relict phenomena, in: Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park (Project CRYPTO 3). (edit. J.B. Faliński, W. Mułenko). *Phytocoenosis* 8 (N.S.) *Archiwum Geobotanicum* 6: 197–216.
- Cieśliński S., Tobolewski Z. 1988. Porosty (Lichenes) Puszczy Białowieskiej i jej zachodniego przedpola. *Phytocoenosis* 1 (N. S.), *Supplementum Cartographiae Geobotanicae* 1: 1–216.
- Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199(4335): 1302–1310.
- Coppins A.M., Coppins B.J. 2002. Indices of ecological continuity for woodland epiphytic lichen habitats in the British Isles. *British Lichen Society, London*, 37 s. ISBN: 0 9540418 44.
- Czarnota P. 2012. Lichen protection needs natural forest disturbances – examples from some Polish Western Carpathians national parks, in: Lichen protection – protected lichen species. (edit. L. Lipnicki), Sonar Literacki, Gorzów Wielkopolski: 53–66. ISBN: 978-83-63189-19-8.
- Czarnota P., Zalewska A., Szymczyk R. 2013. Niepubl. Importance of post-bark beetle Norway spruce snags for the protection of lichen diversity in the Western Carpathians.
- Czerepko J. 2008. A long-term study of successional dynamics in the forest wetlands. *Forest Ecology and Management* 255: 630–642. DOI 10.1016/j.foreco.2007.09.039.
- Czeszczewik D., Walankiewicz W., Stańska M. 2008. Small mammals in nests of cavity-nesting birds: Why should ornithologists study rodents? *Canadian Journal of Zoology* 86: 286–293. DOI 10.1139/z07-139.

- Czeszczewik D., Zub K., Stanski T., Sahel M., Kapusta A., Walaniewicz W. 2015. Effects of forest management on bird assemblages in the Białowieża Forest, Poland. *iForest* 8: 377–385. DOI 10.3832/for1212-007.
- Czyżewska K. 2003. Ocena zagrożenia bioty porostów Polski. *Monographiae Botanicae* 91: 241–249. DOI 10.5586/mb.2003.014.
- Czyżewska K., Cieśliński S. 2003a. Czerwona lista porostów zagrożonych w Puszczy Białowieskiej. *Monographiae Botanicae* 91: 107–119. DOI 10.5586/mb.2003.006.
- Czyżewska K., Cieśliński S. 2003b. Regionalne czerwone listy porostów zagrożonych. *Monographiae Botanicae* 91: 51–62. DOI 10.5586/mb.2003.002.
- Czyżewska K., Cieśliński S. 2003c. Porosty – wskaźniki niżowych lasów puszczańskich. *Monographiae Botanicae* 91: 223–239. DOI 10.5586/mb.2003.013.
- Czyżewska K., Kukwa M. 2009. Lichenicolous fungi of Poland. A catalogue and key to species, in: Biodiversity of Poland 11. (edit. Z. Mirek). W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 1–133.
- Denisiuk Z., Witkowski Z. 1990. Rezerваты Biosfery w Polsce. Białowieży Park Narodowy. Komitet Naukowy przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”, Zakład Ochrony Przyrody i Zasobów Naturalnych PAN. Ossolineum, 54 s. ISBN 8304037521.
- Disney R.H.L., Durska E. 1998. A new genus and new species of Phoridae from Poland. *European Journal of Entomology* 95: 437–453.
- Domański S. 1967. Specyfika mikoflory nadrzecznej Białowieżskiego Parku Narodowego ze szczególnym uwzględnieniem grzybów z rzędu Aphyllorphorales. *Sylwan* 111(1): 17–27.
- Drozdowski S., Brzeziecki B., Żybura H., Żybura B., Gawron L., Buraczyk W., Zajączkowski J., Bolibok L., Szeligowski H., Bielak K., Widawska Z. 2012. Wieloletnia dynamika starodrzewów w zagospodarowanej części Puszczy Białowieskiej: gatunki ekspansywne i ustępujące. *Sylwan* 156(9): 663–671.
- Dzwonko Z., Loster S. 2001. Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. *Prace Geograficzne* 178: 119–132.
- Ehrlén J., Lehtilä K. 2002. How perennial are perennial plants? *Oikos* 98: 308–322. DOI 10.1034/j.1600-0706.2002.980212.x.
- Ellis C.J., Coppins B.J. 2007. 19th century woodland structure controls stand-scale epiphyte diversity in present-day Scotland. *Diversity and Distribution* 13: 84–91. DOI 10.1111/j.1366-9516.2006.00310.x.
- Eriksson O., Ehrlén J. 2001. Landscape fragmentation and the viability of plant populations, in: Integrating Ecology and Evolution in a Spatial Context. 14th Special Symposium of the British Ecological Society. (edit. J. Silvertown, J. Antonovics) Blackwell Science, Oxford, 423 s. ISBN 9780521549332.
- Faliński J.B. 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forest. Ecological studies in Białowieża forest. *Geobotany* 8: 1–357. Dr Junk Publishers, Dordrecht-Boston-Lancaster. ISBN 978-94-010-8631-8.
- Faliński J.B. 1998. Invasive alien plants, vegetation dynamics and neophytism. *Phytocoenosis* 10 (N.S.) *Supplementum Cartographiae Geobotanicae* 9: 163–187.
- Faliński J.B., Mułenko W. (red.). 1997. Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park. Ecological Atlas (Project CRYPTO 4). *Phytocoenosis* 9 (N.S.), *Supplementum Cartographiae Geobotanicae*.
- Fałtynowicz W. 2003. Lichenes, lichenicolous and allied fungi of Poland. An annotated checklist, in: Biodiversity of Poland 1 (red. Z. Mirek). W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 1–435. ISBN 83-89648-06-7.
- Gauslaa Y. 1995. The *Lobarion*, an epiphytic community of ancient forests threatened by acid rain. *Lichenologist* 27: 59–76. DOI 10.1017/S0024282995000077.
- Gierczyk B., Kujawa A., Szczepkowski A., Karasiński D. 2014. Materiały do poznania mykobioty Puszczy Białowieskiej. *Przegląd Przyrodniczy* 25(1): 3–36.
- Gierczyk B., Kujawa A., Szczepkowski A. 2015. XX Jubileuszowa wystawa grzybów Puszczy Białowieskiej. Materiały do poznania mykobioty Puszczy Białowieskiej. *Przegląd Przyrodniczy* 26(1): 11–29.
- Gierczyk B., Szczepkowski A., Kujawa A. 2013. XVIII Wystawa Grzybów Puszczy Białowieskiej. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 32(2): 88–112.
- Golubkov V., Bohdan A., Popławska M. 2011. Nowe, rzadkie i interesujące gatunki porostów Białowieżskiego Parku Narodowego. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 30(3–4): 15–26.
- Grove S.J. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 1–23. DOI 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507.
- Gryz J., Krauze-Gryz D. 2014. Nowe stwierdzenie zająca bielaka *Lepus timidus* w Puszczy Białowieskiej. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzną* 70(3): 283–284.
- Gutowski J.M. 1988. *Acmaeops angusticollis* (Gebler, 1833) (Coleoptera, Cerambycidae) w Polsce. *Polskie Pismo Entomologiczne* 58(2): 493–496.
- Gutowski J.M., Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K. (red.). 2004. Drugie życie drzewa. WWF Polska, Warszawa – Hajnówka, 245 s. ISBN 83-916021-6-8.
- Gutowski J.M., Buchholz L. 2000. Owady leśne – zagrożenia i propozycje ochrony. *Wiadomości Entomologiczne* 18, Supl. 2: 43–72.
- Gutowski J.M., Czachorowski S., Górski P., Wanat M. 2009. XI Bezkręgowce, w: Białowieży Park Narodowy, Poznać-Zrozumieć-Zachować. (red. C. Okołów, M. Karaś, A. Bołbot). Białowieży Park Narodowy, Białowieża, 161–176. ISBN 9788387054687.
- Gutowski J.M., Jaroszewicz B. (red.). 2001. Katalog fauny Puszczy Białowieskiej. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, 403 s. ISBN 83-87647-22-5.
- Gutowski J.M., Jaroszewicz B. 2004. Puszcza Białowieska jako ostoja europejskiej fauny owadów. *Wiadomości Entomologiczne* 23, Supl. 2: 67–87.
- Gutowski J.M., Kubisz D., Sućko K. 2012. *Nacerdes carniolica* (Gistel, 1834) (Coleoptera: Oedemeridae) – nowy chrząszcz dla polskiej fauny. *Wiadomości Entomologiczne* 31(4): 267–273.
- Guzow-Krzemińska B., Czarnota P., Łubek A., Kukwa M. 2016. *Micarea soralifera* sp. nov., a new sorediate species in the *M. prasina* group. *Lichenologist* 48(3): 161–169. DOI 10.1017/S0024282916000050.
- Hanski I., Ovaskainen O. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16(3): 666–673. DOI 10.1046/j.1523-1739.2002.00342.x.
- Harris L.D., Lopes G.S. 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity, in: Conservation Biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management. (edit. P.L. Fiedler, K.J. Subodh). Chapman and Hall. New York and London, 196–237. ISBN 0 412 01961 2.
- Hawksworth D.L., Rose F., Coppins B.J. 1973. Changes in the lichen flora of England and Wales attributable to pollution by sulphur dioxide, in: Air pollution and lichens. (edit. B.W. Ferry, M.S.

- Baddeley, D.L. Hawksworth) Athlone Press, London, 331–367. ISBN 0485111403.
- Hedemann O. 1939. Dzieje Puszczy Białowieskiej w Polsce przedzoborowej (w okresie do 1798 roku). Instytut Badawczy Lasów Państwowych, Rozprawy i Sprawozdania, Seria A, 41, Warszawa.
- Helliwell D.R. 1976. The effects of size and isolation on the conservation value of wooded sites in Britain. *Journal of Biogeography* 3: 213–221.
- Hermý M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91: 9–22. DOI 10.1016/S0006-3207(99)00045-2.
- Hillen J., Kiefer A., Veith M. 2010. Interannual fidelity to roosting habitat and flight paths by female western barbastelle bats. *Acta Chiropterologica* 12(1): 187–195. DOI 10.3161/150811010X504680.
- Hilszczański J. 2016. Blokada etatu cięć to był strzał w stopę. Rozm. przepr. B. Grabowska. *Głos Lasu* 2: 8–13.
- Honnay O., Jacquemyn H., Bossuyt B., Hermý M. 2005. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist* 166: 723–36. DOI 10.1111/j.1469-8137.2005.01352.x.
- Jackson S.T., Sax D.F. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology and Evolution* 25(3): 153–160. DOI 10.1016/j.tree.2009.10.001.
- Jałoszyński P., Gawroński R., Kaźmierczak M., Gutowski J.M. 2005. Nowe dla Polski i rzadkie chrząszcze z rodzaju *Euplectes* Leach (Coleoptera: Staphylinidae: Pselaphinae). *Wiadomości Entomologiczne* 24(3): 147–152.
- Jaroszewicz B. 2010. Charakterystyka przyrodnicza i historia Puszczy Białowieskiej i jej przedpola, w: Z Mazowsza na Polesie i Wileńszczyznę. Zróżnicowanie i ochrona szaty roślinnej pogranicza Europy Środkowej i Północno-Wschodniej (red. A. Obidziński). Polskie Towarzystwo Botaniczne, Warszawa, 213–223. ISBN 83-86292-78-4.
- Jaroszewicz B., Bobiec A., Eycott A.E. 2016. Lack of demographic equilibrium indicates natural, large-scale forest dynamics, not a problematic forest conservation policy – a reply to Brzeziecki et al. *Journal of Vegetation Science* DOI 10.1111/vs.12458 (in press).
- Jaskanis J. 2012. Wodzowskie kurhany kultury wielbarskiej na Podlasiu. Muzeum Podlaskie w Białymstoku, Białystok. ISBN 978-83-87026-10-3.
- Jędrzyckowski W.B., Gutowski J.M. 2014. Biedronkowate (Coleoptera: Coccinellidae) Puszczy Białowieskiej. *Wiadomości Entomologiczne* 33(3): 200–213.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 1998. Predation in vertebrate communities. The Białowieża Primeval Forest as a case study. Springer-Verlag, Berlin, 452 s. ISBN 978-3-642-08384-6.
- Karasiński D., Kujawa A., Piątek M., Ronikier A., Wołkowycki M. 2009. Contribution to biodiversity assessment of European primeval forests: new records of rare fungi in the Białowieża Forest. *Polish Botanical Journal* 54(1): 55–97.
- Karasiński D., Kujawa A., Szczepkowski A., Wołkowycki M. 2010. Plan Ochrony Białowieskiego Parku Narodowego. Operat ochrony gatunków grzybów. Maszynopis.
- Karasiński D., Wołkowycki M. 2015. An annotated and illustrated catalogue of Polypores (Agaricomycetes) of the Białowieża Forest (NE Poland). *Polish Botanical Journal* 60(2): 217–292. DOI 10.1515/pbj-2015-0034.
- Keczyński A. 2002. Wpływ kornika drukarza na drzewostany obszaru ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego. *Kosmos* 257: 471–474.
- Keczyński A. 2005. Zmiany struktury drzewostanów wykształconych na glebach hydrogenicznych – na przykładzie wybranych powierzchni badawczych w Białowieskim Parku Narodowym. *Leśne Prace Badawcze* 4: 87–102.
- Keczyński A. 2007. Regeneracja grądu *Tilio-Carpinetum* Tracz. 1962 w następstwie dawnego użytkowania lasu w Białowieskim Parku Narodowym. *Sylvan* 1: 58–65.
- Kerley G.I.H., Kowalczyk R., Cromsigt J.P.G.M. 2012. Conservation implications of the refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal habitat? *Ecography* 35: 519–529. DOI 10.1111/j.1600-0587.2011.07146.x.
- Kiszka J. 1977. Wpływ emisji miejskich i przemysłowych na florę porostów (Lichenes) Krakowa i Puszczy Niepołomnickiej. *Prace Monograficzne Wyższej Szkoły Pedagogicznej w Krakowie* 19: 1–133.
- Klimeš L., Klimešova J., Hendriks R., van Groenendael J. 1997. Clonal plant architecture: a comparative analysis of form and function, in: The Ecology and Evolution of Clonal Plants. (edit. H. de Kroon, J. van Groenendael). Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 453 s. ISBN 90-73348-73-0.
- Kolk J., Naaf T. 2015. Herb layer extinction debt in highly fragmented temperate forests – Completely paid after 160 years? *Biological Conservation* 182: 164–172. DOI 10.1016/j.biocon.2014.12.004.
- Kościelniak R. 2007. *Usnea florida* – threatened species of rich biotopes in the Polish Eastern Carpathians. *Acta Mycologica* 42(2): 281–286. DOI 10.5586/am.2007.031.
- Kościelniak R. 2008. Znaczenie lasów o charakterze pierwotnym i naturalnym dla zachowania różnorodności gatunkowej porostów w Bieszczadach. *Roczniki Bieszczadzkie* 16: 67–76.
- Kowalczyk R., Zalewski A., Jędrzejewska B. 2004. Seasonal and spatial pattern of shelter use by badgers *Meles meles* in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Acta Theriologica* 49: 75–92.
- Kraśnińska M., Kraśniński Z.A. 2004. Zubr. Monografia przyrodnicza. SFP Hajstra, Warszawa-Białowieża.
- Krawiec F. 1938. Materiały do flory porostów północno-wschodniej Polski. *Sprawozdania Komisji Fizjograficznej Polskiej Akademii Umiejętności* 71: 65–82.
- Krzyściak-Kosińska R., Arnolbik V., Antczak A. 2012 “Belovezhskaya Pushcha / Białowieża Forest” world heritage site (33 bis) proposed modification of the criteria and boundaries change of the name of the property. Nomination Dossier to the UNESCO for the Inscription on the World Heritage List. <http://whc.unesco.org/uploads/nominations/33ter.pdf> [27.05.2016].
- Kubiak D. 2013a. Porosty jako wskaźniki ciągłości ekologicznej zbiorowisk leśnych, w: Biologiczne metody oceny stanu środowiska. Tom 1. Ekosystemy lądowe. (red. M. Dynowska, H. Ciecierska). Wyd. Mantis, Olsztyn, 125–151. ISBN 978-83-62860-20-3.
- Kubiak D. 2013b. The significance of old-growth forests in maintaining lichen diversity – an example from the remnants of the Mazovian Forest. *Forest Research Papers* 74(3): 245–255. DOI 10.2478/frp-2013-0024.
- Kubisz D. 2000. *Mordellochroa milleri* Emery (Mordellidae), *Anaspis bohémica* Schilsky (Scraptiidae) i *Corticium bicoloroides* (Roubal) (*Tenebrionidae*) – nowe dla fauny Polski gatunki

