

Bogactwo gatunkowe roślin naczyniowych w fitocenozach regenerujących na pożarzyskach obszarów wydmych Basenu Dolnego doliny Biebrzy

Piotr T. Zaniewski, Łukasz Siedlecki, Bartosz Potoczny, Róża Krasieńska, Zuzanna Pestka, Adam Bernatowicz

Abstrakt. Pożary należą do najpoważniejszych zaburzeń w zbiorowiskach leśnych, prowadzących często do całkowitego przebudowania ekosystemów. Podczas sukcesji wtórnej na pożarzyskach, na spalone obszary wkracza wiele gatunków roślin naczyniowych. Celem przeprowadzonych badań było rozpoznanie składu gatunkowego roślin naczyniowych trzech dotkniętych pożarem obiektów znajdujących się w obrębie obszarów wydmych Basenu Dolnego doliny Biebrzy oraz porównanie ich bogactwa gatunkowego. W każdym z trzech dotkniętych pożarem obiektów oraz w obiekcie kontrolnym wykonano po 14 spisów florystycznych o powierzchni 150 m². Bogactwo gatunkowe roślin naczyniowych dla poszczególnych obiektów obliczono i porównano metodą krzywych rozrzedzenia. Porównano również dla każdego z obiektów liczby gatunków z poszczególnych grup ekologicznych. Najwyższym bogactwem gatunkowym charakteryzowało się pożarzysko sprzed 59 lat, istotnie wyższym niż obiekt 31-letni oraz kontrola. Na wysokie bogactwo gatunkowe najstarszego pożarzyska składa się duża liczba gatunków wrzosowiskowo-okrajkowych oraz leśnych. Oznacza to, że obiekt najstarszy, będący obecnie ukształtowanym wskutek sukcesji wtórnej spontanicznej zbiorowiskiem leśnym, oprócz wysokiego udziału gatunków leśnych, charakteryzuje się również wysokim udziałem gatunków utrzymujących się jeszcze z poprzedniej fazy sukcesyjnej. Specyficzna dla najstarszego obiektu jest również najniższa średnia liczba gatunków z grupy jednorocznych, dwuletnich i chwastów. Na dodatkową uwagę zasługuje odnalezienie stanowiska tajeży jednostronnej (*Goodyera repens*) na terenie pożarzyska 59-letniego oraz goździka piaskowego (*Dianthus arenarius*) na pożarzyskach 31- oraz 59-letnim. Proces sukcesji wtórnej spontanicznej na najstarszym pożarzysku prowadzi po 59 latach do ukształtowania się bogatego gatunkowo zbiorowiska kontynentalnego boru świeżego *Peucedano-Pinetum*, z drzewostanem sosnowo-brzozowym. Ten etap sukcesji wtórnej spontanicznej na pożarzyskach charakteryzuje się szczególnie wysokim bogactwem gatunkowym, wyższym nawet niż w przypadku pobliskich lasów gospodarczych w podobnym wieku (powierzchnia kontrolna).

Słowa kluczowe: krzywe rozrzedzenia, Biebrzański Park Narodowy, murawy, wrzosowiska, bory świeże, sukcesja, siedliska zastępcze

Abstract. Vascular plant species richness in regenerating phytocenoses on post-fire sites of the Lower Basin of the Biebrza valley. Fires are among the most serious disturbances of forest communities, often resulting in the total rebuild of ecosystems. Many vascular plant species are entering during the process of secondary succession on the post-fire areas. The aim of the study was to identify the species composition of vascular plants of the tree post-fire areas located within the dune area of the Lower Basin of Biebrza valley as well as to compare their species richness. There were series of 14 floristic lists prepared (on the area of 150 m² each) for the three post-fire areas and control object. Species richness of the each object was calculated and compared using rarefaction curve method. The average vascular plant species numbers of the distinguished ecological groups of the each site were compared. The highest species richness was the feature of the 59-year old object. It was significantly higher than the species richness of the 31-year old site and the control. It consists of the high numbers of heath, forest edge and forest species. It means, that the oldest post-fire area, being already a forest community shaped by the process of spontaneous secondary succession, still bears many species persisting from the previous succession stage. Specific feature of the oldest object is also the lowest average species number from the group of weeds, annuals and biennials. Noteworthy finding is also the presence of *Goodyera repens* in the 59-year old post-fire site and *Dianthus arenarius* in the 59-year old and 31-year old sites. The process of spontaneous secondary succession on the oldest post-fire area leads to the formation of species-rich community of subcontinental mesic pine forest (*Peucedano-Pinetum*) with silver birch-Scots pine stand. This stage of the process is characterized by a particularly high species richness, higher even than in the case of managed forests of the similar age (control site).

Keywords: rarefaction curve, Biebrza National Park, grassland, heath, mesic pine forest, succession, substitute plant communities

