

JACEK HILSZCZAŃSKI, TOMASZ JAWORSKI

## Ochrona bioróżnorodności Puszczy Białowieskiej w kontekście dynamiki naturalnych i sztucznych zaburzeń

Biodiversity conservation in the Białowieża Forest in the context of natural and anthropogenic disturbances dynamics

### ABSTRACT

Hilszczański J., Jaworski T. 2018. Ochrona bioróżnorodności Puszczy Białowieskiej w kontekście dynamiki naturalnych i sztucznych zaburzeń. Sylwan 162 (11): 927-933.

The paper presents the issue of conservation of species diversity of the Białowieża Forest in the context of both natural and human-related disturbances. These disturbances, in the authors' opinion, were the main factor that shaped the unique species diversity of this area. Examples of natural disturbances occurring in the Białowieża Forest include the impact of wind, insect outbreaks and, to a lesser extent, fires. On the other hand anthropogenic disturbances are related to various forms of forest use, which historically took place here, i.e. grazing by domestic animals, beekeeping, charcoal production, and recently also forest management. Currently, in the situation of rarity and unpredictability of natural disturbances, as well as due to a significant decrease in human impact on forests of the Białowieża Forest, there is a risk of decrease of biodiversity, which is related to the process of natural succession, homogenization of the forest and the decline of favourable habitats for the development of some organisms. This particularly applies to the so-called 'open forest' species that are dependent on sunny places in forests. Historically these species found favourable conditions in the Białowieża Forest in many sites, where traditional forms of forest use took place, but also in areas used for traditional forest management. At present, it is necessary to adapt forest management on the one hand and nature conservation on the other, in order to meet the requirements of diverse groups of organisms, both requiring passive as well as active methods of conservation. The authors postulate the necessity of introducing a diverse conservation strategy in the Białowieża Forest.

### KEY WORDS

diversity conservation, strict protection, active protection, natural succession, intermediate disturbance hypothesis

### ADDRESSES

Jacek Hilszczański – e-mail: j.hilszczanski@ibles.waw.pl

Tomasz Jaworski – e-mail: t.jaworski@ibles.waw.pl

Zakład Ochrony Lasu, Instytut Badawczy Leśnictwa; Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

## Wstęp

Puszcza Białowieska należy bez wątpienia do najlepiej zachowanych obszarów leśnych w Polsce i w Europie. Jest to zarazem obiekt, w którym zachodzą na siebie różnego rodzaju formy ochrony przyrody, co – paradoksalnie – komplikuje wypracowanie spójnej strategii ochrony całego jej bo-

gactwa przyrodniczego, będącego jednym z ostatnich świadectw dawnego obrazu ekosystemów leśnych na niżu europejskim i stanowiącego samo w sobie wartość ponadczasową.

Bogactwo lasów Puszczy Białowieskiej, podobnie jak innych obszarów leśnych na świecie, ukształtowane było i jest poprzez różnego rodzaju zaburzenia. Co oczywiste, o charakterze i skali zaburzeń w dawnych okresach istnienia Puszczy wiemy stosunkowo niewiele, choć pewną informację dają tutaj badania palinologiczne [Latałowa i in. 2016]. Mając jednak na uwadze fakt, że obszar ten był od przynajmniej kilkuset lat poddany umiarkowanej presji człowieka [Bobic 2012; Samojlik, Kuijper 2013; Samojlik i in. 2013a, b; Latałowa i in. 2016], należy przyjąć, że współczesny obraz różnorodności gatunkowej jest wypadkową oddziaływania zarówno procesów naturalnych, jak i czynników antropogenicznych. Wśród tych drugich prawdopodobnie największy wpływ na bioróżnorodność lasów Puszczy Białowieskiej miały pożary, które regularnie występowały na tym terenie przez setki lat, z mniejszym lub większym nasileniem [Zin i in. 2015]. Jedną z ważnych przyczyn pożarów była produkcja węgla drzewnego, inną było wypalanie lasu przez bartników w celu zintensyfikowania kwitnienia roślin runa [Samojlik i in. 2013a, b; Samojlik, Kuijper 2013; Latałowa i in. 2016]. Duże znaczenie dla kształtowania obrazu lasu miała presja roślinożernych ssaków, także tych udomowionych, co potwierdzają dane mówiące o praktykowaniu wypasu na obszarze nawet ponad 50 tys. ha (!) Puszczy u schyłku XIX wieku [Samojlik i in. 2016]. Na charakter lasów wpływały także inne czynniki naturalne (jak wiatr i gradacje owadów) oraz związane z działalnością człowieka (pozyskiwanie drewna, grabienie ścioly itp.) [Samojlik i in. 2013b]. Ta różnorodność zaburzeń na terenie Puszczy Białowieskiej była powodem występowania na jej obszarze mozaiki lasów zróżnicowanych pod względem składu gatunkowego, struktury przestrzennej, stopnia nasłonecznienia i uwilgotnienia, a także, choć w dużo mniejszym stopniu, środowisk nieleśnych: łąk, pól, przydroży itd. To właśnie zróżnicowaniem środowisk, a więc pośrednio częstotliwością i intensywnością występowania zaburzeń, należy tłumaczyć różnorodność gatunkową omawianego obszaru.