- chrząszczy (*Coleoptera: Tenebrionoidea*). *Wiadomości Entomologiczne* 19(1): 9–14.
- Kuijper, D.P.J., Jędrzejewska, B., Brzeziecki, B., Churski, M., Jędrzejewski, W., Żybura, H. 2010. Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Białowieża Primeval forest, Poland. *Journal of Vegetation Science* 21: 1082–1098. DOI 10.1111/j.1654-1103.2010.01217.x.
- Kujawa A. 2009. Grzyby wielkoowocnikowe, w: Białowiecki Park Narodowy. Poznać – zrozumieć – zachować. (red. C. Okołów, M. Karaś, A. Bołbot). Białowiecki Park narodowy, Białowieża, 87–110. ISBN 9788387054687.
- Kukwa M. 2005. Nowe stanowiska rzadkich i interesujących porostów na Pomorzu Gdańskim. *Acta Botanica Cassubica* 5: 95–111.
- Kukwa M., Lúbek A., Szymczyk R., Zalewska A. 2012a. Seven lichen species new to Poland. *Mycotaxon* 120: 105–118. DOI 10.5248/120.105.
- Kukwa M., Pietnoczko M., Czyżewska K. 2012b. The lichen family *Parmeliaceae* in Poland II. The genus *Cetrelia*. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 81(1): 43–52. DOI 10.5586/asbp.2012.007.
- Kukwa M., Schiefelbein U., Czarnota P., Halda J., Kubiak D., Palice Z., Naczka A. 2008. Notes on some noteworthy lichens and allied fungi found in the Białowieża Primeval Forest in Poland. *Bryonora* 41: 1–11.
- Kwiatkowski W. 1994. Krajobrazy roślinne Puszczy Białowieckiej. *Phytocoenosis* 6. *Supplementum Cartographiae Geobotanicae* 35–87.
- Latałowa M., Zimny M., Jędrzejewska B., Samojlik T. 2015. Białowieża Primeval Forest: a 2000-year interplay of environmental and cultural forces in Europe's best preserved temperate woodland, in: Europe's changing woods and forests: From wild-wood to managed landscapes. Chapter 17. (edit. K.J. Kirby, C. Watkins) CAB International, 243–264. ISBN 9781780643373.
- Latałowa M., Zimny M., Pędziszewska A., Kupryjanowicz M. 2016. Postglacjalna historia Puszczy Białowieckiej – roślinność, klimat i działalność człowieka. *Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody* 35(1) (w druku).
- Leczewicz W. 1954. Porosty Białowieży. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 1(2): 38–47.
- Lindborg R., Eriksson O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840–1845. DOI 10.1890/04-0367.
- Lúbek A., Jaroszewicz B. 2012. New, rare and noteworthy species of lichens and lichenicolous fungi from Białowieża Forest. *Polish Journal of Natural Sciences* 27: 275–287. ISBN 978-83-86292-58-5.
- Lúbek A., Kukwa M. 2016. Grzyby naporostowe w zbiorowiskach leśnych Białowieckiego Parku Narodowego, w: Botanika – tradycja i nowoczesność. Streszczenia referatów i plakatów 57. Zjazdu Polskiego Towarzystwa Botanicznego, Lublin 27 czerwca – 3 lipca 2016 (red. E. Szczuka, G. Szymczak, M. Śmigala, R. Marciniak), 205–206. ISBN 978-83-86292-58-5.
- Mahlzan E. 2009. Biomonitoring środowiska leśnego Puszczy Białowieckiej. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 40: 439–447.
- Mahlzan E., Kwiatkowski W., Pierzgałski E. 2009. Przyroda nieożywiona, w: Białowiecki Park Narodowy. Poznać – Zrozumieć – Zachować. (red. C. Okołów, M. Karaś, A. Bołbot) BPN, Białowieża, 18–36. ISBN 9788387054687.
- Matuszkiewicz J.M. 2007a. Zmiany w grądach, borach mieszanych i łęgach jesionowo-olszowych puszczy Białowieckiej, w: obotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski. (red. J.M. Matuszkiewicz). Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Monografie 8, 197–289. ISBN 978-83-87954-78-0.
- Matuszkiewicz J.M. 2007b. Ogólne kierunki zmian w zbiorowiskach leśnych polski, ich przyczyny oraz prognoza przyszłych kierunków rozwojowych, w: Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski. (red. J.M. Matuszkiewicz). Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Monografie 8: 670–688. ISBN 978-83-87954-78-0.
- Matwiejuk, A., Bohdan, A. 2011. New records of *Plectocarpon lichenum* from Białowieża Forest (Poland). *Herzogia* 24: 381–383. DOI 10.13158/hea.24.2.2011.381.
- Matwiejuk A., Bohdan A. 2014. New sites of *Bryoria capillaris* (Ach.) Brodo & D. Hawksw. (Ascolichenes, Parmeliaceae) in the Polish part of the Białowieża Forest. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu* 390, *Botanika Steciana* 18(3): 181–185. DOI 10.12657/steciana.018.019.
- McKinney M.L., Lockwood J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 540–545.
- Mikusińska A., Zawadzka B., Samojlik T., Jędrzejewska B., Mikusiński G. 2013. Quantifying landscape change during the last two centuries in Białowieża Primeval Forest. *Applied Vegetation Science* 16: 217–226. DOI 10.1111/j.1654-109X.2012.01220.x.
- Naaf T., Kolk J. 2015. Colonization credit of post-agricultural forest patches in NE Germany remains 130–230 years after reforestation. *Biological Conservation* 182: 155–163. DOI 10.1016/j.biocon.2014.12.002.
- Naaf T., Wulf M. 2010. Habitat specialists and generalists drive homogenization and differentiation of temperate forest plant communities at the regional scale. *Biological Conservation* 143: 848–855. DOI 10.1016/j.biocon.2009.12.027.
- Nascimbene J., Thor G., Nimis P.L. 2013. Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe – A review. *Forest Ecology and Management* 298: 27–38. DOI 10.1016/j.foreco.2013.03.008.
- Niemelä T. 2013. Polypores of the Białowieża Forest. Białowiecki Park Narodowy, Białowieża, 135 s. ISBN 978-83-87054-19-9.
- Nespiak A. 1959. Studia nad udziałem grzybów kapeluszowych w zespołach leśnych na terenie Białowieckiego Parku. *Monographiae Botanicarum* 8: 3–141.
- Niklasson M., Zin E., Zielonka T., Feijen M., Korczyk A.F., Churski M., Samojlik T., Jędrzejewska B., Gutowski J.M., Brzeziecki B. 2010. 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology* 98: 1319–1329. DOI 10.1111/j.1365-2745.2010.01710.x.
- Okołów C. 2015. Materiały do oceny bioróżnorodności Puszczy Białowieckiej. Nowe dla nauki gatunki organizmów opisane z Puszczy Białowieckiej. *Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody* 34(3): 89–98.
- Olden J.D., Poff N.L., Douglas M.R., Douglas M.E., Fausch K.D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 18–24. DOI 10.1016/j.tree.2003.09.010.
- Orłóś H. 1960. Badania nad funkcją ekologiczną grzybów z rodziny *Polyporaceae* w różnych typach lasu Białowieckiego Parku Narodowego. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa* 193: 5–100.
- Paluch R. 2009. Monitoring stanowisk granicznika płucnika (*Lobaria pulmonaria* L.) w lasach Nadleśnictwa Białowieża i zalece-

- nia praktyczne dla jego ochrony. *Leśne Prace Badawcze* 70(2): 175–181.
- Pawłowski J., Kubisz D., Mazur M. 2002. *Coleoptera* Chrząszcze, w: Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. (red. Z. Głowaciński). Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk, Kraków, 88–110. ISBN 83-901236-8-1.
- Peterken G.F. 1974. A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biological Conservation* 6: 239–245. DOI 10.1016/0006-3207(74)90001-9.
- Peterken G.F. 1996. Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions. University Press, Cambridge – New York – Melbourne, 540 s. ISBN 0521367929.
- Pierzgalski E., Boczoń A., Tyszka J. 2002. Zmienność opadów i położenia wód gruntowych w Białowieskim Parku Narodowym. *Kosmos* 51(4): 415–425.
- Pilát A. 1950. Contribution to the knowledge of the Hymenomyces of Białowieża virgin forest in Poland. *Studia Botanica Československa* 11: 145–173.
- Podgórski T., Schmidt K., Kowalczyk R., Gulczyńska A. 2008. Microhabitat selection by Eurasian lynx and its implications for species conservation. *Acta Theriologica* 53: 97–110. DOI 10.1007/BF03194243.
- Polski Komitet ds. UNESCO 2016a. <http://www.unesco.pl/?id=290> [23.06.2016].
- Polski Komitet ds. UNESCO 2016b. <http://www.unesco.pl/nauka/czlowiek-i-biosfera-mab/polskie-rezerwaty-mab/> [23.06.2016].
- Popławska. M. 2012. Porosty dębu szypułkowego *Quercus robur* L. w Białowieskim Parku Narodowym. Praca magisterska wykonana w Zakładzie Botaniki Instytut Biologii Uniwersytetu w Białymstoku, maszynopis.
- Projekty ustaw 2006. Puszcza Białowieska. Dziedzictwo przyrodnicze i kulturowe. Projekty ustaw. https://www.mos.gov.pl/fileadmin/user_upload/mos/Puszcza_Bialowieska/Program_dzialan_na_rzecz_Puszczy_Bialowieskiej/USTAWa_BPN_projekt_prezydencki.pdf. [25.05.2016].
- Pucek Z. 2001a. *Dryomys nitedula*, w: Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. (red. Z. Głowaciński). Państwowe Wydawnictwa Rolnicze i Leśne, Warszawa, 77–79. ISBN 83-09-01735-9.
- Pucek Z. 2001b. *Sorex caecutiens*, w: Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. (red. Z. Głowaciński). Państwowe Wydawnictwa Rolnicze i Leśne, Warszawa, 41–42. ISBN 83-09-01735-9.
- Pucek Z., Jurczyszyn M. 2001. *Glis glis*, w: Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. (red. Z. Głowaciński). Państwowe Wydawnictwa Rolnicze i Leśne, Warszawa, 79–81. ISBN 83-09-01735-9.
- Pugaczewicz E. 1997. Ptaki lęgowe Puszczy Białowieskiej. PTOP, Białowieża. ISBN 83-903553-5-3.
- Pykälä J. 2004. Effects of new forestry practices on rare epiphytic macrolichens. *Conservation Biology* 18: 831–838. DOI 10.1111/j.1523-1739.2004.00210.x.
- Rachwald A., Ruczyński I. 2015. Common pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber, 1774) in the bat fauna of the Białowieża Primeval Forest. *Leśne Prace Badawcze* 76(2): 180–183. DOI 10.1515/frp-2015-0017.
- Razowski J. (red.) 1990. Wykaz zwierząt Polski. T. 1. Wrocław -Warszawa-Kraków, Zakład Narodowy im. Ossolińskich, Wyd. PAN, 158 s.
- Razowski J. (red.) 1991a. Wykaz zwierząt Polski. T. 2. Wrocław -Warszawa-Kraków, Zakład Narodowy im. Ossolińskich, Wyd. PAN, 342 s.
- Razowski J. (red.) 1991b. Wykaz zwierząt Polski. T. 3. Kraków, Krakowskie Wyd. Zool., 217 s.
- Razowski J. (red.) 1997a. Wykaz zwierząt Polski. T. 4. Kraków, Wyd. Inst. Syst. i Ewol. Zwierząt PAN, 303 s. ISBN 83-907187-0-7.
- Razowski J. (red.) 1997b. Wykaz zwierząt Polski. Kraków, Wyd. Inst. Syst. i Ewol. Zwierząt PAN, vol. 5, 260 s. ISBN 83-907187-1-5.
- RDLP 2011. Program gospodarczo-ochronny Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Puszcza Białowieska” na lata 2012–2021. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych, Białystok.
- Rose F. 1976. Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands, in: Lichenology: progress and problems (edit. D.H. Brown, D.L. Hawksworth, R. H. Bailey) Academic Press, London-New York, 279–307.
- Rose F. 1992: Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats, in: Bryophytes and lichens in a changing environment. (edit. J.W. Bates, A. Farmer) Oxford, Clarendon Press, 211–233. ISBN 0198542917.
- Rose F., Coppins A.M. 2002. Site assessment of epiphytic habitats using lichen indices, in: Monitoring with lichens – monitoring lichens. (edit. P.L. Nimis, C. Scheidegger, P.A. Wolseley) Kluwer Academic Publisher, Dordrecht-Boston-London, 343–348. ISBN 1-4020-0430-3.
- Rowiński P. 2010. Puszcza Białowieska, w: Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. (red. T. Wilk, M. Jujka, J. Krogulec, P. Chylarecki) OTOP, Marki. ISBN: 83-89830-02-7.
- Rozporządzenie 2005. Rozporządzenie Wojewody Podlaskiego Nr 7/05 z dnia 25 lutego 2005r. w sprawie Obszaru Chronionego Krajobrazu „Puszcza Białowieska”. Dz.U. Województwa Podlaskiego 54, poz. 720.
- Rozporządzenie 2011. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 stycznia 2011 r. w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków. Dz.U. 25, poz. 133.
- Rozporządzenie 2014a. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów. Dz.U. 2014, poz. 1408.
- Rozporządzenie 2014b. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 7 listopada 2014 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla Białowieskiego Parku Narodowego. Dz.U. 2014, poz. 1735.
- Ruczyński I., Bogdanowicz W. 2005. Roost cavity selection by *Nyctalus noctula* and *N. leisleri* (Vespertilionidae, Chiroptera) in Białowieża Primeval Forest, eastern Poland. *Journal of Mammalogy* 86: 921–930. DOI 10.1644/1545-1542(2005)86[921:RCSBNN]2.0.CO;2.
- Ruczyński I., Bogdanowicz W. 2008. Summer roost selection by tree-dwelling bats *Nyctalus noctula* and *N. leisleri*: a multi-scale analysis. *Journal of Mammalogy* 89: 942–951. DOI 10.1644/07-MAMM-A-134.1.
- Ruczyński I., Ruczyńska I. 2000. Roosting sites of Leisler’s bat *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest – preliminary results. *Myotis* 37: 55–60.
- Russo D., Cistrone L., Jones G., Mazzoleni S. 2004. Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation* 117: 73–81.
- Rydzak J. 1961. Tree lichens in the forest communities of the Białowieża National Park. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Sectio C* 16(2): 17–47.
- Ryś A. 2007. Granicznik płucnik *Lobaria pulmonaria* i jego ochrona w Lasach Państwowych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej* 2/3(16): 288–302.
- Samojlik T. 2010. Traditional utilisation of Białowieża Primeval Forest (Poland) in the 15th–18th centuries. *Landscape Archaeology and Ecology* 8: 150–164.
- Samojlik T., Fedotova A., Kuijper D.P. 2016. Transition from traditional to modern forest management shaped the spatial ex-

- tent of cattle pasturing in Białowieża Primeval Forest in the nineteenth and twentieth centuries. *Ambio* DOI 10.1007/s13280-016-0795-4.
- Samojlik T., Rotherham I., Jędrzejewska B. 2013. Quantifying historic human impacts on forest environments: a case study in Białowieża Forest, Poland. *Environmental History* 18(3): 576–602. DOI 10.1111/j.1654-109X.2012.01220.x.
- Scheidegger C., Werth S. 2009. Conservation strategies for lichens: insights from population biology. *Fungal Biology Review* 23(3): 55–66. DOI 10.1016/j.fbr.2009.10.003.
- Schmidt K., Podgórski T., Kowalczyk R., Gulczyńska A. 2007. O wymaganiach środowiskowych rysia eurazjatyckiego *Lynx lynx* do bezpośredniego wykorzystania w aktywnej ochronie gatunku w Polsce. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej* 9(2/3): 446–456.
- Schmidt K., Jędrzejewski W., Theuerkauf J., Kowalczyk R., Okarma H., Jędrzejewska B. 2008. Reproductive behavior of wild-living wolves Białowieża Primeval Forest (Poland). *Journal of Ethology* 26: 69–78.
- SDF 2014. NATURA 2000 – STANDARDOWY FORMULARZ DANYCH dla obszarów specjalnej ochrony (OSO), proponowanych obszarów mających znaczenie dla Wspólnoty (pOZW), obszarów mających znaczenie dla Wspólnoty (OZW) oraz specjalnych obszarów ochrony (SOO). Puszcza Białowiecka PLC200004. http://www2.bialystok.rdos.gov.pl/pzo/wp-content/uploads/2015/11/puszcza_bialowieska_sdf.pdf. [25.05.2016].
- Skirgiełło A. 1960. Wiosenne miseczniki Białowieży. *Monographiae Botanicae* 10(2): 3–19.
- Skirgiełło A. 1998. Macromycetes of oak-hornbeam forests in the Białowieża National Park – monitoring studies. *Acta Mycologica* 33: 171–189.
- Sokołowski A.W. 1995. Flora roślin naczyniowych Puszczy Białowieckiej, Białowiecki Park Narodowy, Białowieża. ISBN 83902651-2-5.
- Sokołowski A.W. 2004. Lasy Puszczy Białowieckiej. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa. ISBN 83-88478-44-3.
- Speight M.C.D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature and Environment Ser. Strasbourg* 42: 1–82.
- Stachura K., Niedziałkowska M., Bartoń K. 2004. Różnorodność ssaków leśnych, w: Eseje o ssakach Puszczy Białowieckiej. (red. B. Jędrzejewska, J.M. Wójcik). Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża, 13–24. ISBN 83-907521-2-3.
- Szczepkowski A., Kujawa A., Karasiński D., Gierczyk B. 2008. Grzyby zgromadzone na XIV Wystawie Grzybów Puszczy Białowieckiej. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 27(4): 115–133.
- Szczepkowski A., Kujawa A., Karasiński D., Gierczyk B. 2011. XVII Wystawa Grzybów Puszczy Białowieckiej w Hajnówce. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 30(3-4): 129–134.
- Szujecki A. 2008. Puszcza Białowiecka. Konflikty wokół ochrony i zarządzania. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.
- Szujecki A. 2014. *Sepedophilus wankowiczi* (Pandellé, 1869) (Coleoptera: Staphylinidae) w Białowieckim Parku Narodowym. *Wiadomości Entomologiczne* 33(2): 152.
- Ściński M., Borowski Z. 2006. Home ranges, nest sites and population dynamics of the forest dormouse *Dryomys nitedula* (Pallas) in an oak-hornbeam forest: a live-trapping and radio-tracking study. *Polish Journal of Ecology* 54: 391–396.
- Ściński M., Borowski Z. 2008. Spatial organization of the fat dormouse (*Glis glis*) in an oak-hornbeam forest during the mating and post-mating season. *Mammalian Biology* 73: 119–127. DOI 10.1016/j.mambio.2007.01.002.
- Thompson K., Bakker J.P., Bekker R. M. 1997. The soil seed bank of North Western Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge, 276 s. ISBN 0 521 49519 9.
- Tilman E., May R.M., Lehman C.L., Nowak M. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Tomiałojć L., Wesołowski T., Walankiewicz W. 1984. Breeding bird community of a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). *Acta Ornithologica* 20: 241–310.
- Tomiałojć L., Wesołowski T. 2005. The avifauna of the Białowieża Forest: a window into the past. *British Birds* 98: 174–193.
- UNESCO 1984. Action plan for biosphere reserves, *Nature and Resources* 20(4): 1–12.
- van der Kooij J., Bangjord G., Obuch J., Carlsson B.-G., Hörnfeldt B. 2015. The range of the masked shrew (*Sorex caecutiens* Laxmann, 1788) extends to southern Scandinavia. *Lutra* 58(2): 119–126.
- Vellend M., Verheyen K., Jacquemyn H., Kolb A., Van Calster H., Peterken G., Hermy M. 2006. Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecology* 87: 542–548. DOI 10.1890/05-1182.
- Walankiewicz W. 2002. Nest predation as a limiting factor to the breeding population size of the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis* in the Białowieża National Park (NE Poland). *Acta Ornithologica* 37: 91–106. DOI 10.3161/068.037.0205.
- Walankiewicz W. 2006. Czynniki ograniczające zagęszczenia lęgowo-mucholówki białoszyjej *Ficedula albicollis* w pierwotnych grądach Białowieckiego Parku Narodowego (z krytycznym przeglądem wcześniejszych hipotez). Wydawnictwo Akademii Podlaskiej. Rozprawa Naukowa nr 86.
- Walankiewicz, W., Czeszczewik, D., Chylarecki, P. 2011. Dzieciół białogrzbiety *Dendrocopos leucotos* na obszarze Puszczy Białowieckiej w 2010 roku: rozmieszczenie, zmiany liczebności, zagrożenia i perspektywy przetrwania populacji. Pracownia na Rzecz Wszystkich Istot. Białystok-Siedlce-Warszawa.
- 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: 423–428. DOI 10.3375/043.034.0404.
- Wanat M. 1994. Ryjkowce (Coleoptera: Curculionoidea: Anthribidae, Rhinomaceridae, Rhynchitidae, Attelabidae, Apionidae, Curculionidae) Puszczy Białowieckiej. *Polskie Pismo Entomologiczne* 63(1–2): 37–112.
- Wanat M. 1999. Ryjkowce (Coleoptera: Curculionoidea bez Scolytidae i Platypodidae) Puszczy Białowieckiej – charakterystyka fauny. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 18(3): 25–47.
- Wawrusiewicz A. 2011. Okres neolitu i wczesnej epoki brązu na Podlasiu, stan i perspektywy badań, w: Na rubieży kultur. Badania nad okresem neolitu i wczesną epoką brązu. (red. U. Staniewicz, A. Wawrusiewicz) Muzeum Podlaskie w Białymstoku, Białystok, 13–36. ISBN 978-83-87026-05-9.
- Weiner J. 2016. Po co nam puszcze. *Tygodnik Powszechny* 27.06.-3.07: 50–52.
- Wesołowski T. 2005. Virtual conservation: How the European Union is turning a blind eye to its vanishing primeval forests. *Conservation Biology* 19: 1349–1358. DOI 10.1111/j.1523-1739.2005.00265.x.
- Wesołowski T. 2007. Primeval conditions – What can we learn from them? *Ibis* 149, Supplement 2: 64–77.
- Wesołowski T., Czeszczewik D., Hebda G., Maziarz M., Mitrus C., Rowiński P. 2015. 40 years of breeding bird community dynamics in a primeval temperate forest (Białowieża National Park,

- Poland). *Acta Ornithologica* 50: 95–120. DOI 10.3161/00016454AO2015.50.1.010.
- Wesołowski T., Fuller R.J. 2012. Spatial variation and temporal shifts in habitat use by birds at the European scale, in: *Birds and Habitat: relationships in Changing Landscapes* (edit. R.J. Fuller) Cambridge University Press, 63–92. ISBN 9780521722339.
- Wesołowski T., Kujawa A., Bobiec A., Bohdan A., Buchholz L., Chylarecki P., Engel J., Falkowski M., Gutowski J.M., Jaroszewicz B., Nowak S., Orczewska A., Mysłajek R.W., Walankiewicz W. 2016. Spór o przyszłość Puszczy Białowieskiej: mity i fakty. Głos w dyskusji. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 72(2): 83–99.
- Wesołowski T., Rowiński P. 2006. Tree defoliation by winter moth *Operophtera brumata* L. during an outbreak affected by structure of forest landscape. *Forest Ecology and Management* 221: 299–305. DOI 10.1016/j.foreco.2005.10.023.
- Whigham D.F. 2004. Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 583–621. DOI 10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105708.
- Wolsan M., Okarma H. 2001. *Lynx lynx*, w: Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. (red. Z. Głowaciński) Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, 96–97. ISBN 83-09-01735-9.
- Wołoszyn B.W. 2001. *Nyctalus leisleri*, w: Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. red. Z. Głowaciński) Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa: 58–59. ISBN 83-09-01735-9.
- Zalewska A. 2012. Ecology of lichens of the Puszcza Borecka forest (NE Poland). W: Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 358 s. ISBN 978-83-62975-14-3.
- Zalewska A., Bohdan A. 2012. New records of *Lobaria amplissima* (Lobariaceae, Ascomycota) in Poland. *Acta Mycologica* 47(1): 97–108. DOI 10.5586/am.2012.012.
- Zalewski A. 1997. Patterns of resting site use by pine marten *Martes martes* in Białowieża National Park (Poland). *Acta Theriologica* 42: 153–168.
- Zarządzenie 1994. Zarządzenie nr 30 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 19 grudnia 1994 r. w sprawie Leśnych Kompleksów Promocyjnych (LKP). ZO-72-15/94
- Zarządzenie 2015. Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Białymstoku z dnia 6 listopada 2015 r. sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004. Dziennik Urzędowy Województwa Podlaskiego, poz. 3600, Białystok.
- Zbyryt A., Zawadzka D., Zawadzki G. 2014. Występowanie zająca bielaka *Lepus timidus* w Polsce. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 70(3): 228–241.
- Zimny M. 2014. Późnoolocenska historia roślinności Puszczy Białowieskiej. Praca doktorska. Uniwersytet Gdański, Gdańsk.