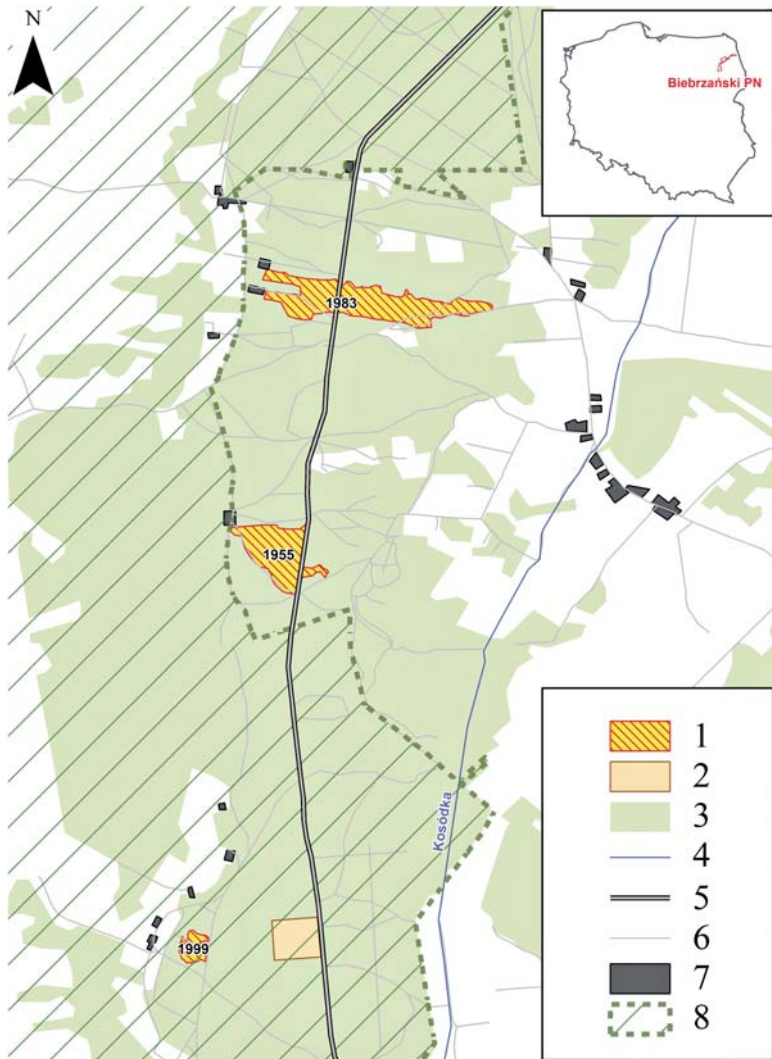
Wstęp

Pożary należą do jednych z największych zagrożeń ekosystemów leśnych (Szczygieł i Urbisz 2003), będąc typowym przykładem zaburzenia (Obidziński 2001). W wielu rejonach świata, zwłaszcza w regionach suchych oraz w strefie borealnej, pożary są najczęściej pochodzenia naturalnego (np. Kornaś 1958, Engelmark 1984). W Polsce pożary są zazwyczaj pochodzenia antropogenicznego, a ich najważniejszymi przyczynami są podpalenia i nierozwaga ludzka (Piwnicki, Szczygieł 2011). Pożary lasów prowadzą do spadku stężeń makroelementów w glebie i obniżają aktywność mikroorganizmów glebowych (Zwoliński i in. 2004). Po wystąpieniu pożaru zaczyna się proces sukcesji wtórnej. Jego przebieg jest podobny do procesów sukcesji wtórnej zachodzącej na gruntach porolnych, choć przebiega z większą prędkością (Kwiatkowska-Falińska 2008). Wiedza na temat pożarów w Europie Środkowej jest wciąż niewielka (Kwiatkowska-Falińska 2008), a dotychczasowe badania były prowadzone przede wszystkim w młodych obiektach (Marozas i in. 2007).

Celem przeprowadzonych badań było określenie bogactwa gatunkowego roślin naczyniowych trzech pożarzysk, charakteryzujących się różną długością przebiegu procesu sukcesji wtórnej spontanicznej oraz określenie różnic w częstotliwości występowania poszczególnych gatunków w ich obrębie.

Teren badań

Badane pożarzyska znajdują się w obrębie Basenu Dolnego Doliny Biebrzy (ryc. 1), w obrębie Kotliny Biebrzańskiej. Kotlina Biebrzańska pozostaje pod wpływem klimatu umiarkowanego przejściowego, z zaznaczającym się wysokim wpływem klimatu kontynentalnego. Średnia roczna suma opadów wynosi 570 mm (wielolecie 1961-2000), należąc do jednych z niższych w regionie. Dominują tu wiatry zachodnie. Średnia roczna temperatura powietrza w Kotlinie Biebrzańskiej wynosi 6,6°C, natomiast amplituda średnich temperatur 21,8°C. (Górnjak 2000, 2004). W obrębie Basenu Dolnego, stożka napływowego Narwi oraz basenu Wizny ukształtował się u schyłku Plejstocenu długi na 20 km obszar wydmy. Rozciąga się on pomiędzy Osowcem a kolonią Nowa Wieś, oddzielając strefę dolinową Biebrzy od obszarów rynnowych wypełnionych torfami. Pomiędzy licznymi wałami wydmy (w tym również tereny badanych obiektów) zbudowane są z piasków wydmy, na których wykształciły się gleby rdzawe właściwe oraz rdzawe bielcowe (Czerwiński i in 2000; RDLP Białystok). Odczyn tych pH gleb jest podobny na całym obszarze i wynosi około 5,0-5,5. Siedliskowe typy lasu to bór suchy (Bs) oraz bór świeży (Bśw). Wały wydmy zajęte są głównie przez zbiorowiska subkontynentalnych borów świeżych (*Peucedano-Pinetum*). Kształtują się one przede wszystkim w warunkach sukcesji wtórnej wspomaganej (nasadzenia sosnowe), rzadziej sukcesji wtórnej spontanicznej (samosiewy sosnowo-brzozowe). Borom towarzyszą liczne zbiorowiska zastępcze: murawy szczytlichowe (*Corynephorion*), murawy ciepłolubne (*Koelerion glaucae*) a także jałowczyska i wrzosowiska (*Nardo-Calunetea*). Występują one w miejscach podlegających spontanicznej sukcesji po zaistnieniu pożarów, na zaburzonych przez ruch kołowy przydrożach leśnych oraz na uprawach leśnych intensywnie zgrzyżanych w tym rejonie przez łosie.



Ryc 1. Lokalizacje badanych pożaryszk oraz obiektu kontrolnego na terenie wydumowym Basenu Dolnego doliny Biebrzy: 1 – zasięg pożaru, 2 – kontrola, 3 – lasy, 4 – ciekii, 5 – „Carska Droga”, 6 – drogi gruntowe, 7 – zabudowa, 8 – granica Biebrzańskiego PN.