Dyskusję toczącą się obecnie wokół Puszczy Białowieskiej można zdaniem autorów sprowadzić do sporu o to, czy unikalna różnorodność gatunkowa tego obszaru (część gatunków ma tutaj jedyne stanowiska w Polsce, a dla wielu jest on jednym z ostatnich miejsc występowania) zasługuje na ochronę. Decydując się bowiem na pozostawienie całego obszaru Puszczy wyłącznie oddziaływaniu procesów naturalnych, należy liczyć się z dość poważnym ryzykiem zaniku pewnych gatunków. To pozornie kontrowersyjne stwierdzenie wymaga wyjaśnienia i uargumentowania z podaniem przykładów organizmów, dla których ochrona bierna może przynieść negatywne skutki. W prezentowanym opracowaniu podjęto próbę analizy problemu ochrony Puszczy Białowieskiej z punktu widzenia zachowania jej unikalnej różnorodności gatunkowej.

## Zaburzenia a różnorodność

Zaburzenia, rozumiane jako okresowe, względnie gwałtowne zmiany stanu ekosystemu, należą do głównych czynników kształtujących różnorodność gatunkową danego obszaru [Connel 1978; Sousa 1984; Miller i in. 2011; Reilly, Spies 2016]. Jest to związane z faktem, że każde zaburzenie powoduje zmianę struktury ekosystemu, a w konsekwencji warunków w nim panujących. Inaczej mówiąc, zaburzenia są źródłem różnorodności strukturalnej, która implikuje różnorodność gatunkową. W przypadku ekosystemów leśnych do najbardziej typowych przykładów zaburzeń naturalnych należą gradacje owadów, pożary czy wiatr. Z kolei rębnie czy trzebieże, ale także, ponownie, pożary mogą stanowić przykłady zaburzeń sztucznych (antropogenicznych). Niezależnie od swej przyczyny każde z wymienionych zaburzeń doprowadza do zmiany struktury lasu (np. rozrzedzenie zwarcia) i warunków w nim panujących (np. wzrost stopnia nasłonecznienia).