Wkład autorów

Wszyscy autorzy – koncepcja, założenia, układ pracy; A.K. – koordynacja, pisanie, redagowanie całości, przygotowywanie maszynopisu; A.K., A.O., M.B., M.F., J.M.G. – opracowanie rozdziałów ogólnych (Wstęp, Różnorodność gatunkowa w Puszczy Białowieskiej – wybrane przykłady, Przyszłość Puszczy – konkluzje).

Autorstwo rozdziałów szczegółowych:

M.L. – Historia puszczy; M.F., A.O., A.K. – Ochrona przyrody w Puszczy Białowieskiej – stan aktualny i współczesne zagrożenia; M.F. – Ocena stanu zachowania siedlisk Natura 2000 na terenie Puszczy Białowieskiej i zalecenia ochronne; A.K. – Grzyby wielkoowocnikowe; A.Z., AB – Grzyby zlichenizowane (porosty); A.O. – Flora naczyniowa; J.M.G., L.B. – Owady; P.Ch., W.W. – Ptaki; S.N., R.W.M. – Ssaki.

The Białowieża Forest – a UNESCO Natural Heritage Site – protection priorities

Anna Kujawa^{1*} , Anna Orczewska², Michał Falkowski³, Małgorzata Blicharska⁴ , Adam Bohdan⁵, Lech Buchholz⁶, Przemysław Chylarecki⁷, Jerzy M. Gutowski⁸ , Małgorzata Latalowa⁹, Robert W. Mysłajek¹⁰ , Sabina Nowak¹¹ , Wiesław Walankiewicz¹² , Anna Zalewska¹³

¹Institute for Agricultural and Forest Environment, Polish Academy of Sciences, Bukowska 19, 60–809 Poznań, Poland; ²Department of Ecology, Faculty of Biology and Environmental Protection, University of Silesia, Bankowa 9, 40–007 Katowice, Poland; ³the Mazowiecko-Świętokrzyskie Ornithological Society, Radomska 7, 26-760, Pionki, Poland; ⁴Uppsala University, Department of Earth Sciences, Villavägen 16, 75 236 Uppsala, Sweden; ⁵Foundation “Dzika Polska”, Petofiego 7 lok. 18, 01–917 Warszawa, Poland; ⁶Polish Entomological Society, Dąbrowskiego 159, 60–594 Poznań, Poland; ⁷Museum and Institute of Zoology, Polish Academy of Sciences, Wilcza 64, 00–679 Warszawa, Poland; ⁸Forest Research Institute, Department of Natural Forests, Park Dyrekcyjny 6, 17–230 Białowieża, Poland; ⁹University of Gdańsk, Department of Plant Ecology, Laboratory of Paleocology and Archaeobotany, Wita Stwosza 59, 80–308 Gdańsk, Poland; ¹⁰University of Warsaw, Faculty of Biology, Institute of Genetics and Biotechnology, Pawińskiego 5a, 02–106 Warszawa, Poland; ¹¹Association for Nature “Wolf”, Twardorzeczka 229, 34–324 Lipowa, Poland; ¹²Institute of Biology, Siedlce University of Natural Sciences and Humanities Prusa 12, 08–110 Siedlce, Poland; ¹³Warmia and-Mazury University in Olsztyn, Faculty of Biology and Biotechnology, Department of Botany and Nature Protection, pl. Łódzki 1, 10–727 Olsztyn, Poland

*Tel. +48 65 5134253, e-mail: anna.kujawa@isrl.poznan.pl

Abstract. Despite the fact that only parts of the Białowieża Forest are protected as a national park and nature reserves, the forest is nevertheless as a whole considered a UNESCO Natural Heritage Site, Biosphere Reserve and an integrated Natura 2000 site. In the presently ongoing debate on the conservation priorities regarding the natural value of this forest and the current bark beetle outbreak, two distinct approaches can be recognized: (1) management assumed to involve considerable interference with the forest ecosystems; (2) maintenance of ecological processes and spontaneous restoration of the forest communities. The Białowieża Forest – especially its strictly protected parts – is a “bastion” where species characteristic of ancient forests (including so-called primeval forest relicts) have survived until today. This has been achieved by maintaining the forest’s complexity in areas with considerably reduced human influence, but most of all by maintaining a full spectrum of forest communities, naturally developing forests diverse in age, species composition and spatial structure including stand dieback and breakdown. The following factors need to be taken into account in the protection of the Natural Heritage Site: (1) the internationally recognized value of the Białowieża Forest including its biodiversity, the level of preservation of forest communities and the ongoing natural processes; (2) existing documents and policies concerning nature conservation; (3) research findings from the Białowieża Forest and other natural forest complexes. The key priority is to limit any activities in this forest to an indispensable minimum, mostly concerning security close to roads and tourist tracks as well as collection of fire wood by locals. Without this strict protection, successive and slow anthropogenic transformation will result in the Białowieża Forest sharing the same fate as other forest complexes of the temperate climate zone in Europe or America and lose its globally appreciated value.

Keywords: natural forests, nature protection, biodiversity, natural ecological processes, forest management

1. Introduction

The Białowieża Forest (BF) includes a coherent forest complex, located on the border between Poland and Belarus. The whole Belarusian part is under legal protection

as a national park. The Forest’s part on the Polish side comprises an area of 62,000 ha: the Białowieża National Park (BNP), 10,500 ha; a network of nature reserves, 12,000 ha; and managed forests, 39,500 ha (Wesołowski et al. 2016).

Submitted: 1.08.2016, reviewed: 3.08.2016, accepted after revision: 12.08.2016

The uniqueness of BF nature, outstanding natural values for biodiversity conservation, representative exemplification of ongoing ecological and biological processes of great importance in ecosystem evolution and progress, as well as scientific values beyond measure have been recognised on the international forum. The BF was inscribed on the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation (UNESCO) World Heritage List, as the first transboundary site (Polish–Belarusian) in Europe (on the Polish side, initially just the BNP was included in the List). In 2014, at the joint Nomination Dossier of Poland and Belarus, the whole area of the Forest was nominated the Natural World Heritage site, based on the evaluation criteria (ix) and (x). In Poland, the entry borders do not include the Forest's edges in the immediate vicinity of the village Hajnówka and villages situated along the western border of the Forest (Polski Komitet ds. UNESCO 2016a).

The BF is a member of the UNESCO World Network of Biosphere Reserves (WNBR) of the Program Man and Biosphere (MAB). According to Article 4 (Criteria) of the WNBR Statutory Framework, a designated biosphere reserve should encompass a mosaic of ecological systems that represents the main biogeographic regions in a given country. The reserve is designated with the aim to establish the sites for nature conservation, observation and research. Each reserve consists of three zones: the core zone, the buffer zone and the transition zone (Battisse 1982; UNESCO 1984; Denisiuk, Witkowski 1990; Polski Komitet ds. UNESCO 2016b). When established in 1976, the Biosphere Reserve Białowieża encompassed just the area of the BNP. Since 2005, the Reserve has embraced the areas of the Forest Districts: Białowieża, Browsk and Hajnówka, as well as the areas of the following municipalities (in part or in whole): Białowieża, Hajnówka, Dubicze Cerkiewne, Narew, Kleszczel, Narewka and Czeremcha. At the same time, the BF is protected as the Special Protection Area PLC200004 under the Natura 2000 Network (Zarządzenie 2011), the Important Bird Area (IBA PL046) (BirdLife International 2016) as well as the Area of Protected Landscape (almost entire BF area) (Rozporządzenie 2005) and the Forest Promotional Complex 'Białowieża Forest' (excluding BNP) (Zarządzenie 1994).

At the turn of 2016, in Poland, long-standing disputes between the supporters of implementation of current forest management practices in the managed parts of the BF¹ and advocates of giving the priority to the protection of natural processes in forest ecosystems reemerged (Wesołowski et al. 2016). Actually, the conflict over the scope and method of nature conservation in the BF has been lasting for years whilst it intensified for the first time in the early 1990s (Szujecki 2008; Blicharska, Angelstam 2010). The essence of the dispute is the disagreement over how the forest should be perceived and how the BF's natural values should be evaluated and protected now and in the future. The foresters responsible for the forest management in the managed part of the Forest

and some scientists associated with them claim that human intervention is necessary to assure the survival of the BF. On the other hand, the majority of scientists (mainly biologists and also foresters) and numerous non-governmental organisations postulate allowing the BF ecosystems for spontaneous development, keeping the level of human intervention at minimum (amongst others, Blicharska, Van Herzele 2015; Blicharska et al. 2016; Wesołowski et al. 2016).

The aim of the paper is to demonstrate the natural values of the BF and to determine its protection priorities, based on the scientific data and in the light of the mandatory legal documents and acts regarding the protection of this area.

2. The history of the Białowieża Forest

Today's woodland of the BF is a result of ecological processes, shaping vegetation already from the beginning of the Holocene that is, for 12,000 years. The course of subsequent stages of vegetation development followed the pattern characteristic for northern regions of east-central Europe, which in the early Holocene comprised of pioneer pine-birch forests and later elm and hazel expansion (about 11, 300 and 10, 500 years ago, respectively), followed by the development of multi-species deciduous forests 9,300–3,800 years ago and then formation of multi-layer deciduous forest (*Carpinion betuli*) with dominating hornbeams (about 3,800 years ago). Climate was the main factor initiating particular stages of changes in plant communities, whilst spruce expansion that occurred relatively late in the region (1,500 years ago) was most probably a combined effect of earlier human impact in the Roman Period and climate changes (Zimny 2014; Latałowa et al. 2016).

Palynology allows for studying the long-term dynamics of forest communities and provides information for not only appraisal of the current ecological processes in view of the proper, long-term perspective but also prediction of possible scenarios of future vegetation changes under the conditions of changing climate. In recent times, declining groundwater levels have been the most important factor leading to the transformation of almost all habitats in the BF (Pierzgalski et al. 2002). The process of spruce decline caused by the European spruce bark beetle invasion under the conditions of recurring long-term droughts represents the most spectacular example of that (Keczyński 2002). Palynological data indicate that during the last millennium, spruce population fluctuated in short- and long-term periods of time (Latałowa et al. 2016). Ecological mechanisms of growth or reduction of spruce population within various habitats, because of a range of forest management methods, ground fires, excessive herbivore pressure and declining groundwater levels in hydrogenic habitats have been discussed by many authors (e.g. Faliński 1986; Keczyński 2005, 2007; Czerepko 2008; Kuijper et al. 2010; Niklasson et al. 2010;

Bobiec 2012; Bobiec, Bobiec 2012). It can also be assumed that at least some of the recurring radical reductions of spruce populations in the past, as reflected by pollen data, have been due to European spruce bark beetle outbreaks (Latałowa et al. 2016). The history of spruce in the BF shows that the species has endured in good condition both the periods of drought and unfavourable effects of other ecological factors and is still one of the main forests forming tree species in the area. Such high capability of population restitution was probably related to the broad phytocoenotic range of spruce in this region (Faliński 1986; Sokołowski 2004), which should be recognised as the positive aspect when assessing the potential ability of the species to survive the current and future outbreaks of the European spruce bark beetle.

The BF did not avoid economic exploitation in the past (Faliński 1986; Samojlik 2010; Samojlik et al. 2013); nonetheless, the assessments based on palynological indices of human activities clearly indicate that an extent of human-induced transformations has been relatively low, both in the prehistory and at the historical times (Latałowa et al. 2015, 2016). This has been possible because of an underdeveloped settlement network, nearly in all the archaeological periods (Wawrusiewicz 2011; Jaskanis 2012), as well as in medieval and modern times (Mikusińska et al. 2013; Samojlik et al. 2013). The special status of a royal asset limited forest exploitation and agricultural expansion in the BF from the 15th to the beginning of the 20th century (Samojlik et al. 2013). The comparison of pollen shares of both cultivated plants and those characteristic for habitats changed because of human activities recorded in pollen diagrams from the BF sites and from other sites in northern Poland (Latałowa et al. 2016) shows a great uniqueness of the BF material. The latter is characterised by not only a considerably lower proportion of plant taxa typical for anthropogenic vegetation but also a diminutive incidence of agricultural indices. This explains the exceptional and to a high degree natural present state of forest communities in the BF. Harvesting and processing forest raw materials as well as grazing were the main forms of the BF utilization in the past (Hedemann 1939; Samojlik 2010; Samojlik et al. 2016), which allowed for maintaining continuity of forest habitats along with the successful natural regeneration processes. This contributed to the maintenance of presently best preserved fragments of deciduous and mixed forests that occur in the North European Plain, and that is why the BF has been nominated the Natural World Heritage site by UNESCO.

3. Nature conservation in the Białowieża Forest – present status and contemporary threats

The nature of the BF is protected under mandatory legal regulations regarding conservation of animal, plant and fungi spe-

cies, and conservation plans comprising conservation tasks for the BNP, the nature reserves as well as the habitats and species protected under the ecological network Natura 2000 encompassing the entire area of the Forest. Furthermore, the recommendations and nature conservation priorities are accentuated in the management plan for the Forest Promotional Complex ‘Puszcza Białowieża’ for the years 2012–2021 (RDLP 2011) as well as in the Nomination Dossier to the UNESCO for the inscription of the BF on the World Heritage List (Krzyściak-Kosińska et al. 2012). Various informal proposals were also included in the package of projects of legislation acts on designation of the national park within the entire area of the BF. The latter was elaborated by the team appointed by the President of Poland for the duration of the works on the legal act aiming at the regulation of the status of national natural and cultural heritage of the BF (Projekty ustaw 2006). It should be stressed that the BF was inscribed on the List of UNESCO World Heritage Sites, based on the selection criteria that clearly determine the priorities – the protection of ongoing ecological and biological processes in natural habitats representative for *in-situ* conservation of biological diversity (Polski Komitet ds. UNESCO 2016a).

Even though the BF is hardly a primeval forest (never disturbed by humans), its ecosystems are best preserved in the European Lowlands. For that reason, spontaneous ecological processes ongoing here – as a consequence of numerous factors at the global, regional and local levels (i.e. the climate change, changes in water regime, nitrogen deposition, and fluctuations in large herbivore populations, as well as a cessation of livestock grazing in the managed part of the BF) – should be recognised as the a priority over economic forest functions. The frequently heard arguments about allegedly harmful effects of long-lasting (more than 90 years) strict protection on forest biotic diversity in the BNP (Brzeziecki et al. 2016) have three essential weaknesses. First of all, as stressed by Jaroszewicz et al. (2016), such conclusions are based on the observations carried out on an area of only 15.4 ha, in various types of forest communities, with diverse hydrological and edaphic conditions where the dynamics of the woody species populations operate at different scales. Hence, because of their spatial and temporal scale, the demographic processes observed by Brzeziecki et al. (2016) are not representative enough for the BF as a whole. Second, the latter study neglects the importance and absolute uniqueness of an opportunity to register the course of natural ecological processes under the conditions uninterrupted by forest management activities, which is assured exclusively by the strict protection of forest ecosystems in the Park. The observed directions and rates of natural ecological processes should not be the subject of evaluation. Hence, the statements that long-term strict protection has adverse effects on nature since it leads to biodiversity loss (Brzeziecki 2016) are not justified. In the ecological perspective, the recently observed decrease in the abundance of some tree species (e.g. oak, spruce, aspen, birch,

pine, and ash) can be the combined effect of different natural factors, such as increased herbivore pressure and eutrophication, global warming, groundwater levels decline, pathogenic infections and, finally, the effect of secondary succession. Therefore, this decrease is not a result of the strict protection in the BNP. The response of individual plant species is a result of competition, which under the influence of certain factors, leads to favouring some species at the cost of others. The possibility to investigate these processes is intrinsically valuable, and for such studies, the BF is the most appropriate site within the North European Lowlands. The statements presented in scientific literature, which emphasise the great importance of forest management for the preservation of biotic diversity (Brzeziecki et al. 2016), express lack of understanding or the ignorance of the essential value of the BF, which is referred to in the UNESCO criterion IX. This criterion points out high naturalness of forests and the obligation to protect natural processes that should be accompanied by the minimisation of human interference. Furthermore, as Weiner (2016) writes, the aforesaid statements are ‘a form of contestation of the view that the existence of a natural forest ecosystem is a priceless value, worth preserving’ and the manifestation of ‘a serious crisis of values’. The third weakness of the above-mentioned argumentation as to alleged detrimental effects of the strict protection is the identification of the observed demographic processes in tree species growing in the strict nature reserve, that is, decrease in the population numbers of certain species followed by the expansion of others, mainly hornbeam and lime, as the evidence of the homogenisation of the Forest’s plant communities (Drozdowski et al. 2012; Brzeziecki et al. 2016). In the recent years, the term ‘homogenisation’ has been repeatedly evoked (e.g. McKinney, Lockwood 1999; Olden et al. 2004; Naaf, Wulf 2010). Nonetheless, the results of studies carried out in the BF managed forests (Drozdowski et al. 2012), referred to by Jaroszewicz et al. (2016), evidently show the same dynamic trends regarding the tree species that are observed in the protected forests in the nature reserve. Drozdowski et al. (2012) state that ‘the process of forest community homogenization in old-growth forests in the managed parts of BF has not so far been as advanced as that in the BNP Strict Reserve’. As emphasised by the authors themselves, this is due to ‘the forest management activities (regeneration, stock tending operations, stand structure regulation), which improved the growth conditions of the threatened tree species. Therefore, the maintenance of high tree species richness, which assures safeguarding high natural values of the managed forest stands was promoted’. Thus, as maintained by Drozdowski et al. (2012), the higher tree species richness in the managed forest stands compared to the forests released from human pressure is attributable to the effects of silvicultural treatments. In contrast, these processes should be rather explained by the intermediate disturbance hypothesis (IDH), described by Connell (1978) and widely recognised in ecology. Consistent with IDH, distur-

bances at an intermediate level maximise species richness. The latter decreases at both low and high level of disturbance. In the case of the BF, an increase of species richness is of no value in itself, because such an increase is often connected with the occurrence of the light-demanding species, typical for early stages of forest development (e.g. birch and common aspen), which in mature forests are successively replaced by shade-tolerant tree species. At the same time, disturbances can contribute to the penetration of a forest by alien species, including the invasive ones (Catford et al. 2012), which are a hazard to the entire forest complex. In view of the fact that disturbances, including forest management activities, are responsible for the increase in the species richness, often because of the temporal appearance of ephemeral species in the forest groundcover, lower species richness in forests free of human intervention is regularly observed when compared to forests strongly affected by management activities. Consequently, the total number of species is not sufficiently objective, or at least not the only one indicator of a forest conservation value because it often reflects the presence of disturbances affecting the local environment (Boch et al. 2013). It is worth stressing that the above-described effect is often observed in fragmented forests of small area. However, when considering the larger scale (landscape), it appears that when compared to managed forests, the number of species in protected forests is not necessarily lower. In protected forests, abundance of species populations is often lower, but the total species richness is higher. Unfortunately, empirical data on these aspects are almost non-existing, because of the fact that in Europe, besides the BF, there is a lack of extensive, large forest complexes, undisturbed by management practices that could be used in relevant comparative studies.