Fig. 1 Locations of surveyed post-fire areas and control object in the dune area of the Lower Basin of the Biebrza valley: 1 – fire areas, 2 – control area, 3 – forests, 4 – watercourses, 5 – „Carska Droga” road, 6 – dirt roads, 7 – building areas, 8 – border of Biebrza N.P.

Metodyka

Badania terenowe wykonano w drugiej połowie lipca 2014 r., na terenach wydmowych we wschodniej części Dolnego Basenu Biebrzy, w pobliżu granicy Biebrzańkiego Parku Narodowego. Omawiane obiekty charakteryzują się przebiegiem sukcesji wtórnej spontanicznej. W ich obrębie znajdują się płaty muraw, wrzosowisk, jałowczysk oraz drzewostanów brzoźowo-sosnowych, pochodzących z naturalnej sukcesji. Charakterystyczną cechą pożarzysk są rozrzucone w ich obrębie przestoje starych sosen, które przeżyły zaburzenie pożaru. W glebach wszystkich trzech dotkniętych pożarem obiektów odnotowano również obecność węglików drzewnych w obrębie poziomu organicznego i górnego poziomu glebowego. Na terenie dwóch młodszych obiektów częściowo usunięto martwe, nadpalone drzewa, pozostawiając pniaki oraz jedynie pojedyncze kłody. Pożarzyska położone są w niewielkiej odległości na wschód od gospodarstw ludzkich, co sugerować może ich antropogeniczne pochodzenie. Prawdopodobnie pożary, które doprowadziły do powstania omawianych obiektów, rozpoczęły się w pobliżu osiedli ludzkich, a następnie rozprzestrzeniły się razem z dominującym kierunkiem wiatrów. W jednym z płatów boru świeżego pochodzącego z nasadzenia, bez widocznych oznak zaistnienia pożaru w czasie trwania bieżącego pokolenia drzew wyznaczono powierzchnię kontrolną. Granice pożarzysk oraz powierzchni kontrolnej wyznaczono z wykorzystaniem odbiornika GPS oraz ortofotomap z serwisu GEOPORTAL (www.geoport.al.gov.pl). Ich powierzchnie obliczono w oprogramowaniu ArcGIS 10.

Celem określenia terminu pożarów na terenie obiektów pobrano odwierty z 10 losowo wybranych sosen. Zmierzono szerokość oraz policzono liczbę przyrostów rocznych drewna. Wykonano wykresy zależności pomiędzy wiekiem drzew, szerokością słoju oraz wiekiem historycznym. Nagłe zmiany w szerokości przyrostów rocznych drewna wskazały na daty wystąpienia poszczególnych pożarów.

W każdym z omawianych obiektów wyznaczono 14 systematycznie rozmieszczonych poletek badawczych, o powierzchni 150 m². Ich lokalizacje wyznaczono w siatkach 50 m (dla obiektów o większej powierzchni) oraz siatce 25 m (dla obiektu o mniejszej powierzchni), uzyskanych z wykorzystaniem pełnych wartości metrów dla układu współrzędnych PUWG 92. Dla każdej z powierzchni wykonano spis florystyczny. Kolejne 14 spisów florystycznych wykonano w borze świeżym z drzewostanami sosnowymi w wieku 40-65 lat, w których nie stwierdzono zaistnienia pożaru. Powierzchnię kontrolną wyznaczono w przyległych lasach, na terenie tego samego kompleksu wydmowego.

Pełen skład gatunkowy floey roślin naczyniowych omawianych obiektów (z wyłączeniem powierzchni spisów florystycznych) ustalono z wykorzystaniem metody marszrutowej (Faliński 1990). Bogactwo gatunkowe roślin naczyniowych dla badanych obiektów określono metodą krzywych rozrzedzenia (Collwell i in. 2012), z wykorzystaniem zestawów 14 systematycznie zebranych spisów florystycznych. Podział na grupy ekologiczne przyjęto za opracowaniem Falińskiego i in. (1993). Obecność różnic pomiędzy liczbami gatunków z poszczególnych grup na badanych obiektach sprawdzono z wykorzystaniem testu Kruskal'a-Wallis'a oraz wielokrotnych porównań testem Manna-Whitney'a z korektą Bonferroni'ego, w oprogramowaniu PAST (Hammer i in. 2001). Częstość występowania poszczególnych gatunków określono z wykorzystaniem 14 spisów florystycznych oraz dodatkowego spisu florystycznego wykonanego dla całego obiektu. Potraktowano go jako piętnasty, uzupełniający spis. Ponieważ wszystkie badane obiekty znajdują się w takich samych warunkach

siedliskowych i glebowych, możliwe było porównanie uzyskanych wyników przy wykorzystaniu chronosekwencji.

Wyniki

Na podstawie wyników analizy przyrostu słoje sosen określono daty zaistnienia pożarów na terenach wszystkich trzech analizowanych obiektów. We wszystkich przypadkach zaobserwowano nagły wzrost przyrostów rocznych drzew które przeżyły zaburzenie. Omawiane obiekty pochodzą kolejno z następujących lat:

1. – 1998-2000 (przyjęto datę 1999 – 15 lat) – pożar na powierzchni 3,1 ha,
2. – 1982-1984 (przyjęto datę 1983 – 31 lat) – pożar na powierzchni 26,9 ha,
3. – 1955-1956 (przyjęto datę 1955 – 59 lat) – pożar na powierzchni 15,1 ha,
4. – powierzchnia kontrolna – 40-65 letni bór sosnowy świeży – na powierzchni 8,5 ha.