Co istotne, zaburzenia mogą wpływać na różnorodność gatunkową dwojako, tzn. powodując jej wzrost lub spadek, zaś o kierunku tych zmian decyduje charakter i skala zaburzenia. W tym miejscu pojawia się pytanie: jaka częstotliwość i nasilenie zaburzeń są optymalne dla zachowania możliwie największej (potencjalnej) różnorodności gatunkowej danego obszaru? Odpowiedź na nie została sformułowana pod postacią tzw. hipotezy umiarkowanych zaburzeń (ang. intermediate disturbance hypothesis; IDH), należącej do jednych z najważniejszych i najczęściej dyskutowanych zagadnień w ekologii [Wilkinson 1999]. Mówi ona, że różnorodność gatunkowa jest najwyższa przy przeciętnym poziomie intensywności i/lub częstotliwości zaburzeń [Connell 1978]. Odwracając nieco tok rozumowania – różnorodność gatunkowa maleje zarówno przy częstych i/lub intensywnych, jak i rzadko występujących i/lub niewielkich zaburzeniach. W pierwszym przypadku wynika to z faktu, że intensywne (w skali czasowej i przestrzennej) zaburzenia uniemożliwiają kolonizację obszaru, na którym to zaburzenie miało miejsce, przez gatunki bardziej wymagające (np. o niewielkich zdolnościach dyspersyjnych, wolniejszym wzroście itp.). Mówiąc nieco bardziej obrazowo, gatunki te są eliminowane przez zaburzenia tak często (albo na tak dużą skalę), że ich populacje nie są w stanie przetrwać. W drugim przypadku, tj. gdy frekwencja i intensywność zaburzeń jest mała, szanse przetrwania mają tylko gatunki „silniejsze” (np. o większych zdolnościach dyspersji, szybkim wzroście, większej odporności na niekorzystne czynniki). W tej sytuacji zatem spadek różnorodności jest skutkiem eliminacji części gatunków w wyniku konkurencji. Należy jednak zaznaczyć, że koncepcja hipotezy umiarkowanych zaburzeń, jakkolwiek intuicyjnie zrozumiała i akceptowana przez dużą część ekologów, została również poddana dość ostrej krytyce, zarówno na poziomie empirycznym, jak i matematycznym [Roxburgh i in. 2004; Fox 2013]. Z drugiej strony nawet jej przeciwnicy nie negują wpływu zaburzeń na różnorodność gatunkową, zaś wyniki szeregu badań, w tym dotyczących ekosystemów leśnych [Molino, Sabatier 2001; Bongers i in. 2009], są zgodne z jej założeniami.

### **Ochrona Puszczy Białowieskiej w kontekście dynamiki naturalnych zaburzeń**

Odnosząc powyższe rozważania do obszaru Puszczy Białowieskiej, dochodzi się do wniosku, że skoro przynajmniej pewna część jej różnorodności biologicznej jest wynikiem oddziaływania zaburzeń (w tym miejscu nie ma znaczenia, czy są to zaburzenia naturalne, czy sztuczne), to ochrona tego obszaru również wymaga zapewnienia ciągłości oddziaływania tych zjawisk. Zwolennicy biernej (całkowitej) ochrony Puszczy Białowieskiej stwierdzają zapewne, że postulat ten może być doskonale spełniony poprzez zaniechanie wszelkiej działalności człowieka na tym obszarze, co zapewni ciągłość zaburzeń naturalnych, a te w zupełności wystarczą dla zachowania pełnej różnorodności gatunkowej [Wesołowski 2005; Jaroszewicz i in. 2017]. W tym miejscu pojawia się jednak problem, który znacząco podważa zasadność takiego rozumowania. Zaburzenia naturalne pojawiają się bowiem w czasie i przestrzeni najczęściej losowo, co sprawia, że ich występowanie na danym obszarze praktycznie nie da się przewidzieć czy – co może ważniejsze z punktu widzenia ochrony różnorodności – „zaplanować”. Ponadto kluczowe znaczenie dla występowania zaburzeń ma powierzchnia chronionego obszaru.

Obecnie uważa się, że minimalna powierzchnia obiektu mającego chronić procesy naturalne (ang. minimum dynamic area) powinna zapewniać stałą obecność wewnętrznych źródeł rekolonizacyjnych dla wszystkich elementów przyrodniczych występujących na danym obszarze [Pickett, Thompson 1978; Leroux i in. 2007]. Powierzchnia taka powinna gwarantować funkcjonowanie w czasie i przestrzeni czynników kształtujących środowisko (a więc także zaburzeń), zapewniając tym samym warunki rozwojowe siedliskom i gatunkom. Na przykład w strefie borealnej