4. Evaluation of the conservation status of Natura 2000 sites designated within the area of the Białowieża Forest and recommendations on their protection

In accordance with the Standard Data Form (SDF) for the site Natura 2000 Puszcza Białowieska (BF), 10 habitats are protected here (5 non-forest and 5 forest habitats) (Table.1). Forest habitats encompass 67.53% of the area of the Natura 2000 site (63, 147.58 ha) that was designated in the complex with forest plant communities characteristic of primeval plant associations (Matuszkiewicz 2007a), much better preserved and more stable compared to other regions. In the area, deciduous forests (9170 *Galio-Carpinetum*, *Tilio-Carpinetum* oak-hornbeam forests), which cover 39, 814.56 ha (91.54% of the total area of Natura 2000 habitats), prevail. The conservation status of this habitat is assessed as excellent, based on the parameters such as ‘specific structure and functions’ (serves to define the typi-

cal nature of habitat development and conformity with specific species composition) as well as ‘habitat conservation prospects’ (SDF 2014). Similar overall assessments are reported for habitats 91E0 and 91F0 (riparian forests) (Table 1). However, it must be emphasised that in the case of deciduous forests, plant communities in the BNP or the nature reserves considerably differ from those of managed forests. In the latter, high diversity of actual vegetation is observed, which is associated with plant species occurring after tree harvesting and different stages of forest regeneration (Kwiatkowski 1994). Managed forests considerably differ from the forests of BNP in terms of stand age structure, proportions of deciduous species, amount of deadwood and biomass. The protected and managed deciduous forests also differ in terms of biogeochemical cycles. In managed deciduous forests, the cycle is disturbed as a result of changes in species composition (e.g. spruce domination). Continuous losses of mineral nutrients caused by timber removal are observed; water retention is altered, and surface runoff is enhanced within harvesting areas (Kwiatkowski 1994). According to Matuszkiewicz (2007b), the majority of tree stands within the BNP entered the decomposition stage, and this instigates natural fluctuations in deciduous forest, that is, the processes of regeneration ongoing within small areas connect with those of degeneration linked to tree falls because of natural factors. Slow changes in the Park’s stands are associated with an increasing dominance of hornbeam and lime trees and the reduction in the shares of other tree species (especially spruce, birch and aspen) (Matuszkiewicz 2007b).

In line with the conservation action plan for the Natura 2000 site PLC200004 Puszcza Białowieska (Zarządzenie 2015), the conservation tasks rule out management activities in forest habitats 91D0 and 91E0. In the case of habitat 9170, all the stands with more than 10% share of trees older than 100 years are to be excluded from forest management activities (Table 2). It needs to be highlighted that the only conservation task proposed for the non-forest habitats (except for 3150) is improvement in knowledge through inventories aiming at recognition of all the habitat sites and monitoring of their conservation status with the use of methods established by the Chief Inspectorate of Environmental Protection, Poland.

Forest management is classified as a potential threat (Table 2) and not as an existing threat, and this is probably due to the standpoint of the Minister of Environment (document DP-074-60/30110/15/JJ of 13 August, 2015), which states that the fundamental method of conservation of Natura 2000 habitats is sustainable management of nature resources. As only unsustainable forest management threatens protected habitats, and the principles of forest management in Poland are perceived as sustainable, the forest activities may only be classified as the potential threat for the BF.

Recommendations for the majority of the BF habitats (i.e. riparian, oak-hornbeam, coniferous and boggy forests), which

have not yet been transformed as a result of forest management, clearly point out to the need for exclusion of such forests from management activities. In the case of transformed stands (on deciduous forest sites), slow stand restoration is recommended towards adjusting species composition to site conditions.

5. Species diversity in the Białowieża Forest – selected examples

The BF is a ‘hot spot’ of Poland’s species diversity (Jaroszewicz 2010). Habitat mosaic and diversity, the presence of old trees together with hollow and dying trees and deadwood abundance provide good life conditions for numerous species, including relict species characteristic for the old primeval forests. Some of these have been preserved only in the BF. It is impossible to completely describe biotic biodiversity of the BF; therefore, only selected groups of organisms are described in the following sections.

5.1. Macrofungi

In the BF, macrofungal species diversity has been thus far recognised at a range of levels. For the most part, the area of the BNP has been studied in this respect. In the years 1987–1991, the project CRYPTO was conducted in this region, and in one forest division (no. 256), 913 species of macrofungi (Faliński, Mułenko 1997) were found. Data on fungal species diversity in the BF (mainly BNP) were gathered by many mycologists, amongst others, Pilát (1950), Nespiak (1959), Orłós (1960), Skirgiełło (1960, 1998), Domański (1967), Bujakiewicz (1994) and Karasiński et al. (2009). The results of mycological studies carried out in the Forest were in some measure reviewed by Karasiński et al. (2010) during the works on the nature management plan for the BNP. Outside the Park’s borders, research on fungi was carried out only in selected areas, and particularly, in the nature reserves (Bujakiewicz 2002, 2003; Bujakiewicz, Kujawa 2010). In the BF as a whole, most detailed studies concerned polyporoid fungi (Niemelä 2013; Karasiński, Wołkowycki 2015). Up to date, 1,850 species of macrofungi have been described in the BF (Kujawa, unpublished), that is, 43% of fungal species reported from Poland. More than half (933) of the fungal species in the BF are rare (included in Poland’s Red List or found in one to three sites in the country or just lately described – thus, not included in the lists of critical species) or under legal protection. The group of rare species comprises almost 200 species of fungi that have never been found on other sites in the country (Kujawa, unpublished). The Forest’s mycobiota has not yet been fully recognised and potentially will be broader, which is confirmed by the fact that new species of macrofungi are reported every year during the cyclic exhibition of fungi, held in the Białowieża village (e.g. Szczepkowski et al. 2008, 2011; Gierczyk et al. 2013, 2014, 2015).

Table 1. List of natural habitats which are the objects of protection according to the Standard Data Form for the Natura 2000 the Białowieża Forest

No	Habitat code	Habitat name	State of preservation	Habitat area [ha] / share in the total Nature 2000 area [%]
Non-forest habitats				
1.	3150	Natural eutrophic lakes with <i>Magnopotamion</i> or <i>Hydrocharition</i> - type vegetation	C	12.63 / 0.02
2.	6230	Species-rich <i>Nardus</i> grasslands, on silicious substrates in mountain areas (and submountain areas in Continental Europe)	B	132.61 / 0.21
3.	6510	Lowland hay meadows (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	B	524.13 / 0.83
4.	7140	Transition mires and quaking bogs	B	18.94 / 0.03
5.	7230	Alkaline fens	C	157.87 / 0.25
In total:				849.18 / 1.34
Forest habitats				
6.	9170	<i>Galio-Carpinetum</i> and <i>Tilio-Carpinetum</i> oak-hornbeam forests	A	39 814.56 / 63.05
7.	91D0	Bog woodland	B	2 746.92 / 4.35
8.	91E0	Alluvial forests with <i>Alnus glutinosa</i> and <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padi-</i> <i>on</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	A	12.63 / 0.02
9.	91F0	Riparian mixed forests of <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> and <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> or <i>Fraxinus angustifolia</i> , along the great rivers (<i>Ulm-</i> <i>nion minoris</i>)	A	63.15 / 0.10
10.	91I0	<i>Euro-Siberian</i> steppic woods with <i>Quercus</i> spp.	C	6.31 / 0.01
In total:				42 643.57 / 67.53
Natural habitats in total:				43 492.75 / 68.87

Explanations: A – excellent, B – good, C – medium or degraded

With regard to the species richness of polyporoid fungi, the BF stands out from the rest of European forests. From the group of 394 species of polyporales known in Europe, as many as 210 have been observed in the BF. This is almost 90% of all polyporoid fungi known in Poland (Karasiński, Wołkowycki 2015).

The above results demonstrate the uniqueness of the BF. At the same time, the aggregation of many habitats of fungi, especially those associated with declining trees and deadwood, in the areas under strict protection (mainly in the BNP) proves that the passive protection of forest ecosystems is efficient for safeguarding high diversity of fungal species associated with forests. This especially concerns hemerophobic species, sensitive to ecosystem changes because of management activities carried out by man. There is a need for further research on the status of species diversity of macrofungi in the BF.

5.2. Lichenised fungi (lichens)

The biota of lichenised fungi that occurs in the BF has been quite well recognised. Information has been provided by numerous studies carried out from the 1800s. A review

of earlier works (e.g. Błoński 1888; Krawiec 1938; Lecewicz 1954; Rydzak 1961) and wide-ranging information on the distribution and ecological preferences of 309 species of lichens occurring in the BF are available in the paper by Cieśliński and Tobolewski (1988). The study area V-100 of the Project CRYPTO conducted in the BNP (Protected Nature Reserve, forest unit no. 256) was best described in terms of the biota of lichenised fungi. Within the area of one forest unit (140 ha), 164 species of lichens were identified (Cieśliński et al. 1995; Cieśliński, Czyżewska 1997).

In the register of lichenised fungi occurring in the BF (Cieśliński 2010 and references), 450 lichen species are listed (including 268 observed in BNP).

The updated list of about 500 species of lichenised fungi and about 50 species of fungi living on lichens known from the BF also comprises the information published in the recent years (e.g. Matwiejuk, Bohdan 2011; Kukwa et al. 2012a,b; Łubek, Jaroszewicz 2012; Guzow-Krzemińska et al. 2016; Łubek, Kukwa 2016), as well as data on lichens obtained in the project KlimaVeg (<http://www.klimaveg.eu/>), conducted in V-100 study area (Łubek, Kukwa unpublished). Lichen

Table 2. Selected conservation activities resulting from the plan of protection tasks for forest habitats and identified threats

Habitat code	Protection tasks	Potential threats*
9170	exclusion from the economic use all forest stands with the species in the composition of 10% at the age of 100 years or more on the habitat of oak-hornbeam subcontinental forest; adjusting the composition of the tree stands to the composition in accordance with the natural habitat; in the tree stands with domination of aspen, birch, pine and less frequently spruce – in stands less than 100 year old renaturalisation of tree stands elimination of invasive species	B02.04 – removal of dead and dying trees B02 – forestry and tree plantation, use of forests and plantations
91D0	preventing the degradation of habitats by exclusion from economic activities patches of habitat 91D0 reducing of maintenance and renewal of drainage ditches, except as necessary for the maintenance of road and railway infrastructure	
91E0	exclusion from the economic use all forest stands on the habitat 91E0 monitoring and removing of invasive species	B02.04 – removal of dead and dying trees
91F0	maintenance of proper water conditions in the catchment areas of forest rivers using artificial rapids	
91I0	cuttings, limiting shading of the forest floor	

* According to the “Reference list of pressures, threats and activities” included in the annex 5 of the Instruction for the Natura 2000 Standard Data Form, version 2012.1, prepared by the General Directorate for Environmental Protection, available at <http://natura2000.gdos.gov.pl/strona/nowy-element-3>

species that have been so far identified in the BF represent about 30% of the biota of lichenised fungi reported from Poland and about 20% of the biota of non-lichenised fungi living on lichens (e.g. Fałtynowicz 2003; Czyżewska, Kukwa 2009).

Back in the 1930s, the biota of lichenised fungi occurring in the BF was characterised by the great abundance of foliose macrolichens, such as *Lobaria pulmonaria*, that formed giant thalli with fruiting bodies, overgrowing tree trunks and branches, including those of spruces. Also, thalli of fruticose and filamentous species of the genus *Bryoria* and *Usnea* and those of the species such as *Ramalina thrausta* and *Evernia divaricata* hung down from tree branches, creating a ‘primeval landscape’ (Krawiec 1938). *Usnea longissima* specimens with 1-m long thalli were observed in the BNP still in the 1950s (Leczewicz 1954). Unfortunately, the end of the 20th century brought a very strong change in the lichen biota across Poland and many other European countries, as a result of increased air pollution (e.g. Hawksworth et al. 1973; Kiszka 1977; Czyżewska 2003). Lichens of the BF also suffered, despite of the considerable distance from large industrial centres and main roads. Owing to the impact of the long-range pollutions and contamination derived from the small local sources (Malzahn 2009; Malzahn et al. 2009 and cited references), the species most sensitive to acid rain and gaseous SO₂ disappeared here (many species from the genera *Bryoria* and *Usnea*) or their occurrence got strongly reduced, for example, previously luxuriant *Lobaria*

pulmonaria was described as a very rare species, forming small thalli without fruiting bodies (Cieśliński, Tobolewski 1988; see also Gauslaa 1995 and cited references). In spite of these losses, lichen biota of the BF is extremely rich in very rare species, including those endangered in Poland (Cieśliński et al. 2006) and protected by law (Rozporządzenie 2014). Thanks to the presence of strictly protected forest areas in the Park, as well as older forests in the nature reserves, this biota has a very large share of red-listed lichens (52%), with approximately 40% of the species in the highest threat categories (CR, EN, VU) (Cieśliński 2010). The BF is the most important refuge in Poland for majority of these species. Amongst them, especially important are the epiphytic and epixylic lichens, which are regarded as primeval relicts (Cieśliński et al. 1996).

Relicts (species, indicators) of primeval forests are the remnants of larger groups of species, typical components of previously widespread forest ecosystems, characterised by the continuity of natural ecological processes, in which a key role was played by generational turnover of tree species, shaping the internal structure of forest community and habitats available for lichens (Faliński 1986; Peterken 1996; Cieśliński et al. 1996). The occurrence of primeval forest lichens depends on the presence of specific microniches, which are old and very old trees of various species and wood in varying degrees of decomposition and forms (dead standing or broken trunks without bark, lower stumps, fallen logs, exposed root systems of fallen trees

and lying branches). The continuity of microclimate conditions (especially high humidity) is very important for these species (Cieśliński et al. 1996).

The distinguishing feature of the biota in the BF is a very large group of such primeval forest micro- and macrolichens, as well as local high frequency of many of them. Still quite common are species such as *Arthonia byssacea*, *Calicium adpersum*, *Loxospora elatina*, *Opegrapha vermicellifera* and *Pertusaria flavida* that belong to the category of endangered species in the country (EN). It should be noted, however, that their localities are concentrated mainly in the BNP and other protected areas with the highest naturalness (Cieśliński, Czyżewska 2002; Cieśliński 2003; Czyżewska, Cieśliński 2003a, b; Cieśliński 2009).

Data collected in the recent years (Golubkov et al. 2011; Popławska 2012; Zalewska, Bohdan 2012, Bohdan 2014; Matwiejuk, Bohdan 2014; Bohdan – unpublished; Zalewska et al. – unpublished) indicate that populations of some macrolichens critically endangered in Poland (Cieśliński et al. 2006) are slowly regenerating in the BF, but almost exclusively within the areas of the Park and nature reserves. A fairly large number of the localities of *Bryoria capillaris* as well as fewer localities of lichen species such as *Ramalina thrausta*, *Usnea ceratina* and *Lobaria amplissima* (previously reported as *L. virens* – see Kukwa et al. 2008) were observed. For the latter three species, the BF is the last refuge, not only in Poland but also in the lowlands of Central Europe. Furthermore, several other lichens from the threat category CR, for example, *Evernia divaricata*, *Usnea glabrescens* and *U. florida* (recently often included to the species *U. subfloridana* – Articus et al. 2002; Kukwa 2005; Kościelniak 2007) have the greatest populations in the BF at the country level. Some other species endangered in Poland are locally quite common, for example, *Menegazzia terebrata* (CR), *Thelotrema lepadinum* (EN) and representatives of the genus *Cetrelia* (EN), as well as *Lobaria pulmonaria* (EN) – sometimes forming large thalli (Ryś 2007; Paluch 2009).

Nearly all of the taxa described above have been placed on the list covering a total of 71 species that are regarded as indicators of primeval forests in the Polish Lowland (Czyżewska, Cieśliński 2003c). The occurrence of species from this list is applied in Poland in assessing the natural values of forests, as in the case of indicator species used in other countries (e.g. Rose 1976, Arup 1997, Coppins, Coppins, 2002; Rose, Coppins, 2002; see also Kubiak 2013a,b, with references).

The main threat to rare, specialised forest lichens are changes in the structure of forest communities and the discontinuity of microclimatic conditions related to timber acquisition and regeneration of tree stands, regardless of the method used (e.g. Rose 1992; Czyżewska 2003; Pykälä 2004; Scheidegger, Werth 2009; Nascimbene et al. 2013 and cited references).

These rare lichen species can be best preserved when the continuity of ecological processes is protected, that is, main-

taining the natural turnover of tree generations, which ensures spontaneous fluctuation of available substrates, along with the natural dynamics of small, short-term gaps, which bring no dramatic changes in microclimate conditions inside the forest. In case of natural disturbances, such as windthrow or insect outbreak, open spaces of different sizes are formed. In such areas, the processes of slow, natural regeneration of forest communities are accompanied by equally slow regeneration of the biota of the specialised forest lichens. The condition for the effectiveness of this process is the continuity of undisturbed areas around the sites with damaged communities. Thalli of rare forest lichens inhabiting undisturbed areas serve as a source of propagules for recolonisation of regenerated, mature phytocoenoses (Scheidegger, Werth 2009). The additional source, mainly for epixylic species, may be the thalli of lichens growing on snags (dead broken trees), which usually occur in the damaged and regenerating forest communities (Czarnota 2012; Czarnota et al., unpublished).

Only large-area passive protection through a very long period of time can assure regeneration of the natural lichen biota in disturbed forest areas. The crucial role of the passive protection in set-aside areas for the maintenance of rare forest lichens is emphasised in many studies (Cieśliński 2008; Kościelniak 2008; Zalewska 2012; Kubiak 2013b, Nascimbene et al. 2013 – with cited references).

5.3. Vascular flora

The first floristic notes on the vascular plant species of the BF appeared in the monograph by Gilbert, dated 1791. The 19th century brought another development, amongst others, by Brincken (1828), Gorski et al. (1829), Eichwald (1830) and, finally, Paczoski (works carried out in 1897–1900) as well as Błoński, Drymmer and Ejsmond (1888–1889). During the World War I and after, much data about flora of this region were provided by German and Polish botanists, and particularly by J. Paczoski, the author of a masterpiece publication ‘Forests of Białowieża’ dated from 1930 (Sokołowski 1995). The flora of vascular plants occurring in the Polish part of the Forest was most fully recognised by Sokołowski (1995), conducting his research between 1961 and 1993, who recorded the presence of 1,017 species, representing 93 families and 428 genera. This number is about the half of the vascular plant species occurring in the Polish lowlands. From 1,017 species recorded by Sokołowski, 664 are the components of natural plant communities occurring in the Forest, whereas the remaining 353 penetrated here as a result of human activity (synanthropic species), counting those ecologically (apophytes) or geographically alien.

The compactness of the BF complex and its high degree of naturalness are reflected in the number of the ancient woodland indicator species. From 664 plant species determined

by Sokołowski (1995) as associated with natural plant communities, 115 are those that show the affinity to ancient forests. These represent 17% of the vascular plant species that are present in natural plant communities in the BF and 74% of all the species of this category (as described by Dzwonko and Loster 2001) that occur in Poland. This proportion is considerably high, given that many of the plant species included in the Polish list of ancient woodland indicator species are plants occurring in mountainous regions, as well as those whose geographical range does not cover the area of the BF. Plants of this group can, therefore, be a good indicator of the naturalness and continuity of centuries-old forest habitats (*sensu* Peterken 1974) in large parts of the BF. Their affinity to forests is a result of long-lasting evolution/adaptation to habitats with low level of disturbance, operating in small scale and with low frequency. Living under such conditions caused that typical forest species did not evolve life history traits that would allow them to for a quick escape, either in space or in time (Hermy et al., 1999; Dzwonko, Loster 2001; Whigham 2004). Hence, many of the so-called forest specialists did not develop the ability to disperse over long distances, because about one-third of plant species of the herb layer are autochores, myrmecochores (with seeds dispersed by ants) or barochores (spread because of gravity) (Hermy et al. 1999; Dzwonko, Loster 2001). Most herb layer species produce short-lived seeds (longevity of less than 1–5 years) and, in contrast to non-forest plants, do not form permanent seed banks (Thompson et al. 1997). An expression of plant adaptation to forest conditions is their longevity (the average lifespan of forest perennials is 64 years – Ehrlén, Lehtilä 2002) and ability to clonal growth – typical for more than 80% of herb layer species (Klimeš et al. 1997). These features are of great importance in the case of large-scale disturbances with high frequency and intensity, because after some time, these may lead to permanent loss of many forest groundcover species. The adverse effects of disturbances caused by human intervention in forest ecosystems, mainly due to the activities related to forest management, may occur after several decades after the disturbance. At this stage, stopping the progress of forest plant species loss may be impossible (Tilman et al. 1994; Vellend et al. 2006).