Na terenie badanych obiektów odnaleziono 88 gatunków roślin naczyniowych. Najwyższą liczbą gatunków charakteryzuje się pożarzysko 59-letnie (66), najmniej gatunków odnotowano w warunkach kontrolnych (50).

Do gatunków najczęstszych na terenie badanych obiektów należą gatunki drzewiaste: *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* oraz *Quercus robur*. Częstymi gatunkami są również *Calluna vulgaris*, *Frangula alnus*, *Juniperus communis*, *Festuca ovina*, *Melampyrum pratense*, *Rumex acetosella*, *Vaccinium myrtillus* oraz *V. vitis-idaea* (tab. 1). Niektóre gatunki wykazały spadek częstości występowania wraz z wiekiem pożarzyska (np. *Corynephorus canescens*, *Rumex acetosella*, *Solidago virgaurea*), inne natomiast wykazały wzrost częstości (np. *Pucedanum oreoselinum*, *Polygonatum odoratum*, *Vaccinium vitis-idaea*). Większość gatunków występowała zdecydowanie rzadziej w próbach kontrolnych, niż na pożarzyskach.

Tab. 1. Częstość występowania (%) roślin naczyniowych na terenie trzech pożarzysk (15, 31 i 59-letniego) oraz powierzchni kontrolnej (częstość na danym obiekcie wynosi od 0 do 100%, podkreślenie liczby oznacza, iż w skład otrzymanego wyniku wchodzi również stwierdzenie gatunku w sąsiedztwie 14 systematycznych powierzchni próbnych)

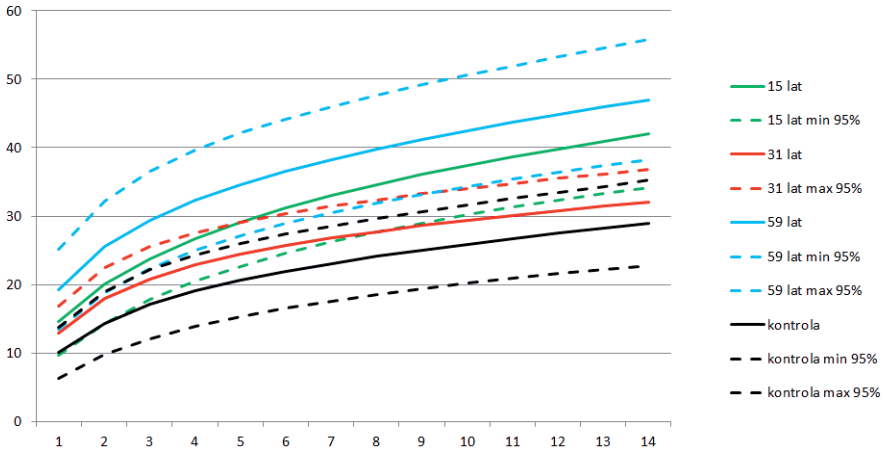
Table 1. The frequency (%) of vascular plants in three post-fire areas (15, 31 and 59 years old) and control area (frequency ranges from 0 to 100 %, underlining the number means that the result also includes a finding of species in the vicinity of 14 systematic sample plots)

| Gatunek | Wiek pożarzyska | | | Powierzchnia kontrolna |
|--|-----------------|-----------|------------|------------------------|
| | 15 lat | 31 lat | 59 lat | |
| <i>Achillea millefolium</i> L. | <u>7</u> | 0 | 0 | 0 |
| <i>Agrostis capillaris</i> L. | <u>40</u> | <u>33</u> | <u>67</u> | <u>27</u> |
| <i>Agrostis vinealis</i> Schreber | 0 | <u>7</u> | 0 | 0 |
| <i>Anthericum ramosum</i> L. | 0 | <u>7</u> | <u>27</u> | 7 |
| <i>Anthoxantum odoratum</i> (L.) P. B. | <u>7</u> | <u>13</u> | <u>13</u> | <u>7</u> |
| <i>Astragalus arenarius</i> L. | 7 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth | 0 | <u>7</u> | 0 | 0 |
| <i>Betula pendula</i> Roth | <u>100</u> | <u>87</u> | <u>100</u> | <u>47</u> |
| <i>Betula pubescens</i> Ehrh. | 0 | <u>7</u> | <u>7</u> | <u>7</u> |

