

WYŻSZA SZKOŁA ZARZĄDZANIA ŚRODOWISKIEM  
W TUCHOLI

ZARZĄDZANIE  
OCHRONĄ PRZYRODY  
W LASACH

**Praca zbiorowa pod redakcją  
Krzysztofa Kannenberga i Huberta Szramki**

TOM II

TUCHOLA 2008

**Recenzenci:**

prof. dr hab. inż. Roman Gornowicz

doc. dr hab. inż. Janusz Kocel

**Projekt okładki:** Krzysztof Kannenberg

**Redakcja techniczna:** Daniel Wierzchucki

Copyright © by

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

Wydawnictwo Wyższej Szkoły Zarządzania Środowiskiem w Tucholi  
ul. Pocztowa 13, 89-500 Tuchola

Wydano za zgodą Rektora WSZŚ w Tucholi

**Sfinansowano ze środków Województwa Kujawsko-Pomorskiego**

**Skład i druk:** Firma Usługowo-Wydawnicza "DANIEL" Ewa Wierzchucka  
ul. Wiatrakowa 3, 89-400 Sępólno Krajeńskie, tel. 052 388 38 56

**ISBN 978-83-924457-2-2**

## ***SPIS TREŚCI***

<b><i>PRZEDMOWA</i></b> .....	7
-------------------------------	---

### ***CZĘŚĆ PIERWSZA***

#### **PRZYRODNICZE ASPEKTY OCHRONY**

<b>PRZYRODY W LASACH</b> .....	9
--------------------------------	---

<b>Rozdział I.</b> Naturalna chłonność lasu jako czynnik ograniczający jego rekreacyjne użytkowanie na przykładzie obrębów Drwęca i Warlubie ( <i>Jarosław Kikulski</i> ) .....	10
--	----

<b>Rozdział II.</b> Przebudowa drzewostanów sosnowych z wykorzystaniem podokapowych dębów jako przykład racjonalizacji postępowania hodowlanego ( <i>Rafał Paluch</i> ) .....	18
--	----

<b>Rozdział III.</b> Metoda Sobańskiego skutecznym sposobem zwiększania bioróżnorodności w lasach na przykładzie nadleśnictwa Bytnica ( <i>Wojciech Wesoły, Piotr Niemiec</i> ) .....	30
--	----

<b>Rozdział IV.</b> Międzyrodowe zróżnicowanie jodły pospolitej ( <i>Abies alba</i> Mill.) z Rezerwatu "Kamienna Góra" z Roztoczańskiego Parku Narodowego z uprawy doświadczalnej wyrażone w cechach morfologii i anatomii igieł ( <i>Ewa Maria Pawlaczyk, Maria Anna Bobowicz</i> ) .....	38
--	----

<b>Rozdział V.</b> Zróżnicowanie cech anatomicznych igieł sosny zwyczajnej ( <i>Pinus sylvestris</i> L.) jako wyraz adaptacji do odrębnych warunków środowiska w Borach Tucholskich ( <i>Lech Urbaniak, Ewa Maria Pawlaczyk, Anetta Lewandowska-Wosik, Agnieszka Biczak</i> ) .....	57
---	----

<b>Rozdział VI.</b> Reakcja sosny zwyczajnej ( <i>pinus sylvestris</i> L.) na zanieczyszczenia metalami ciężkimi wyrażona w cechach anatomii igieł ( <i>Ewa Chudzińska, Lech Urbaniak</i> ) .....	72
--	----

<b>Rozdział VII.</b> Wpływ zwalczania mechanicznego Strzygoni choinówki na wzrost drzewostanów sosnowych w Nadleśnictwie Tuchola (Kazimierz Biały, Andrzej Biały) .....	84
<b>Rozdział VIII.</b> Zmiany w składzie florystycznym i strukturze zbiorowisk leśnych w wybranych rezerwach na Kujawach i Pomorzu (Wiesław Cyzman, Anna Kannenberg) .....	91
<b>Rozdział IX.</b> Wybrane aspekty planowania rozwoju sieci rezerwatów przyrody w Lasach Państwowych (Ewa Referowska-Chodak) .....	109
<b>Rozdział X.</b> Mała retencja wodna w Nadleśnictwie Kaliska (Krzysztof Frydel) .....	124

## **CZĘŚĆ DRUGA**

### **TECHNICZNE, ORGANIZACYJNE I EKONOMICZNE ASPEKTY OCHRONY PRZYRODY W LASACH .....**

135

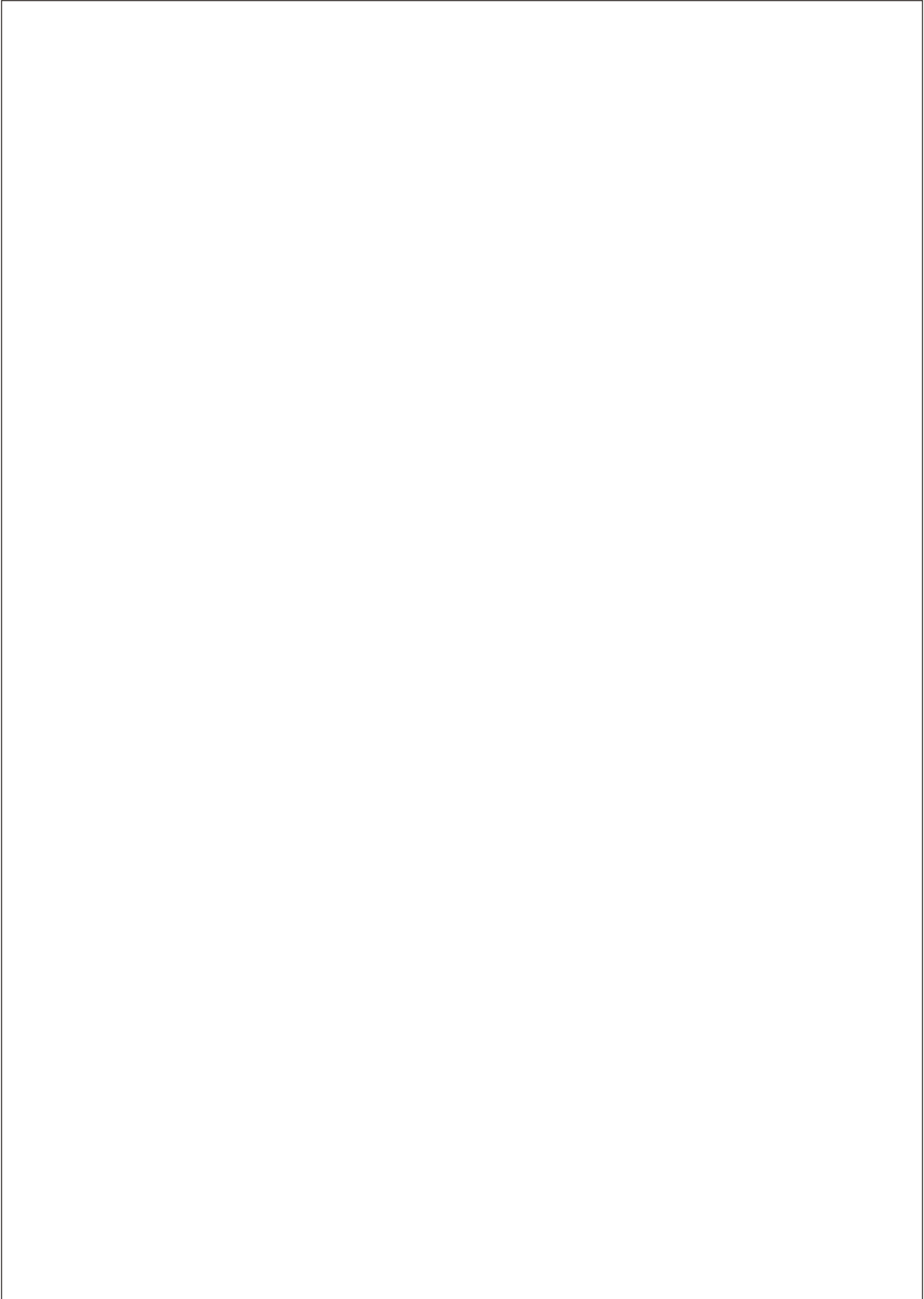
<b>Rozdział I.</b> Leśnictwo w systemie gospodarki narodowej (Stanisław Parzych, Arkadiusz Gruchała) .....	136
---	-----

<b>Rozdział II.</b> Przestrzenno - powierzchniowy aspekt zwiększania lesistości kraju zrealizowanego w ramach planu rozwoju obszarów wiejskich w latach 2004 -2006 (Sławomir Sioma, Leszek Szymański) .....	146
--	-----

<b>Rozdział III.</b> Ekonomiczne aspekty ekologizacji gospodarki leśnej na przykładzie zwalczania gradacji kornika drukarza w Nadleśnictwie Białowieża (Jarosław Piekutin, Mirosław Superson) .....	165
---	-----

<b>Rozdział IV.</b> Dane wieloźródłowe w zarządzaniu ochroną przyrody w lasach, ze szczególnym uwzględnieniem mobilnego systemu kartowania MMS (Andrzej Choromański) .....	183
---	-----

<b>Rozdział V.</b> System GIS w analizach przestrzennych obszarów leśnych w gminie Osielsko ( <i>Janusz Kwiecień</i> ) .....	190
<b>Rozdział VI.</b> Zarządzanie zasobami przyrodniczymi doliny Izery (LKP Sudety Zachodnie) z wykorzystaniem systemu informacji przestrzennej ( <i>Paweł Strześliński, Radomir Bałazy, Tomasz Zawila-Niedźwiecki</i> ) .....	199
<b>Rozdział VII.</b> Koszty alternatywne ochrony przyrody w lasach zagospodarowanych na przykładzie LKP Puszcza Białowieska ( <i>Krzysztof Janeczko</i> ) .....	210
<b>Rozdział VIII.</b> Koszty, przychody i wynik finansowy gospodarki łowieckiej w LZD Krynica i OHZ Nadleśnictwa Koszęcin ( <i>Marcin Piszczek</i> ) .....	231
<b>Rozdział IX.</b> Analiza zmian cen podstawowych źródeł energii w latach 1995-2005 ze szczególnym uwzględnieniem drewna opałowego ( <i>Krzysztof Adamowicz</i> ) .....	239
<b>Rozdział X.</b> Profile stanowiskowe kluczem rozwoju kadry kierowniczej w Lasach Państwowych ( <i>Arkadiusz Gruchała</i> ) .....	249
<b>Rozdział XI.</b> Bezpieczna dla środowiska stabilizacja cementem portlandzkim leśnych gruntów drobnoziarnistych ( <i>Bogusław Kamiński</i> ) .....	272



## ***PRZEDMOWA***

Do życia człowiekowi potrzebne są m.in. pożywienie, powietrze, akceptacja, miłość i oczywiście las. Ten wielki dar natury leczy, żywi, uspokaja, inspiruje i pozytywnie nastraja. Kojący spokój niezakłócony cichym śpiewem rosnących ku niebu drzew od wieków pozytywnie działał na ludzi i inspirował do wielkich historycznych i patriotycznych przedsięwzięć.

Las ... miejsce opiewane przez poetów, dom, który wita nas zabieganych i utrudzonych spokojem i ciszą. Dzisiaj coraz częściej podkreśla się kulturową rolę lasu i jego znaczenie dla kształtowania tożsamości mieszkańców. W czasie wojen las był schronieniem dla partyzantów, a o heroizmie leśników w czasie wojny i okupacji, ich poświęceniu w powojennej odbudowie, ich wkładzie w należyte funkcjonowanie gospodarcze i kulturowe lasów napisano już wiele.

Mimo wszelkich ułatwień, jakie niesie ze sobą postęp techniczny, etos pracy leśnika pozostaje ten sam od pokoleń. Składają się nań: trwałe i silny związek ze swoim miejscem pracy, odpowiedzialność za powierzony teren, poszanowanie dla praw przyrody, utrzymanie zasobów leśnych wraz z całą bioróżnorodnością, racjonalne gospodarowanie w ramach dobrze rozumianego ekorozwoju.

Służby leśne mają w swej pieczy olbrzymi majątek narodowy, co wymaga niezwyklej odpowiedzialności i zaangażowania.

Trud leśników znajduje swe odbicie w prestiżu i zaufaniu, jakim cieszy się ten zawód w polskim społeczeństwie. W ankiecie przeprowadzonej przez Centrum Informacyjne Lasów Państwowych aż 98% respondentów uznało leśników za kompetentnych i znających swoją pracę, a 91% za uczciwych.

W obliczu zagrożeń współczesnej cywilizacji środowisko przyrodnicze wymaga szczególnej opieki popartej rezultatami wieloletnich badań i analiz.

W Polsce najważniejszą instytucją chroniącą przyrodę i to nie tylko w lasach jest Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe, zwane Lasami Państwowymi.

Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach nakłada na tę instytucję obowiązek prowadzenia trwale zrównoważonej gospodarki leśnej z uwzględnieniem następujących celów:

1. Zachowanie lasów i korzystnego ich wpływu na klimat, powietrze, wodę, glebę, warunki życia i zdrowia człowieka oraz na równowagę przyrodniczą.

2. Ochrona lasów stanowiących naturalne fragmenty rodzimej przyrody ze względu na ich walory krajobrazowe oraz dla potrzeb nauki oraz zachowania leśnych zasobów genetycznych.

3. Ochrona gleb, wód powierzchniowych i głębinowych, retencji zlewni oraz terenów narażonych na zanieczyszczenie lub uszkodzenia oraz o specjalnym znaczeniu społecznym.

4. Produkcja, na zasadzie racjonalnej gospodarki, drewna oraz surowców i produktów ubocznego użytkowania lasu.

Z tak sformułowanych w ustawie celów oraz ich kolejności wynika jasno, że funkcja ochrony przyrody jest traktowana przez ustawodawcę jako nadrzędna. Należy o tym mówić donośnym głosem ponieważ w tzw. "świadomości społecznej" Lasy Państwowe funkcjonują jako przedsiębiorstwo głównie ze swą funkcją gospodarczą. Stanowczo za mało Polaków wie, jak ważnym podmiotem w realizacji polityki państwa w dziedzinie ochrony przyrody odgrywają Lasy Państwowe.

Oddany do rąk czytelników II tom książki Zarządzanie ochroną przyrody w lasach jest rezultatem badań pracowników naukowych kilku polskich i zagranicznych ośrodków naukowych oraz praktyków. Autorzy podejmują różne aspekty zarządzania ochroną przyrody w lasach, które w książce zostały podzielone na dwie grupy: przyrodnicze oraz techniczne, organizacyjne i ekonomiczne. Efekty zarówno dobrego jak i złego zarządzania ochroną przyrody odczuwają wszyscy. Należy zatem podejmować systemowe działania zmierzające do poprawy skuteczności tego zarządzania. Podstawą tych działań powinny być przemyślane uregulowania prawne.

Książka adresowana jest nie tylko do środowisk akademickich, ale również do wszystkich osób zainteresowanych problematyką ochrony przyrody.

*Krzysztof Kannenberg*



*CZĘŚĆ PIERWSZA*

**PRZYRODNICZE ASPEKTY  
OCHRONY PRZYRODY  
W LASACH**

**Jarosław Kikulski**

*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie*

## **Rozdział I**

# **NATURALNA CHŁONNOŚĆ LASU JAKO CZYNNIK OGRANICZAJĄCY JEGO REKREACYJNE UŻYTKOWANIE NA PRZYKŁADZIE OBREBÓW DRWĘCA I WARLUBIE**

### **Wstęp**

Użytkowanie lasu jest najstarszą formą działalności człowieka, a obecnie wzrasta zapotrzebowanie na społeczne, w tym i rekreacyjne funkcje lasu (Paschalis Jakubowicz 2004, 2005). Ustawa o lasach (1991) zrównała w gospodarce leśnej ważność trzech podstawowych funkcji lasu ochronnej, społecznej i produkcyjnej i tym samym nadała charakter polskiemu leśnictwu, który jest oczekiwany przez społeczeństwo (Szujecki 2004).

Pojęcie zrównoważone rekreacyjne użytkowanie lasu oznacza, że powinno ono podlegać ograniczeniom, gdyż niczym nieograniczona realizacja jednej funkcji lasu prowadzi do istotnego obniżenia znaczenia innych funkcji, a w takiej sytuacji nie będzie można mówić o rozwoju zrównoważonym (Kikulski 2007, 2008). Lasy nieprzystosowane (niezagospodarowane) do pełnienia funkcji rekreacyjnych są szczególnie narażone na szkody związane z realizacją rekreacji (Pieńkos i Kikulski 2004). Ponadto, zdaniem Paschalisa Jakubowicza (2004) rekreacyjne użytkowanie lasu może doprowadzić do degradacji ekosystemu leśnego w większym stopniu niż pozyskiwanie drewna.

Tereny leśne charakteryzują się ograniczoną naturalną chłonnością rekreacyjną, która jest zależna od siedliskowego typu lasu i wieku drzewostanu. Rozmiar szkód powodowanych przez osoby wypoczywające zależy ponadto od zróżnicowania przestrzennego i czasowego natężenia presji ruchu rekreacyjnego.

Zarządzanie zasobami leśnymi powinno uwzględniać aspekt dotyczący implikacji, wynikających z ograniczonej naturalnej chłonności rekreacyjnej lasów oraz natężenia presji ruchu rekreacyjnego.

### **Cel i zakres pracy**

Celem pracy jest określenie naturalnej chłonności rekreacyjnej i natężenia ruchu rekreacyjnego powodującego szkody w leśnej szacie roślinnej i w glebie.

Badania zostały przeprowadzone na terenach leśnych Obrębu Drwęca (Nadleśnictwo Iława) i Obrębu Warlubie (Nadleśnictwo Dąbrowa; od 01.01.2007 r. Nadleśnictwo Osie). Uzyskane wyniki będą mogły stanowić podstawę planowania rozmiaru zagospodarowania lasów obiektami rekreacyjnymi w celu zwiększenia pojemności rekreacyjnej i zapobieżenia szkodom.

Dodatkowym celem jest rozpoznanie w jakim stopniu szkody powodowane w szacie roślinnej i w glebie są związane ze zmniejszeniem powierzchni dostępnej dla rekreantów w wyniku wprowadzenia form ochrony przyrody. Obliczono, o ile zwiększyłaby się powierzchnia wolna od rzeczonych szkód w teoretycznej sytuacji braku ostoi zwierząt i rezerwatów, tj. przy większej powierzchni leśnej dostępnej dla rekreantów, a tym samym mniejszego ich wpływu na środowisko leśne. Zaznaczenia wymaga, że w niniejszej pracy nie jest negowane ustanawianie obszarów ochrony przyrody, a jedynie dokonywana jest próba, w celach tylko i wyłącznie poznawczych, określenia wpływu ochrony przyrody na skutki rekreacyjnego użytkowania lasu (mniejsza dostępna powierzchnia drzewostanów większy wpływ na szatę roślinną).

W ramach badań dotyczących czynników ograniczających rekreacyjne użytkowanie lasu w okresie letnim 2005 i 2006 r. został przeprowadzony indywidualny wywiad kwestionariuszowy z reprezentatywną, tj. dobraną w sposób losowy, grupą 947 dorosłych respondentów. Spośród 35 pytań tematycznych 4 odnoszą się do celu niniejszej pracy. Ponadto, wykorzystano opisy taksacyjne drzewostanów (5811 wydzieleń drzewostanowych) oraz dane dotyczące form ochrony przyrody w obu obrębach. W badaniach wzięto pod uwagę lasy będące w zarządzie Państwowego Gospodarstwa Leśnego "Lasy Państwowe".