Flora of the BF embraces many rare species, including those of relict northern origin. The interim, subboreal nature of the flora of this area is expressed by the presence of plant species with a circumboreal distributional range, mostly representing chorological Euro-Siberian and Central European elements, although the representatives of sub-Atlantic and sub-Pontian flora have also been observed here. Furthermore, several plant species reach their eastern, south-western, western or north-western limits of their ranges in this region (Adamowski 2009).

According to Sokołowski (1995), about 35% of vascular flora of the BF represents the previously mentioned synan-

thropic species. Some of them appeared here spontaneously, others were introduced intentionally. Humans significantly alter habitats through their activities and create conditions for the encroachment of plant species characteristic for places completely transformed, such as clear-felled areas, mid-forest roads, fields, meadows and glades. Amongst them, there are native species (apophytes) and also geographically alien species, including those from other regions of the country (e.g. *Carex brizoides* and *Acer pseudoplatanus*) or dragged/introduced from outside of Europe (e.g. *Acer negundo*, *Quercus rubra*, *Impatiens parviflora*) (Sokołowski 1995; Adamowski 2009). This certainly increases the overall species diversity of vascular plants in the BF. Nevertheless, it also poses a huge threat to native flora, as some alien species displace native ones, changing the original species composition of plant communities of this forest complex (Faliński 1998).

5.4. Insects

Up to date, nearly 10,000 species of insects have been observed in the BF (Gutowski, Jaroszewicz 2001, 2004; Gutowski et al. 2009; Gutowski unpublished) from 26,000 of species known from the Polish territory (Chudzicka, Skibińska 2003; Razowski 1990, 1991a, 1991b, 1997a, 1997b). Most probably, many more insect species occur here, as every year brings new discoveries.

The orders such as true bugs, Hemiptera (652 species, representing 29% of Poland's entomofauna); beetles, Coleoptera (3,199 species, 51%); wasps, Hymenoptera (2,005 species, 33%); butterflies and moths, Lepidoptera (1,609 species, 51%); flies, Diptera (1,772 species, 26%) are outstanding in terms of species richness. Given that the best identification concerns the orders Coleoptera and Lepidoptera – as a result of more studies carried out on these groups both at the country and the BF levels – as well as the fact that these orders are represented in the Forest by more than half of the species known in Poland, we can assume similar proportions with regard to the majority of other insect orders. The best-known Coleoptera families include Apionidae (65% of Poland's fauna in this group), jewel beetles (Buprestidae, 55%), longhorn beetles (Cerambycidae, 65%), ladybirds (Coccinellidae, 68%), weevils (Curculionidae, 53%), false click beetles (Eucnemidae, more than 70%) and sap beetles (Nitidulidae, 65%). These data were compiled by Gutowski and Jaroszewicz (2001, 2004), Gutowski et al. (2009) and Jędryczkowski and Gutowski (2014). The results obtained by these authors as well as summarised in their studies as result of years of research carried out by numerous authors place the BF at the forefront of not only Polish but also European refuges of biodiversity of forest insects.

Saproxyllic insects represent a group most typical for forests, which is exceptionally species rich and most vulnerable to

forest management (Grove 2002). A substantial part of their life is directly associated with dying or dead trees (in various forms and decomposition stages) or with diverse fungi and insects colonising deadwood (Speight 1989). Apart from outstanding insect species richness, when compared to other natural forests, and especially those located within the European Lowlands, the entomofauna of the BF is characterised by the distinctively high representation of species considered relicts of natural forest habitats, often referred to as relicts of primeval forests. This term denotes the species that have disappeared from the majority of European forests, as a result of their anthropogenic transformations because of considerable depletion of forest ecosystems, attributable to the planned forest management (in a relatively short period of time, i.e. 200–250 years of development of notional forest management principles, and implemented with varying intensity in different places in Europe, including Poland). The impoverishment of natural forests mainly refers to

- natural age structure of forest stands (currently, in most managed forests, a significant shortage, and sometimes the lack of old trees, i.e. those achieving the age that individual species can potentially reach, is observed – the assumed cutting age of a given tree species, accepted in forestry practice, has effectively eliminated the possibility of the formation of forest natural age structure);

- natural spatial structure of forest stands, with the mosaic of forests affected by all kinds of disturbances, and the areas covered with abundant herbaceous vegetation blocking fast regeneration of tree stands or surfaces ‘held’ by large herbivores ‘at the no-stand stage’ or the areas covered by highly dispersed trees (currently, in the majority of managed forests, such spaces do not occur or occur for a short time – the existing forest management principle for the full use of habitat productive potential through rapid regeneration has actually eliminated the possibility of the formation of natural spatial structure of forest stands);

- natural species structure of forest stands, dynamically changing at different rates, depending on the local factors altering habitats that allow for the renewal and development of various tree species – often undesirable from the economic point of view – including hornbeam, aspen and lime (currently, in most managed forests, the accepted silvicultural and forest utilization principles rule out the possibility of spontaneous formation of such a structure);

- abundance of deadwood, which is naturally present in the forest – depending on its specific character and stand fluctuation stage – in a full range of forms (standing, lying, suspended), as well as on the phase of wood decomposition in a complete range of its dimensions, and the amount of sunlight available – which all also refers to very old trees (currently, in the majority of managed forests, sanitary, harvest or tending cuttings, by definition have elimina-

ted the possibility of a steady stream of deadwood; dying or fallen trees are removed from forests, which effectively reduces or completely eliminates the creation of saproxylic microhabitats).

The presence of unique entomofauna in forests is directly associated with the occurrence of the above-described elements of the ecological structure with its full diversity – typical for natural forest ecosystems. Amongst forest saproxylic insects that endured in the BF’s numerous sites with preserved elements of natural ecological structure, as relicts of primeval forests or the species associated with development of natural forest microhabitats (e.g. old trees with the hollows shaped by lasting many decades processes of humification), the following ones deserve a special attention: *Boroschneideri* (Boridae), *Buprestis splendens* (Buprestidae), *Leptura thoracica*, *Stictoleptura variicornis* (Cerambycidae), *Ampedus melanurus*, *Lacon lepidopterus* (Elateridae), *Otho sphondyloides* (Eucnemidae), *Lopheros lineatus* (Lyctidae), *Phryganophilus ruficollis* (Melandryidae), *Pythokolwensis* (Pythidae), *Rhysodes sulcatus* (Rhysodidae), *Bius thoracicus* (Tenebrionidae) and *Mycetoma suturale* (Tetartomyzidae). These Coleoptera species represent the ecological group of saproxylic beetles that comprises more than 1,000 species observed in the BF. This demonstrates that the Forest is the main refuge of relict forest fauna in the North European Plain (Gutowski, Jaroszewicz 2004; Gutowski et al. 2009). Amongst saproxylic beetles observed here, as many as 12 species included in Annexes II and IV of the EU Habitats Directive occur here. Several species from other ecological and systematic groups are also enlisted in the Directive’s Annexes, for example, insects inhabiting aquatic habitats and terrestrial open areas (e.g. dragonflies, butterflies). Two hundred beetle species occurring in the BF are included in the ‘Red List of threatened animals in Poland’ (Pawłowski et al. 2002).

There has been observed the presence of many species of insects for whom the BF is one of a few or even the only site in Central Europe. These are, amongst others, taiga species of beetles (boreal and Siberian): *Carphoborus cholodkovskiyi*, *Polygraphus punctifrons*, *Pityogenes saalasi*, *Orthotomicus starki*, *Cryphalus saltuarius*, *Pityophthorus morosovi* (Curculionidae: Scolytinae); *Acmaeops angusticollis*, *Evodinus borealis*, *Stictoleptura variicornis*, *Leptura thoracica*, *Xylotrechus ibex*, *Mesosa myops* and *Monochamus sartor urussovii* (Cerambycidae). In the BF, insect species from other zoogeographic regions have been observed, for example, *Aulonothroscus laticollis* (Throscidae), *Buprestis splendens*, *Eurythyrea quercus*, *Agrilus pseudocyanus* (Buprestidae), *Nematodes filum* (Eucnemidae), *Pseudanostirus globicollis* (Elateridae), *Alosterna ingraca* (Cerambycidae) and *Pachytichius sparsutus* (Curculionidae) (Gutowski, Jaroszewicz 2004). The Forest represents a unique refuge for rare Le-

pidoptera species, especially boreal ones – associated with bogs, for example, *Colias palaeno*, *Vacchiniina opilete*, *Boloria eunomia*, *Euphydryas maturna* and *E. aurinia*.

The occurrence of unique primeval entomofauna in the BF is conditional on the continuous (from prehistoric times) presence of standing dead trees and lying deadwood, as well as the occurrence of natural stand fluctuation stages, including those of decay and regeneration. The latter is related to slowly progressing secondary succession hindered by intense coverage of herbaceous vegetation on the areas affected by natural disturbances (with weaker or stronger effects) (e.g. Buchholz, Burakowski 1992). This is a result of limited management of considerable portions of forest ecosystems, including those not yet taken under protection within the nature conservation system. Entomofauna species richness, as well as the occurrence of species closely related to the effects of spontaneously running ecological processes, clearly indicates positive effects (for forest biodiversity) of the exclusion or substantial reduction of forest management based on the principles adopted in modern forestry.

Despite relatively good knowledge on the Forest's entomofauna when compared to other European forests, species new to this area are still being discovered, including those previously unknown in Poland, such as *Acmaeops angusticollis* (Cerambycidae) (Gutowski 1988), *Isorhipis marmotani* (Eucnemidae) (Buchholz, Burakowski 1989), *Ampedus melanurus* and *A. sueticus* (Elateridae) (Buchholz, Ossowska 1998), *Mordellochroa milleri* (Mordellidae) (Kubisz 2000), *Euplectus tholini* (Staphylinidae) (Jałoszyński et al. 2005), *Nacerdes carniolica* (Mordellidae) (Gutowski et al. 2012) and *Sepedophilus wankowiczi* (Staphylinidae) (Szujecki 2014). The BF is *locus typicus* for more than a dozen species of Coleoptera, Diptera, Hymenoptera, Lepidoptera and Mallophaga – recognised as new for the science (Disney, Durska 1998; Okołów 2015; Gutowski unpublished).

In addition to the most valuable group of saproxylic insects, a comparatively species-rich group of hygrophilous insects – associated with waters and peat bogs – also occurs in the BF, for example, dragonflies (Odonata) are represented by 60 species (83% of Poland's dragonfly fauna). The group of xerophilic insects is of slightly lower importance and less species rich (with some exceptions) (Wanat 1994, 1999; Gutowski et al. 2009).

5.5. Birds

In the past decades, 153 breeding bird species were recorded in the BF (Pugacewicz 1997), and these represent 67% of contemporary breeding avifauna in Poland (Chodkiewicz et al. 2015). Breeding avifauna of the BF comprises 30 species listed in Annex I of the EU Birds Directive (Rowiński 2010).

The stands of the BF are exceptional in terms of extremely rich, unique assemblage of forest and forest edge birds.

Breeding bird communities recorded here resemble the structure of avifauna inhabiting undisturbed tropical forests (a large number of species, low density, high levels of nest predation) (Walankiewicz, 2002; Tomiałojć, Wesołowski, 2005; Czeszczewik et al. 2015). The number of species nesting on sample plots established in 1975 on the area of only 187.5 ha is more than 80 (although for individual seasons and plots this number is indeed smaller) (Tomiałojć et al. 1984; Wesołowski et al. 2015). Almost all European species of woodpeckers nest in the Forest. The condition of the BF avifauna is primarily due to a very large share of stands close to primeval or old stands – originating from natural regeneration in forest areas disturbed or cut down nearly 100 years ago (with many dead trees, including spruces and pines).

More than 40-year-long research on the assemblage of birds in the BF has proved that it is an inherent 'window to the ecological past' of European forests (Wesołowski, Fuller 2012). The ecology of many bird species under the BF conditions distinctively differs from the ecology of the same species in heavily fragmented managed forests (Tomiałojć, Wesołowski 2005; Wesołowski 2007). Studies conducted in the BNP have shown that certain ways of nesting, unknown or regarded as exceptional in other parts of the country and Europe, are relatively common here, and thus, our views on evolution of the selection of a breeding site must have been modified. This regards, for example, blackbird *Turdus merula* and song thrush *T. philomelos*, frequently nesting on naturally fallen trees (Tomiałojć et al. 1984), as well as robin *Erithacus rubecula* and blackbird – nesting in tree cavities (Walankiewicz unpublished; Rowiński oral communication). Wesołowski and Fuller (2012) published a long list of differences between the BF and the UK forests with regard to habitat preferences/nesting site choices of the same bird species. This issue is of great importance, as in ornithological literature, the presented depiction of ecology of many European forest bird species has been shaped by the results of numerous studies conducted on bird populations in British, Dutch or Swedish forests and wooded lands heavily transformed by man (Wesołowski 2007, Wesołowski, Fuller 2012; Jędrzejewska, Jędrzejewski 1998). Therefore, the BF and the research conducted here is now the most important point of reference for studies on ecology of birds in forests of temperate Europe, as well as those in North America.

The protection of spontaneous ecological processes ongoing in bird assemblage is the most important priority in research on ecology and behaviour of birds in the BF. Forty-year-long studies on avifauna conducted here enabled, for example, description of a substantial increase in the total bird densities in 1985–2001, followed by a downward phase (Tomiałojć et al. 1984; Wesołowski et al. 2015). The results obtained by Walankiewicz (2002, 2006) showed that in hornbeam and oak seeding years, the numbers of rodents and predators

fluctuated, which caused changes in bird population numbers. The ecological processes described above can be studied only when as large as possible areas of naturally disturbed old stands (e.g. by spruce bark beetle and other insect outbreaks) remain free from human interference (Wesołowski, 2005; Wesołowski, Rowiński 2006; Czeszczewik et al. 2015).

The major threat to the BF avifauna and its ‘primeval ecology’ is the transformation of fragments of natural or primeval, as well as the ones affected by bark beetles (disturbed) tree stands, which have endured in managed parts of the Forest, into a ‘simplified’ production forest. Forest management involves the removal of old and dead trees and establishment of fenced reforestation areas with one or two dominant tree species, which leads to the development of managed forest plantations typical for Europe. The removal of individual dead trees (e.g. spruces and pines) also constitutes a threat. Cavities in dead standing tree trunks are important nesting sites for birds, sometimes used for decades (Walankiewicz et al. 2014).

The strictly protected area within the BNP (less than 50 km²) is too small to sustain biologically viable populations of woodpeckers, such as white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* and three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* (Wesołowski 2005). The negative impact of forest management on tree stands and associated avifauna was demonstrated by comparing the groups of birds inhabiting the BNP, nature reserves and managed parts of the Forest (Czeszczewik et al. 2015). Likewise, the indicators of the white-backed woodpecker population’s status have been decreasing with the increasing intensity of forest management activities performed in the Forest’s stands (Walankiewicz et al. 2011). As emphasised in the current recommendations in the nature management plan of the BNP (Regulation 2014b), hollow, dead and dying trees, as well as those fallen as a result of natural reasons, play an imperative role in the life of numerous protected species of birds.

In conclusion, the best way to safeguard the ecological processes along with the whole, extremely valuable assemblage of breeding birds is the passive protection of the whole Polish part of the BF.

5.6. Mammals

A distinct gradient in mammal species numbers has been observed in Poland – from the greatest abundance in the south to the lowest in north-eastern parts of the country (Ciechanowski, Bogdanowicz 2014). Despite the location on Poland’s northern outskirts, the BF is remarkable in terms of species-rich mammal community (approximately 60 species) (Stachura et al. 2004; Rachwald, Ruczyński 2015). In addition to numerous species of the temperate zone, mammals characteristic for the boreal zone occur here (whilst at the

same time they are absent in the central and southern parts of the country), such as snow hare *Lepus timidus* (Gryz, Krauze-Gryz 2014) and Laxmann’s shrew *Sorex caecutiens* (Pucek 2001b) – both considered as the post-glacial relicts. The BF is the south-western limit of *L. timidus* range (Zbyryt et al. 2014), and in the case of *S. caecutiens*, the Forest constitutes an islet in the far south, beyond the continuous range of the species (van der Kooij et al. 2015). Notwithstanding the long-term protection and good maintenance of forest habitats, BF mammal fauna has not been able to resist the negative effects of human activities and has been depleted of several species, including brown bear *Ursus arctos* and European mink (*Mustela lutreola*) (Stachura et al. 2004), in the past centuries.

In the BF, the protection of European bison *Bison bonasus* is one of the main conservation objectives, as the Forest is the most important refuge for this species. This is mainly a consequence of its history – the last exterminated wild individuals used to live here, and European bison population was reintroduced here, first – thanks to breeding, and then as free-living herds (Kraśnińska, Kraśniński 2004). Modern scientific research has challenged earlier beliefs, according to which bisons were perceived as the animals strongly associated with forests. The evolution of the species, dental morphology, behaviour, food intake and microhabitat preferences indicate that it is a ruminant species, associated with grassy open areas, rich in plant species (Kerley et al. 2012; Bocherens et al. 2015). This is reflected, amongst others, in the BNP nature management plan, which emphasises preservation of non-forest ecosystems as feeding sites for European bisons (Regulation 2014b).

Thanks to considerably high proportion of stands of natural character, as well as the presence of numerous dead and dying trees in various stages of decomposition, both standing and lying, mammals in the BF have numerous natural shelters that are not present or available in limited numbers within managed forests. Such shelters are crucial for protected arboreal rodents, such as red squirrel *Sciurus vulgaris*, common dormouse *Muscardinus avellanarius*, forest dormouse *Dryomys nitedula* and fat dormouse *Glis glis* (Ściński, Borowski 2006, 2008; Czeszczewik et al. 2008). In Poland, the two latter species have the status of near-threatened (Pucek 2001a; Pucek, Jurczyszyn 2001).

Hollows, spaces under the protruding bark and cracks formed in decaying trunks of standing dying trees are also key shelters for many species of bats – strictly protected Poland. Fifteen bat species have been recorded in the BF (Stachura et al. 2004; Rachwald, Ruczyński 2015). Shelter preferences of common noctule *Nyctalus noctula* and lesser noctule *N. leisleri* – species at high risk of extinction in Poland (Voshin 2001) – have been studied in detail. Noctules inhabit both the hollows carved out by woodpeckers as well as the holes in tree trunks formed as a result of wood decomposition processes (as a rule, in oak and ash trees; less frequen-

tly, in alders, maples, hornbeams, pines and lime trees). The trees with bat hiding places have a significantly greater diameter at breast height (DBH) (on an average 84 cm) when compared to those growing nearby – not inhabited (average DBH of 40 cm). The inhabited trees are also characterised by a much older age, usually more than 160 years. Noctules prefer to hide in dying trees (80%), over those alive or completely dead. Unlike birds, bats chose the hollows situated high, on an average 18 m above the ground level (Ruczyński, Ruczyńska 2000; Ruczyński, Bogdanowicz 2005, 2008). Similar preferences for hiding places – mostly slots in protruding bark, located in high dying trees – were observed in western barbastelle *Barbastelle barbastellus* – one of the species protected under Natura 2000. This bat species usually chooses hiding in the stands where forest management is limited or absent (Russo et al., 2004), and individuals specimens return year after year to their favourable patches of forest and even to the same trees (Hillen et al. 2010). For this reason, in the nature management plan for the BNP, one of the conditions to ensure the favourable conservation status of *B. barbastellus* is the preservation of forest areas with a high proportion of old trees as well as the presence of old trees with hollows (Zarządzenie 2014b).

Dead or dying trees (including lying deadwood) play a crucial role also in the life of larger mammal species. Decayed stumps of naturally fallen trees are often used by badgers *Meles meles* as a temporary shelter (Kowalczyk et al. 2004). In 95% cases, pine martens *Martes martes* use hiding places situated on trees; the females prefer the hollows and cracks in the trunks to hide their offspring (Zalewski 1997). Wolves *Canis lupus* – the priority species according to the Habitats Directive – give birth to their young not only in burrows but also in windthrows (Schmidt et al. 2008).