| | | | | |
|--|----|----|-----|----|
| <i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth | 0 | 0 | 47 | 7 |
| <i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth | 13 | 60 | 73 | 20 |
| <i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull | 7 | 87 | 87 | 67 |
| <i>Carex ericetorum</i> Poll. | 20 | 53 | 87 | 47 |
| <i>Chamaenerion angustifolium</i> (L.) Scop. | 0 | 7 | 0 | 0 |
| <i>Convallaria majalis</i> L. | 13 | 40 | 93 | 33 |
| <i>Coryza canadensis</i> (L.) Cronq. | 13 | 7 | 0 | 0 |
| <i>Corylus avellana</i> L. | 33 | 0 | 0 | 13 |
| <i>Corynephorus canescens</i> (L.) P.B. | 93 | 53 | 0 | 0 |
| <i>Cytisus ruthenicus</i> Fisher | 0 | 7 | 0 | 0 |
| <i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC. | 13 | 7 | 13 | 7 |
| <i>Dianthus arenarius</i> L. | 0 | 7 | 13 | 0 |
| <i>Digitaria ischaemum</i> (Schreber) Muhl. | 0 | 7 | 0 | 0 |
| <i>Diphasiastrum complanatum</i> L. | 0 | 7 | 7 | 0 |
| <i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill) H. P. Fuchs | 7 | 13 | 27 | 27 |
| <i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott | 0 | 7 | 0 | 0 |
| <i>Elymus repens</i> (L.) Gould | 7 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Festuca ovina</i> L. | 80 | 60 | 100 | 60 |
| <i>Festuca rubra</i> L. | 7 | 7 | 7 | 0 |
| <i>Fragaria vesca</i> L. | 0 | 7 | 13 | 7 |
| <i>Frangula alnus</i> Miller | 67 | 73 | 47 | 67 |
| <i>Galeopsis ladanum</i> L. | 7 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Galeopsis pubescens</i> Besser | 0 | 0 | 7 | 0 |
| <i>Galium album</i> Miller | 0 | 0 | 7 | 0 |
| <i>Goodyera repens</i> (L.) R. Br. | 0 | 0 | 13 | 0 |
| <i>Gypsophila fastigiata</i> L. | 0 | 13 | 7 | 0 |
| <i>Hieracium pilosella</i> L. | 87 | 20 | 53 | 7 |
| <i>Hieracium umbellatum</i> L. | 0 | 13 | 7 | 0 |
| <i>Holcus mollis</i> L. | 13 | 0 | 13 | 0 |
| <i>Hypericum perforatum</i> L. | 13 | 7 | 7 | 0 |
| <i>Hypochoeris radicata</i> L. | 33 | 20 | 13 | 0 |
| <i>Jasione montana</i> L. | 27 | 7 | 0 | 0 |
| <i>Juniperus communis</i> L. | 33 | 87 | 87 | 80 |
| <i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult. | 7 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Larix decidua</i> Miller | 13 | 7 | 7 | 0 |
| <i>Linaria vulgaris</i> Miller | 0 | 0 | 13 | 7 |
| <i>Luzula campestris</i> (L.) DC. | 7 | 13 | 20 | 13 |
| <i>Luzula pilosa</i> (L.) Willd. | 7 | 13 | 87 | 47 |
| <i>Lycopodium clavatum</i> L. | 7 | 7 | 7 | 0 |
| <i>Maianthemum bifolium</i> (L.) F. W. Schmidt | 13 | 0 | 7 | 7 |
| <i>Melampyrum pratense</i> L. | 93 | 67 | 100 | 53 |
| <i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clailv. | 0 | 0 | 13 | 0 |
| <i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench | 7 | 7 | 7 | 7 |

| | | | | |
|--|------------|------------|------------|------------|
| <i>Oxalis acetosella</i> L. | 0 | 0 | <u>7</u> | <u>7</u> |
| <i>Peucedanum oreoselinum</i> (L.) Moench | 0 | <u>27</u> | <u>33</u> | 0 |
| <i>Picea abies</i> (L.) Karsten | <u>20</u> | <u>7</u> | <u>47</u> | <u>13</u> |
| <i>Pinus sylvestris</i> L. | <u>93</u> | <u>100</u> | <u>100</u> | <u>100</u> |
| <i>Poa pratensis</i> L. | <u>7</u> | <u>13</u> | <u>13</u> | <u>7</u> |
| <i>Polygonatum odoratum</i> (Miller) Druce | <u>7</u> | <u>13</u> | <u>40</u> | <u>7</u> |
| <i>Populus tremula</i> L. | <u>13</u> | <u>13</u> | <u>20</u> | <u>7</u> |
| <i>Prunus serotina</i> Ehrh. | <u>67</u> | 0 | <u>7</u> | <u>7</u> |
| <i>Pyrus communis</i> L. em. Gaertner | 0 | <u>7</u> | <u>7</u> | 0 |
| <i>Quercus robur</i> L. | <u>100</u> | <u>73</u> | <u>100</u> | <u>100</u> |
| <i>Quercus rubra</i> L. | <u>13</u> | <u>53</u> | <u>7</u> | <u>7</u> |
| <i>Robinia pseudoacacia</i> L. | <u>47</u> | 0 | 0 | 0 |
| <i>Rubus idaeus</i> L. | <u>20</u> | 0 | 0 | <u>7</u> |
| <i>Rubus saxatilis</i> L. | <u>27</u> | <u>27</u> | <u>33</u> | <u>13</u> |
| <i>Rumex acetosella</i> L. | <u>100</u> | <u>73</u> | <u>60</u> | 7 |
| <i>Rumex thyrsoiflorus</i> Fing. | 0 | 0 | 0 | 13 |
| <i>Salix caprea</i> L. | <u>7</u> | <u>7</u> | <u>7</u> | <u>7</u> |
| <i>Scleranthus perennis</i> L. | <u>27</u> | <u>7</u> | 0 | 0 |
| <i>Scorzonera humilis</i> L. | <u>7</u> | <u>7</u> | <u>20</u> | 0 |
| <i>Sedum acre</i> L. | 0 | 0 | 0 | 13 |
| <i>Senecio sylvaticus</i> L. | <u>7</u> | 0 | 0 | 0 |
| <i>Senecio viscosus</i> L. | <u>7</u> | <u>7</u> | <u>7</u> | 0 |
| <i>Solidago virgaurea</i> L. | <u>40</u> | <u>33</u> | <u>27</u> | <u>7</u> |
| <i>Sorbus aucuparia</i> L. | <u>33</u> | <u>20</u> | <u>40</u> | <u>13</u> |
| <i>Spergula vernalis</i> Willd. | <u>53</u> | <u>73</u> | <u>13</u> | 27 |
| <i>Taraxacum officinale</i> Weber (Wiggers) coll. | <u>7</u> | 0 | 7 | 0 |
| <i>Thymus serpyllum</i> L. | <u>27</u> | <u>7</u> | <u>33</u> | 7 |
| <i>Trientalis europea</i> L. | 0 | <u>7</u> | <u>27</u> | <u>7</u> |
| <i>Urtica dioica</i> L. | 0 | 0 | <u>7</u> | <u>13</u> |
| <i>Vaccinium myrtillus</i> L. | <u>60</u> | <u>20</u> | <u>87</u> | <u>73</u> |
| <i>Vaccinium vitis-idaea</i> L. | <u>13</u> | <u>80</u> | <u>80</u> | <u>60</u> |
| <i>Veronica dilleni</i> Crantz | <u>7</u> | <u>7</u> | 0 | 0 |
| <i>Veronica officinalis</i> L. | <u>20</u> | <u>7</u> | <u>67</u> | 0 |
| <i>Viburnum opulus</i> L. | 13 | 0 | <u>7</u> | <u>7</u> |
| <i>Viola canina</i> L. | 0 | 0 | <u>27</u> | <u>7</u> |
| <i>Viscum album</i> L. na <i>Betula pendula</i> L. | <u>7</u> | <u>7</u> | <u>7</u> | 0 |
| Sumaryczna liczba odnotowanych gatunków | 61 | 63 | 66 | 50 |