### **Metodyka pracy**

W doborze respondentów zastosowano metodę ustalonej ścieżki, która polega na przeprowadzaniu wywiadów z osobą w co n-tym obiekcie (Sawiński, Sztabiński i Sztabiński 2000) w niniejszej pracy: w gospodarstwie wiejskim, mieszkaniu, domku w ośrodku wypoczynkowym, na prywatnej działce rekreacyjnej, z osobą z co n-tego samochodu na parkingu leśnym. W dalszym etapie stosowano metodę Kisha w danym obiekcie do wywiadu wybierano osobę, która ostatnio obchodziła urodziny. Ankietowano 1/30 liczby mieszkańców danej (każdej) wsi znajdującej się w pobliżu terenów leśnych, osób wypoczywających w ośrodkach wypoczynkowych, na prywatnych działkach rekreacyjnych oraz zatrzymujących się na parkingach. Powyższy warunek był ważny z punktu widzenia konieczności zachowania proporcjonalnego, względem liczby osób przebywających w poszcze-

gólnych częściach obiektów badań, rozłożenia liczby przeprowadzonych wywiadów. Sporządzenie kwestionariusza wywiadu jak i sposób przeprowadzenia indywidualnego wywiadu kwestionariuszowego w terenie konsultowano z socjologiem.

Tereny leśne objęte szkodami w leśnej szacie roślinnej i w glebie wyznaczono na podstawie obliczeń dotyczących naturalnej chłonności rekreacyjnej lasu i natężenia ruchu rekreacyjnego w poszczególnych jednostkach badawczych tzw. polach (1 pole składało się zazwyczaj z 6÷9 oddziałów leśnych; Obręb Drwęca został podzielony na 46, a Obręb Warlubie na 43 pola). Obliczono dopuszczalny czas pobytu rekreantów ( $T_{max}$ ) [godz.], korzystając ze wzoru:

$$T_{max} = \frac{CH_{P_{SD}}}{N_{RR_D}}, \text{ gdzie:}$$

$CH_{P_{SD}}$  - naturalna chłonność rekreacyjna drzewostanów (powierzchnia skorygowana) w poszczególnych polach [osobogodz./doba]; powierzchnia skorygowana, tj. pomniejszona o powierzchnię drzewostanów w zasięgu ostoi zwierząt chronionych oraz rezerwatów została ona obliczona z wykorzystaniem danych SILP<sup>1</sup> oraz oprogramowania ArcGIS); obliczając naturalną chłonność rekreacyjną wykorzystano wskaźniki określone przez Łonkiewicza i Głucha (2001);

$N_{RR_D}$  - natężenie ruchu rekreacyjnego w poszczególnych polach, w poszczególnych porach roku i w poszczególnych dniach tygodnia [osoba/doba]; podstawą do obliczeń były odpowiedzi respondentów na sformułowane w tym celu pytania kwestionariusza, dotyczące najczęściej wybieranych miejsc (pól) do wypoczynku, czasu poświęcanego na wypoczynek w lasach obiektów badań w poszczególnych porach roku oraz preferowanych do rekreacji dni tygodnia.

Obliczony dopuszczalny (aby nie powstały szkody) czas pobytu rekreantów ( $T_{max}$ ) porównano ze średnim czasem poświęcanym na wypoczynek w lesie, obliczonym na podstawie odpowiedzi ankietowanych. Jeżeli otrzymana wartość dopuszczalnego czasu trwania pobytu okaże się mniejsza lub równa średniemu czasowi trwania wypoczynku, choćby w jednym dniu, dane pole zostanie zaklasyfikowane jako obszar występowania szkód w szacie roślinnej i w glebie, wymagający zagospodarowania elementami rekreacyjnymi (np. liniowymi) w celu zwiększenia pojemności rekreacyjnej terenu i tym samym zapobieżenia szkodom.

Obiekty badań stanowią przykład typowych lasów na terenach pojezierzy. Zatem wyniki badań dotyczące konieczności rekreacyjnego zagospodarowania lasów, związanej z wielkością presji ruchu rekreacyjnego i ograniczoną naturalną chłonnością rekreacyjną lasów można odnieść do ok. 1/3 kraju, mając na uwadze,

<sup>1</sup> SILP System Informatyczny Lasów Państwowych

że tereny pojezierne stanowią taki właśnie udział w powierzchni Polski (Płocka 2002).

Wpływ form ochrony przyrody na rozmiar skutków rekreacyjnego użytkowania lasu (szkody) określono na podstawie porównania dopuszczalnego teoretycznego czasu pobytu rekreantów ( $T_{maxT}$ ), tj. w teoretycznej sytuacji braku ostoi zwierząt chronionych i rezerwatów, ze średnim czasem poświęcanym na wypoczynek w lesie. Rozważona zostanie sytuacja: o ile zwiększyłyby się liczba pól, na których nie doszłoby do szkód, co miałyby związek z większą powierzchnią dostępną dla rekreantów, a tym samym mniejszego ich wpływu na las (w wyniku większego rozproszenia wypoczywających i większej sumarycznej naturalnej chłonności rekreacyjnej lasów na terenie jednostek badawczych - pól)?

### Wyniki

W okresie letnim stwierdzono największą liczbę pól, na obszarze których dochodzi do szkód w szacie roślinnej i w glebie (ryc. 1 i 3). Z uwagi na wielkość ruchu rekreacyjnego w stosunku do naturalnej chłonności rekreacyjnej lasu obliczony dopuszczalny czas pobytu (aby nie powstały szkody) na terenach pól oznaczonych kolorem ciemnoszarym wynosi do 4 godz. (niekiedy nawet 0,3 godz. pole o największej presji w Obrębie Drwęca, czy 1,0 godz. - w Obrębie Warlubie). Natomiast obliczony średni czas pobytu rekreantów w lesie w przypadku obu obrębów wynosi ok. 4 godz, co powoduje, że szkody te występują na terenie pól oznaczonych na rycinach "czas pobytu [godz.] do 4,0" ("pola zagrożone"). Zagospodarowanie obszarów, zwłaszcza tych o największym natężeniu ruchu rekreacyjnego, elementami rekreacyjnymi (np. ścieżkami spacerowymi i rowerowymi mając na uwadze preferowane formy wypoczynku) zwiększyłoby pojemność rekreacyjną terenu i zapobiegłoby szkodom. Liczba "pól zagrożonych" jest większa w Obrębie Drwęca (28 z 46) niż w Obrębie Warlubie (10 z 43), co wynika z większego natężenia ruchu rekreacyjnego i mniejszej naturalnej chłonności rekreacyjnej lasu, która ma związek z układem siedliskowych typów lasu i klas wieku drzewostanów. Naturalna chłonność rekreacyjna lasów Obrębu Drwęca wynosi 1,90 osobogodz./ha/doba, a Obrębu Warlubie 2,20 osobogodz./ha/doba.

Wyniki badań, dotyczące wpływu form ochrony przyrody na skutki rekreacyjnego użytkowania lasu (szkody) wskazują, że istnieje on w przypadku Obrębu Drwęca (ryc. 2). W okresie letnim, w teoretycznej sytuacji braku ostoi

<sup>2</sup> spośród dwóch rezerwatów na terenie Obrębu Drwęca drzewostany występują jedynie na terenie "Rezerwatu Ilgi"

ptaków i rezerwatu<sup>2</sup> liczba pól, na terenie których dopuszczalny czas pobytu rekreantów (z uwagi na wielkość presji ruchu rekreacyjnego i naturalną chłonność lasu) wynosiłby do 4 godz., byłaby mniejsza o 4. Zatem w teoretycznej sytuacji braku ostoi i rezerwatu liczba pól, na których nie zostałyby uszkodzone szata roślinna i gleba, wzrosłaby o 4. Miałoby to związek z większą powierzchnią dostępną dla rekreantów, a tym samym większym ich rozproszeniem. Zaznaczenia wymaga, że drzewostany na terenie ostoi (w czasie obowiązywania strefy 500 m) i rezerwatu zajmują w Obrębie Drwęca powierzchnię 987,07 ha (w tym 19 ostoi - 973,48 ha), tj. 13% powierzchni wszystkich drzewostanów. Ostoje (i rezerwat) swym zasięgiem obejmują drzewostany na terenie aż 25 pól - jednakże ich wpływ na skutki rekreacyjnego użytkowania lasu został wykazany w przypadku jedynie 4 pól. Świadczy to o tym, że na niektórych obszarach presja ruchu rekreacyjnego w stosunku do naturalnej chłonności rekreacyjnej jest na takim poziomie, przy którym nie ma większego znaczenia ograniczenie powierzchni dostępnej dla wypoczywających - i tak zdecydowana większość pól nie zmieniałaby statusu z zagrożone na niezagrożone.

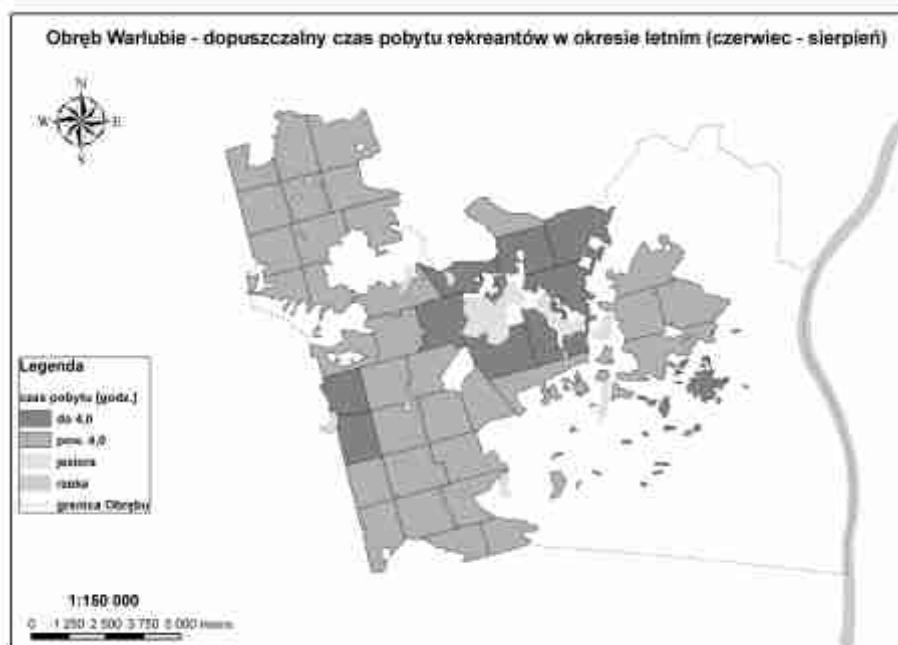


**Ryc. 1.** Dopuszczalny czas pobytu rekreantów latem - Obręb Drwęca.  
*ródło: Opracowanie własne.*



**Ryc. 2.** Dopuszczalny czas pobytu rekreantów latem w teoretycznej sytuacji braku ostoi i rezerwatu - Obręb Drwęca.

*ródło: Opracowanie własne.*



**Ryc. 3.** Dopuszczalny czas pobytu rekreantów latem - Obręb Warlubie.

*ródło: Opracowanie własne.*

## **Podsumowanie**

Stwierdzone natężenie ruchu rekreacyjnego nie jest równomierne w czasie i przestrzeni, co dotyczy zarówno Obrębu Drwęca jak i Obrębu Warlubie. Największa presja ruchu rekreacyjnego obserwowana jest w okresie letnim, co ma związek ze specyfiką terenów badań, które znajdują się na obszarach pojeziernych istotnym elementem decydującym o różnej intensywności ruchu rekreacyjnego w skali roku są zbiorniki wodne (jeziora). Większe natężenie ruchu rekreacyjnego obserwowane jest na terenach leśnych położonych wokół jezior (ośrodki wypoczynkowe), jak również w pobliżu większych miejscowości (wsi). Konsekwencją nierównomiernego rozłożenia ruchu rekreacyjnego jest to, że obszary leśne są w różnym stopniu narażone na powstawanie szkód w leśnej szacie roślinnej i w glebie. Ustawa o lasach z 1991 dopuszcza możliwość wprowadzania czasowego zakazu wstępu na tereny leśne, gdy "(...) wystąpiło zniszczenie albo znaczne uszkodzenie drzewostanów lub degradacja runa leśnego (...)". Rozwiązaniem jest zapobieganie szkodom poprzez lokalizowanie elementów zagospodarowania rekreacyjnego w celu zwiększenia pojemności rekreacyjnej lasu i ukierunkowania, w pewnym zakresie, ruchu rekreacyjnego.

W pracy wykazano, że rozmiar szkód w zbiorowiskach leśnych, powodowanych przez ruch rekreacyjny, w nieznacznym stopniu związany jest z ograniczeniem powierzchni dostępnej dla wypoczywających w wyniku wprowadzenia form ochrony przyrody na terenie Obrębu Drwęca. Zaznaczenia wymaga, że, oprócz intensywności ruchu rekreacyjnego, na wspomniane szkody wpływa również udział powierzchni drzewostanów w zasięgu ostoi zwierząt w stosunku do powierzchni całego pola, bowiem na terenie Obrębu Drwęca rozmieszczenie ostoi ptaków powoduje, że w niektórych polach zajmują one 40, 50 a nawet 70% powierzchni drzewostanów.

## **Streszczenie**

Określenia, dotyczące naturalnej chłonności rekreacyjnej lasu i natężenia ruchu rekreacyjnego w obrębach Drwęca i Warlubie, ustalonego na podstawie indywidualnego wywiadu kwestionariuszowego (reprezentatywna grupa 947 respondentów), wskazują na nierównomierne rozmieszczenie szkód w leśnej szacie roślinnej i w glebie. Uzyskane wyniki mogą stanowić podstawę planowania zagospodarowania rekreacyjnego w celu zwiększenia pojemności rekreacyjnej lasów i zapobieżenia wspomnianym szkodom. Wykazano także, że rozmiar szkód w zbiorowiskach leśnych, powodowanych przez ruch rekreacyjny, w nieznacznym



stopniu jest związany z formami ochrony przyrody wprowadzonymi na terenie Obrębu Drwęca.

### Literatura

1. Kikulski J. 2007. Sustainable development of recreational use of forests in Poland. [in:] Актуальные проблемы рекреационного лесопользования. (Actual problems of recreational use of forest). Международная научная конференция, Тезисы Докладов. Товарищество научных изданий КМК, Москва, s. 172-174.
2. Kikulski J. 2008. Czynniki ograniczające rekreacyjne użytkowanie lasu. Praca doktorska, Katedra Użytkowania Lasu, SGGW, Warszawa.
3. Łonkiewicz B., Głuch G. 1991. Wytyczne rekreacyjnego zagospodarowania lasów. Naczelny Zarząd Lasów Państwowych, Warszawa.
4. Paschalis Jakubowicz P. 2004. Użytkowanie lasów moralne niepokoje? [w:] Pieńkos K. (red.). Problemy zrównoważonego rozwoju turystyki, rekreacji i sportu w lasach. AWF, Warszawa, s. 26-32.
5. Paschalis Jakubowicz P. 2005. Lasy i leśnictwo polskie w Unii Europejskiej oczekiwania i niepokoje. [w:] Społeczny wymiar lasów. CILP, Warszawa, s. 53-67.
6. Pieńkos K., Kikulski J. 2004. Wpływ ruchu turystycznego i rekreacyjnego na leśną szatę roślinną. [w:] Pieńkos K. (red.). Problemy zrównoważonego rozwoju turystyki, rekreacji i sportu w lasach. S. 236-243. Wydawnictwo AWF, Warszawa.
7. Płocka J. 2002. Wybrane zagadnienia z zagospodarowania turystycznego. Część II. CKU, Toruń.
8. Sawiński Z., Sztabiński P.B., Sztabiński F. (red.) 2000. Podręcznik ankietera. Wydawnictwo IFiS PAN, Warszawa.
9. Szujecki A. 2004. Pozaprodukcyjne cele gospodarstwa leśnego w polityce leśnej państwa. [w:] Pieńkos K. (red.). Problemy zrównoważonego rozwoju turystyki, rekreacji i sportu w lasach. AWF, Warszawa, s. 11-14.
10. Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach. (tekst jednolity) (Dz. U. 91.101.444).

**Rafał Paluch**

*Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Lasów Naturalnych w Białowieży*

## **Rozdział II**

### **PRZEBUDOWA DRZEWOSTANÓW SOSNOWYCH Z WYKORZYSTANIEM PODOKAPOWYCH DĘBÓW JAKO PRZYKŁAD RACJONALIZACJI POSTĘPOWANIA HODOWLANEGO**

Praca powstała w oparciu o dokumentację badawczą "Ocena hodowlana odnowień dębów w drzewostanach sosnowych i możliwości ich wykorzystania do realizacji celów hodowlanych" sfinansowaną przez DGLP w Warszawie.

#### **Wstęp**

Postulat szerszego niż dotychczas wykorzystania w gospodarce leśnej naturalnych procesów rozwojowych zachodzących w drzewostanach pojawia się w ostatnim czasie bardzo często (Barzdajn i in. 1999, Brzeziecki 2000, Sokołowski, Paluch 2003, Bernadzki 2002, 2005). Sukcesja ekologiczna może bowiem odgrywać dużą rolę w procesach przywracania bardziej naturalnego charakteru fitocenoz leśnych i zwiększania ich zdolności przystosowania się do zmieniających się warunków środowiska (m. in. Otto 1995, Lüpke 1999). Nie do końca przewidywalny przebieg sukcesji i znaczący udział czynników losowych w jej przebiegu powodują jednak, że praktyka leśna odnosi się zazwyczaj z rezerwą do tego zjawiska (Brzeziecki 2000). W kontekście drzewostanów sosnowych powinno uwzględnić się dynamikę zbiorowisk, w którym wraz z wiekiem wzrasta udział dębu często rozsiewanego przez ptaki. Poszukuje się jednocześnie racjonalnych rozwiązań w hodowli lasu, proponując rozważne wykorzystywanie zarówno możliwości nakładania się generacji drzewostanów, jak i wykorzystywania procesów sukcesyjnych i samoregulacyjnych (Bernadzki 2005). Takie tendencje rysują się w leśnictwie europejskim w związku z kryzysem rentowności gospodarki leśnej i jej szeroko pojętą ekologizacją. Upraszcza się a niekiedy wręcz redukuje wiele działań hodowlanych. Racjonalizacja działań hodowlanych jest potrzebna, a nawet konieczna również i w Polsce, zarówno z przyrodniczego jak i ekonomicznego punktu widzenia. Jest to duże wyzwanie jakie stoi przed współczesną hodowlą lasu. Zakres przebudowy w polskich lasach jest bowiem coraz większy, co ma związek ze wzrostem żyźności i lepszym rozpoznaniem naszych siedlisk (Brzeziecki 1999,

Paluch 2003). Jednocześnie od pewnego czasu w naturze obserwuje się, na obszarze całej Europy, ekspansję gatunków drzew liściastych grabu, buka, dębów, klonów, lipy, którą można byłoby wykorzystać w planowaniu hodowlanym. Na terenie zarządzanym przez RDLP w Białymstoku poza naturalnym zasięgiem znajduje się wiele lasotwórczych gatunków drzew (m in. buk, dąb bezszypułkowy, jodła), stąd każdy docelowy gatunek dobrze rozwiniętej warstwy podokapowej jest cenny. Nakłada się jednakże na to zjawisko zamierania dębów, również w dolnych warstwach drzewostanów.