In turn, lynx (*Lynx lynx*) – also subject to the protection under Natura 2000 – hunt most often in forest patches with numerous fallen and wind-thrown trees that provide them cover whilst approaching the prey (Podgórski et al. 2008). Therefore, to protect this wild cat threatened with extinction in Poland (Wolsan, Okarma 2001), it is crucial to safeguard forest diversity and assure the presence of a large number of dead trees, in particular – lying trunks and windthrows (Schmidt et al. 2007). Hence, in the BF as a whole, preservation of the mosaic diversification of forest habitats structure, typical for natural forests (fallen or broken trees, woodland glades, along with natural regeneration with deadwood at a level above 10% of stand stock) should be promoted in line with the current recommendations of the nature management plan for the BNP (Rozporządzenie 2014b). Protective measures for large carnivores in the Forest cannot be implemented solely within the BNP, as lynx home ranges and territories of wolf family groups are much larger than the area of the Park (Jedrzejewska, Jędrzejewski 1998).

6. Future of the Białowieża Forest – Conclusions

The protection of natural processes (either strict or active conservative) should predominate in the BF, because it allows for, amongst others, preservation of adequate quantity and quality of deadwood and old trees, indispensable for the survival and development of numerous organisms (including species endangered in Europe) (amongst others: Cieśliński et al. 1996; Gutowski, Buchholz 2000; Czyżewska, Cieśliński 2003c; Gutowski et al. 2004; Cieśliński 2009; Kujawa 2009; Bohdan 2014; Karasiński, Wołkowycki 2016). It is also important that the area of diverse protected environments should be sufficiently large to comprise all fluctuation stages of tree stands, thus providing microhabitats suitable for the development and survival of organisms with very different ecological requirements. Within the large forest, where the protection of spontaneous natural processes is the main concern, there are always open or semi-open areas, appearing as a result of the natural disturbances (e.g. death of old trees, insect outbreak, damage to hurricane winds, and frost or flood). Animal species (in particular many invertebrates and birds), plants and fungi are associated with these areas that give them an opportunity to find suitable niches. It is obvious that in such forests, species populations do not reach large numbers, but species richness is at least the same as that in forest areas exploited economically, where there is always more open space available. The main reason behind this is evolutionary adaptation of organisms associated with mid-forest open areas to rapid detection and colonisation of such habitats. Open habitats within forests, which once covered almost the entire continent, often appeared for a relatively short time, in different places, sometimes distant from each other.

The lack of a solid, comprehensive management plan to protect this precious area, along with recommendations in the relevant documents regarding the protection of the Forest (see Section 3), as well as currently existing threats to its nature, resulting, amongst others, from the fact that in many managed parts of the Forest, timber harvest, ‘the protection with the use of the methods of ecological engineering’ and ‘reconstruction of deciduous oak-hornbeam forests’ are planned, all these underline the urgent need for a coherent approach based on the following principles/priorities:

- the protection (strict or active conservative) of natural processes taking place in forest communities. This approach should include forest stands growing in deciduous habitats with incompatible tree species composition (in particular, excessive representation of spruce) as a result of former forest management activities. Reconstruction of such tree stands should be performed by forces of nature. The above recommendations should not apply to heliophilous oak communities, the degenerated patches of which endured in the BF on the area of few hectares. In order to preserve the floristic

composition of this anthropozoogenic habitat (resulting from cattle grazing), continuation of cattle grazing is required in the forest. Abandonment of grazing leads to decrease in species richness, hornbeam regeneration and natural return of species composition characteristic for oak-hornbeam forest;

- the active protection of some non-forest communities and enclaves created by man, which are now habitats of protected species (clearings, previous repositories of wood, gravel pits, etc.), in line with the recommendations of the protection action plan for Natura 2000 site;

- limiting the timber harvesting to small areas, in order to provide wood for local communities (as suggested in the legislation projects proposed in 2006);

- lessening management activities in the Forest (also in the aforementioned stands with species composition incompatible with the site); in accordance with the recommendations of the plan of protection tasks for Natura 2000 site as well as those in the renomination dossier submitted to UNESCO.

In the debate about the future of the BF, the proponents of its economic use have raised arguments that much of this forest complex is already covered by different forms of protection. In addition to the BNP, there is a dense network of nature reserves, where forests with ongoing natural processes are protected. Hence, the advocates of this approach believe that the existing network of protected areas (i.e. the BNP and the nature reserves) is sufficient to protect all the natural values of the Forest as a whole, and for that reason, the remaining part can be used economically. Furthermore, they emphasise the fact that the strict protection of no more than 20% of the Forest is sufficient to study the natural processes occurring in the Forest (Brzeziecki 2016). Assuming the need for sustainable management of forests, some scientists, including Jan Marek Matuszkiewicz, make an allowance for artificial regeneration of the sites with removed spruce stands with various species of trees (Hilszczański 2016). However, a cursory analysis of the maps of the distribution of protected areas in the BF shows that the continuation of the economic use of the rest of the Forest will lead over time to a significant isolation of the currently preserved most valuable areas. Such a fate has befallen many Polish forest complexes as well as those in the world. Most of them are nameless forests while others, like those famous situated in the state of Wisconsin in the United States (Curtis 1956; cit. after Burgess and Sharpe 1981) are a key example of human folly and greed. For decades, scientific literature has been full of examples of research on the fragmentation of forest cover and its consequences for various organisms as well as ecological processes (e.g. Helliwell 1976, Burgess, Sharpe 1981, Burgess 1988; Harris, Silva-Lopez, 1992; Honnay et al. 2005). The popular web search service Web of Science gives 26,090 results for ‘forest fragmentation’ (access date June 21, 2016). In addition to climate change and biological invasions, habitat fragmentation is one of the three main factors causing the loss of the

world’s biotic diversity (Jackson, Sax 2010). This is the effect of shrinking the area of the habitats suitable for survival along with increasing the isolation of populations of various species living in forests. This leads to a reduction of genetic variation and an increase of genetic differentiation between populations from different patches of the same forest (because of the genetic drift, increased inbreeding and decreased gene flow between populations spatially isolated from each other) (Honnay et al. 2005). Forest habitat fragmentation may adversely affect abundance and diversity of various groups of organisms present in the isolated forest patches. It can also cause an increase in forest perimeter to forest area ratio, in other words: an enhancement of the so-called edge effects. The area affected by the latter will grow at the expense of the internal (core) forest area, which is as a rule free of the edge of effect, and has different microclimate that determines the existence of many forest species. With the increasing range of edge effects and changes in microclimate in the forest, the risk of invasion of interior forest habitats by alien species (which naturally either do not occur there or occur only temporarily and less frequently) increases. Microclimate changes may in fact give invasive species additional chances to compete with forest species (Honnay et al. 2005 and cited references).

The processes described above, caused by forest cover fragmentation and followed by intensified disturbances, adversely affect the reproductive success of many forest species. Some of these processes are initiated after a short time, whilst the consequences of others are revealed after many years. For certain groups of organisms, including herb layer plants, the effects taking place in their disturbed environments, including those related to forest fragmentation, become apparent after many decades. Forest plants, owing to their longevity and clonal growth, outwardly show a reduced sensitivity to habitat fragmentation, but in fact their response is delayed in time. Consequently, currently observed distribution of forest plants is not in equilibrium with the present level of habitat fragmentation and disturbances in their environment (Eriksson, Ehrlén 2001). Some species will become extinct in the future, once a new equilibrium is established in response to the disturbance in their habitats. This phenomenon was described by Tilman et al. (1994) as the extinction debt. It was demonstrated in the case of herb layer species (Kolk, Naaf 2015; Naaf, Kolk 2015), epiphytic forest lichens (Berglund, Jonsson, 2005; Ellis, Coppins 2007), meadow plants (Lindborg, Eriksson 2004) and some animal species (Hanski, Ovaskainen 2002). In the case of forest herb layer species of the temperate zone, the estimated duration of the extinction debt ‘payoff’, that is, successive species loss after the occurrence of disturbances, is estimated to be about 100–250 years (Vellend et al. 2006).

Exploitation of the currently managed forests of the BF triggers many not fully understood processes, some of which

may be irreversible in their consequences for wildlife. Undeniably, the slow and gradual transformation of subsequent parts of the BF will lead to the situation that it will share the fate of other temperate climate forests of Europe and North America. The continuation of silvicultural techniques used in commercial forests is destructive for the nature of this region. The undesirable changes that have occurred here as a result of forest management can sometimes be reversible once the management activities are abandoned. The future of the BF primarily depends on the changes in the way we think about it. The endurance of this unique forest for future generations, in the condition the least altered by humans, can only be assured if we stop perceiving just the economic dimension of it (as the value obtained from wood raw material) and start appreciating the value of its ecosystem services, and if we limit the Forest's use to the minimum satisfying no more than the needs of the local community.

Conflict of interest

The authors declare no potential conflicts.

Acknowledgements and source of funding

The authors would like to thank the anonymous Reviewer for insightful comments and positive evaluation of the manuscript.

The research was funded from the authors' own sources.

References

- Adamowski W. 2009. Flora naczyniowa, w: Białowiecki Park Narodowy. Poznać – Zrozumieć – Zachować (red. C. Okołów, M. Karaś, A. Bołbot), Białowiecki Park Narodowy, Białowieża, 59–72. ISBN 978-83-87054-68-7.
- Arup U. 1997. Skoglig kontinuitet, in: Skyddsvärda lavar i sydvästra Sverige (edit. U. Arup, S. Ekman, I. Känefelt, J.-E. Mattsson). SBF-förlaget, Lund, 92–95. ISBN 91-972863-1-1.
- Articus K., Mattsson J.E., Tibell L., Grube M., Wedin M. 2002. Ribosomal DNA and β -tubulin data do not support the separation of the lichens *Usnea florida* and *U. subfloridana* as distinct species. *Mycological Research* 4: 412–418. DOI 10.1017/S0953756202005786.
- Battisse M. 1982. The Biosphere Reserve: A Tool for Environment Conservation and management. *Environmental Conservation* 9: 101–112.
- Berglund H., Jonsson B.G. 2005. Verifying an extinction debt among lichens and fungi in northern Swedish boreal forests. *Conservation Biology* 19: 338–348. DOI 10.1111/j.1523-1739.2005.00550.x.
- BirdLife International. 2016. Important Bird and Biodiversity Area factsheet: Białowieża Forest, <http://www.birdlife.org> [11.07.2016].
- Blicharska M., Angelstam P. 2010. Conservation at risk: conflict analysis in the Białowieża Forest, a European biodiversity hotspot. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 6(1): 68–74. DOI 10.1080/21513732.2010.520028.
- Blicharska M., Van Herzele A. 2015. What a forest? Whose forest? Struggles over concepts and meanings in the debate about the conservation of the Białowieża Forest in Poland. *Forest Policy and Economics* 57: 22–30. DOI 10.1016/j.forpol.2015.04.003.
- Blicharska M., Bobiec A., Bohdan A., Buchholz L., Chylarecki P., Engel J., Falkowski M., Gutowski J.M., Jaroszewicz B., Kepel A., Kujawa A., Latałowa M., Mikusiński G., Mysłajek R.W., Nowak S., Orczewska A., Skubała P., Stepianiuk M., Walankiewicz W., Wesołowski T., Zub K. 2016. Spór o przyszłość Puszczy Białowieskiej. *Las Polski* 11: 8–9.
- Błoński F. 1888. Spis roślin skrytopłciowych zebranych w 1887 r. w Puszczy Białowieskiej. *Pamiętnik Fizjograficzny* 8: 75–119.
- Bobiec A. 2012. Białowieża Primeval Forest as a remnant of culturally modified ancient forest. *European Journal of Forest Research* 131: 1269–1285. DOI 10.1007/s10342-012-0597-6.
- Bobiec A., Bobiec M. 2012. Influence of spruce decline in stands of the Białowieża National Park on natural oak regeneration. *Sylvan* 156(4): 243–251.
- Boch S., Prati D., Müller J., Socher S., Baumbach H., Buscot F., Gockel S., Hemp A., Hessenmöller D., Kalko E.K.V., Linsenmair K.E., Pfeiffer S., Pommer U., Schöning I., Schulze E.-D., Seilwinder C., Weisser W.W., Wells K., Fischer M. 2013. High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. *Basic and Applied Ecology* 14: 496–505. DOI 10.1016/j.baae.2013.06.001.
- Bocherens H., Hofman-Kamińska E., Drucker D.G., Schmölecke U., Kowalczyk R. 2015. European bison as a refugee species? Evidence from isotopic data on early Holocene bison and other large herbivores in Northern Europe. *PLoS ONE* 10(2): e0115090. DOI 10.1371/journal.pone.0115090.
- Bohdan A. 2014. Znaczenie ochrony biernej dla zachowania porostów – reliktyw lasów pochodzenia pierwotnego w Puszczy Białowieskiej. *Przegląd Przyrodniczy* 25(4) 151–161.
- Brzeziecki B. 2016. Trzeba dostrzec dynamikę Puszczy. *Las Polski* 6: 8–11.
- Brzeziecki B., Pommerenin A., Miścicki S., Drozdowski S., Żybura H. 2016. A common lack of demographic equilibrium among tree species in Białowieża National Park (NE Poland): evidence from long-term plots. *Journal of Vegetation Science* 27: 460–469. DOI 10.1111/jvs.12369.
- Buchholz L., Burakowski B. 1989. *Isorhipis marmottani* (Bonvouloir, 1781) (Coleoptera, Eucnemidae) – nowy dla fauny Polski przedstawiciel gołęńczykowatych. *Przegląd Zoologiczny* 33(1): 89–95.
- Buchholz L., Burakowski B. 1992. Weryfikacja danych o występowaniu i nowe stanowiska *Pseudanostirus globicollis* (Germ.) (Coleoptera, Elateridae) w Polsce. *Wiadomości Entomologiczne* 11(2): 121–122.
- Buchholz L., Ossowska M. 1998. Nowe dane o występowaniu czterech mało znanych gatunków z rodziny sprężykowatych (Coleoptera: Elateridae), w niektórych rejonach Europy Środkowej. *Wiadomości Entomologiczne* 17(1): 21–36.
- Bujakiewicz A. 1994. Macrofungi in the alder forests of the Białowieża National Park. *Mycologia Helvetica* 6(2): 57–76.
- Bujakiewicz A. 2002. New, rare and endangered fungi in the Białowieża Primeval Forest. *Polish Botanical Journal* 47: 113–124.

- Bujakiewicz A. 2003. Puszcza Białowieńska ostoją rzadkich i zagrożonych grzybów wielkoowocnikowych. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 22(3): 323–346.
- Bujakiewicz A., Kujawa A. 2010. Grzyby wielkoowocnikowe wybranych rezerwatów przyrody Puszczy Białowieckiej. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 29(1): 3–26.
- BULiGL 2015. Ekspertyza na potrzeby aneksu do Planu Urządzenia Lasu Nadleśnictwa Białowieża zawierająca ocenę stanu lasu oraz określającą zakres niezbędnych działań gospodarczo-ochronnych dla zachowania drzewostanów świerkowych. Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Białymstoku.
- Burgess R.L. 1988. Community organization: effects of landscape fragmentation. *Canadian Journal of Botany* 66: 2687–2690. DOI 10.1139/b88-363.
- Burgess R.L., Sharpe D.M. (edit.) 1981. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag, New York, Heidelberg, Berlin, 320 s. ISBN 978-0-387-90584-6.
- Catford J.A., Daehler C.C., Murphy H.T., Sheppard A.W., Hardisty B.D., Westcott D.A., Rejmánek M., Bellingham P.J., Pergl J., Horvitz C.C., Hulme P.E. 2012. The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 231–241. DOI 10.1016/j.ppees.2011.12.002.
- Chodkiewicz T., Kuczyński L., Sikora A., Chylarecki P., Neubauer G., Ławicki L., Stawarczyk T. 2015. Ocena liczebności populacji ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008–2012. *Ornis Polonica* 56: 149–189.
- Chudzicka E., Skibińska E. 2003. Różnorodność gatunkowa – zwierzęta, w: Różnorodność biologiczna Polski (red. R. Andrzejewski, A. Weigle), Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska, Warszawa, 93–138. ISBN: 83-85908-75-7.
- Ciechanowski M., Bogdanowicz W. 2014. Mammalia, w: Fauna Polski. Charakterystyka i wykaz gatunków. Tom IV (red. W. Bogdanowicz, E. Chudzicka, I. Pilipiuk, E. Skibińska). Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa, 429–517. ISBN 9788388147142.
- Cieśliński S. 2003. Atlas rozmieszczenia porostów (Lichenes) w Polsce północno-wschodniej. *Phytocoenosis* 15 (N.S.), *Supplementum Cartographiae Geobotanicae* 15: 1–430.
- Cieśliński S. 2008. Znaczenie ochrony rezerwatowej dla zachowania bioty porostów (Ascomycota lichenisati) w Puszczy Koziennickiej. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 3(19): 99–109.
- Cieśliński S. 2009. Porosty, w: Białowiecki Park Narodowy. Poznać – Zrozumieć – Zachować. (red. C. Okołów, M. Karaś, A. Bołbot), Białowiecki Park Narodowy, Białowieża, 73–86. ISBN 9788387054687.
- Cieśliński S. 2010. Wykaz gatunków porostów (grzybów zlichenizowanych) Puszczy Białowieckiej (NE Polska). *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 29(2): 3–39.
- Cieśliński S., Czyżewska K. 1997. Lichenes, in: Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park. Ecological Atlas (Project CRYPTO 4), (edit. J.B. Faliński, W. Mułenko), *Phytocoenosis* 9 (N.S.), *Supplementum Cartographiae Geobotanicae* 7: 123–163.
- Cieśliński S., Czyżewska K. 2002. Porosty Puszczy Białowieckiej na tle innych kompleksów leśnych w Polsce północno-wschodniej. *Kosmos* 51(4): 443–451.
- Cieśliński S., Czyżewska K., Fabiszewski J. 2006. Red list of the lichens in Poland, in: Red list of plants and fungi in Poland. (edit. Z. Mirek, K. Zarzycki, W. Wojewoda, Z. Szelaż). W. Szafer Institute of Botany Polish Academy of Science, Kraków, 71–89. ISBN 83-89648-38-5.
- Cieśliński S., Czyżewska K., Faliński J.B., Klama H., Mułenko W., Żarnowiec J., 1996. Relicts of the primeval (virgin) forest. Relict phenomena, in: Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park (Project CRYPTO 3). (edit. J.B. Faliński, W. Mułenko). *Phytocoenosis* 8 (N.S.) *Archiwum Geobotanicum* 6: 197–216.
- Cieśliński S., Tobolewski Z. 1988. Porosty (Lichenes) Puszczy Białowieckiej i jej zachodniego przedpola. *Phytocoenosis* 1 (N.S.), *Supplementum Cartographiae Geobotanicae* 1: 1–216.
- Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199(4335): 1302–1310.
- Coppins A.M., Coppins B.J. 2002. Indices of ecological continuity for woodland epiphytic lichen habitats in the British Isles. British Lichen Society, London, 37 s. ISBN: 0 9540418 44.
- Czarnota P. 2012. Lichen protection needs natural forest disturbances – examples from some Polish Western Carpathians national parks, in: Lichen protection – protected lichen species. (edit. L. Lipnicki), Sonar Literacki, Gorzów Wielkopolski: 53–66. ISBN: 978-83-63189-19-8.
- Czarnota P., Zalewska A., Szymczyk R. 2013. Unpubl. Importance of post-bark beetle Norway spruce snags for the protection of lichen diversity in the Western Carpathians.
- Czerepko J. 2008. A long-term study of successional dynamics in the forest wetlands. *Forest Ecology and Management* 255: 630–642. DOI 10.1016/j.foreco.2007.09.039.
- Czeszczewik D., Walankiewicz W., Stańska M. 2008. Small mammals in nests of cavity-nesting birds: Why should ornithologists study rodents? *Canadian Journal of Zoology* 86: 286–293. DOI 10.1139/z07-139.
- Czeszczewik D., Zub K., Stanski T., Sahel M., Kapusta A., Walankiewicz W. 2015. Effects of forest management on bird assemblages in the Białowieża Forest, Poland. *iForest* 8: 377–385. DOI 10.3832/ifer1212-007.
- Czyżewska K. 2003. Ocena zagrożenia bioty porostów Polski. *Monographiae Botanicae* 91: 241–249. DOI 10.5586/mb.2003.014.
- Czyżewska K., Cieśliński S. 2003a. Czerwona lista porostów zagrożonych w Puszczy Białowieckiej. *Monographiae Botanicae* 91: 107–119. DOI 10.5586/mb.2003.006.
- Czyżewska K., Cieśliński S. 2003b. Regionalne czerwone listy porostów zagrożonych. *Monographiae Botanicae* 91: 51–62. DOI 10.5586/mb.2003.002.
- Czyżewska K., Cieśliński S. 2003c. Porosty – wskaźniki niżowych lasów puszczańskich. *Monographiae Botanicae* 91: 223–239. DOI 10.5586/mb.2003.013.
- Czyżewska K., Kukwa M. 2009. Lichenicolous fungi of Poland. A catalogue and key to species, in: Biodiversity of Poland 11. (edit. Z. Mirek). W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 1–133.
- Denisiuk Z., Witkowski Z. 1990. Rezerваты Biosfery w Polsce. Białowiecki Park Narodowy. Komitet Naukowy przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”, Zakład Ochrony Przy-