Kanady minimalny obszar, na którym „bezpiecznie”, tj. bez utraty pełnej bioróżnorodności, można obserwować i chronić procesy naturalne, oszacowano na 2 mln ha [Andrew i in. 2014]. Taką opinię wyrazili też eksperci IUCN oceniający rezerwat Pimachiowin Aki o powierzchni (łącznie ze strefą buforową) ponad 3,5 mln ha, włączony niedawno na listę światowego dziedzictwa przyrodniczego na podstawie kryterium IX [Bertzky, de Vries 2016]. Należy sądzić, że w strefie klimatycznej, w której znajduje się Puszcza Białowieska (oba obiekty są położone na podobnej szerokości geograficznej), taki minimalny obszar powinien także obejmować około 2 mln ha. Tymczasem nawet cały obszar Puszczy Białowieskiej, tj. łącznie z częścią białoruską (około 160 tys. ha), to zdecydowanie zbyt mało, aby spełnić wymagania związane z ochroną procesów przyrodniczych bez ryzyka utraty części bioróżnorodności. Dobitnie świadczy o tym obserwowane od kilkudziesięciu lat zanikanie niektórych gatunków i siedlisk na terenie Puszczy Białowieskiej. Szczególnie wyraźnie widać to w przypadku zbiorowisk leśnych charakteryzujących się dużą obecnością światła, takich jak np. bory lado [Samojlik, Jędrzejewska 2004] czy świetlista dąbrowa [Sokołowski 1987; Jakubowska-Gabara 1996]. Do najbardziej spektakularnych przykładów zaniku na terenie Puszczy gatunków tzw. lasu otwartego należą owady: kozioróg dębosz, jelonek rogacz i przeplatka aurinia (wyniki inwentaryzacji przyrodniczej przeprowadzone przez Instytut Badawczy Leśnictwa w latach 2016–2018), a wśród roślin – sasanka otwarta [Zych 2007], dzwoncznik wonny, mieczyk dachówkowaty czy obuwik. Co istotne, zarówno te siedliska, jak i gatunki są powszechnie uznane za rzadkie, ustępujące czy cenne – a więc wymagające ochrony. W przeszłości takie procesy wycofywania się siedlisk i gatunków z terenu dzisiejszej Puszczy Białowieskiej miały zapewne miejsce wielokrotnie. Wówczas jednak możliwa była ich rekolonizacja z sąsiadujących obszarów leśnych – przypomnijmy, że lesistość na obszarze Polski około 3 tys. lat temu, a więc zanim człowiek zaczął istotnie oddziaływać na środowisko przyrodnicze [Latałowa i in. 2016], wynosiła około 95% [Kaplan i in. 2009]. Dzisiaj jednak, gdy Puszcza Białowieska jest w gruncie rzeczy izolowaną „wyspą”, zjawisko ustępowania niektórych gatunków może być niestety nieodwracalne. Dotyczy to zwłaszcza warunków dominacji strategii ochrony ściślej. Sprzyja ona bowiem naturalnej sukcesji, a ta, w warunkach eliminacji zaburzeń, prowadzi do zaniku heterogeniczności lasu warunkującej różnorodność gatunkową.

Zaliczenie Puszczy Białowieskiej do światowego dziedzictwa przyrodniczego UNESCO według kryterium IX, mówiącego o ochronie procesów naturalnych, odbyło się bez gruntownego przeanalizowania skutków takiej decyzji, która *de facto* narzuca w przeważającej części Puszczy zakaz wykonywania jakichkolwiek zabiegów, w tym zabiegów czynnej ochrony gatunków i siedlisk. Pierwszą czynnością, którą powinno się wykonać przy planowaniu włączenia danego obszaru do grupy obiektów, w których mają być obserwowane i chronione procesy naturalne, jest przeprowadzenie analizy dającej odpowiedź na pytanie, jaka powinna być minimalna powierzchnia takiego obszaru. Niestety, w przypadku Puszczy Białowieskiej tego typu analiza nie została przeprowadzona.

## Podsumowanie

Obecnie możemy z dużym prawdopodobieństwem stwierdzić, że współczesna różnorodność Puszczy Białowieskiej jest wynikiem współdziałania na jej obszarze zarówno procesów naturalnych, jak i tych związanych z działalnością człowieka. O skali antropopresji w historii Puszczy Białowieskiej można w dużej mierze jedynie domniemywać, jednak coraz więcej badań wskazuje, że oddziaływanie człowieka było tu bardziej powszechne i długotrwałe niż dotychczas sądzono. Wśród oczywistych dowodów obecności ludzi w lasach Puszczy są rozmaite obiekty archeologiczne: setki kurhanów, potażarnie oraz pozostałości siedzib ludzkich. Ślady aktywności ludzi można także odnaleźć wśród elementów przyrody (barcie, ślady pożarów na pniach).