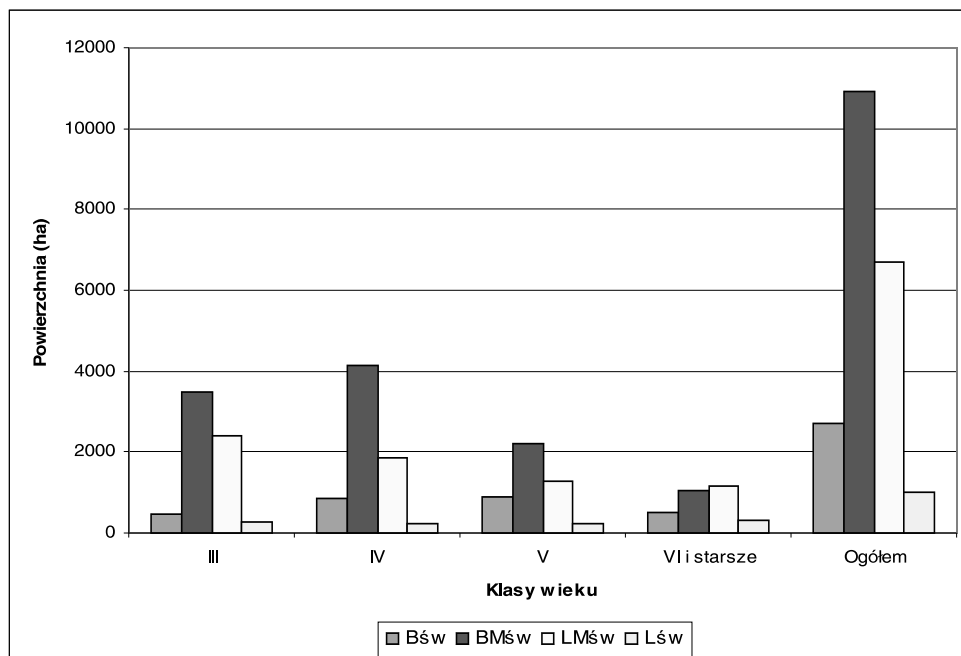
### **Cele i metodyka badań**

Określono następujące cele badań:

- poznanie warunków i prawidłowości rozwoju podokapowej warstwy dębu w drzewostanach sosnowych,
- określenie skali i regionalnego zróżnicowania występowania różnych rodzajów dolnych warstw dębów pod okapem drzewostanów sosnowych w północno-wschodniej Polsce,
- sformułowanie wskazań gospodarczych dla tworzenia i prowadzenia drzewostanów sosnowych z dolną warstwą dębową i kształtowania drzewostanów mieszanych.

Obiektami badawczymi były drzewostany dwuwarstwowe, gdzie w pierwszej warstwie panuje sosna, a w drugiej występuje dobrze rozwinięta warstwa dębu. Badania przeprowadzono w trzech grupach obiektów: drzewostanach sosnowych IV-V klasy wieku, starodrzewach sosnowych i całkowicie już odsłoniętych kępach (płatach) dębu. W celu wyboru powierzchni do badań oraz określenia skali zjawiska wykorzystano dane urzędzeniowe nadleśnictw RDLP w Białymstoku dotyczące wszystkich drzewostanów z sosną panującą. W danych tych nie ma rozróżnienia gatunków dębów, a w zebranych materiałach terenowych gatunki rozróżniano. Dąb bezszypułkowy występował jednakże na tym terenie sporadycznie. Niniejsze badania dotyczyły zatem przede wszystkim dębu szypułkowego.

Szczegółowe badania terenowe przeprowadzono w 50-ciu drzewostanach, głównie w BMśw i LMśw na terenie II i IV Krainy przyrodniczo-leśnej (RDLP w Białymstoku). Założono kołowe powierzchnie próbne o wielkości 2 lub 4 arów rozmieszczone w oparciu o siatkę kwadratów o boku 50 m. Dokonano oceny ilościowo-jakościowej warstwy młodego pokolenia dębu pod kątem jej dalszego wykorzystania, posługując się wystarczającym zagęszczeniem dębów przyszłościowych w kolejnych fazach rozwojowych (Bernadzki 2006).



**Ryc. 1.** Powierzchnia drzewostanów sosnowych w klasach wieku i typach siedlisk świeżych z podrostem i II piętrzem dębu na terenie RDLP Białystok.

*ródło: Opracowanie własne.*

Oprócz oceny zagęszczenia i bonitacji dębów przeanalizowano ich formę zmieszania oraz określano wiek za pomocą odwiertów wykonanych świdrem Presslera.

### Wyniki badań

W oparciu o dane urządzeniowe nadleśnictw RDLP w Białymstoku stwierdzono, że największa powierzchnia drzewostanów sosnowych z podrostem lub drugim piętrzem dębowym jest w BMśw (ok. 11 tys. ha). W LMśw ta kategoria drzewostanów ma powierzchnię przekraczającą 6,5 tys. ha. Największą powierzchnię drzewostanów sosnowych z potencjalnie przyszłościowym dolnymi warstwami dębu stwierdzono w IV klasie wieku.

Dąb zatem występuje powszechnie w podroście lub II piętrze w drzewostanach sosnowych. W każdym z nadleśnictw RDLP w Białymstoku zaznacza się obecność tego gatunku. W niektórych nadleśnictwach powierzchnia wydzieleń drzewostanów sosnowych z tymi warstwami przekracza 1 tys. ha. Do takich nadleśnictw należy min. Hajnówka, Rudka, Ełk. W nielicznych tylko znajduje się kilka ha drzewostanów sosnowych ze wspomnianymi dolnymi warstwami dębu (tab. 1). Szacuje się, że w skali całej regionalnej dyrekcji drzewostanów sosnowych

**Tab. 1.** Liczba wydziałów, powierzchnia i procent drzewostanów sosnowych o udziale sosny co najmniej 60% z II piętrem i podrostem dębu w nadleśnictwach RDLP w Białymstoku (100% = powierzchnia wszystkich drzewostanów sosnowych III i starszych klas wieku na siedliskach świeżych).

Nadleśnictwo	Liczba wydziałów	Drzewostany sosnowe z II piętrem lub podrostem dębu	%
		powierzchnia (ha)	
Augustów	124	967	5,8
Białowieża	9	24	3,0
Bielsk	95	389	7,5
Borki	126	531	14,4
Browsk	171	853	17,1
Czarna Białostocka	226	1587	14,8
Czerwony Dwór	165	717	19,4
Dojlidy	111	831	8,5
Drygały	21	108	0,7
Elk	378	1619	12,7
Giżycko	62	239	3,2
Głęboki Bród	18	87	1,4
Gołdap	46	293	15,5
<b>Hajnówka</b>	171	888	<b>25,3</b>
Łomża	65	495	4,3
Maskulińskie	119	615	3,0
Nowogród	4	27	0,2
Nurzec	144	602	6,7
Olecko	20	65	2,3
Pisz	45	186	0,8
Płaska	294	1429	9,4
Pomorze	70	351	3,3
Rajgród	52	394	5,9
<b>Rudka</b>	286	1410	<b>23,8</b>
Supraśl	275	1793	13,4
Suwałki	73	460	5,8
Szczębra	236	1597	10,5
Knyszyn	116	852	12,7
Krynki	20	133	3,0
Żednia	157	858	6,6
Waliły	128	949	13,1
<b>RDLP Białystok</b>	<b>3827</b>	<b>21350</b>	<b>10,1</b>

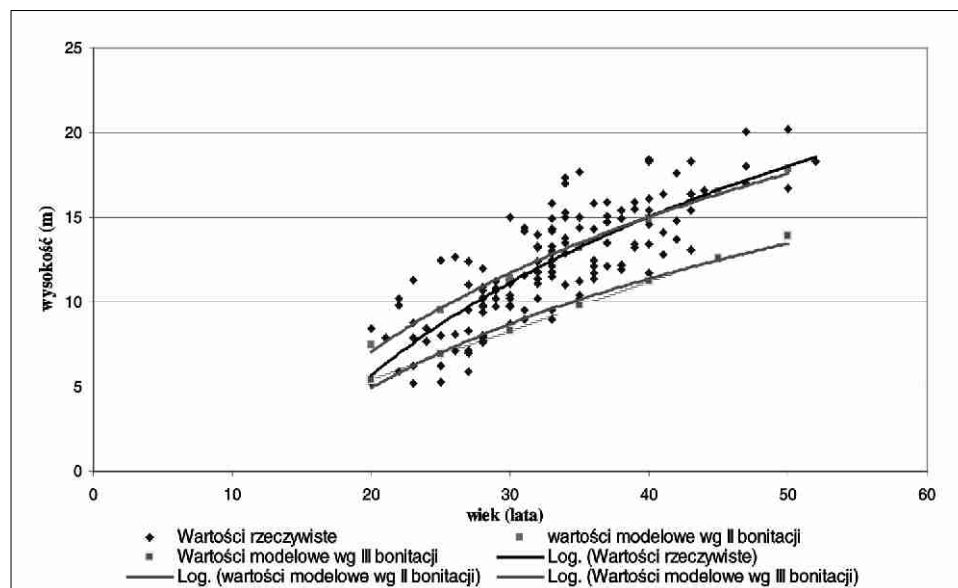
*ródło: Opracowanie własne.*

z podrostem dębu jest ponad 20 tys. ha, co stanowi około 10% wszystkich drzewostanów sosnowych III i starszych klas wieku.

Analizując szczegółowe dane zebrane w czasie prac terenowych w wybranych drzewostanach stwierdzono, że w prawie 80% z nich podrostowy dąb wykazuje dobry wzrost, jakość i odpowiednie zagęszczenie. Różnica wieku między sosną a podokapowym dębem waha się natomiast z reguły od 41-80 lat, czyli młode pokolenie tego gatunku zaczynało powstawać najczęściej w średniowiekowym drzewostanie sosnowym III-IV klasy (dojrzewającym lub dojrzałym). W ponad połowie obiektów badawczych pierwsze dęby pojawiały się we wspomnianym

okresie życia drzewostanu sosnowego. Niekiedy, najstarsze obecnie dęby wkroczyły nieco wcześniej, w fazie drągownicy. Zdarza się również obsiew dębu w jeszcze wcześniejszych fazach rozwojowych np. w uprawie. Gatunek ten wtedy konkuruje silnie z sosną i tylko nieliczne dęby, o najlepszym tempie wzrostu są w stanie przeżyć i osiągnąć ugruntowaną, dobrą pozycję biosocjalną w drzewostanie. W takich przypadkach sosna może pełnić rolę podgonu, mobilizującego dęby do intensywniejszego wzrostu.

Analiza wszystkich zebranych materiałów terenowych pozwoliła na stwierdzenie, że rozpiętość wieku odnowień dębu pod drzewostanami sosnowymi wynosi najczęściej 11-30 lat. Można wnioskować zatem, że okres odnowienia dębu najczęściej jest średni lub długi. Odnowienie krótkie (do 10 lat) stwierdzono w 15%, a okres odnowienia bardzo długi powyżej 30 lat (odnowienie o charakterze zbliżonym do ciągłego) w 20% badanych drzewostanów. Całkowity okres odnowienia dębu (różnica między najstarszym osobnikiem a najmłodszym) może sięgać aż do 50 lat. Ma to miejsce w starych ponad 150-letnich drzewostanach sosnowych. Niekiedy okres odnowienia jest krótki, sugerując sztuczne lub mieszane pochodzenie odnowień. Mimo z reguły znacznej rozpiętości wieku, większość 70% osobników wyrasta jednak w ciągu kilku - kilkunastu lat (około 15), zwłaszcza pod stosunkowo młodymi drzewostanami sosnowymi III-IV klasy wieku. W starodrzewach większość osobników wyrasta w ciągu nieco dłuższego okresu

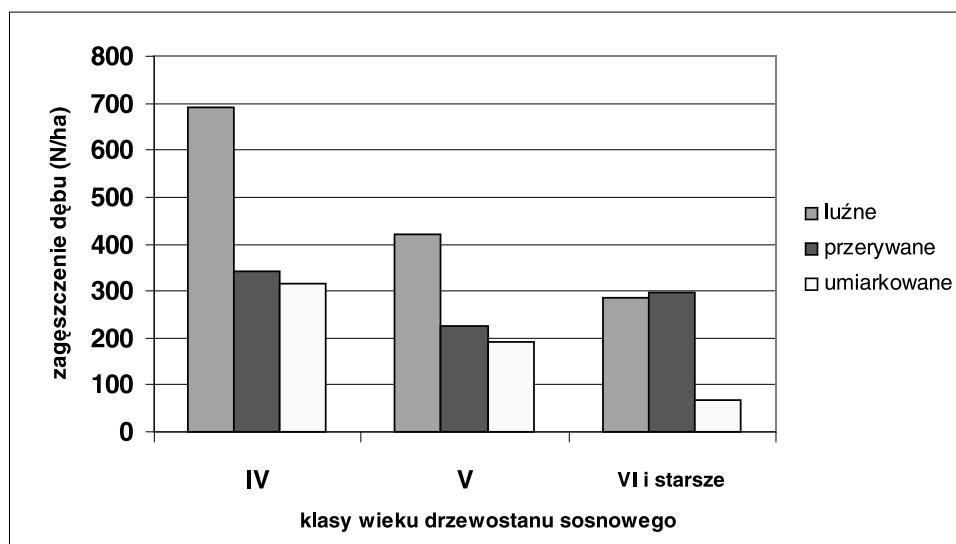


**Ryc. 2.** Krzywa bonitacji wzrostowej podkapowego dębu na tle krzywych modelowych (Nadleśnictwo Hajnówka, oddział 383).

*ródło: Opracowanie własne.*

(około 20-25 lat) niż w poprzednich młodszych drzewostanach. Wypełnienie przestrzeni przez dąb pod okapem sosny następuje zatem dość szybko i następne osobniki mogą już nie znaleźć swojego miejsca.

Krzywe bonitacji wzrostowej w wielu badanych drzewostanach rosnących w lesie mieszanym świeżym nie odbiegają od modelowej krzywej bonitacji II. Jest to dobry rezultat, gdyż bonitacja ta jest najczęściej osiągnięta na tym siedlisku w normalnych warunkach tzn. bez osłony drzewostanu. Na przykład, w jednym z drzewostanów Nadleśnictwa Hajnówka - podokapowe dęby w wieku 20 lat osiągnęły średnią wysokość odpowiadającą bonitacji między II a III. W późniejszych okresach następuje poprawa tempa wzrostu i w wieku 40 lat dąb wykazywał dobrą II bonitację (ryc. 2). Stąd można wysnuć wniosek, że gatunek ten może mieć duże szanse na dobry wzrost pod okapem drzewostanu sosnowego.



**Ryc. 3.** Średnie zagęszczenie podokapowego dębu w drzewostanach sosnowych w poszczególnych klasach wieku o różnym zwarciu.

*ródło: Opracowanie własne.*

Zadrzewienie drzewostanu osłaniającego IV klasy wieku było jednakże niezbyt duże (0,6), a zwarcie luźne. Kilka lat temu drzewostan został bowiem rozrzedzony przez okiść, co mogło mieć duży wpływ na rozwój podokapowego dębu. Zagęszczenie innych gatunków podokapowych: świerka i grabu wynosiło 200 szt/ha. Podrosty dębowe w różnym wieku mają niekiedy podobną wysokość, co może świadczyć o bardzo zróżnicowanych warunkach wzrost dębu pod okapem sosny. Niektóre dęby mają odpowiednią ilość światła, inne przez pewien czas stagnują.

Duże znaczenie w rozwoju i utrzymaniu się w drzewostanie odnowień podokapowych dębu odgrywa zwarcie drzewostanu głównego. W drzewostanach sosnowych IV i V klasy wieku o zwarcu luźnym średnie zagęszczenie dębu jest ponad 2 razy większe niż w pozostałych typach zwarcia. W drzewostanach VI i starszych klas wieku zagęszczenie średnie zagęszczenie dębu jest podobne zarówno przy zwarcu luźnym jak i przerywanym, ale wyraźnie większe niż w przypadku zwarcia umiarkowanego. Współczynniki zmienności omawianej cechy wahają się w granicach 55-62%.

### **Dyskusja**

Prawdopodobieństwo powstania i rozwoju podrostów dębu wzrasta wraz z wiekiem drzewostanu sosnowego. Niektórzy badawcze postulują zatem podwyższenie wieku rębności drzewostanów sosnowych, wydłużające okres odnawiania dębu i wymuszające stopniowe cięcia odsłaniające (Lüpke i in. 1999, Gniot 2001, Nowak 2003). Autorzy ci nie biorą jednakże pod uwagę dużego ryzyka deprecjacji drewna sosen, mających powyżej 120 lat, co może obniżyć korzyści wynikające z wykorzystania podrostów dębu do przebudowy drzewostanu. Rozciągnięcie w czasie pozyskania starych sosen, ukierunkowane na stopniowe odsłanianie kęp podrostów, jest słuszne, ale najlepiej byłoby to wykonać przed dojściem sosny do wieku rębności. Pozwoliłoby to zarówno na odsłonięcie dębów, jak i uniknięcie strat finansowych. Ciągłe przedłużanie stosunkowo wysokiego wieku rębności sosny, w celu uzyskania wystarczającego zagęszczenia dębów, jest w lasach gospodarczych, nieracjonalne.

W Niemczech w ciągu ostatnich kilkunastu lat rośnie zainteresowanie różnymi, alternatywnymi metodami zwiększenia udziału dębu w drzewostanach sosnowych (Fischer 1993, Preuhsler i in. 1994, Lüpke i in. 1999). Doświadczenia niemieckie nie mogą być jednak bezkrytycznie, bez uprzedniej weryfikacji przenoszone do naszych lasów. Zagospodarowanie lasu sposobem bezzrębowym, mające na celu dominację dębu w przyszłym drzewostanie, może być celowe wówczas, gdy pokrycie, zagęszczenie, jakość i bonitacja tego gatunku są satysfakcjonujące, co w naszych warunkach nie zdarza się często. Natomiast wyprowadzenie dębu spod drzewostanu sosnowego w postaci kęp i włączenie go jako cennej domieszki w skład drzewostanu sosnowego jest jak najbardziej celowe. Działanie takie podnosi bowiem trwałość i stabilność ekologiczną całego drzewostanu. Stała obecność dębu w drzewostanach sosnowych korzystnie wpływa na ich różnorodność biologiczną m.in. dlatego, że z gatunkiem tym jest związanych bezpośrednio lub pośrednio wiele gatunków zwierząt i roślin (szczególnie bogata i różnorodna



entomofauna). Znaczący wzrost roli dębu kosztem sosny może mieć jednak istotne konsekwencje ekonomiczne. Sosna bowiem osiąga wysoką bonitację w borach i lasach mieszanych, a wiele polskich proveniencji ma doskonałą, najlepszą w Europie jakość (oraz wartość genetyczną), zasługującą na utrzymanie w przyszłych drzewostanach. W północno-wschodniej Polsce, gdzie kończy się naturalny zasięg dębu bezszypułkowego, (mającego mniejsze niż szypułkowy wymagania glebowe i większą odporność na ocienienie), warunki rozwoju odnowień dębu są gorsze (kontynentalny, surowy klimat) niż w centralnej Polsce. Im dalej przesuwamy się w głąb II Krainy przyrodniczo-leśnej (Mazursko-Podlaskiej), tym udział dębu na siedliskach poniżej jego optimum (BMśw, LMśw) powinien być mniejszy - dostosowany do składu naturalnych, subborealnych zbiorowisk leśnych, (w większości których rola lasotwórcza dębu jest niewielka). Pozostaje to w zgodzie z koncepcją półnaturalnej hodowli lasu, wzorującej się na strukturze i składzie naturalnych zbiorowisk roślinnych.