- rody i Zasobów Naturalnych PAN. Ossolineum, 54 s. ISBN 8304037521.
- Disney R.H.L., Durska E. 1998. A new genus and new species of Phoridae from Poland. *European Journal of Entomology* 95: 437–453.
- Domański S. 1967. Specyfika mikoflory nadrzewnej Białowieskiego Parku Narodowego ze szczególnym uwzględnieniem grzybów z rzędu Aphyllophorales. *Sylvan* 111(1): 17–27.
- Drozdowski S., Brzeziecki B., Żybura H., Żybura B., Gawron L., Buraczyk W., Zajączkowski J., Bolibok L., Szeligowski H., Bielak K., Widawska Z. 2012. Wieloletnia dynamika starodrzewów w zagospodarowanej części Puszczy Białowieskiej: gatunki ekspansywne i ustępujące. *Sylvan* 156(9): 663–671.
- Dzwonko Z., Loster S. 2001. Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. *Prace Geograficzne* 178: 119–132.
- Ehrlén J., Lehtilä K. 2002. How perennial are perennial plants? *Oikos* 98: 308–322. DOI 10.1034/j.1600-0706.2002.980212.x.
- Ellis C.J., Coppins B.J. 2007. 19th century woodland structure controls stand-scale epiphyte diversity in present-day Scotland. *Diversity and Distribution* 13: 84–91. DOI 10.1111/j.1366-9516.2006.00310.x.
- Eriksson O., Ehrlén J. 2001. Landscape fragmentation and the viability of plant populations, in: Integrating Ecology and Evolution in a Spatial Context. 14th Special Symposium of the British Ecological Society. (edit. J. Silvertown, J. Antonovics) Blackwell Science, Oxford, 423 s. ISBN 9780521549332.
- Faliński J.B. 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forest. Ecological studies in Białowieża forest. *Geobotany* 8: 1–357. Dr Junk Publishers, Dordrecht-Boston-Lancaster. ISBN 978-94-010-8631-8.
- Faliński J.B. 1998. Invasive alien plants, vegetation dynamics and neophytism. *Phytocoenosis* 10 (N.S.) Supplementum *Cartographiae Geobotanicae* 9: 163–187.
- Faliński J.B., Mułenko W. (red.). 1997. Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park. Ecological Atlas (Project CRYPTO 4). *Phytocoenosis* 9 (N.S.), Supplementum *Cartographiae Geobotanicae*.
- Fałtynowicz W. 2003. Lichenes, lichenicolous and allied fungi of Poland. An annotated checklist, in: Biodiversity of Poland 1 (red. Z. Mirek). W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 1–435. ISBN 83-89648-06-7.
- Gauslaa Y. 1995. The *Lobarion*, an epiphytic community of ancient forests threatened by acid rain. *Lichenologist* 27: 59–76. DOI 10.1017/S0024282995000077.
- Gierczyk B., Kujawa A., Szczepkowski A., Karasiński D. 2014. Materiały do poznania mycobioty Puszczy Białowieskiej. *Przegląd Przyrodniczy* 25(1): 3–36.
- Gierczyk B., Kujawa A., Szczepkowski A. 2015. XX Jubileuszowa wystawa grzybów Puszczy Białowieskiej. Materiały do poznania mycobioty Puszczy Białowieskiej. *Przegląd Przyrodniczy* 26(1): 11–29.
- Gierczyk B., Szczepkowski A., Kujawa A. 2013. XVIII Wystawa Grzybów Puszczy Białowieskiej. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 32(2): 88–112.
- Golubkov V., Bohdan A., Popławska M. 2011. Nowe, rzadkie i interesujące gatunki porostów Białowieskiego Parku Narodowego. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 30(3–4): 15–26.
- Grove S.J. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 1–23. DOI 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507.
- Gryz J., Krauze-Gryz D. 2014. Nowe stwierdzenie zajęcia bielaka *Lepus timidus* w Puszczy Białowieskiej. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 70(3): 283–284.
- Gutowski J.M. 1988. *Acmaeops angusticollis* (Gebler, 1833) (Coleoptera, Cerambycidae) w Polsce. *Polskie Pismo Entomologiczne* 58(2): 493–496.
- Gutowski J.M., Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K. (red.). 2004. Druge życie drzewa. WWF Polska, Warszawa – Hajnówka, 245 s. ISBN 83-916021-6-8.
- Gutowski J.M., Buchholz L. 2000. Owady leśne – zagrożenia i propozycje ochrony. *Wiadomości Entomologiczne* 18, Supl. 2: 43–72.
- Gutowski J.M., Czachorowski S., Górski P., Wanat M. 2009. XI Bezkręgowce, w: Białowieży Park Narodowy, Poznać-Zrozumieć-Zachować. (red. C. Okołów, M. Karaś, A. Bołbot). Białowieży Park Narodowy, Białowieża, 161–176. ISBN 9788387054687.
- Gutowski J.M., Jaroszewicz B. (red.). 2001. Katalog fauny Puszczy Białowieskiej. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, 403 s. ISBN 83-87647-22-5.
- Gutowski J.M., Jaroszewicz B. 2004. Puszcza Białowieża jako ostoja europejskiej fauny owadów. *Wiadomości Entomologiczne* 23, Supl. 2: 67–87.
- Gutowski J.M., Kubisz D., Sućko K. 2012. *Nacerdes carniolica* (Gistel, 1834) (Coleoptera: Oedemeridae) – nowy chrząszcz dla polskiej fauny. *Wiadomości Entomologiczne* 31(4): 267–273.
- Guzow-Krzemińska B., Czarnota P., Łubek A., Kukwa M. 2016. *Micarea soralifera* sp. nov., a new sorediate species in the *M. prasina* group. *Lichenologist* 48(3): 161–169. DOI 10.1017/S0024282916000050.
- Hanski I., Ovaskainen O. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16(3): 666–673. DOI 10.1046/j.1523-1739.2002.00342.x.
- Harris L.D., Lopes G.S. 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity, in: Conservation Biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management. (edit. P.L. Fiedler, K.J. Subodh). Chapman and Hall. New York and London, 196–237. ISBN 0 412 01961 2.
- Hawksworth D.L., Rose F., Coppins B.J. 1973. Changes in the lichen flora of England and Wales attributable to pollution by sulphur dioxide, in: Air pollution and lichens. (edit. B.W. Ferry, M.S. Baddeley, D.L. Hawksworth) Athlone Press, London, 331–367. ISBN 0485111403.
- Hedemann O. 1939. Dzieje Puszczy Białowieskiej w Polsce przedrozbiorowej (w okresie do 1798 roku). Instytut Badawczy Lasów Państwowych, Rozprawy i Sprawozdania, Seria A, 41, Warszawa.
- Helliwell D.R. 1976. The effects of size and isolation on the conservation value of wooded sites in Britain. *Journal of Biogeography* 3: 213–221.
- Hermý M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91: 9–22. DOI 10.1016/S0006-3207(99)00045-2.

- Hillen J., Kiefer A., Veith M. 2010. Interannual fidelity to roosting habitat and flight paths by female western barbastelle bats. *Acta Chiropterologica* 12(1): 187–195. DOI 10.3161/150811010X504680.
- Hilszczański J. 2016. Blokada etatu cięć to był strzał w stopę. Rozm. przepr. B. Grabowska. *Głos Lasu* 2: 8–13.
- Honnay O., Jacquemyn H., Bossuyt B., Hermy M. 2005. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist* 166: 723–36. DOI 10.1111/j.1469-8137.2005.01352.x.
- Jackson S.T., Sax D.F. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology and Evolution* 25(3): 153–160. DOI 10.1016/j.tree.2009.10.001.
- Jałoszyński P., Gawroński R., Kaźmierczak M., Gutowski J.M. 2005. Nowe dla Polski i rzadkie chrząszcze z rodzaju *Euplectus* Leach (Coleoptera: Staphylinidae: Pselaphinae). *Wiadomości Entomologiczne* 24(3): 147–152.
- Jaroszewicz B. 2010. Charakterystyka przyrodnicza i historia Puszczy Białowieskiej i jej przedpola, w: Z Mazowsza na Polesie i Wileńszczyznę. Zróżnicowanie i ochrona szaty roślinnej pogranicza Europy Środkowej i Północno-Wschodniej (red. A. Obidziński). Polskie Towarzystwo Botaniczne, Warszawa, 213–223. ISBN 83-86292-78-4.
- Jaroszewicz B., Bobiec A., Eycott A.E. 2016. Lack of demographic equilibrium indicates natural, large-scale forest dynamics, not a problematic forest conservation policy – a reply to Brzeziecki et al. *Journal of Vegetation Science* DOI 10.1111/vs.12458 (in press).
- Jaskanis J. 2012. Wodzowskie kurhany kultury wielbarskiej na Podlasiu. Muzeum Podlaskie w Białymstoku, Białystok. ISBN 978-83-87026-10-3.
- Jędrzyckowski W.B., Gutowski J.M. 2014. Biedronkowate (Coleoptera: Coccinellidae) Puszczy Białowieskiej. *Wiadomości Entomologiczne* 33(3): 200–213.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 1998. Predation in vertebrate communities. The Białowieża Primeval Forest as a case study. Springer-Verlag, Berlin, 452 s. ISBN 978-3-642-08384-6.
- Karasiński D., Kujawa A., Piątek M., Ronikier A., Wołkowycki M. 2009. Contribution to biodiversity assessment of European primeval forests: new records of rare fungi in the Białowieża Forest. *Polish Botanical Journal* 54(1): 55–97.
- Karasiński D., Kujawa A., Szczepkowski A., Wołkowycki M. 2010. Plan Ochrony Białowieskiego Parku Narodowego. Operat ochrony gatunków grzybów. Maszynopis.
- Karasiński D., Wołkowycki M. 2015. An annotated and illustrated catalogue of Polypores (Agaricomycetes) of the Białowieża Forest (NE Poland). *Polish Botanical Journal* 60(2): 217–292. DOI 10.1515/pbj-2015-0034.
- Keczyński A. 2002. Wpływ kornika drukarza na drzewostany obszaru ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego. *Kosmos* 257: 471–474.
- Keczyński A. 2005. Zmiany struktury drzewostanów wykształconych na glebach hydrogenicznych – na przykładzie wybranych powierzchni badawczych w Białowieskim Parku Narodowym. *Leśne Prace Badawcze* 4: 87–102.
- Keczyński A. 2007. Regeneracja grądu *Tilio-Carpinetum* Tracz. 1962 w następstwie dawnego użytkowania lasu w Białowieskim Parku Narodowym. *Sylwan* 1: 58–65.
- Kerley G.I.H., Kowalczyk R., Cromsigt J.P.G.M. 2012. Conservation implications of the refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal habitat? *Ecography* 35: 519–529. DOI 10.1111/j.1600-0587.2011.07146.x.
- Kiszka J. 1977. Wpływ emisji miejskich i przemysłowych na florę porostów (Lichenes) Krakowa i Puszczy Niepołomnickiej. *Prace Monograficzne Wyższej Szkoły Pedagogicznej w Krakowie* 19: 1–133.
- Klimeš L., Klimešova J., Hendriks R., van Groenendael J. 1997. Clonal plant architecture: a comparative analysis of form and function, in: *The Ecology and Evolution of Clonal Plants*. (edit. H. de Kroon, J. van Groenendael). Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 453 s. ISBN 90-73348-73-0.
- Kolk J., Naaf T. 2015. Herb layer extinction debt in highly fragmented temperate forests – Completely paid after 160 years? *Biological Conservation* 182: 164–172. DOI 10.1016/j.biocon.2014.12.004.
- Kościelniak R. 2007. *Usnea florida* – threatened species of rich biotopes in the Polish Eastern Carpathians. *Acta Mycologica* 42(2): 281–286. DOI 10.5586/am.2007.031.
- Kościelniak R. 2008. Znaczenie lasów o charakterze pierwotnym i naturalnym dla zachowania różnorodności gatunkowej porostów w Bieszczadach. *Roczniki Bieszczadzkie* 16: 67–76.
- Kowalczyk R., Zalewski A., Jędrzejewska B. 2004. Seasonal and spatial pattern of shelter use by badgers *Meles meles* in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Acta Theriologica* 49: 75–92.
- Krasińska M., Krasiński Z.A. 2004. Żubr. Monografia przyrodnicza. SFP Hajstra, Warszawa-Białowieża.
- Krawiec F. 1938. Materiały do flory porostów północno-wschodniej Polski. *Sprawozdania Komisji Fizjograficznej Polskiej Akademii Umiejętności* 71: 65–82.
- Krzyściak-Kosińska R., Arnolbik V., Antczak A. 2012 “Belovezhskaya Pushcha / Białowieża Forest” world heritage site (33 bis) proposed modification of the criteria and boundaries change of the name of the property. Nomination Dossier to the UNESCO for the Inscription on the World Heritage List. <http://whc.unesco.org/uploads/nominations/33ter.pdf> [27.05.2016].
- Kubiak D. 2013a. Porosty jako wskaźniki ciągłości ekologicznej zbiorowisk leśnych, w: *Biologiczne metody oceny stanu środowiska*. Tom 1. Ekosystemy lądowe. (red. M. Dynowska, H. Ciecierska). Wyd. Mantis, Olsztyn, 125–151. ISBN 978-83-62860-20-3.
- Kubiak D. 2013b. The significance of old-growth forests in maintaining lichen diversity – an example from the remnants of the Mazovian Forest. *Forest Research Papers* 74(3): 245–255. DOI 10.2478/frp-2013-0024.
- Kubisz D. 2000. *Mordellochroa milleri* Emery (Mordellidae), *Anaspis bohemia* Schilsky (Scraptiidae) i *Corticeus bicoloroides* (Roubal) (Tenebrionidae) – nowe dla fauny Polski gatunki chrząszczy (Coleoptera: Tenebrionoidea). *Wiadomości Entomologiczne* 19(1): 9–14.
- Kuijper, D.P.J., Jędrzejewska, B., Brzeziecki, B., Churski, M., Jędrzejewski, W., Żybur, H. 2010. Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Białowieża Primeval forest, Poland. *Journal of Vegetation Science* 21: 1082–1098. DOI 10.1111/j.1654-1103.2010.01217.x.
- Kujawa A. 2009. Grzyby wielkoowocnikowe, w: *Białowiecki Park Narodowy. Poznać – zrozumieć – zachować*. (red. C. Okołów,

- M. Karaś, A. Bołbot). Białowiecki Park narodowy, Białowieża, 87–110. ISBN 9788387054687.
- Kukwa M. 2005. Nowe stanowiska rzadkich i interesujących porostów na Pomorzu Gdańskim. *Acta Botanica Cassubica* 5: 95–111.
- Kukwa M., Łubek A., Szymczyk R., Zalewska A. 2012a. Seven lichen species new to Poland. *Mycotaxon* 120: 105–118. DOI 10.5248/120.105.
- Kukwa M., Pietnoczko M., Czyżewska K. 2012b. The lichen family *Parmeliaceae* in Poland II. The genus *Cetrelia*. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 81(1): 43–52. DOI 10.5586/asbp.2012.007.
- Kukwa M., Schiefelbein U., Czarnota P., Halda J., Kubiak D., Palice Z., Naczka A. 2008. Notes on some noteworthy lichens and allied fungi found in the Białowieża Primeval Forest in Poland. *Bryonora* 41: 1–11.
- Kwiatkowski W. 1994. Krajobrazy roślinne Puszczy Białowieckiej. *Phytocoenosis* 6. *Supplementum Cartographiae Geobotanicae* 35–87.
- Latałowa M., Zimny M., Jędrzejewska B., Samojlik T. 2015. Białowieża Primeval Forest: a 2000-year interplay of environmental and cultural forces in Europe's best preserved temperate woodland, in: Europe's changing woods and forests: From wild-wood to managed landscapes. Chapter 17. (edit. K.J. Kirby, C. Watkins) CAB International, 243–264. ISBN 9781780643373.
- Latałowa M., Zimny M., Pędziszewska A., Kupryjanowicz M. 2016. Postglacialna historia Puszczy Białowieckiej – roślinność, klimat i działalność człowieka. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody* 35(1) (w druku).
- Lecewicz W. 1954. Porosty Białowieży. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 1(2): 38–47.
- Lindborg R., Eriksson O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840–1845. DOI 10.1890/04-0367.
- Łubek A., Jaroszewicz B. 2012. New, rare and noteworthy species of lichens and lichenicolous fungi from Białowieża Forest. *Polish Journal of Natural Sciences* 27: 275–287. ISBN 978-83-86292-58-5.
- Łubek A., Kukwa M. 2016. Grzyby naporostowe w zbiorowiskach leśnych Białowieckiego Parku Narodowego, w: *Botanika – tradycja i nowoczesność. Streszczenia referatów i plakatów 57. Zjazdu Polskiego Towarzystwa Botanicznego, Lublin 27 czerwca – 3 lipca 2016* (red. E. Szczuka, G. Szymczak, M. Śmigąła, R. Marciniak), 205–206. ISBN 978-83-86292-58-5.
- Malzahn E. 2009. Biomonitoring środowiska leśnego Puszczy Białowieckiej. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 40: 439–447.
- Malzahn E., Kwiatkowski W., Pierzgałski E. 2009. Przyroda nieożywiona, w: *Białowiecki Park Narodowy. Poznać – Zrozumieć – Zachować*. (red. C. Okołów, M. Karaś, A. Bołbot) BPN, Białowieża, 18–36. ISBN 9788387054687.
- Matuszkiewicz J.M. 2007a. Zmiany w grądach, borach mieszanych i łęgach jesionowo-olszowych puszczy Białowieckiej, w: *Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski*. (red. J.M. Matuszkiewicz). Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Monografie 8, 197–289. ISBN 978-83-87954-78-0.
- Matuszkiewicz J.M. 2007b. Ogólne kierunki zmian w zbiorowiskach leśnych polski, ich przyczyny oraz prognoza przyszłych kierunków rozwojowych, w: *Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski*. (red. J.M. Matuszkiewicz). Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Monografie 8: 670–688. ISBN 978-83-87954-78-0.
- Matwiejuk, A., Bohdan, A. 2011. New records of *Plectocarpon lichenum* from Białowieża Forest (Poland). *Herzogia* 24: 381–383. DOI 10.13158/hea.24.2.2011.381.
- Matwiejuk A., Bohdan A. 2014. New sites of *Bryoria capillaris* (Ach.) Brodo & D. Hawksw. (Ascolichenes, Parmeliaceae) in the Polish part of the Białowieża Forest. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu* 390, *Botanika Steciana* 18(3): 181–185. DOI 10.12657/steciana.018.019.
- McKinney M.L., Lockwood J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 540–543.
- Mikusińska A., Zawadzka B., Samojlik T., Jędrzejewska B., Mikusiński G. 2013. Quantifying landscape change during the last two centuries in Białowieża Primeval Forest. *Applied Vegetation Science* 16: 217–226. DOI 10.1111/j.1654-109X.2012.01220.x.
- Naaf T., Kolk J. 2015. Colonization credit of post-agricultural forest patches in NE Germany remains 130–230 years after reforestation. *Biological Conservation* 182: 155–163. DOI 10.1016/j.biocon.2014.12.002.
- Naaf T., Wulf M. 2010. Habitat specialists and generalists drive homogenization and differentiation of temperate forest plant communities at the regional scale. *Biological Conservation* 143: 848–855. DOI 10.1016/j.biocon.2009.12.027.
- Nascimbene J., Thor G., Nimis P.L. 2013. Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe – A review. *Forest Ecology and Management* 298: 27–38. DOI 10.1016/j.foreco.2013.03.008.
- Niemelä T. 2013. Polypores of the Białowieża Forest. Białowiecki Park Narodowy, Białowieża, 135 s. ISBN 978-83-87054-19-9.
- Nespiak A. 1959. Studia nad udziałem grzybów kapeluszowych w zespołach leśnych na terenie Białowieckiego Parku. *Monographiae Botanicae* 8: 3–141.
- Niklasson M., Zin E., Zielonka T., Feijen M., Korczyk A.F., Churski M., Samojlik T., Jędrzejewska B., Gutowski J.M., Brzezicki B. 2010. 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology* 98: 1319–1329. DOI 10.1111/j.1365-2745.2010.01710.x.
- Okołów C. 2015. Materiały do oceny bioróżnorodności Puszczy Białowieckiej. Nowe dla nauki gatunki organizmów opisane z Puszczy Białowieckiej. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody* 34(3): 89–98.
- Olden J.D., Poff N.L., Douglas M.R., Douglas M.E., Fausch K.D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 18–24. DOI 10.1016/j.tree.2003.09.010.
- Orłowski H. 1960. Badania nad funkcją ekologiczną grzybów z rodziny *Polyporaceae* w różnych typach lasu Białowieckiego Parku Narodowego. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa* 193: 5–100.
- Paluch R. 2009. Monitoring stanowisk granicznika płucnika (*Lobaria pulmonaria* L.) w lasach Nadleśnictwa Białowieża i zalecenia praktyczne dla jego ochrony. *Leśne Prace Badawcze* 70(2): 175–181.