Coraz powszechniejszy staje się pogląd, że chronione lasy europejskie z uwagi na uwarunkowania historyczno-przyrodnicze, a tym samym dla utrzymania wartości, dla których zostały objęte ochroną, wymagają ochrony czynnej [Bernes i in. 2015; Sebek i in. 2015]. Zdaniem autorów Puszcza Białowieska nie stanowi tutaj wyjątku. Obszar ten – czy tego chcemy, czy nie – został ukształtowany zarówno poprzez czynniki naturalne, jak i te związane z działalnością człowieka. Jednocześnie proces ustępowania siedlisk i gatunków został na terenie Puszczy Białowieskiej zapoczątkowany w momencie ustąpienia zaburzeń o charakterze antropogenicznym, które w sposób zupełnie nieintencjonalny w dużym stopniu zastępowały zaburzenia naturalne.

Obecnie, gdy nie dysponujemy już wystarczająco dużym obszarem Puszczy, który byłby „samowystarczalny” w sensie ekologicznym [Pickett, Thompson 1978; Leroux i in. 2007], zachowanie pełnej jej różnorodności gatunkowej wymaga zastosowania aktywnych metod ochrony. Zachowanie charakteru i bogactwa przyrodniczego tego cennego obszaru w zmienionym i coraz szybciej zmieniającym się świecie nie może być zagwarantowane bez udziału człowieka. Ma to szczególne znaczenie w kontekście obserwowanych zmian klimatycznych i zaniku wielu siedlisk przyrodniczych i gatunków. Potrzebą chwili staje się odpowiedź na pytanie, jak chronić przyrodę Puszczy Białowieskiej. Dzisiaj widać już wyraźnie, że sama ochrona bierna, jakkolwiek korzystna dla niektórych elementów ekosystemu leśnego, nie jest w stanie zabezpieczyć całego bogactwa przyrodniczego tego wyjątkowego obiektu.

## Literatura

- Andrew M. E., Wulder M. A., Cardille J. A. 2014. Protected areas in boreal Canada: a baseline and considerations for the continued development of a representative and effective reserve network. *Environmental Reviews* 22: 135-160.
- Bernes C., Jonsson B. G., Junninen K., Löhmus A., Macdonald E., Müller J., Sandström J. 2015. What is the impact of active management on biodiversity in boreal and temperate forests set aside for conservation or restoration? A systematic map. *Environmental Evidence* 4: 25.
- Bertzky B., de Vries G. 2016. World Heritage Nomination. IUCN Technical Evaluation. Pimachiowin Aki (Canada).
- Bobiec A. 2012. Białowieża Primeval Forest as a remnant of culturally modified ancient forest. *European Journal of Forest Research* 131 (5): 1269-1285.
- Bongers F., Poorter L., Hawthorne W. D., Sheil D. 2009. The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. *Ecology Letters* 12: 798-805.
- Connell J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199 (4335): 1302-1310.
- Fox J. W. 2013. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends in Ecology & Evolution* 28 (2): 86-92.
- Jakubowska-Gabara J. 1996. Decline of *Potentillo albae-Quercetum* Libb. 1933 phytocoenoses in Poland. *Vegetatio* 124 (1): 45-59.
- Jaroszewicz B., Bobiec A., Eycott A. E. 2017. Lack of demographic equilibrium indicates natural, large-scale forest dynamics, not a problematic forest conservation policy – a reply to Brzeziecki i in. *Journal of Vegetation Science* 28: 218-222.
- Kaplan J. O., Krumhardt K. M., Zimmermann N. 2009. The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews* 28: 3016-3034.
- Latałowa M., Zimny M., Pędziszewska A., Kupryjanowicz M. 2016. Postglacialna historia Puszczy Białowieskiej – roślinność, klimat i działalność człowieka. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 35 (1): 3-49.
- Leroux S. J., Schmiegelow F. K. A., Lessard R. B., Cumming S. G. 2007. Minimum dynamic reserves: A framework for determining reserve size in ecosystems structured by large disturbances. *Biological Conservation* 138 (3-4): 464-473.
- Miller A. D., Roxburgh S. H., Shea K. 2011. How frequency and intensity shape diversity – disturbance relationships. *PNAS* 108 (14): 5643-5648.
- Molino J.-F., Sabatier D. 2001. Tree Diversity in Tropical Rain Forests: A Validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Science* 294 (5547): 1702-1704.
- Pickett S. T. A., Thompson J. N. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation* 13 (1): 27-37.
- Reilly M. J., Spies T. A. 2016. Disturbance, tree mortality, and implications for contemporary regional forest change in the pacific northwest. *Forest Ecology and Management* 374: 102-110.