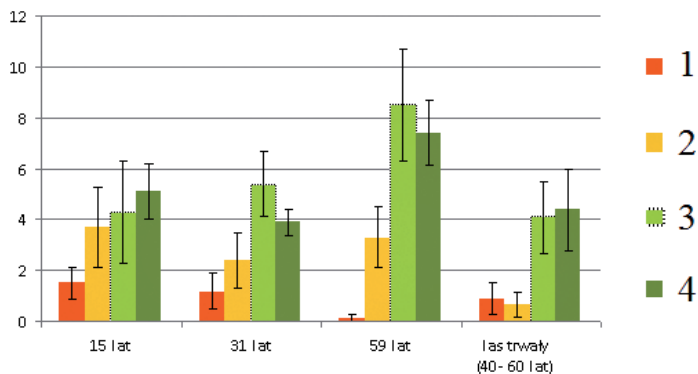
Najwyższym bogactwem gatunkowym charakteryzuje się pożarzysko 59-letnie, istotnie ($p < 0,05$) wyższym niż pożarzysko 31-letnie oraz lasy pochodzące z nasadzenia – powierzchnia kontrolna (ryc. 2.). Pozostałe obiekty nie różnią się istotnie od siebie bogactwem gatunkowym.



Ryc. 2. Bogactwo gatunkowe roślin naczyniowych na badanych pożarzyskach oraz w zbiorowisku kontrolnym (oś pozioma przedstawia liczbę prób, oś pionowa przedstawia liczbę gatunków)

Fig. 2. Species richness of vascular plants within post-fire areas and control community (the horizontal axis shows the number of samples, the vertical axis represents the number of species)

Liczby gatunków z poszczególnych grup ekologicznych na badanych obiektach są mocno zróżnicowane (ryc. 3). Wyniki testu Kruskal’a-Wallis’a potwierdziły istnienie różnic w liczbach gatunków pomiędzy rozpatrywanymi obiektami dla wszystkich wyróżnionych grup. Wyniki testu wielokrotnych porównań pozwoliły na wskazanie różnic pomiędzy poszczególnymi obiektami. Najmniej gatunków z grupy chwastów oraz jedno- i dwuletnich piaszczyskowych odnotowano na obiekcie 59-letnim oraz kontrolnym. Istotnie wyższą liczbą gatunków z tej grupy wyróżniają się obiekty 15- oraz 31-letni. Istotnie niższą liczbą gatunków z grupy bylin piaszczyskowych wyróżnia się obiekt kontrolny. Pomędzy wszystkimi trzema pożarzyskami nie stwierdzono różnic liczby gatunków z tej grupy. Spośród grup zarówno wrzosowiskowych i okrajkowych, jak i leśnych, obiekt 59-letni wyróżnia się istotnie wyższą od pozostałych liczbą gatunków. Dla pozostałych porównań nie stwierdzono istnienia istotnych różnic.



Ryc. 3. Średnia liczba gatunków (+/-SD) z wyróżnionych grup ekologicznych na badanych pożarzyskach oraz kontroli (na osi poziomej pokazano badane pożarzyska oraz obiekt kontrolny, na osi pionowej przedstawiono liczbę gatunków): 1 – jednoroczne, dwuletnie i chwasty, 2 – byliny murawowe, 3 – wrzosowiskowe i okrajkowe, 4 – leśne.

Fig 3. Average number of species (+/-SD) from distinguished ecological groups within post-fire areas and control (the horizontal axis shows the post fires sites and the control site, the vertical axis represents the number of species): 1 – annual, biennial and weed species, 2 – perennial psammophytes, 3 – heath and forest edge species, 4 – forest species.

Dyskusja

W następstwie pożarów w lasach iglastych półkuli północnej wzrasta bogactwo gatunkowe roślin naczyniowych, a także ich pokrycie. Spowodowane jest to głównie przez dużą dostępność światła w warstwie runa. Maksimum tego wzrostu przypada najczęściej na okres początkowy (do około 20 lat po pożarze) aż do momentu ponownego zwarcia się drzewostanu (Shafi i Yarranton 1973, De Grandpre i in. 1993, Lynham i in. 1998, Rees and Juday 2002, Uotila i in 2005). W naturalnych odnowieniach na powierzchniach uszkodzonych przez pożar głównymi gatunkami wkraczających drzew są sosna oraz brzoza (Dobrowolska 2008), tolerujące pionierskie warunki siedliskowe. Oba gatunki są również głównymi komponentami odnowień naturalnych na terenie badawczym. W procesie sukcesji wtórnej spontanicznej (naturalnym odnowieniu) na pożarzyskach bierze udział więcej gatunków drzew, niż w nasadzeniach – procesie sukcesji wtórnej wspomagananej (Dobrowolska 2008). Z przeprowadzonych badań wynika, że najwyższe bogactwo gatunkowe dla wszystkich gatunków roślin naczyniowych odnotowano na pożarzysku najstarszym 59-letnim. Na tym obiekcie zdecydowanie dominują gatunki z grup wrzosowiskowych i okrajkowych oraz leśnych. Jednocześnie charakteryzuje się on niskim udziałem gatunków z grupy jednorocznych, dwuletnich oraz chwastów polnych. Możliwe, że niska liczba gatunków z tej grupy spowodowana jest długim czasem, który upłynął od ostatniego zaburzenia powyższego obiektu.