- Pawłowski J., Kubisz D., Mazur M. 2002. *Coleoptera* Chrząszcze, w: Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. (red. Z. Głowaciński). Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk, Kraków, 88–110. ISBN 83-901236-8-1.
- Peterken G.F. 1974. A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biological Conservation* 6: 239–245. DOI 10.1016/0006-3207(74)90001-9.
- Peterken G.F. 1996. Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions. University Press, Cambridge – New York – Melbourne, 540 s. ISBN 0521367929.
- Pierzgalski E., Boczoń A., Tyszka J. 2002. Zmienność opadów i położenia wód gruntowych w Białowieckim Parku Narodowym. *Kosmos* 51(4): 415–425.
- Pilát A. 1950. Contribution to the knowledge of the Hymenopteres of Białowieża virgin forest in Poland. *Studia Botanica Čechoslovaca* 11: 145–173.
- Podgórski T., Schmidt K., Kowalczyk R., Gulczyńska A. 2008. Microhabitat selection by Eurasian lynx and its implications for species conservation. *Acta Theriologica* 53: 97–110. DOI 10.1007/BF03194243.
- Polski Komitet ds. UNESCO 2016a. <http://www.unesco.pl/?id=290> [23.06.2016].
- Polski Komitet ds. UNESCO 2016b. <http://www.unesco.pl/nauka/czlowiek-i-biosfera-mab/polskie-rezerwy-mab/> [23.06.2016].
- Popławska M. 2012. Porosty dębu szypułkowego *Quercus robur* L. w Białowieckim Parku Narodowym. Praca magisterska wykonana w Zakładzie Botaniki Instytut Biologii Uniwersytetu w Białymstoku, maszynopis.
- Projekty ustaw 2006. Puszcza Białowiecka. Dziedzictwo przyrodnicze i kulturowe. Projekty ustaw. https://www.mos.gov.pl/fileadmin/user_upload/mos/Puszcza_Bialowieska/Program_dzialan_na_rzecz_Puszczy_Bialowieskiej/USTAWA_BPN_projekt_prezydencki.pdf. [25.05.2016].
- Pucek Z. 2001a. *Dryomys nitedula*, w: Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. (red. Z. Głowaciński). Państwowe Wydawnictwa Rolnicze i Leśne, Warszawa, 77–79. ISBN 83-09-01735-9.
- Pucek Z. 2001b. *Sorex caecutiens*, w: Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. (red. Z. Głowaciński). Państwowe Wydawnictwa Rolnicze i Leśne, Warszawa, 41–42. ISBN 83-09-01735-9.
- Pucek Z., Jurczyszyn M. 2001. *Glis glis*, w: Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. (red. Z. Głowaciński). Państwowe Wydawnictwa Rolnicze i Leśne, Warszawa, 79–81. ISBN 83-09-01735-9.
- Pugaczewicz E. 1997. Ptaki lęgowe Puszczy Białowieckiej. PTOB, Białowieża. ISBN 83-903553-5-3.
- Pykälä J. 2004. Effects of new forestry practices on rare epiphytic macrolichens. *Conservation Biology* 18: 831–838. DOI 10.1111/j.1523-1739.2004.00210.x.
- Rachwałd A., Ruczyński I. 2015. Common pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber, 1774) in the bat fauna of the Białowieża Primeval Forest. *Leśne Prace Badawcze* 76(2): 180–183. DOI 10.1515/frp-2015-0017.
- Razowski J. (red.) 1990. Wykaz zwierząt Polski. T. 1. Wrocław –Warszawa-Kraków, Zakład Narodowy im. Ossolińskich, Wyd. PAN, 158 s.
- Razowski J. (red.) 1991a. Wykaz zwierząt Polski. T. 2. Wrocław –Warszawa-Kraków, Zakład Narodowy im. Ossolińskich, Wyd. PAN, 342 s.
- Razowski J. (red.) 1991b. Wykaz zwierząt Polski. T. 3. Kraków, Krakowskie Wyd. Zool., 217 s.
- Razowski J. (red.) 1997a. Wykaz zwierząt Polski. T. 4. Kraków, Wyd. Inst. Syst. i Ewol. Zwierząt PAN, 303 s. ISBN 83-907187-0-7.
- Razowski J. (red.) 1997b. Wykaz zwierząt Polski. Kraków, Wyd. Inst. Syst. i Ewol. Zwierząt PAN, vol. 5, 260 s. ISBN 83-907187-1-5.
- RDLP 2011. Program gospodarczo-ochronny Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Puszcza Białowiecka” na lata 2012–2021. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych, Białystok.
- Rose F. 1976. Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands, in: Lichenology: progress and problems (edit. D.H. Brown, D.L. Hawksworth, R. H. Bailey) Academic Press, London-New York, 279–307.
- Rose F. 1992. Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats, in: Bryophytes and lichens in a changing environment. (edit. J.W. Bates, A. Farmer) Oxford, Clarendon Press, 211–233. ISBN 0198542917.
- Rose F., Coppins A.M. 2002. Site assessment of epiphytic habitats using lichen indices, in: Monitoring with lichens – monitoring lichens. (edit. P.L. Nimis, C. Scheidegger, P.A. Wolseley) Kluwer Academic Publisher, Dordrecht-Boston-London, 343–348. ISBN 1-4020-0430-3.
- Rowiński P. 2010. Puszcza Białowiecka, w: Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. (red. T. Wilk, M. Jujka, J. Krogulec, P. Chylarecki) OTOP, Marki. ISBN: 83-89830-02-7.
- Rozporządzenie 2005. Rozporządzenie Wojewody Podlaskiego Nr 7/05 z dnia 25 lutego 2005r. w sprawie Obszaru Chronionego Krajobrazu „Puszcza Białowiecka”. Dz.U. Województwa Podlaskiego 54, poz. 720.
- Rozporządzenie 2011. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 stycznia 2011 r. w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków. Dz.U. 25, poz. 133.
- Rozporządzenie 2014a. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów. Dz.U. 2014, poz. 1408.
- Rozporządzenie 2014b. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 7 listopada 2014 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla Białowieckiego Parku Narodowego. Dz.U. 2014, poz. 1735.
- Ruczyński I., Bogdanowicz W. 2005. Roost cavity selection by *Nyctalus noctula* and *N. leisleri* (Vespertilionidae, Chiroptera) in Białowieża Primeval Forest, eastern Poland. *Journal of Mammalogy* 86: 921–930. DOI 10.1644/1545-1542(2005)86[921:RCSBNN]2.0.CO;2.
- Ruczyński I., Bogdanowicz W. 2008. Summer roost selection by tree-dwelling bats *Nyctalus noctula* and *N. leisleri*: a multi-scale analysis. *Journal of Mammalogy* 89: 942–951. DOI 10.1644/07-MAMM-A-134.1.
- Ruczyński I., Ruczyńska I. 2000. Roosting sites of Leisler’s bat *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest – preliminary results. *Myotis* 37: 55–60.
- Russo D., Cistrone L., Jones G., Mazzoleni S. 2004. Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation* 117: 73–81.
- Rydzak J. 1961. Tree lichens in the forest communities of the Białowieża National Park. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Sectio C* 16(2): 17–47.

- Ryś A. 2007. Granicznik płucnik *Lobaria pulmonaria* i jego ochrona w Lasach Państwowych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej* 2/3(16): 288–302.
- Samojlik T. 2010. Traditional utilisation of Białowieża Primeval Forest (Poland) in the 15th–18th centuries. *Landscape Archaeology and Ecology* 8: 150–164.
- Samojlik T., Fedotova A., Kuijper D.P. 2016. Transition from traditional to modern forest management shaped the spatial extent of cattle pasturing in Białowieża Primeval Forest in the nineteenth and twentieth centuries. *Ambio* DOI 10.1007/s13280-016-0795-4.
- Samojlik T., Rotherham I., Jędrzejewska B. 2013. Quantifying historic human impacts on forest environments: a case study in Białowieża Forest, Poland. *Environmental History* 18(3): 576–602. DOI 10.1111/j.1654-109X.2012.01220.x.
- Scheidegger C., Werth S. 2009. Conservation strategies for lichens: insights from population biology. *Fungal Biology Review* 23(3): 55–66. DOI 10.1016/j.fbr.2009.10.003.
- Schmidt K., Podgórski T., Kowalczyk R., Gulczyńska A. 2007. O wymaganiach środowiskowych rysia eurazjatyckiego *Lynx lynx* do bezpośredniego wykorzystania w aktywnej ochronie gatunku w Polsce. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej* 9(2/3): 446–456.
- Schmidt K., Jędrzejewski W., Theuerkauf J., Kowalczyk R., Okarma H., Jędrzejewska B. 2008. Reproductive behavior of wild-living wolves Białowieża Primeval Forest (Poland). *Journal of Ethology* 26: 69–78.
- SDF 2014. NATURA 2000 – STANDARDOWY FORMULARZ DANYCH dla obszarów specjalnej ochrony (OSO), proponowanych obszarów mających znaczenie dla Wspólnoty (pOZW), obszarów mających znaczenie dla Wspólnoty (OZW) oraz specjalnych obszarów ochrony (SOO). Puszcza Białowieża PLC200004. http://www2.bialystok.rdos.gov.pl/pzo/wp-content/uploads/2015/11/puszcza_bialowiezka_sdf.pdf. [25.05.2016].
- Skirgiełło A. 1960. Wiosenne miseczniki Białowieży. *Monographiae Botanicae* 10(2): 3–19.
- Skirgiełło A. 1998. Macromycetes of oak-hornbeam forests in the Białowieża National Park – monitoring studies. *Acta Mycologica* 33: 171–189.
- Sokołowski A.W. 1995. Flora roślin naczyniowych Puszczy Białowieżskiej, Białowieżski Park Narodowy, Białowieża. ISBN 83902651-2-5.
- Sokołowski A.W. 2004. Lasy Puszczy Białowieżskiej. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa. ISBN 83-88478-44-3.
- Speight M.C.D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature and Environment Ser. Strasbourg* 42: 1–82.
- Stachura K., Niedziałkowska M., Bartoń K. 2004. Różnorodność ssaków leśnych, w: Eseje o ssakach Puszczy Białowieżskiej. (red. B. Jędrzejewska, J.M. Wójcik). Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża, 13–24. ISBN 83-907521-2-3.
- Szczepkowski A., Kujawa A., Karasiński D., Gierczyk B. 2008. Grzyby zgromadzone na XIV Wystawie Grzybów Puszczy Białowieżskiej. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody* 27(4): 115–133.
- Szczepkowski A., Kujawa A., Karasiński D., Gierczyk B. 2011. XVII Wystawa Grzybów Puszczy Białowieżskiej w Hajnówce. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody* 30(3-4): 129–134.
- Szujecki A. 2008. Puszcza Białowieża. Konflikty wokół ochrony i zarządzania. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.
- Szujecki A. 2014. *Sepedophilus wankowiczi* (Pandellé, 1869) (Coleoptera: Staphylinidae) w Białowieżskim Parku Narodowym. *Wiadomości Entomologiczne* 33(2): 152.
- Ściński M., Borowski Z. 2006. Home ranges, nest sites and population dynamics of the forest dormouse *Dryomys nitedula* (Pallas) in an oak-hornbeam forest: a live-trapping and radio-tracking study. *Polish Journal of Ecology* 54: 391–396.
- Ściński M., Borowski Z. 2008. Spatial organization of the fat dormouse (*Glis glis*) in an oak-hornbeam forest during the mating and post-mating season. *Mammalian Biology* 73: 119–127. DOI 10.1016/j.mambio.2007.01.002.
- Thompson K., Bakker J.P., Bekker R. M. 1997. The soil seed bank of North Western Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge, 276 s. ISBN 0 521 49519 9.
- Tilman E., May R.M., Lehman C.L., Nowak M. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Tomiałojć L., Wesołowski T., Walankiewicz W. 1984. Breeding bird community of a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). *Acta Ornithologica* 20: 241–310.
- Tomiałojć L., Wesołowski T. 2005. The avifauna of the Białowieża Forest: a window into the past. *British Birds* 98: 174–193.
- UNESCO 1984. Action plan for biosphere reserves, *Nature and Resources* 20(4): 1–12.
- van der Kooij J., Bangjord G., Obuch J., Carlsson B.-G., Hörnfeldt B. 2015. The range of the masked shrew (*Sorex caecutiens* Laxmann, 1788) extends to southern Scandinavia. *Lutra* 58(2): 119–126.
- Vellend M., Verheyen K., Jacquemyn H., Kolb A., Van Calster H., Peterken G., Hermy M. 2006. Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecology* 87: 542–548. DOI 10.1890/05-1182.
- Walankiewicz W. 2002. Nest predation as a limiting factor to the breeding population size of the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis* in the Białowieża National Park (NE Poland). *Acta Ornithologica* 37: 91–106. DOI 10.3161/068.037.0205.
- Walankiewicz W. 2006. Czynniki ograniczające zagęszczenia legowe muchołówki białoszywej *Ficedula albicollis* w pierwotnych grądach Białowieżskiego Parku Narodowego (z krytycznym przeglądem wcześniejszych hipotez). Wydawnictwo Akademii Podlaskiej. Rozprawa Naukowa nr 86.
- Walankiewicz W., Czeszczewik D., Chylarecki, P. 2011. Dzieciół białogrzbiety *Dendrocopos leucotos* na obszarze Puszczy Białowieżskiej w 2010 roku: rozmieszczenie, zmiany liczebności, zagrożenia i perspektywy przetrwania populacji. Pracownia na Rzecz Wszystkich Istot. Białystok-Siedlce-Warszawa.
- 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: 423–428. DOI 10.3375/043.034.0404.
- Wanat M. 1994. Ryjkowce (Coleoptera: Curculionoidea: Anthribidae, Rhinomaceridae, Rhynchitidae, Atelabidae, Apionidae, Curculionidae) Puszczy Białowieżskiej. *Polskie Pismo Entomologiczne* 63(1–2): 37–112.
- Wanat M. 1999. Ryjkowce (Coleoptera: Curculionoidea bez Scolytidae i Platypodidae) Puszczy Białowieżskiej – charakterystyka fauny. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody* 18(3): 25–47.

- Wawrusiewicz A. 2011. Okres neolitu i wczesnej epoki brązu na Podlasiu, stan i perspektywy badań, w: Na rubieży kultur. Badania nad okresem neolitu i wczesną epoką brązu. (red. U. Stankiewicz, A. Wawrusiewicz) Muzeum Podlaskie w Białymstoku, Białystok, 13–36. ISBN 978-83-87026-05-9.
- Weiner J. 2016. Po co nam puszcze. *Tygodnik Powszechny* 27.06.-3.07: 50–52.
- Wesołowski T. 2005. Virtual conservation: How the European Union is turning a blind eye to its vanishing primeval forests. *Conservation Biology* 19: 1349–1358. DOI 10.1111/j.1523-1739.2005.00265.x.
- Wesołowski T. 2007. Primeval conditions – What can we learn from them? *Ibis* 149, Supplement 2: 64–77.
- Wesołowski T., Czeszczewik D., Hebda G., Maziarz M., Mitrus C., Rowiński P. 2015. 40 years of breeding bird community dynamics in a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). *Acta Ornithologica* 50: 95–120. DOI 10.3161/0016454AO2015.50.1.010.
- Wesołowski T., Fuller R.J. 2012. Spatial variation and temporal shifts in habitat use by birds at the European scale, in: Birds and Habitat: relationships in Changing Landscapes (edit. R.J. Fuller) Cambridge University Press, 63–92. ISBN 9780521722339.
- Wesołowski T., Kujawa A., Bobiec A., Bohdan A., Buchholz L., Chylarecki P., Engel J., Falkowski M., Gutowski J.M., Jaroszewicz B., Nowak S., Orczewska A., Mysłajek R.W., Walankiewicz W. 2016. Spór o przyszłość Puszczy Białowieskiej: mity i fakty. Głos w dyskusji. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 72(2): 83–99.
- Wesołowski T., Rowiński P. 2006. Tree defoliation by winter moth *Operophtera brumata* L. during an outbreak affected by structure of forest landscape. *Forest Ecology and Management* 221: 299–305. DOI 10.1016/j.foreco.2005.10.023.
- Whigham D.F. 2004. Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 583–621. DOI 10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105708.
- Wolsan M., Okarma H. 2001. *Lynx lynx*, w: Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. (red. Z. Głowaciński) Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, 96–97. ISBN 83-09-01735-9.
- Wołoszyn B.W. 2001. *Nyctalus leisleri*, w: Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. (red. Z. Głowaciński) Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa: 58–59. ISBN 83-09-01735-9.
- Zalewska A. 2012. Ecology of lichens of the Puszcza Borecka forest (NE Poland). W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 358 s. ISBN 978-83-62975-14-3.
- Zalewska A., Bohdan A. 2012. New records of *Lobaria amplissima* (Lobariaceae, Ascomycota) in Poland. *Acta Mycologica* 47(1): 97–108. DOI 10.5586/am.2012.012.
- Zalewski A. 1997. Patterns of resting site use by pine marten *Martes martes* in Białowieża National Park (Poland). *Acta Theriologica* 42: 153–168.
- Zarządzenie 1994. Zarządzenie nr 30 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 19 grudnia 1994 r. w sprawie Leśnych Kompleksów Promocyjnych (LKP). ZO-72-15/94
- Zarządzenie 2015. Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Białymstoku z dnia 6 listopada 2015 r. sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004. Dziennik Urzędowy Województwa Podlaskiego, poz. 3600, Białystok.
- Zbyryt A., Zawadzka D., Zawadzki G. 2014. Występowanie zająca bielaka *Lepus timidus* w Polsce. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 70(3): 228–241.
- Zimny M. 2014. Późnooloczeńska historia roślinności Puszczy Białowieskiej. Praca doktorska. Uniwersytet Gdański, Gdańsk.

Authors' contributions

All authors – the concept, assumptions, work system; A.K. – coordination, writing, editing the whole manuscript; A.K., A.O., M. B., M.F., J.M.G. – general chapters (Introduction, Species Diversity in the Białowieża Forest – selected examples, Conclusions).

Other chapters:

M.L. – history of the Białowieża Forest; M.F., A.O., A.K. – nature conservation in the Białowieża Forest – current status and threats; M.F. – evaluation of the conservation status of Natura 2000 habitats in the Białowieża Forest and recommendations on their protection; A.K. – macrofungi; A.Z., AB – lichens; A.O. – vascular flora; J.M.G., L.B. – insects; P.Ch., W.W. – birds; S.N., R.W.M. – mammals.