Zdaniem Bernadzkiego (2002) wartość podokapowych dębów w naszych drzewostanach sosnowych jest najczęściej niedoceniana. Badania niniejsze oraz cytowane powyżej wyniki innych prac potwierdziły tę tezę. W odpowiednich warunkach (zwarcie luźne, brak konkurentów) w drzewostanach sosnowych dąb wykazuje bowiem dobry wzrost i jakość. Potrzeba wykorzystania odnowień dębu w różnych fazach wzrostu jest obecnie warta podkreślenia, również z powodu zamierania drzew tego gatunku (Bernadzki, Gryniewicz 2005, Pałuch 2006). Wobec tych niekorzystnych zjawisk, których przyczyny i mechanizmy nie są do końca poznane, należałoby cenić dary przyrody i dążyć do ich pełnego wykorzystania (Bernadzki 2006).

### **Podsumowanie i wnioski**

1. Dąb skutecznie odnawia się naturalnie w drzewostanach sosnowych wtedy, gdy występują w pobliżu nasienniki dębu oraz zaistnieją dobre warunki świetlne dla jego wzrostu. Samosiew pojawia się w drzewostanach sosnowych w różnym wieku, ale najczęściej dopiero w III-IV klasie wieku, często przerzedzonych przez czynniki abiotyczne (wiatr, śnieg) lub biotyczne (gradacje owadów). Obniżona żywotność sosny sprzyja wzrostowi podokapowego dębu.

2. Rozpiętość wieku odnowień dębu pod drzewostanami sosnowymi wynosi najczęściej 11-30 lat. Okres odnowienia zatem jest średni. W starodrzewach zróżnicowanie wiekowe sięga 50 lat, a odnowienie może być bardzo rozciągnięte w czasie.

3. Duże znaczenie w rozwoju odnowień podokapowych dębu odgrywa zwarcie drzewostanu głównego. Najlepsze jest luźne lub przerywane. Wykazano, że im jest większy stopień zwarcia drzewostanu sosnowego i większe zagęszczenie sosny, tym mniejsze jest zagęszczenie dębu.

4. Zagęszczenie sosny w drzewostanie górnym, nie przekraczające 200 szt./ha w fazie drzewostanu dojrzewającego i dojrzałego, sprzyja rozwojowi odnowień dębu. W drzewostanach sosnowych podrostów dębu jest zdecydowanie więcej w miejscach o mniejszym zagęszczeniu drzew, a ponadto cechują się one lepszymi parametrami biometrycznymi (wysokość, pierśnica) oraz lepszą jakością hodowlaną.

5. Obecność gatunków konkurencyjnych w dolnych warstwach drzewostanu, zwłaszcza świerka i grabu, zdecydowanie ogranicza możliwości wzrostu dębu. Duże zagęszczenie wspomnianych gatunków (powyżej 200 szt./ha) wpływa negatywnie na podokapowe dęby.

6. Podrosty dębowe wznoszące się pod okapem sosny w lasach mieszanych świeżych osiągają zwykle dobrą II-II.5 klasę bonitacji, a w borze mieszanym świeżym III-III.5 (bonitacja typowa dla tych siedlisk), co świadczy o istnieniu korzystnych warunków wzrostu pod rozluźnionymi drzewostanami sosnowymi i o celowości ich wykorzystania. Nie wiadomo, jak wzrost na wysokość będzie się przebiegał w przyszłości, ale jego tempo do badanego wieku jest zadowalające, pozwalając na optymistyczne prognozy.

7. Zagęszczenie podokapowych dębów w podobnych warunkach siedliskowo-drzewostanowych wykazuje dużą zmienność regionalną. Najmniejsze jest na krańcach północno-wschodnich II Krainy przyrodniczo-leśnej (Puszcza Augustowska), zaś większe - przy jej granicach z IV Krainą przyrodniczo-leśną (Puszcza Białowieska, Puszcza Piska),

8. Wymagania świetlne dębu wraz z wiekiem szybko rosną. Rozwojowi odnowień sprzyjają naturalne czynniki destrukcyjne abiotyczne - (okiść, wiatrolomy) lub biotyczne (gradacje owadów), oddziałujące silnie na drzewostan sosnowy, powodując jego niekiedy znaczne przerzedzenie.

9. Systematycznie wykonywane trzebieże, które przy pielęgnowaniu drzewostanu w górnym piętrze powodują zwiększenie dostępu światła do dolnych warstw drzewostanu, korzystnie wpływają na wzrost odnowień.

10. Przebudowy drzewostanów nie można realizować w momencie dojrzałości rębnej sosny, lecz trzeba działać znacznie wcześniej, stopniowo przyzwyczajając podrosty do zwiększonego dopływu światła. Zaleca się, aby trzebieże późne realizowane w drzewostanach sosnowych z dobrze rozwiniętym drugim piętrzem dębowym uwzględniały potrzeby świetlne rokujących nadzieję kęp podrostów. Takie postępowanie przynosi korzyści przyrodnicze i ekonomiczne, gdyż w przyszłości można uzyskać drzewostan z udziałem dębu z wiekowym wyprzedzeniem (tzw. awans wiekowy dębu).

11. Do przebudowy drzewostanu sosnowego na mieszany z udziałem dębu proponuje się wybranie wartościowych kęp lub płatów dębu o powierzchni co najmniej 10 arów, w których stwierdzono obecność co najmniej 2-3 szt. egzemplarzy przyszłościowych na 1 ar powierzchni kępy rozmieszczonych zgodnie z koncepcją przestrzenną przyszłego drzewostanu. Dąb - gatunek konkurencyjnie słabszy na siedliskach borów mieszanych i lasów mieszanych ma większe szanse przetrwania w większych zgrupowaniach, w młodych i średniowiekowych fazach rozwojowych drzewostanu.

12. Dla osłony pni dębów w kępach, uzupełnienia luk wewnątrz kęp oraz złagodzenia granicy z uprawą celowe jest wprowadzenie gatunków wytrzymujących ocienienie np. buka (centralna Polska), świerka, grabu lub lipy.

13. Wartość hodowlana podokapowego dębu w naszych drzewostanach jest często niedoceniana. W leśnictwach, w których występują drzewostany sosnowe z dobrze rozwiniętą warstwą podrostu dębu, należałoby dokonać inwentaryzacji tych drzewostanów i zdecydować czy celowe jest wykorzystanie podokapowego dębu do przebudowy drzewostanu.

14. Możliwości szerokiego zastosowania powyższych działań hodowlanych są ograniczone rzeczywistym stanem drzewostanów sosnowych, w których niezbyt często występują dobrze rozbudowane warstwy dębu. Standardowa przebudowa drzewostanów sosnowych, realizowana w oparciu o sztuczne wprowadzanie dębu, na znacznej większości obszarów będzie zatem koniecznością. Zastosowanie alternatywnych sposobów zagospodarowania, wykorzystujących już istniejące kępy odnowień dębów, może mieć charakter wartościowego uzupełnienia tradycyjnych metod.

## Streszczenie

W drzewostanach sosnowych wraz z wiekiem wzrasta zwykle udział dębu rozsiewanego często przez ptaki. Celami niniejszych badań były: poznanie warunków i prawidłowości rozwoju podokapowej warstwy dębu w drzewostanach sosnowych, określenie skali i regionalnego zróżnicowania występowania różnych rodzajów dolnych warstw dębów pod okapem drzewostanów sosnowych w północno-wschodniej Polsce oraz sformułowanie wskazań gospodarczych dla tworzenia i prowadzenia drzewostanów sosnowych z dolną warstwą dębową i kształtowania drzewostanów mieszanych. Obiektami badawczymi były drzewostany dwuwarstwowe, gdzie w pierwszej warstwie panuje sosna, a w drugiej występuje dobrze rozwinięta warstwa dębu. Badania przeprowadzono w drzewostanach sosnowych IV-V klasy wieku, starodrzewach sosnowych i całkowicie już odsłoniętych kępach (płatach) dębu. W celu wyboru powierzchni do badań oraz określenia skali zjawiska wykorzystano dane urządzeniowe nadleśnictw RDLP w Białymstoku dotyczące wszystkich drzewostanów z sosną panującą. Szczegółowe badania terenowe przeprowadzono w 50-ciu drzewostanach, głównie w BMśw i LMśw na terenie II i IV Krainy przyrodniczo-leśnej (RDLP w Białymstoku). Stwierdzono, że największa powierzchnia drzewostanów sosnowych z podrostem lub drugim piętnem dębowym jest w BMśw (ok. 11 tys. ha). W LMśw ta kategoria drzewostanów ma powierzchnię przekraczającą 6,5 tys. ha. Największą powierzchnię drzewostanów sosnowych z potencjalnie przyszłościowym dolnymi warstwami dębu stwierdzono w IV klasie wieku. Szacuje się, że w skali całej regionalnej dysekcji drzewostanów sosnowych z podrostem dębu jest ponad 20 tys. ha, co stanowi około 10% wszystkich drzewostanów sosnowych III i starszych klas wieku. Różnica wieku między sosną a podokapowym dębem waha się natomiast z reguły od 41-80 lat, czyli młode pokolenie tego gatunku zaczynało powstać najczęściej w średniowiekowym drzewostanie sosnowym III-IV klasy (dojrzewającym lub dojrzałym). Okres odnowienia dębu pod sosną wynosi najczęściej 11-30 lat, ale może mieć charakter zbliżony do ciągłego i sięgać aż do 50 lat (najczęściej jest średni lub długi). Duże znaczenie w rozwoju i utrzymaniu się w drzewostanie odnowień podokapowych dębu odgrywa zwarcie drzewostanu głównego, najlepsze jest luźne lub przerywane. Podrosty dębowe wzrastające pod okapem sosny w lasach mieszanych świeżych osiągają zwykle dobrą II-II. 5 klasę bonitacji, a w borze mieszanym świeżym III-III.5 (bonitacja typowa dla tych siedlisk), co świadczy o istnieniu korzystnych warunków wzrostu pod rozluźnionymi drzewostanami sosnowymi i o celowości ich wykorzystania.

### Literatura

1. Barzdajn W., Ceitel J., Danielewicz W., Zientarski J. 1999. Leśnictwo proekologiczne. Wyd. AR Poznań.
2. Bernadzki E. 2002. Wykorzystanie procesów samoregulacyjnych w hodowli lasu. Maszynopis referatu wygłoszonego na sesji PTL w Nadl. Drewnica, ss. 18.
3. Bernadzki E. 2006. Racjonalizacja zabiegów hodowlanych - potrzeba a może konieczność. Głos Lasu 1: 8-12.
4. Bernadzki E., Gryniewicz J. 2005. Konsekwencje hodowlane obumierania dębów. W: Możliwości ograniczania zjawiska zamierania drzewostanów liściastych metodami hodowlano-ochronnymi (mat.pokonferencyjne): 26-28. Puszczykowo, 14-15.11.2005.
5. Brzeziecki B. 1999. Wzrost żyzności siedlisk: zjawisko pozorne czy rzeczywiste? Sylwan 11: 99-107.
6. Brzeziecki B. 2000. Strategie życiowe gatunków drzew leśnych. Sylwan 8: 5-14.
7. Fischer E. 1993. Über den Umbau von Kiefernbeständen mit Eiche aus Hahersaat und Pflanzung Forst u. Holz Jg.48 Nr.18.
8. Gniot M. 2001. Kierunki przebudowy litych drzewostanów sosnowych w warunkach siedlisk borowych poprzez wykorzystanie odnowień naturalnych dębu z sukcesji na przykładzie Nadleśnictwa Różanna. Pr. dokt. maszynopis ss.258.
9. Lüpke B. Hauskeller - Bullerjahn K. 1999. Kahlschlagfreier Waldbau: Wird die Eiche an den Rand gedrängt? Forst u. Holz Jg. 54 Nr. 18.
10. Otto H.J. 1995. Zielorientierter Waldbau und Schutz sukzessionaler Prozesse. Forst und Holz 50, 7: 203-209.
11. Nowak G. 2003. Ocena stanu ilościowego i jakościowego oraz tendencje rozwojowe dębu bezszypułkowego pod okapem starodrzewów sosnowych na różnych siedliskach w Wielkopolskim P.N. Pr. Dokt. ss. 63.
12. Paluch R. 2003. Wzrost żyzności siedlisk a planowanie hodowlane. Las Polski 12:24.
13. Paluch R. 2006 a. Zamieranie lasu problem wciąż aktualny. Głos Lasu 1: 13-16.
14. Preuhsler T., Kühnel S., Böck K. 1994. Zum Wachstum von Eichensaat unter Kieferschirm im Forstamt Nürnberg Forst u. Holz Jg.49 Nr.5.
15. Sokołowski A. W., Paluch R 2003. Ekspansja dębu w drzewostanach sosnowych. Las Polski 1:22-23.

**Wojciech Wesoly**

*Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi*

**Piotr Niemiec**

*Nadleśnictwo Bytnica*

### **Rozdział III**

## **METODA SOBAŃSKIEGO SKUTECZNYM SPOSOBEM ZWIĘKSZANIA BIORÓŻNORODNOŚCI W LASACH NA PRZYKŁADZIE NADLEŚNICTWA BYTNICA**

### **Wstęp**

Dążenie do zwiększania bioróżnorodności w ekosystemach leśnych, a szczególnie w drzewostanach gospodarczych było i jest jednym z głównych zadań podstawowych działów leśnictwa, począwszy od hodowli lasu, poprzez ochronę lasu, a skończywszy na jego użytkowaniu. Najprostszym sposobem zwiększania bioróżnorodności w leśnictwie jest tworzenie drzewostanów mieszanych w miejsce monokultur.

Potrzeba takich działań w Lasach Państwowych jest dostrzegana od dziesięcioleci. Jako przykład można podać protokół z konferencji nadleśniczych z 21 marca 1946 odbytej na terenie Dyrekcji Lasów Państwowych w Łodzi, która poświęcona była potrzebom tworzenia lasów mieszanych i korzyściom jakie wynikają z ich utworzenia dla gospodarki leśnej. Warte przytoczenia jest zdanie: "w Borach Tucholskich nie doszłoby do klęski spowodowanej przez strzygonię choinówkę w podobnych rozmiarach, gdyby na tym terenie byłyby chociaż 5% domieszki drzew liściastych"(Protokół Konferencji 1946).

Zalety utworzenia drzewostanów mieszanych są dziś powszechnie znane, a zakładanie wielogatunkowych upraw jest wręcz obowiązkiem wynikającym z zasad i instrukcji. Pomimo tego, udział monokultur jest ciągle dominujący, a w drzewostanach rębnych przeważa zdecydowany udział jednego gatunku.

Za taki stan rzeczy winą z reguły obarcza się niski potencjał siedlisk, przejawiający się przewagą siedlisk borowych, głównie boru świeżego (Bśw) i boru mieszanego świeżego (BMśw) i niewystarczające zasoby wodne. Innym ważnym aspektem, który determinuje obecny stan lasu jest potrzeba pogodzenia zachowania naturalnych walorów lasów z oczekiwaniem i koniecznością produkcji coraz większej ilości drewna, głównie iglastego (Zasady Hodowli Lasu).

Mając na uwadze zmiany klimatyczne, eutrofizację siedlisk, ekologizację leśnictwa, nie negując dotychczasowych metod odnowień i pielęgnowania lasu, z pewnością istnieje potrzeba wprowadzenia nowych rozwiązań, które pozwolą na przyspieszenie procesów pozwalających zwiększyć odporność drzewostanów. Takim nowym rozwiązaniem może okazać się wprowadzana na coraz większą skalę Metoda Sobańskiego, która z powodzeniem znalazła zastosowanie w Nadleśnictwie Bytnica.

### **Wprowadzanie Metody Sobańskiego w Nadleśnictwie Bytnica**

#### *Krótką charakterystyka Nadleśnictwa Bytnica*

Nadleśnictwo Bytnica wchodzi w skład Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Zielonej Górze. Lasy Nadleśnictwa położone są w borach Puszczy Rzepińskiej. Większa ich część jest zlokalizowana na obszarze gminy Bytnica, odznaczającej się jedną z największych w Polsce lesistości (78%). Przeważający udział siedlisk to siedliska borowe, które zajmują odpowiednio Bśw 42,9% powierzchni, BMśw 43,4% powierzchni. Siedlisk lasowych jest niewiele, z największym zaledwie 9,6% udziałem lasu mieszanego świeżego (LMśw). Gatunkiem panującym jest sosna zwyczajna, której udział wynosi aż 93,4% (PUL Nadleśnictwa Bytnica). Na terenie nadleśnictwa występują jednowiekowe monokultury sosnowe rozciągające się na powierzchni kilku tysięcy hektarów, powstałe w wyniku klęski pożarów z drugiej połowy lat 40 ubiegłego wieku.

W latach 1991-2007, zabiegi ratownicze wskutek żeru brudnicy mniszki, barczatki sosnowki, strzygoni choinówki i innych gatunków przeprowadzono na powierzchni 39 171 ha, która przekracza ponad dwukrotnie powierzchnię leśną Nadleśnictwa Bytnica wynoszącą 18 458,92 ha. W 2007 roku na terenie Nadleśnictwa Bytnica powstało pierwotne ognisko gradacyjne o powierzchni 4049 ha.

Na terenie Nadleśnictwa Bytnica bytuje od wielu lat bardzo liczna populacja jelenia. Odbywające się tutaj rykowisko, określane mianem unikatowego w skali europejskiej, zasługuje na szczególną ochronę. Długość gradzeń zlokalizowanych na terenie nadleśnictwa przekracza 400 km, co powoduje, że do prawie 6% powierzchni leśnej zwierzyna nie posiada dostępu.

Jak więc widać z przedstawionej charakterystyki Nadleśnictwa Bytnica zwiększenie liczby gatunków drzew i krzewów, a więc zwiększenie bioróżnorodności jest niezbędne, ponieważ osiągnięcie w tych warunkach celu hodowlanego, polegającego na uzyskaniu kompromisu między środowiskotwórczymi, ochronnymi i produkcyjnymi funkcjami lasu jest niemożliwe.



## Metoda Sobańskiego

Nazwa tej metody pochodzi od nazwiska autora tej metody - Stanisława Sobańskiego Nadleśniczego Nadleśnictwa Ośno Lubuskie (Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Szczecinie). Metoda jest jednym ze sposobów odnowienia drzewostanu, zbliżonym do naturalnego odnowienia (siew) i prowadzenia dalszych działań hodowlanych zgodnie z zasadą maksymalnego wykorzystania siedliska.

Podstawowymi założeniami, które legły u podstaw tworzenia tej metody były:

- wykorzystanie siewu jako skutecznego środka przy zakładaniu upraw
- naturalne wskazanie mikrosiedlisk, na których z powodzeniem można popierać hodowlę gatunków liściastych,
- stworzenie wielogatunkowego drzewostanu odpornego na czynniki abiotyczne i biotyczne,
- promowanie sosny jako gatunku głównego
- zwiększenie i urozmaicenie bazy żerowej dla zwierzyny,
- ograniczenie do minimum nakładów finansowych (Niemiec 2007).