Zarówno zrab, jak i pożar, są czynnikami zaburzającymi w ekosystemach (Obidziński 2001), promującymi gatunki początkowych stadiów sukcesji (Uotila i in. 2005, Stefańska-

-Krzaczek i Fałtynowicz 2014). Zdecydowanie wyższa liczba gatunków wrzosowiskowych, okrajkowych i leśnych na pożarzysku 59-letnim może wynikać z pojawiania się większej liczby mikrosiedlisk w późniejszych stadiach sukcesji wtórnej spontanicznej. W przypadku sukcesji wtórnej wspomaganej (zbiorowisko kontrolne), liczby te były istotnie niższe. Podczas wprowadzania zwykle jednogatunkowych i jednowiekowych nasadzeń dochodzi najprawdopodobniej do homogenizacji środowiska, skutkującej dominacją pojedynczych gatunków, w analizowanym przypadku mchów oraz borówek.

Reakcje zbiorowisk borowych na zaistnienie pożaru mogą być stosunkowo zróżnicowane. Zaburzone pożarem zbiorowiska leśne, znajdujące się na pograniczu Fińsko-Rosyjskim charakteryzowały się wyższą różnorodnością porostów i krzewinek, w przeciwieństwie do zdominowanych przez trawy zbiorowisk występujących na powierzchniach zrębowych (Uotila i in 2005). Z tego powodu, na powyższym terenie postulowane było stosowanie pożarów dla uzyskania bardziej naturalnego przebiegu sukcesji w lasach gospodarczych (Uotila i in 2005).

Zmiany składu gatunkowego zaobserwowane na badanych pożarzyskach są zbieżne ze zmianami na porzuconych gruntach ornym opisany z rezerwatu Jelonka przez Falińskiego i in. (1993). Stosunkowo wysoki udział gatunków z grup jednorocznych, dwuletich i chwastów polnych oraz bylin murawowych jest cechą charakterystyczną zarówno wczesnego etapu sukcesji wtórnej spontanicznej na najmłodszym pożarzysku (obiekt 15-letni), jak i zarastania gruntów porolnych (koniec fazy inicjalnej oraz początek fazy optymalnej) w rezerwacie Jelonka. Z gatunków wspólnych dla obydwu obiektów, z najwyższą częstością na obiekcie 15-letnim odnotowano przede wszystkim dwuletni gatunek *Corynephorus canescens* oraz byliny murawowe *Hypochoeris radicata* oraz *Solidago virgaurea*. Obiekt 31-letni jest stosunkowo podobny do przejścia między fazą optymalną a terminalną w sukcesji wtórnej spontanicznej na gruntach porolnych rezerwatu Jelonka (Faliński i in. 1993). Wyróżnia się m. in. wysoką częstością związanego z wrzosowiskami *Calluna vulgaris*. Obiekt 59 letni posiada skład gatunkowy podobny do przejścia między fazą terminalną a spontanicznym borem świeżym w rezerwacie Jelonka (Faliński i in. 1993). Z najczęściej występujących na tym obiekcie wspólnych gatunków odnotowano tu *Melampyrum pratense*, *Vaccinium myrtillus* oraz *Vaccinium vitis-idaea*. Podobnie, jak w obrębie rezerwatu Jelonka, na najstarszym obiekcie nie zanotowano już wielu gatunków z grupy jednorocznych, dwuletich oraz chwastów (np. *Coryza canadensis* oraz *Corynephorus canescens*). Po 59 latach sukcesji wtórnej spontanicznej zbiorowisko kształtujące się na najstarszym pożarzysku można sklasyfikować jako typowo leśny zespół *Peucedano-Pinetum*. Wyróżnia się ono wysoką częstością *Carex ericetorum*, *Convallaria majalis*, *Polygonatum odoratum* i *Scorzonera humilis*. Kształtowanie się zespołu *Peucedano-Pinetum* w wyniku procesu sukcesji wtórnej spontanicznej na terenie rezerwatu Jelonka trwa nieco dłużej – ponad 70 lat (Faliński i in. 1993). Krótszy czas sukcesji wtórnej na pożarzysku w porównaniu z gruntem porolnym został opisany dla wczesnych faz sukcesji w rezerwacie Jelonka (Kwiatkowska-Falińska 2008) oraz Nadleśnictwie Rudziniec (Orczewska i in. 2010). Leśny charakter obiektu 59-letniego wskazuje na to, że w kolejnych etapach sukcesji wtórnej spontanicznej na pożarzyskach proces ten zachodzi najprawdopodobniej również szybciej. Fakt ten związany jest prawdopodobnie z brakiem konieczności pełnego odtwarzania się tylko częściowo zniszczonej w skutek pożaru warstwy gleby, a także przetrwania pożaru przez niektóre gatunki roślin leśnych, jak np. *Vaccinium myrtillus* – częściej w obiekcie 15-letnim.

Podsumowanie i wnioski

Z przeprowadzanych badań wynika, że proces sukcesji wtórnej spontanicznej na pożarzyskach prowadzi do powstawania zbiorowisk leśnych o istotnie wyższym, niż w przypadku lasów gospodarczych, bogactwie gatunkowym. Z tego powodu może być wykorzystywany do podnoszenia bogactwa gatunkowego zbiorowisk leśnych. Proces sukcesji wtórnej spontanicznej na pożarzyskach zachodzi prawdopodobnie szybciej, niż na gruntach porolnych.