- Roxburgh S. H., Shea K., Bastow Wilson J. 2004. The Intermediate Disturbance Hypothesis: Patch Dynamics And Mechanisms Of Species Coexistence. *Ecology* 85 (2): 359-371.
- Samojlik T., Fedotova A., Kuijper D. P. J. 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* 45 (8): 904-918.
- Samojlik T., Jędrzejewska B. 2004. Użytkowanie Puszczy Białowieskiej w czasach Jagiellonów i jego ślady we współczesnym środowisku leśnym. *Sylvan* 148 (11): 37-50.
- Samojlik T., Jędrzejewska B., Michniewicz M., Krasnodębski D., Duliniec M., Olezak H., Karczewski A., Rotherham I. D. 2013a. Tree species used for low-intensity production of charcoal and wood-tar in the 18<sup>th</sup>-century Białowieża Primeval Forest, Poland. *Phytocoenologia* 43 (1-2): 1-12.
- Samojlik T., Kuijper D. 2013. Grazed wood pasture versus browsed high forests – impact of ungulates on forest landscapes from the perspective of the Białowieża Primeval Forest. W: Rotherham I. D. [red.]. *Trees, forested landscapes and grazing animals – a European perspective on woodlands and grazed treescapes*. Routledge, London and New York. 143-162.
- Samojlik T., Rotherham I., Jędrzejewska B. 2013b. Quantifying historic human impacts on forest environments: a case study in Białowieża Forest, Poland. *Environmental History* 18 (3): 576-602.
- Sebek P., Bace R., Bartos M., Benes J., Chlumska Z., Dolezal J., Dvorsky M., Kovar J., Machac O., Mikatova B., Perlik M., Plátek M., Polakova S., Skorpik M., Stejskal R., Svoboda M., Trnka F., Vlasin M., Zapletal M., Cizek L. 2015. Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 358 (15): 80-89.
- Sokołowski A. W. 1987. Zmiany składu gatunkowego zbiorowisk leśnych rezerwatu „Lipiny” w Puszczy Białowieskiej. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody* 8 (2): 15-21.
- Sousa W. P. 1984. The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 353-391.
- Wesołowski T. 2005. Virtual Conservation: How the European Union is Turning a Blind Eye to Its Vanishing Primeval Forests. *Conservation Biology* 19 (5): 1349-1358.
- Wilkinson D. M. 1999. The Disturbing History of Intermediate Disturbance. *Oikos* 84 (1): 145-147.
- Zin E., Drobyshev I., Bernacki D., Niklasson M. 2015. Dendrochronological reconstruction reveals a mixed-intensity fire regime in *Pinus sylvestris* – dominated stands of Białowieża Forest, Belarus and Poland. *Journal of Vegetation Science* 26 (5): 934-945.
- Zych M. 2007. Krajowy Plan Ochrony Gatunku. Sasanka otwarta (*Pulsatilla patens* (L.) Mill.). Warszawa. [http://www.ogrod.uw.edu.pl/\\_data/assets/pdf\\_file/0014/2075/Plan-ochrony-Pulsatilla-patens.pdf](http://www.ogrod.uw.edu.pl/_data/assets/pdf_file/0014/2075/Plan-ochrony-Pulsatilla-patens.pdf). Dostęp: 4.09.2018 r.