Na samą metodę nie składa się tylko jedna czynność, ale cały szereg działań, których zastosowanie musi być ze sobą powiązane. Główne fazy tej metody można przedstawić w następujących punktach:

1. Zbiór, przechowywanie i przygotowanie nasion do wysiewu
2. Przygotowanie gleby wraz z wysiewem nasion
3. Ogrodzenie powierzchni
4. Dalsze prowadzenie uprawy (Niemiec, Sobański 2007).

Generalnie, metoda polega na wysiewie podczas mechanicznego przygotowania gleby nasion różnych gatunków drzew i krzewów na powierzchniach odnawianych i zalesianych, na których będą wprowadzane gatunki drzew i krzewów. Można ją stosować na wszystkich rodzajach powierzchni, na których możliwe jest zastosowanie specjalistycznego sprzętu (Niemiec 2003). Można zastosować sam siew wszystkich gatunków, które w przyszłości mają utworzyć drzewostan lub połączyć siew wybranych gatunków z sadzeniem określonych gatunków. Ilość wariantów jest tutaj ograniczona tylko przez gatunek zastosowanych do wysiewu nasion oraz funkcji jaki gatunek ma mieć do spełnienia. Rodzaj wysianych czy posadzonych gatunków musi odpowiadać regułom ujętym w zasadach hodowli lasu (norma obowiązująca przy odnowieniu i zakładaniu lasu). Przykładowo, na siedlisku BMśw wachlarz gatunków drzewiastych i krzewiastych może być bardzo szeroki: sosna zwyczajna, dąb bezszypułkowy, buk zwyczajny, klon zwyczajny, klon jawor, brzoza brodawkowata, świerk pospolity, modrzew europejski, lipa drobnolistna, róża dzika, jarząb pospolity. Lista ta nie jest zamknięta



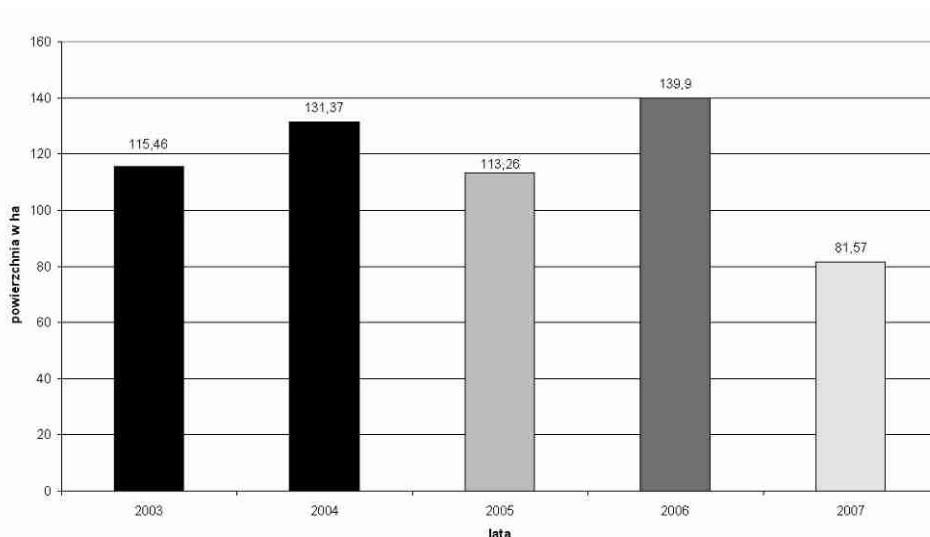
i może ulegać modyfikacji w zależności od posiadanych nasion. Po osiągnięciu pożądanej formy rozwoju uprawy w wieku 3-6 lat zostaje ona rozgradzana i pielęgnowana zgodnie z kanonami sztuki leśnej, której celem jest uzyskanie drzewostanów mieszanych.

### Zastosowanie Metody Sobańskiego w Nadleśnictwie Bytnica

Początki stosowania tej metody datują się w roku 2003, w którym wystąpił duży urodzaj dębu bezszypułkowego. W następnych latach zbierano różne gatunki nasion, przy czym podstawowym gatunkiem pozostawały nasiona dębów. Łącznie w latach 2004-2008 założono w ramach metody Sobańskiego 581,56 ha upraw (Ryc.1).

W Nadleśnictwie Bytnica od początku stosowania metody przyjęto wariant jesiennego przygotowania gleby wraz z podsiewem wybranych gatunków nasion, z jesiennym i wiosennym sadzeniem gatunków lasotwórczych. Termin jesiennego podsiewu był determinowany brakiem możliwości przechowywania nasion głównych gatunków jakie były używane w metodzie z rodzaju dąb oraz możliwością zastosowania pogłębiacza podczas przygotowania gleby.

Przyjęto zasadę, że względu na ubogie siedliska, że w przypadku możliwości zbioru, gatunkiem, którego nasiona będą zbierane w pierwszej kolejności będzie dąb bezszypułkowy (Dbb), ewentualnie dąb szypułkowy (Dbsz). W przypadku



**Ryc. 1.** Realizacja Metody Sobańskiego w Nadleśnictwie Bytnica w latach 2004-2008.

*ródło: Opracowanie własne.*

braku nasion tych gatunków w ostatniej kolejności zbierane będą żołędzie dębu czerwonego.

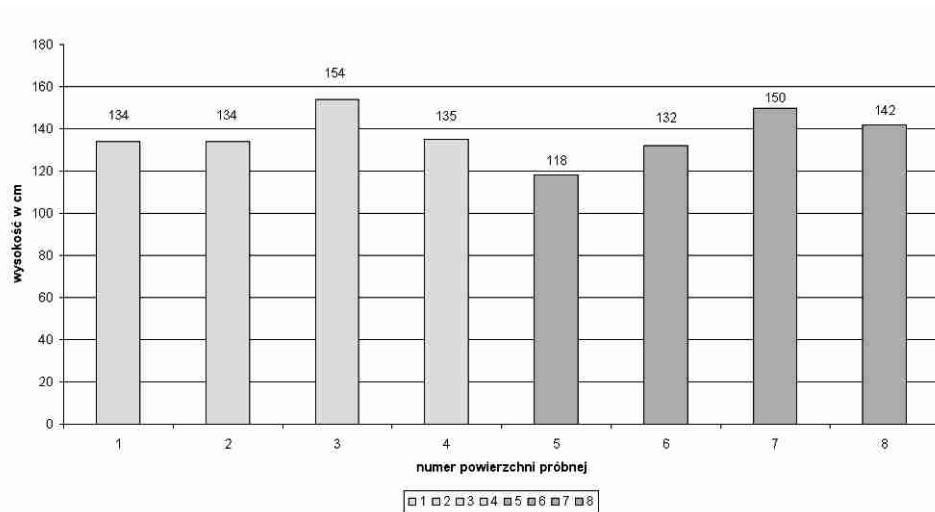
Wiele dyskusji wzbudza użycie w metodzie nasion dębu czerwonego. Zdaniem wielu przyrodników, gatunek ten jako obcy powinien być eliminowany. Warto przypomnieć, że ustawa o ochronie przyrody w ust. 4 art. 120 wskazuje na to, że w ramach racjonalnej gospodarki leśnej dopuszcza się stosowanie gatunków obcych (Ustawa o Ochronie Przyrody). Także zasady dobrej gospodarki leśnej międzynarodowego systemu certyfikacji produktów i gospodarki leśnej Forest Stewardship Council (FSC) obowiązujące na terenie Nadleśnictwa Bytnica, zapisane w kryterium 6.9, nie zabraniają stosowania gatunków egzotycznych pod warunkiem ścisłego monitorowania tego procesu (Zasady, Kryteria...). Należy także podkreślić, że dąb czerwony jako gatunek fitomelioracyjny spełnia bardzo pożyteczną funkcję na siedliskach borowych, zwłaszcza chętnie jest zgryzany przez zwierzynę. Wszystkie populacje roślin, zwierząt, grzybów i mikroorganizmów są jednakowo cenne, powinny być poszanowane i umiarkowanie użytkowane. Przyroda nie rozróżnia gatunków lepszych i gorszych (Grzywacz 2006).

Ze względu na występowanie na terenie nadleśnictwa przymrozków majowych zrezygnowano z podsiewu jesiennego nasion buka. Poza nasionami różnych gatunków dębów podsiewano nasiona jaworu, klonu pospolitego, jabłoni dzikiej, jarzębu pospolitego, róży dzikiej i bzu czarnego. Taki zestaw gatunków był determinowany łatwością zbioru i niewielkimi kosztami jakie trzeba było ponieść na ten cel.

W związku z wejściem w życie w 2004 r. ustawy o Leśnym Materiale Rozmnożeniowym (Ustawa o LMR) przyjęto zasadę, że materiał siewny, szczególnie gatunki lasotwórcze, użyty w metodzie powinien spełnić wszystkie warunki jakie postawione są dla leśnego materiału rozmnożeniowego. Jeżeli była taka możliwość zbiór nasion odbywał się z drzewostanów zarejestrowanych jako materiał podstawowy lub drzew zarejestrowanych jako źródła nasion. W przypadku kiedy nie było takiej możliwości (głuchy rok, słaby urodzaj lub brak ich w najbliższym sąsiedztwie) wykorzystywano zapisy art. 5 ustawy o LMR, które uwzględniają możliwość zbioru nasion na potrzeby własne, w tym przypadku dla celów tzw. fitomelioracji. Norma wysiewu dla nasion dębów wahała się od 40-80 kg/ha.

### **Efekty stosowania metody Sobańskiego w Nadleśnictwie Bytnica**

1. Stosowanie metody wymaga reżimu technologicznego i przestrzegania reguł dotyczących przede wszystkim zasad zbioru i przechowywania nasion,



**Ryc. 2.** Porównanie średnich wysokości 5-letnich sadzonek sosny z sadzenia na 2 arowych powierzchniach próbnych założonych na siedliskach Bśw (I-IV) i BMśw (V-VIII) w ramach Metody Sobańskiego.

*ródło: Opracowanie własne.*

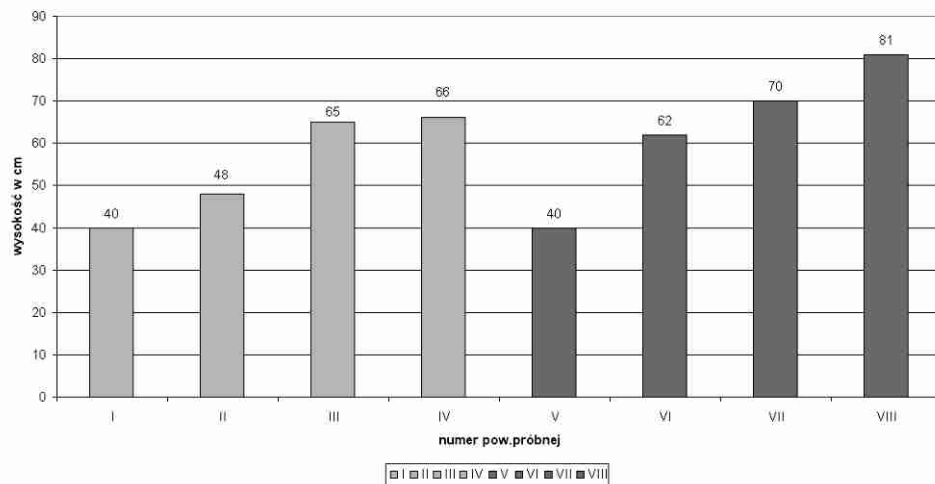
co powoduje wśród osób biorących udział w tym procesie, że wzrasta znacznie wiedza leśna z zakresu podstawowych dyscyplin leśnych.

2. W ciągu pięciu lat udało się na prawie 600 ha, a więc na ponad 3 procent powierzchni leśnej nadleśnictwa założyć uprawy z przeciętną liczbą sadzonek 15-20 tys./ha, z której co najmniej połowa stanowią gatunki liściaste pełniące różne funkcje od produkcyjnych (w przyszłości wejdą w skład drzewostanu głównego), po biocenotyczne, pielęgnacyjne i fitomelioracyjne.

3. Poprzez maksymalny zbiór nasion Dbb z drzewostanów zarejestrowanych jako materiał podstawowy, wykorzystano w pełni lata nasienne w regionie w roku 2003 i 2006.

4. Przyjmując, że głównym gatunkiem produkcyjnym na siedliskach Bśw i BMśw pozostanie sosna zwyczajna, stwierdzono, że jednostkowa forma zmieszania jak i ilość sadzonek przekraczająca niekiedy liczbę 20 tys. na ha, nie przeszkadza w osiągnięciu imponujących przyrostów przez sadzonki sosnowe przez kolejne 4 sezony wegetacyjne, w wyniku czego 5-letnie sadzonki osiągają przeciętną wysokość na poziomie 1.4 mb., co obrazuje rycina 2.

5. Podsiew nasion Dbb, gatunku najbardziej predysponowanego do siedlisk borowych, pomimo skrajnych warunków wzrostu przygłuszanie przez sąsiadującą, wysadzoną sadzonkę sosny zwyczajnej, przymrozki, czy susze, nie powoduje zaniku siewek (Ryc. 3).



**Ryc. 3.** Porównanie średnich wysokości 4- letnich sadzonek dębu bezszypułkowego z siewu na 2 arowych powierzchniach próbnych założonych na siedliskach Bśw (I-IV) i BMśw (V-VIII) w ramach Metody Sobańskiego.

*ródło: Opracowanie własne.*

6. Metoda pozwala na optymalne wykorzystanie siedliska, wskazując, że nawet na niewielkiej powierzchni istnieją różnicowania pod względem rodzaju gleby, wilgotności i zawartości składników pokarmowych.

7. Metoda pozwoliła na diametralne zwiększenie i urozmaicenie bazy żerowej dla zwierzyny (co wpływa na jakość hodowlaną upraw), ograniczenie kosztów związanych z ochroną lasu przed szkodami wyrządzanymi przez zwierzynę oraz udostępnieniem dla zwierzyny powierzchni ogrodzonych.

8. Dodatkowe koszty związane ze zbiorem, przygotowaniem nasion i wysiewem nasion w stosunku do kosztów tradycyjnego założenia uprawy w warunkach Nadleśnictwa Bytnica nie przekraczają 8% i można je uznać za marginalne.

### Streszczenie

W metodzie tej stosuje się skonstruowany przez autora metody pług - frez przygotowujący glebę pod sadzenie z jednoczesnym wysiewem nasion. W Nadleśnictwie Bytnica od początku stosowania metody przyjęto wariant jesiennego przygotowania gleby wraz z podsiewem wybranych gatunków nasion, z jesiennym i wiosennym sadzeniem gatunków lasotwórczych. W ciągu pięciu lat, na prawie 600 ha założono uprawy z przeciętną liczbą sadzonek 15-20 tys./ha, z której co najmniej

połowa stanowią gatunki liściaste pełniące różne funkcje od produkcyjnych (w przyszłości wejdą w skład drzewostanu głównego), po biocenotyczne, pielęgnacyjne i fitomelioracyjne. Podsiew nasion dębu bezszypułkowego, gatunku najbardziej predysponowanego do siedlisk borowych, pomimo skrajnych warunków wzrostu przygłuszanie przez sąsiadującą, wysadzoną sadzonkę sosny zwyczajnej, przymrozki, czy susze, nie powoduje istotnych ograniczeń wzrostu tego gatunku w pierwszych latach uprawy. Metoda, niezależnie od wartości hodowlanych, pozwoliła na diametralne zwiększenie i urozmaicenie bazy żerowej dla zwierzyny, która po rozgrodzeniu upraw korzysta z nadmiaru sadzonek liściastych. Dodatkowe koszty związane ze zbiorem, przygotowaniem nasion i wysiewem nasion w stosunku do kosztów tradycyjnego założenia uprawy w warunkach Nadleśnictwa Bytnica nie przekraczają 8%.

#### **Literatura**

1. Grzywacz A. 2006. Zrównoważone użytkowanie zasobów przyrodniczych w lasach współczesną formą ochrony przyrody, Materiały konferencji PTL, Łągów 30-31 sierpnia 2006, s. 1-8.
2. Niemiec P. 2003. Metoda Sobańskiego, Las Polski, nr 19/2003, s. 19-21.
3. Niemiec P. 2007. Metoda Sobańskiego w aspekcie łowieckim, Brać Łowiecka nr 7/2007, s. 24-26.
4. Niemiec P., Sobański S. Zachęcające efekty metody Sobańskiego, Las Polski nr 13-14/2007, s. 20-22.
5. Plan Urządzania Lasu Nadleśnictwa Bytnica 2007-2016 ( w zatwierdzeniu)
6. Ustawa o Leśnym Materiale Rozmnożeniowym z dnia 7 czerwca 2001. Dz. U. Nr 73, poz. 761.
7. Ustawa o Ochronie Przyrody z dnia 16 kwietnia 2004. Dz. U. Nr 92, poz. 880.
8. Wyciąg z protokołu konferencji nadleśniczych w sprawie prac odnowieniowych, Łódź 1946, s. 1-11.
9. Zasady Hodowli Lasu, red. Z.Rozwałka, OR-W LP w Bedoniu, Warszawa 2003, s. 1-159.
10. Zasady, Kryteria i Wskaźniki Dobrej Gospodarki Leśnej w Polsce. Przejściowy Standard SmartWood dla Polski, SW-STD-POL-2006-06, s. 1-32.

**Ewa Maria Pawlaczyk, Maria Anna Bobowicz**

*Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu*

#### **Rozdział IV**

### **MIĘDZYRODOWE ZRÓŻNICOWANIE JODŁY POSPOLITEJ (*ABIES ALBA* MILL.) Z REZERWATU "KAMIENNA GÓRA" Z ROZTOCZAŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO Z UPRAWY DOŚWIADCZALNEJ WYRAŻONE W CECHACH MORFOLOGII I ANATOMII IGIEŁ**

#### **Wstęp**

Jodła pospolita (*Abies alba* Mill.) jest jedynym naturalnie występującym gatunkiem z rodzaju *Abies* w Polsce. Takson ten w stanie naturalnym porasta góry środkowej i południowej Europy i jest drzewem górskim-reglowym, występującym również na obszarach wyżynnych i nizinnych w północnych partiach swojego zasięgu. W górach jest jednym z ważniejszych gatunków lasotwórczych drzew. Wśród gatunków iglastych plasuje się na trzecim miejscu pod względem znaczenia lasotwórczego i gospodarczego. Tworzy jedliny lub lasy mieszane ze świerkiem pospolitym lub sosną czarną. Również na terenach wyżynnych jest ważnym składnikiem lasów, wraz z bukiem i świerkiem. Bardzo ważną rolę odgrywa w Górach Świętokrzyskich, w niższych Karpatach oraz na Roztoczu (Jaworski i Zarzycki 1983).

Jednakże w ciągu ostatnich 200 lat obserwowano proces obumierania jodły w granicach jej naturalnego zasięgu. Szacuje się, że jodła w XX wieku straciła 50% swojego areалу, a lokalnie można liczyć się z zupełnym wyeliminowaniem tego gatunku z drzewostanów np. w Górach Sowich. Znaczne zmniejszenie udziału jodły w górskich lasach powoduje poważne straty gospodarcze i ekologiczne. Ubywanie jodły jest prawdopodobnie wynikiem zmian środowiskowych i działalności człowieka - niewłaściwej gospodarki leśnej. W XVIII wieku zaczęto stosować tzw. "rentę leśną" czyli uprawiać szybko rosnące drzewa iglaste, takie jak sosna i świerk z jednoczesnym wycinaniem jodły (Boratyński i Filipiak 1997).