Podziękowania

Autorzy pragną serdecznie podziękować Dyrekcji Biebrzańskiego Parku Narodowego za udostępnienie niezbędnych do badań materiałów, a także anonimowym recenzentom za ich cenne uwagi i wskazówki.

Literatura

- Colwell R., Chao A., Gotelli N., Lin S-Y., Mao C.X., Chazdon R., Longino J.T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5: 3-21.
- Czerwiński A., Matowicka B., Kołos A. 2000. Operat: Ochrona terenów leśnych. Plan Ochrony Biebrzańskiego Parku Narodowego (projekt), BPN.
- De Grandpre L., Gagnon D., Bergeron Y. 1993. Changes in the understory of Canadian southern boreal forest after fire. *Journal of Vegetation Science* 4: 803-810.
- Dobrowolska D. 2008. Odnowienie naturalne na powierzchniach uszkodzonych przez pożar w Nadleśnictwie Rudy Raciborskie. *Leśne Prace Badawcze* 69 (3): 255-264.
- Engelmark O. 1984. Forest fires in the Muddus national park (northern Sweden) during the past 600 years. *Canadian Journal of Botany* 62 (5): 893-898.
- Faliński J.B., Ciesliński S., Czyżewska K. 1993. Dynamic-Floristic Atlas of Jelonka. *Phytocenosis* 5, Supplementum *Cartographiae Botanicae* 3, Warszawa-Białowieża: 1-139.
- Górniak A. 2000. Klimat województwa podlaskiego. IMGW Białystok.
- Górniak A. 2004; Klimat i termika wód powierzchniowych Kotliny Biebrzańskiej. [w:] *Kotlina Biebrzańska i Biebrzański Park Narodowy. Aktualny stan, walory, zagrożenia i potrzeby czynnej ochrony środowiska* (red.) Banaszuk H.; Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko; Białystok; 345-354.
- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaentologia Electronica* 4 (1): 1-9.
- Kornaś J. 1958. Succession régressive de la vegetation de garrigue sur calcaires compacts dans la Montagne de la Gardiole près de Montpellier. *Acta Soc. Bot. Pol.* 27 (4): 563-596.
- Kwiatkowska-Falińska A. 2008. Post-fire succession on abandoned fields in coniferous forest habitat (Nord-East Poland). *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 77 (3): 245-254.
- Marozas V., Racinskas J., Bartkevicius E. 2007. Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* forest. *Forest Ecology and Management* 250: 47-55.
- Lynham, T.J., Wickware, G.M., and Mason J.A. 1998. Soil chemical changes and plant succession following experimental burning in immature jack pine. *Canadian Journal of Soil Science* 78: 93-104.

- Obidziński A. 2001. Zaburzenie jako element dynamiki lasu. *Sylwan* 145 (5): 51-59.
- Orczewska A., Obidziński A., Żoła K. 2010. Wpływ czyszczeń na rozwój roślinności runa w spontanicznych odnowieniach brzozowych po pożarze. *Studia i Materiały CEPL R. 12. Zeszyt 2* (25): 377-387.
- Piwnicki J., Szczygieł R. 2011. Pożary lasu w roku 2010. W: J. Wawrzoniak (red.), Stan uszkodzenia lasów w Polsce w 2010 roku na podstawie badań monitoringowych. Instytut Badawczy Leśnictwa. Sękocin Stary: 89-92.
- Rees D.C., and Juday G.P. 2002. Plant species diversity on logged versus burned sites in central Alaska. *Forest Ecology and Management* 155: 291–302.
- RDLP Białystok, Leśna Mapa Numeryczna, Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Białymstoku.
- Shafi M.I., Yarranton G.A. 1973. Vegetational heterogeneity during a secondary (postfire) succession. *Canadian Journal of Botany* 51 (1): 73-90.
- Stefańska-Krzaczek E., Fałtynowicz W. 2014 Zróżnicowanie roślinności monokultur sosnowych na glebach piaszczystych Borów Tucholskich. *Sylwan* 158 (2): 99-106.
- Szczygieł R., Urbisz B. 2003. Pożary – przyczyna klęsk w lasach w Polsce i na świecie. *Postępy Techniki w Leśnictwie* 84: 1-71.
- Uotila A., Hotanen J-P., Kouki J. 2005. Succession of understory vegetation in managed and seminatural Scots pine forests in eastern Finland and Russian Karelia. *Canadian Journal of Forest Research* 35 (6): 1422-1441.
- Zwoliński J., Matuszczyk I., Hawryś Z. 2004 Właściwości chemiczne gleb i igieł sosny oraz aktywność mikrobiologiczna gleb na terenie pożarysk leśnych z 1992 roku w Nadleśnictwie Rudy Raciborskie i Potrzebowice. *Leśne Prace Badawcze* 2004 (1): 119-133.
- Żurek S. 2005. Rzeźba i budowa geologiczna doliny Biebrzy W: Drylic A. i Werpachowski C. (red.) „Przyroda Biebrzańskiego Parku Narodowego” Biebrzański Park Narodowy, Osowiec-Twierdza, 19-32.

**Piotr T. Zaniewski¹, Łukasz Siedlecki², Bartosz Potoczny², Róża Krasieńska²,
Zuzanna Pestka³, Adam Bernatowicz⁴**

¹Samodzielny Zakład Botaniki Leśnej, Wydział Leśny,
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

²Sekcja Botaniki Leśnej, Koło Naukowe Leśników, Wydział Leśny,
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

³Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców,
Wydział Biologii, Uniwersytet Gdański

⁴Biebrzański Park Narodowy
piotr.zaniewski@wl.sggw.pl
lukasz0207@googlemail.com,
bartosz.potoczny.sggw@o2.pl,
roza.krasinska@gmail.com
zuz.pestka@gmail.com
abernatowicz@biebrza.org.pl