Trudne jest podanie ogólnych wskazań, jak można by zahamować ten niekorzystny proces wycofywania się i zamierania jodły. Po pierwsze, jak się wydaje, należałoby zaprzestać dalszych "melioracji" łąk i lasów, zmniejszyć wydzielanie do atmosfery dwutlenku siarki, metali ciężkich itp., a przede wszystkim

prowadzić w lasach z udziałem tego gatunku odpowiednie zabiegi dopasowane do wymagań tego gatunku (Jaworski i Zarzycki 1983).

Duże nadzieje wiąże się z rozwojem badań proweniencyjnych, których celem jest poznanie zmienności oraz ocena wartości genetyczno-hodowlanej poszczególnych pochodzeń jodły pospolitej. W Polsce badania te zapoczątkował Gunia w 1986 roku w Rogowie, a w 1990 roku założono Ogólnopolskie Doświadczenie Proweniencyjny Jd PL 86/90 testujące w zróżnicowanych warunkach siedliskowych siedmiu powierzchni porównawczych 100 polskich pochodzeń jodły, w tym aż 55 z Krainy Karpackiej (Sabor i in. 1996, 2006, Sabor 1999). Najnowsze badania proweniencyjne dotyczą ochrony zasobów genowych jodły z Karpat. W tym celu utworzono Karpacki Bank Genów. W 2003 roku wykonano badania nad poznaniem zmienności cech morfologicznych i adaptacyjnych 534 rodów jodły (Kempf i in. 2003). Z badań wynika, że karpacka jodła charakteryzuje się wysoką międzyproweniencyjną zmiennością. Potwierdzono tezę o równie wysokim poziomie zmienności jodły w okresie juvenilnym w porównaniu z innymi drzewami leśnymi.

W celu zachowania zasobów genowych jodły pospolitej z północno-wschodniej granicy zasięgu założono 7 powierzchni doświadczalnych w: Uhryniu (Nadleśnictwo Nawojowa Beskid Sądecki), Hajnówce, Łukowie, Gołdapi, Suszu, Siemianicach oraz Myślenicach. Nasadzono potomstwo z pięciu proweniencji jodły pospolitej pochodzącej z: polskiej części Puszczy Białowieskiej (Leśnictwo Stoczek i Podolany), rezerwatu "Jata" (okolice Łukowa), rezerwatu "Kamienna Góra" (Roztoczański Park Narodowy), rezerwatu "Łabowiec" (Beskid Sądecki) oraz rezerwatu "Tisovik" na Białorusi (Korczyk 1999).

Drzewa maczyne potomstwa pięciu populacji jodły użyte do założenia doświadczenia proweniencyjno-rodowego w Nadleśnictwie Nawojowa i Nadleśnictwie Hajnówka, wcześniej badane były ze względu na analizę struktury demograficznej (Korczyk 1999) oraz opisanie zmienności wewnątrz i międzypopulacyjnej za pomocą 12 cech morfologicznych i anatomicznych igieł (Pawlaczyk 2001, Pawlaczyk i in. 2002, 2005, Pawlaczyk i Bobowicz 2008).

Przedmiotem badań niniejszej pracy jest potomstwo generatywne z wolnego zapylenia (półrodzeństwa) 30 drzew maczynych jodły pospolitej z rezerwatu "Kamienna Góra" z Roztoczańskiego Parku Narodowego rosnącego w wyrównanych warunkach siedliskowych na powierzchni doświadczalnej w Uhryniu.

Analiza struktury demograficznej drzew maczynych jodły z rezerwatu "Kamienna Góra" przeprowadzona w latach 1995–1998, wykazała, że jodła na tym terenie jest rodzima i odnawia się naturalnie. W omawianym drzewostanie

stwierdzono nieliczne naloty i podrosty jodłowe, co może wskazywać na to, że jodła w rezerwacie "Kamienna Góra" wchodzi w fazę rozpadu (Korczyk 1999).

Natomiast analiza zmienności wewnątrzpopulacyjnej drzew maczynych z rezerwatu "Kamienna Góra" przeprowadzona za pomocą badań cech morfologicznych i anatomicznych igieł, wykazała, że badane drzewa nie tworzyły wewnętrznych grup i wykazywały jednolity charakter (Pawlaczyk 2001, Pawlaczyk i in. 2002).

Celem niniejszej pracy było poznanie zmienności genetycznej międzyrodowej potomstwa 30 drzew maczynych jodły pospolitej z rezerwatu "Kamienna Góra" z Roztoczańskiego Parku Narodowego analizowanej za pomocą 12 cech morfologii i anatomii igieł.

Równoległe do powyższych, prowadzone są badania nad potomstwem drzew maczynych z trzech populacji pochodzących z Nadleśnictwa Białowieża, z rezerwatu "Jata" i "Łabowiec" uprawianych na powierzchni doświadczalnej w Nadleśnictwie Nawojowa oraz z rezerwatu Tisovik uprawianych na powierzchni doświadczalnej w Nadleśnictwie Hajnówka. Wyniki tych badań posłużą do poznania i opisanie zmienności międzyrodowej i międzyproweniencyjnej potomstwa czterech populacji jodły pospolitej, próby wykazania na ile wyniki pomiaru cech morfologiczno-anatomicznych igieł mają wartość wskaźnika zmienności genetycznej oraz oceny wartości hodowlanej jodły i wyselekcjonowania najbardziej cennych pod względem hodowlano-genetycznym i użytkowym rodów.

Badania proweniencyjne nad zmiennością wewnątrz- i międzyrodową jodły pospolitej wyrażoną za pomocą cech morfologiczno-anatomicznych igieł wcześniej nie były prowadzone. Do tej pory analizy takie zostały przeprowadzone na innych drzewach szpilkowych, w szczególności na sosnie zwyczajnej, na podstawie których wykryto dużą wewnątrzrodową zmienność genetyczną oraz mniejszą zmienność międzyrodową sosny zwyczajnej.

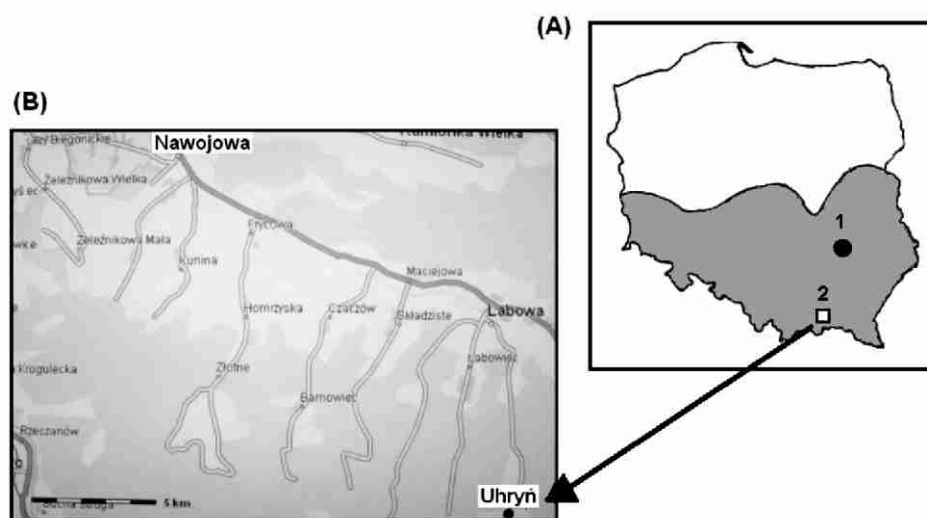
## **Material i metody**

### **Material**

Materiałem badawczym niniejszej pracy są jednoroczne igły pochodzące ze 150 drzew potomstwa 30 drzew maczynych jodły pospolitej z rezerwatu "Kamienna Góra" uprawianego na powierzchni doświadczalnej w Uhryniu (Ryc. 1). Spis rodów zamieszczono w Tabeli 1.

Rezerwat "Kamienna Góra" został utworzony w okresie międzywojennym i jest zlokalizowany w oddziałach 177 i 178, na siedlisku lasu wyżynnego, Roztoczańskiego Parku Narodowego (Korczyk 1999).





**Ryc. 1.** (A) Lokalizacja rezerwatu "Kamienna Góra" oraz (B) powierzchni doświadczalnej w Polsce. Linia na Rysunku A zaznaczono granicę naturalnego zasięgu jodły pospolitej (*Abies alba* Mill). 1 - rezerwat "Kamienna Góra", 2 - powierzchnia doświadczalna w Uhryniu.

*ródło: Opracowanie własne.*

**Tab. 1.** Spis badanych 30 rodów jodły pospolitej (*Abies alba* Mill) z rezerwatu "Kamienna Góra" uprawianych na powierzchni doświadczalnej w Uhryniu.

Nr rodu	R2	R3	R6	R7	R9	R13	R14	R15	R16	R19	R20	R21	R22	R23	R24
	R25	R29	R30	R35	R36	R37	R38	R39	R40	R41	R42	R44	R45	R49	R50

*ródło: Opracowanie własne.*

Roztoczański Park Narodowy posiada na swoim terenie najpiękniejsze fragmenty drzewostanów bukowo-jodłowych na Rztoczu. Leży on w środkowo-wschodniej części Polski w województwie lubelskim i obejmuje najcenniejsze przyrodniczo obszary Rztocza Środkowego. RPN utworzony został w 1974 roku na obszarze 4 801 ha, z czego ochroną ścisłą objęto 806 ha. W Parku wyróżniono 21 zespołów leśnych i szereg zbiorowisk niższej rangi, z których najcenniejsze to wyżynny bór jodłowy i buczyna karpacka zajmujące ok. 45% powierzchni leśnej. Jodły osiągają w nich najwyższe rozmiary w Polsce, do 50 m wysokości, 470 cm obwodu i do 20 m<sup>3</sup> miąższości drewna.

W 1995 wybrano do badań różnowiekowy drzewostan jodłowo-bukowy rosnący na 50°40' szerokości geograficznej północnej i 23°15' długości geograficznej wschodniej i zboczu o wystawie południowej na wysokości ok. 350 m n.p.m. Powierzchnia badawcza poprowadzona została wzdłuż transektu liniowego o długości 320 m w oddziałach 177 a, b i 178 a, b. Po poziomicy wybrano losowo

i trwale oznakowano 50 obradzających jodeł w dobrym stanie zdrowotnym o czym świadczy poziom defoliacji wynoszący średnio 18.7%. Najstarsza jodła w transekcie miała 218 lat, 37 m wysokości i 102.7 cm grubości w pierśnicy (Korczyk 1999).

Następnie w celu zachowania i ochrony puli genowej jodły z rezerwatu "Kamienna Góra" doc. dr hab. A.F. Korczyk i współpracownicy z Instytutu Badawczego Leśnictwa w Białowieży w 1995 roku pobrali nasiona z 30 drzew matczyńskich. Następnie nasiona te zostały wysiane w szkółce leśnej w Nadleśnictwie Nawojowa, a w roku 1999 czteroletnie siewki zostały posadzone na powierzchni doświadczalnej w Oddziale 314 Ab Leśnictwa Uhryń w Nadleśnictwie Nawojowa (Korczyk 1999).

Na uprawę testową wybrano powierzchnię usytuowaną na zboczu o ekspozycji południowo-wschodniej. Jest to grunt porolny, który w latach 50-tych został zalesiony sosną. Występuje tu gleba brunatna na podłożu gliny kwaśnej, średnio głębokiej. Na powierzchni tej założono blok upraw o powierzchni 0,5 ha, z którego usunięto częściowo drzewostan sosnowy (z poletek na których sadzono jodłę) i ręcznie przygotowano glebę na talerzach. Następnie wysadzono potomstwo 30 rodów z rezerwatu "Kamienna Góra" w układzie zrandomizowanym z jednym powtórzeniem. Blok testowy został ogrodzony siatką 2-metrowej wysokości (Korczyk 1999).

### **Metody biometryczne**

Materiałem badawczym niniejszej pracy były jednoroczne igły jodły pospolitej zebrane w 2004 roku z dziewięcioletniego potomstwa (półrodzeństwa z wolnego zapylenia) 30 drzew jodły pospolitej z rezerwatu "Kamienna Góra" z Roztoczańskiego Parku Narodowego. Igły zostały zebrane z wierzchołkowej części korony od strony południowej. Po zebraniu igły zostały umieszczone w probówkach i zakonserwowane w 70% alkoholu etylowym.

Następnie ze środkowej części pędów z każdej siewki pobrano losowo do badań 10 igieł, z których wycięte zostały skrawki przekroje poprzeczne przez igłę. Skrawki następnie zatopiono w alkoholu poliwinylowym. W sumie wykonano 150 preparatów (1500 skrawków). Uzyskane preparaty posłużyły do pomiaru 12 morfologiczno-anatomicznych cech igieł: 1. długości igły (mierzona makroskopowo na papierze milimetrycznym), 2. średnicy kanału żywicznego, 3. szerokości igły mierzonej na przekroju poprzecznym, 4. wysokości igły mierzonej na przekroju poprzecznym, 5. wysokości komórki hypodermisy, 6. szerokości komórki hypodermisy, 7. liczby komórek endodermisy wokół wiązek przewodzących, 8. odległości

walca osiowego od brzegu igły, 9. odległości kanałów żywicznych od brzegu igły, 10. odległości kanałów żywicznych od wiązek przewodzących, 11. kształtu igły (cecha 4/ cecha 3), 12. kształtu komórki hypodermy (cecha 6/ cecha 5). Następnie wszystkie cechy zostały przeliczone na milimetry (z wyłączeniem cech: 7, 11 i 12). Cechy te zostały zastosowane w poprzednich pracach i tam dokładniej opisane (Pawlaczyk 2001, Pawlaczyk i in. 2002, 2005, Pawlaczyk i Bobowicz 2008).

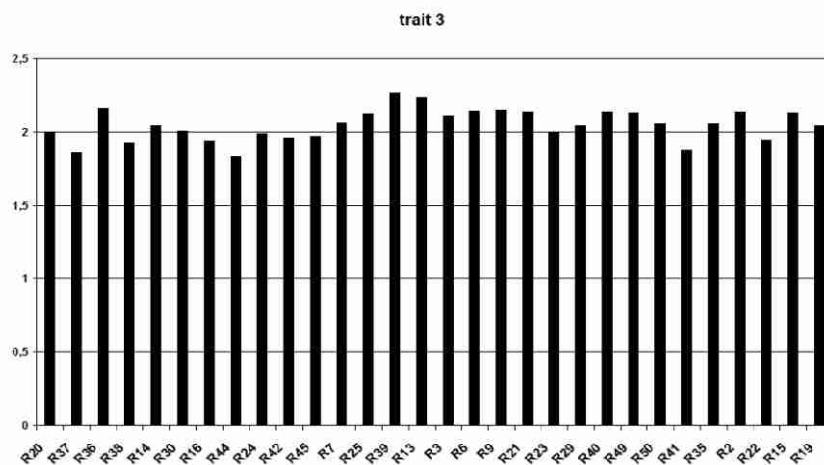
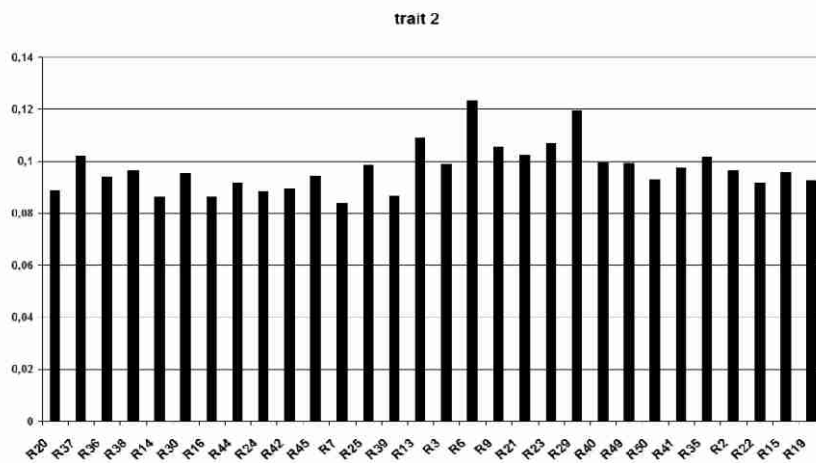
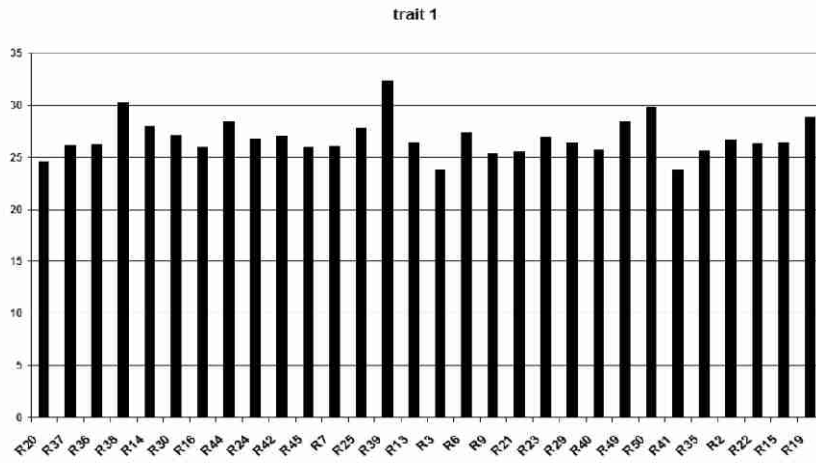
### **Metody statystyczne**

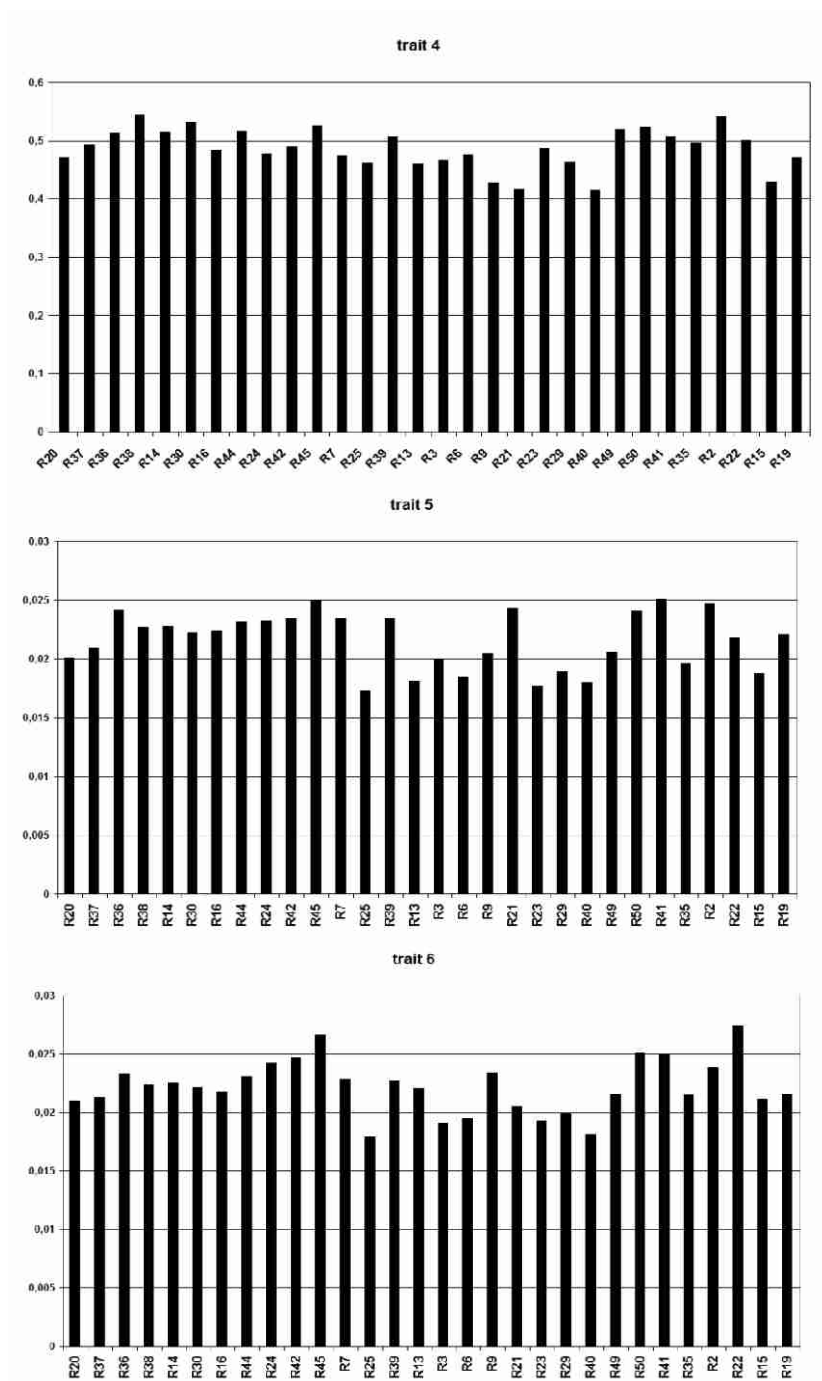
Podstawą do przeprowadzenia analiz statystycznych były dane biometryczne pochodzące z pomiarów igieł 30 rodów jodły pochodzących z rezerwatu "Kamienna Góra". Uzyskane dane wprowadzono do pakietu statystycznego Statistica 7.1 firmy StatSoft i obliczono: charakterystyki zastosowanych cech (Ferguson i Takane 2007), współczynniki korelacji pomiędzy cechami (Łomnicki 2007), rozkład  $F$ , jednoczynnikową analizę wariancji i test Tukeya (Ferguson i Takane 2007), analizę zmiennych dyskryminacyjnych (Krzyśko 1990), odległości Mahalanobisa między rodami wraz z dendrytem zbudowanym na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa i statystyką  $F$  (Krzyśko 1990, Ferguson i Takane 2007) oraz grupowanie aglomeratywne metodą najbliższego sąsiedztwa na podstawie odległości Euklidesa (dendrogram) (Sokal i Rohlf 1997).

### **Wyniki**

Charakterystyki 12 morfologiczno-anatomicznych cech igieł podano w Tabeli 2. Z obliczeń wynika, że zmienność żadnej z cech nie przekracza 32% i nie spada poniżej 9%. Najbardziej zmiennymi cechami okazały się: odległość walca osiowego od brzegu igły (cecha 8), szerokość komórki hypodermy (cecha 6) i odległość kanałów żywicznych od brzegu igły (cecha 9) dla której wartość współczynnika zmienności wynosi kolejno: 31.93%, 30.18% i 30.14%, a najmniejszą zmiennością charakteryzowała się szerokość igły (cecha 3). Porównanie średnich arytmetycznych dla poszczególnych 30 rodów zamieszczono na Ryc. 2.

W celu stwierdzenia występowania istotnych różnic pomiędzy średnimi cech igieł jodły dla potomstwa poszczególnych 30 rodów obliczono rozkład  $F$ . Na podstawie obliczonego rozkładu przeprowadzono jednoczynnikową analizę wariancji, a następnie testowanie za pomocą testu Tukeya, oddzielnie dla każdej z 12 morfologicznych i anatomicznych cech igieł. Wyniki testowania przedstawiono na Ryc 3. Na podstawie procentów istotnie zróżnicowanych osobników, obliczonych na podstawie testu Tukeya na poziomie istotności  $\alpha = 0.01$





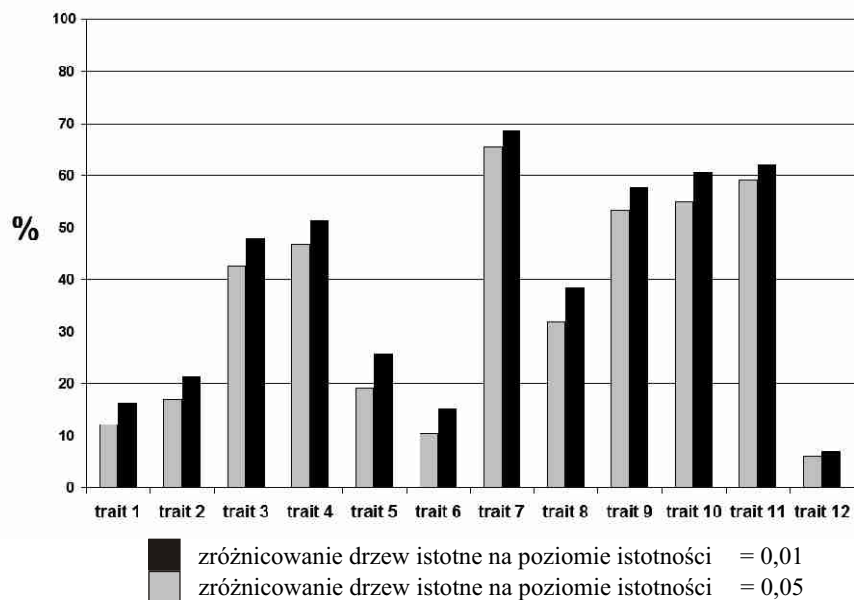
**Ryc. 2.** Porównanie średnich arytmetycznych 12 morfologiczno-anatomicznych cech igieł 30 rodów jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) z rezerwatu "Kamienna Góra". Cechy 1-6 oraz 8-10 podane w mm, pozostałe cechy bez miana.  
ródło: Opracowanie własne.

$\alpha = 0.05$  w każdej czesze narysowano wykres słupkowy. Z Ryciny 3 wynika, że cechami najsilniej różniącymi rody z rezerwatu "Kamienna Góra" były: liczba komórek endodermy wokół wiązek przewodzących (cecha 7), kształt igły (cecha 11), odległość kanałów żywicznych od wiązki przewodzącej (cecha 10) i odległość

**Tab. 2.** Charakterystyki zastosowanych 12 morfologicznych i anatomicznych cech igieł: średnia arytmetyczna (mean), odchylenie standardowe (s.d.), współczynnik zmienności (V%), minimum (min) i maksimum (max) rodów jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) z rezerwatu "Kamienna Góra".

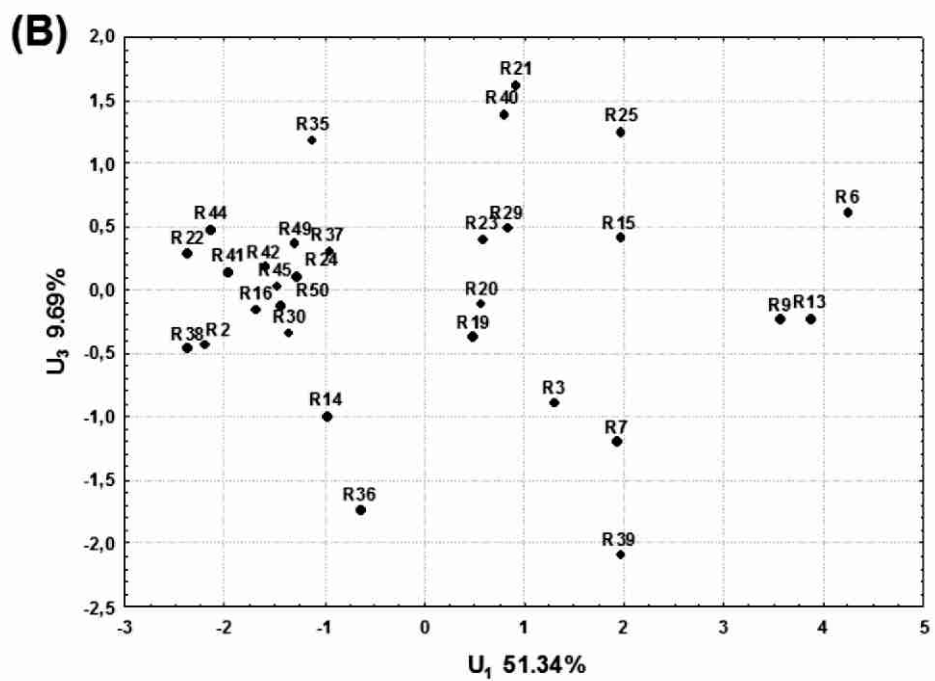
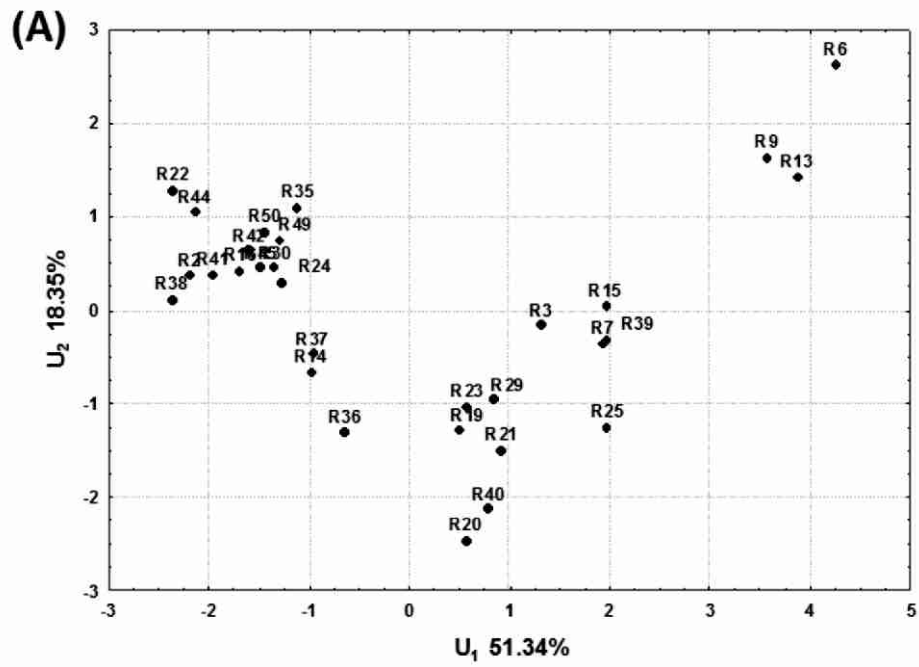
CECHY	mean	s.d.	V%	min	max
1	26.9	4.944	18.40	12	46
2	0.09711	0.022	22.39	0.0405	0.1911
3	2.04958	0.185	9.02	1.4673	2.9440
4	0.48690	0.057	11.79	0.2816	0.6599
5	0.02156	0.006	28.28	0.0104	0.1820
6	0.02218	0.007	30.18	0.0104	0.2202
7	25.0	6.859	27.46	7	47
8	0.05431	0.017	31.93	0.0130	0.1300
9	0.12537	0.038	30.14	0.0498	0.2899
10	0.55709	0.080	14.38	0.3029	0.8385
11	0.239	0.035	14.47	0.12	0.40
12	1.052	0.300	28.50	0.13	1.97

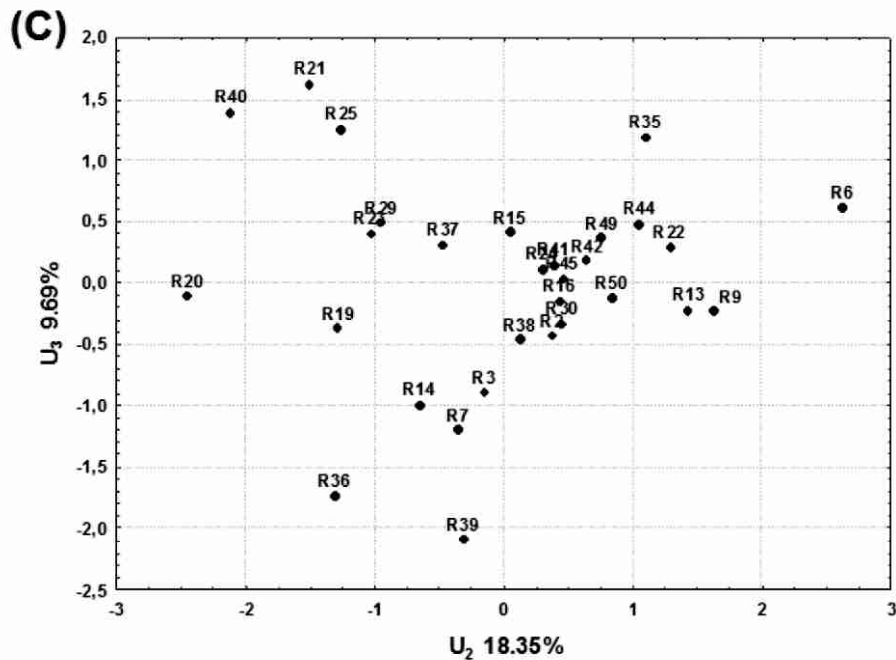
ródło: Opracowanie własne.



**Ryc. 3.** Wynik (w procentach) testu Tukeya dla 12 morfologicznych i anatomicznych cech igieł jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) z rezerwatu "Kamienna Góra".

ródło: Opracowanie własne.





**Ryc. 4.** Wynik analizy zmiennych dyskryminacyjnych 30 rodów jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) z rezerwatu "Kamienna Góra": (A) w układzie pierwszych dwóch zmiennych  $U_1$  i  $U_2$  zawierających łącznie 69.69% informacji, (B) w układzie pierwszej i trzeciej zmiennej dyskryminacyjnej  $U_1$  i  $U_3$  zawierających łącznie 61.03% informacji, (C) w układzie drugiej i trzeciej zmiennej dyskryminacyjnej  $U_2$  i  $U_3$  zawierających łącznie 28.04% informacji z użytego zespołu 12 morfologicznych i anatomicznych cech igieł.

ródło: Opracowanie własne.

kanałów żywicznych od brzegu igły (cecha 9), a najslabiej: kształt komórki hypodermy (cecha 12), szerokość komórki hypodermy (cecha 6) oraz długość igły (cecha 1).

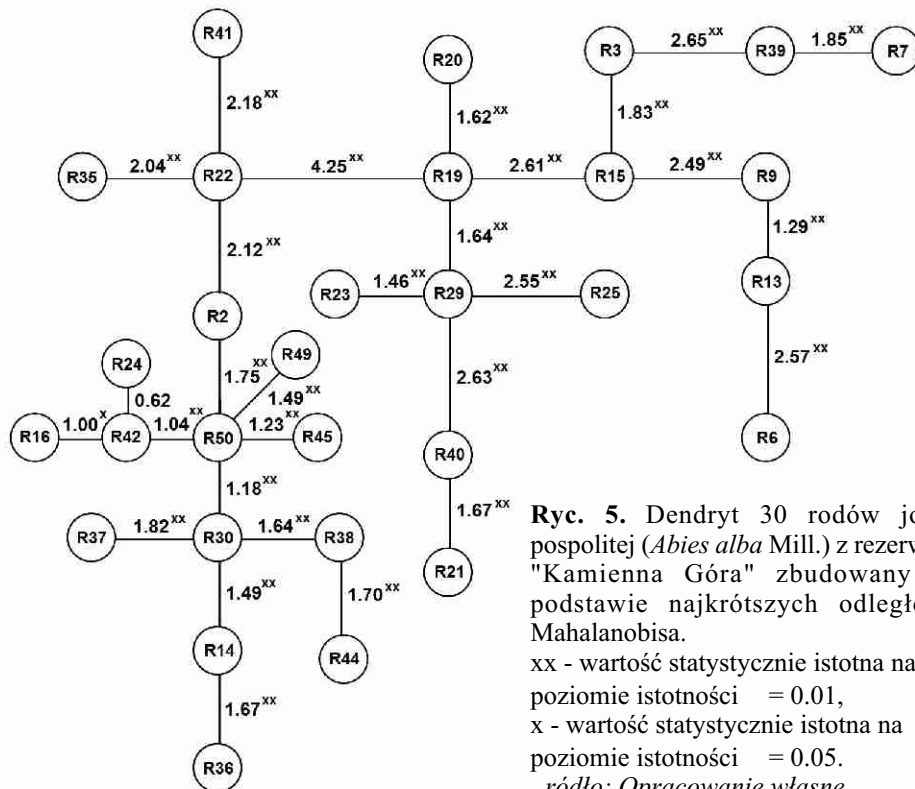
Graficznie wykrytą zmienność 30 rodów badanej populacji jodły przedstawiono na wykresach analizy zmiennych dyskryminacyjnych (Ryc. 4), dendrycie zbudowanym na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa (Ryc. 5) oraz na dendrogramie (Ryc. 6).

Obraz zmienności międzyrodowej wykryty na podstawie analizy zmiennych dyskryminacyjnych i odległości Mahalanobisa wskazuje na występowanie statystycznie istotnych różnic pomiędzy potomstwem drzew z rezerwatu "Kamienna Góra". Wykres analizy zmiennych dyskryminacyjnych w układzie pierwszych dwóch zmiennych dyskryminacyjnych  $U_1$  i  $U_2$  zawierających łącznie 69.69% informacji z zastosowanego zestawu 12 cech igieł (Ryc. 4A) wskazuje na występowanie trzech skupisk: jedno zwarte skupisko z rodami R22, R44, R2, R41,

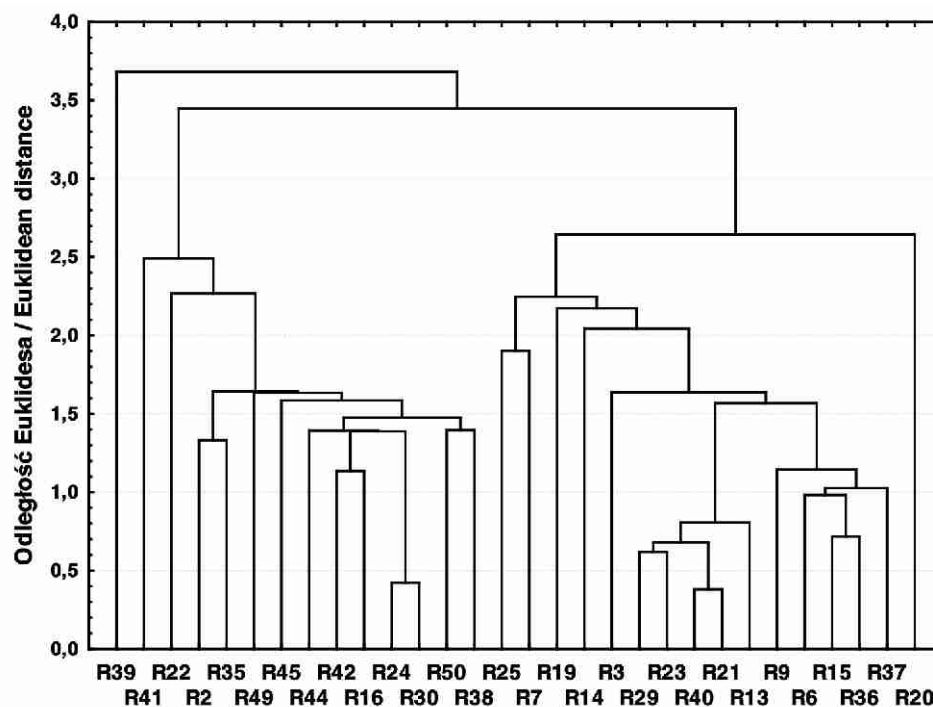


R42, R50, R35, R24, R38, R30, R16, R45 i R49, drugie (najbardziej odrębne) z rodami: R6, R9 i R13 oraz trzecie mniej zwarte z pozostałymi rodami. Na wykresie analizy zmiennych dyskryminacyjnych w układzie pierwszej i trzeciej zmiennej dyskryminacyjnej  $U_1$  i  $U_3$  zawierających łącznie 61.03% informacji z zastosowanego zestawu 12 cech igieł (Ryc. 4B) widać jedno zwarte skupisko z rodami: R22, R44, R2, R41, R42, R50, R24, R37, R38, R30, R16, R45, R49, pozostałe rody są rozrzucone na wykresie. Widać odrębność rodów R6 i R39. Wykres analizy zmiennych dyskryminacyjnych w układzie drugiej i trzeciej zmiennej dyskryminacyjnej  $U_2$  i  $U_3$  zawierających łącznie 28.04% informacji z zastosowanego zestawu 12 cech igieł (Ryc. 4C) wskazuje na występowanie jednej zwartej grupy rodów: R22, R44, R2, R41, R42, R50, R24, R15, R13, R9, R38, R30, R16, R45 i R49, pozostałe rody są rozrzucone na wykresie. Widać odrębność rodów: R6, R20 i R39.

Na podstawie obliczonych współczynników determinacji między 12 morfologiczno-anatomicznymi cechami igieł i pierwszymi trzema zmiennymi dyskryminacyjnymi  $U_1$  i  $U_2$  i  $U_3$ , (Tabela 3) można orzec, które cechy decydują o otrzymanych na Ryc. 4 obrazach zmienności rodów jodły. Dla populacji



**Ryc. 5.** Dendryt 30 rodów jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) z rezerwatu "Kamienna Góra" zbudowany na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa.  
xx - wartość statystycznie istotna na poziomie istotności = 0.01,  
x - wartość statystycznie istotna na poziomie istotności = 0.05.  
ródło: Opracowanie własne.



**Ryc. 6.** Dendrogram 30 rodów jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) z rezerwatu "Kamienna Góra" zbudowany metodą najbliższego sąsiedztwa na podstawie najkrótszych odległości Euklidesa.

*ródło: Opracowanie własne.*

**Tab. 3.** Współczynniki determinacji pomiędzy 12 morfologicznymi i anatomicznymi cechami igieł rodów jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) z rezerwatu "Kamienna Góra" i pierwszymi trzema zmiennymi dyskryminacyjnymi  $U_1$ ,  $U_2$  i  $U_3$ .

CECHY	$U_1$ 51.34%	$U_2$ 18.35%	$U_3$ 9.69%
1	0.0098	0.0236	0.1878
2	0.6836	0.1587	0.5668
3	3.1285	0.0197	0.2561
4	3.7654	0.6334	1.4434
5	0.8632	0.0157	0.4324
6	0.4990	0.3355	0.1974
7	13.9522	8.6895	0.2399
8	1.0462	0.0436	1.4398
9	15.048	4.1467	0.0115
10	6.2159	0.0284	1.3674
11	8.9975	0.7013	0.4611
12	0.0764	0.1883	0.0786

*ródło: Opracowanie własne.*

z rezerwatu "Kamienna Góra" dominującymi cechami w kształtowaniu pierwszej i drugiej zmiennej dyskryminacyjnej  $U_1$  i  $U_2$  były: odległość kanałów żywicznych od brzegu igły (cecha 9) i liczba komórek endodermy wokół wiązek przewodzących (cecha 7), a dla trzeciej zmiennej dyskryminacyjnej  $U_3$ : wysokość igły (cecha 4), odległość walca osiowego od brzegu igły (cecha 8) i odległość kanałów żywicznych od wiązek przewodzących (cecha 10).

Tablica obliczonych odległości Mahalanobisa (w dokumentacji pracy) wskazuje, że prawie wszystkie (z wyjątkiem jednej) odległości Mahalanobisa są statystycznie istotne na poziomie istotności  $\alpha = 0.05$  i  $\alpha = 0.01$ . Największa odległość Mahalanobisa występuje pomiędzy rodem R6 a rodem R38 i wynosi  $D = 7.30$ . Statystyczna istotność odległości Mahalanobisa została przetestowana przy pomocy statystyki  $F$ .

Na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa narysowano dendryt (Ryc. 5). Z dendrytu wynika, że najmniejsza a jednocześnie nieistotna statystycznie odległość Mahalanobisa występuje pomiędzy rodami R24 a R42 i wynosi  $D = 0.62$ . Największa odległość Mahalanobisa na dendrycie występuje pomiędzy rodami R22 a R19 i wynosi  $D = 4.25$  oraz dzieli ona rody na dendrycie na dwie grupy. Najwięcej połączeń na dendrycie wykazuje ród R50, który łączy się z rodami: R2, R30, R42, R45 i R49.

Na podstawie grupowania aglomeratywnego metodą najbliższego sąsiedztwa na odległościach Euklidesa narysowano dendrogram (Ryc. 6). Dendrogram wskazuje na istnienie dwóch grup rodów. Pierwsza grupa dzieli się na dwie podgrupy. Do pierwszej podgrupy należą rody: R9, R6, R15, R36 i R37. Do drugiej podgrupy należą rody: R29, R23, R40, R21 i R13. Do nich przyłączają się kolejno rody: R3, R14, R19, R7, R25 i R20. Druga grupa jest bardziej homogenna i zawiera pozostałe rody z wyjątkiem rodu R39, który przyłącza się do tych dwóch grup rodów i wykazuje największą odrębność.

## Dyskusja

Niniejsza praca skupia się na analizie zmienności międzyrodowej potomstwa jodły pospolitej z rezerwatu "Kamienna Góra". Wyniki zamieszczone w tej pracy dotyczą 12 morfologicznych i anatomicznych cech igieł.

Do tej pory zróżnicowanie wewnątrzpopulacyjne drzew jodły uzyskane za pomocą badania cech morfologicznych i anatomicznych igieł opisane zostało w szeregu pracach analizujących zmienność drzew maczynych z rezerwatów: Tisovik (Pawlaczyk 2001, Pawlaczyk i in. 2005), "Jata" (Pawlaczyk 2001, Pawlaczyk i Bobowicz 2008), "Kamienna Góra" - Roztoczański Park Narodowy,

"Łabowiec" - Beskid Sądecki oraz Leśnictw Podolany i Stoczek - polska część Puszczy Białowieskiej (Pawlaczyk 2001, Pawlaczyk i in. 2002). W tej ostatniej pracy razem ze zmiennością wewnątrzpopulacyjną badana była również zmienność międzypopulacyjna.

W niniejszej pracy najbardziej zmiennymi cechami okazały się: odległość walca osiowego od brzegu igły, szerokość komórki hypodermy i odległość kanałów żywicznych od brzegu igły a najmniejszą zmiennością charakteryzowała się szerokość igły. Natomiast najbardziej zmienną cechą dla populacji z "Tisovika" był kształt komórki epidermy, a najmniej zmienną szerokość igły (Pawlaczyk i in. 2005). Dla populacji z "Jaty" najbardziej zmienna okazała się średnica kanału żywicznego a najmniejszą zmiennością charakteryzowała się szerokość i kształt igły (Pawlaczyk i Bobowicz 2008). Tak więc we wszystkich wypadkach najmniejszą zmiennością charakteryzowała się szerokość igły.

Z przeprowadzonych badań dla drzew maczynych z "Tisovika", Podolan i Stoczka oraz "Kamiennej Góry" wynika, że cechami najbardziej różniącymi drzewa były: długość igły, szerokość igły oraz wysokość igły. Najślabiej drzewa z "Tisovika", "Jaty" i "Kamiennej Góry" różniły się pod względem kształtu komórki hypodermy i szerokości komórki hypodermy. Cechami, które najsilniej różniły osobniki z "Jaty" były: szerokość igły, wysokość igły, odległość kanałów żywicznych od brzegu igły. Natomiast cechami najsilniej różniącymi potomstwo drzew maczynych z rezerwatu "Kamienna Góra" były: liczba komórek endodermy wokół wiązek przewodzących, kształt igły, odległość kanałów żywicznych od wiązki przewodzącej i odległość kanałów żywicznych od brzegu igły, a najślabiej: kształt komórki hypodermy, szerokość komórki hypodermy oraz długość igły. Na podstawie otrzymanych wyników można stwierdzić, że osobniki maczyne i ich potomstwo jest różnicowane przez inne cechy. Osobniki maczyne najsilniej różnią cechy morfologiczne, natomiast rody cechy anatomiczne. Wynik ten może sugerować, że na długość, wysokość i szerokość igły mogą mieć duży wpływ warunki środowiska, a po ich wyeliminowaniu w wyrównanych warunkach siedliskowych powierzchni doświadczalnej większy wpływ na zmienność mają cechy anatomiczne.

Na podstawie przeprowadzonych w niniejszej pracy badań można stwierdzić, że rody wykazują tendencje do tworzenia grup oraz duże zróżnicowanie pod względem zastosowanych cech. Taki wniosek wynika z przeprowadzonej analizy zmiennych dyskryminacyjnych, z dendrytu i dendrogramu.

Wykresy analizy zmiennych dyskryminacyjnych dla potomstwa drzew maczynych z rezerwatu "Kamienna Góra" w układzie pierwszych dwóch, pierwszej i trzeciej oraz drugiej i trzeciej zmiennych dyskryminacyjnych wskazują

na występowanie zwartej skupiska rodów: R22, R44, R2, R41, R42, R50, R24, R38, R30, R16, R45 i R49 oraz na odrębność rodów: R6, R9, R13, R39 i R20. Na tej podstawie oraz na podstawie obliczonych współczynników determinacji można stwierdzić, że na otrzymany obraz zmienności wpływają przede wszystkim liczba komórek endodermy wokół wiązek przewodzących i odległość kanałów żywicznych od brzegu igły. Rody tworzące skupisko mają podobną wartość średnich arytmetycznych dla tych dwóch cech, a mianowicie dla liczby komórek endodermy wokół wiązek przewodzących średnia waha się od 28.8 do 33.1 i jest większa niż u pozostałych rodów, a dla odległości kanałów żywicznych od brzegu igły wynosi od 0.09184 do 0.11248 i jest mniejsza od średnich dla pozostałych rodów. Rody wykazujące odrębność mają najmniejsze wartości średnich dla liczby komórek endodermy wokół wiązek przewodzących oraz największe wartości średnich dla odległości kanałów żywicznych od brzegu igły.

Z kolei dla drzew matczyńskich z rezerwatu "Kamienna Góra" na podstawie analizy zmiennych dyskryminacyjnych w układzie pierwszych dwóch zmiennych dyskryminacyjnych zawierających łącznie 64% informacji z zastosowanego zespołu 12 morfologicznych i anatomicznych cech igieł można wyróżnić jedno skupisko drzew: 10, 11, 15, 17, 33, 45, 49, 50, 47, 20, 36, 37, 30, 31, 32 i 42. Pozostałe drzewa są rozrzucone wokół wspomnianego skupiska. Widać odrębność drzewa 39. Na podstawie obliczonych współczynników determinacji można wnioskować, że na otrzymany obraz zmienności decydujący wpływ miały: długość i szerokość igły, odległość wiązek przewodzących od brzegu igły oraz odległość kanałów żywicznych od brzegu igły (Pawlaczyk i in. 2002).

Porównując zmienność rodów i drzew matczyńskich można zauważyć, że potomstwo niektórych osobników matczyńskich wykazuje tendencje do tworzenia skupisk podobnie jak drzewa matczyne, a mianowicie rody: R30, R42, R45, R49, R50. Podobnie drzewo matczyne i ród R39 wykazuje odrębność. Jednak na obraz zmienności osobników matczyńskich decydujący wpływ mają cechy morfologiczne (długość i szerokość igły), a na obraz zmienności rodów cechy anatomiczne (liczba komórek endodermy wokół wiązek przewodzących i odległość kanałów żywicznych od brzegu igły).

Dendryt zbudowany na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa także pokazuje duże zróżnicowanie rodów. Prawie każda para rodów (z wyjątkiem jednej) tworzących dendryt różni się statystycznie istotnie pod względem zastosowanych cech igieł. Wniosek o dużej zmienności międzyrodowej potwierdza dendrogram, na którym widać istnienie dwóch wewnętrznych grup oraz odrębność rodu R39.

Podobne metody wielozmienne zostały użyte do analizy zmienności trzech polskich populacji jodły pospolitej: sztucznej populacji z Puszczy Białowieskiej

i dwóch naturalnych stanowisk z rezerwatu "Kamienna Góra" i z rezerwatu "Łabowiec" (Beskid Sądecki) (Pawlaczyk i in. 2002) oraz w pracach opisującej zmienność osobniczą jodły z rezerwatu "Tisovik" (Pawlaczyk i in. 2005) i rezerwatu "Jata" (Pawlaczyk i Bobowicz 2008). Porównanie wyników niniejszej pracy z wynikami poprzednich prac wskazuje, że potomstwo drzew maczynych z rezerwatu "Kamienna Góra" wykazuje duże zróżnicowanie międzyrodowe, natomiast drzewa z Tisovika i z Jaty wykazują zbliżony, niski poziom zmienności osobniczej. Osobniki ze sztucznego stanowiska z Białowieży i naturalnego z Łabowca wykazują tendencję do tworzenia grup i są bardziej zróżnicowane pod względem 12 morfologicznych i anatomicznych cech igieł. Zróżnicowanie drzew z populacji Kamienna Góra wykazuje pośredni charakter zmienności pomiędzy Tisovikiem i Jatą a Białowieżą i Łabowcem. Jest to szczególnie widoczne na wykresach analizy zmiennych dyskryminacyjnych, dendrogramach zbudowanych metodą najbliższego sąsiedztwa na podstawie odległości Euklidesa oraz na dendrytach skonstruowanych na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa.

Porównując osobniki maczyne z rezerwatu "Kamienna Góra" z ich potomstwem uprawianym na powierzchni doświadczalnej w Uhryniu można orzec, że rody są bardziej zróżnicowane niż osobniki rodzicielskie oraz wykazują tendencje do tworzenia wewnętrznych grup. Poza tym uprawa w wyrównanych warunkach siedliskowych powoduje zmniejszenie znaczenia cech morfologicznych, a uwypukla różnice wynikające z cech anatomicznych, podlegających w mniejszym stopniu wpływom środowiska.

### **Podziękowania**

Autorzy serdecznie dziękują Panu doc. dr. hab. Adolfowi F. Korczykowi za udostępnienie materiału roślinnego do badań.

Praca naukowa finansowana ze środków budżetowych na naukę w latach 2005-2008 jako projekt badawczy Nr 2 P06L 009 28.

### **Streszczenie**

Celem badań niniejszej pracy było poznanie genetycznej zmienności potomstwa 30 drzew maczynych jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.), pochodzącej z rezerwatu "Kamienna Góra", z uprawy doświadczalnej w Leśnictwie Uhryń (Nadl. Nawojowa), wyrażonej w cechach morfologii i anatomii igieł. Materiał badawczy stanowiły jednoroczne igły zebrane ze 150 drzew z 30 rodów jodły

pospolitej (każdy ród był reprezentowany przez 5 osobników). Dane uzyskane z pomiarów 12 morfologicznych i anatomicznych cech igieł, posłużyły do przeprowadzenia analiz statystycznych. Obliczono charakterystyki zastosowanych cech, współczynniki korelacji pomiędzy cechami, rozkład  $F$ , jednoczynnikową analizę wariancji, test Tukeya, analizę zmiennych dyskryminacyjnych i odległości Mahalanobisa pomiędzy rodami oraz przeprowadzono grupowanie aglomeratywne metodą najbliższego sąsiedztwa na odległościach Euklidesa. Stwierdzono, że istnieją istotne statystycznie różnice pomiędzy rodami. Cechami, które najbardziej różniły rody między sobą okazały się: liczba komórek endodermy wokół wiązek przewodzących, odległość kanałów żywicznych od brzegu igły, odległość kanałów żywicznych od walca osiowego oraz kształt igły. Stwierdzono również podział badanych rodów na dwie grupy oraz odrębność rodu R39.

#### Literatura

1. Boratyński A., Filipiak M. 1997. Jodła pospolita (*Abies alba* Mill.) w Sudetach. Rozmieszczenie, warunki występowania, stan zachowania drzewostanów. Arboretum Kórnickie. 42: 149 - 183.
2. Ferguson G.A., Takane Y. 2007. Statistical analysis in psychology and education. McGraw-Hill.
3. Jaworski A., Zarzycki K. 1983. Ekologia. W: Białobok S. (Red.) Jodła pospolita *Abies alba* Mill. Ser. Nasze drzewa leśne. T4. PWN. Warszawa - Poznań: 317 - 430.
4. Kempf M., Sabor J., Stanuch H. 2003. Ocena cecha adaptacyjnych i morfologicznych potomstwa drzewostanów jodłowych objętych ochroną w Karpackim Banku Genów. Sylwan 10: 3-15
5. Korczyk A.F. 1999. Ocena wartości genetycznej i hodowlanej naturalnych populacji jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) ze wschodniego zasięgu w Polsce. Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Krakowie. Zeszyty Naukowe 61: 155-170
6. Krzyśko M. 1990. Analiza dyskryminacyjna. Wydanie 2. Wydawnictwo Naukowo - Techniczne. Warszawa.
7. Łomnicki A. 2007. Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników. PWN. Warszawa.
8. Pawlaczyk E.M. 2001. Morfologiczne i anatomiczne zróżnicowanie populacji jodły pospolitej *Abies alba* Mill. z północno-wschodniej granicy zasięgu wyrażone w cechach igieł. Praca doktorska - manuskrypt pracy dostępny w Zakładzie Genetyki UAM



9. Pawlaczyk E.M., Bobowicz M.A. 2008. Osobnicze zróżnicowanie jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) z rezerwatu Jata wyrażone w cechach morfologii i anatomii igieł. *Leśne Prace Badawcze* 69(3): 243-253.
10. Pawlaczyk E. M., Bobowicz M. A., Korczyk A. K. 2002. Variability of three populations of *Abies alba* Mill. expressed in morphological and anatomical needle traits. *Ecological Questions* 2/2002: 25-32.
11. Pawlaczyk E. M., Grzebyta J., Bobowicz M. A., Korczyk A. F. 2005. Individual differentiation of *Abies alba* Mill. population from the Tisovik reserve. Variability expressed in morphology and anatomy of needles. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica* 47/2: 137-144.
12. Sabor J. 1999. Wartość genetyczna jodły karpackiej. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej im. Hugona Kołłątaja w Krakowie ser. Sesje Naukowe*, 61: 29-41
13. Sabor J. (Red.). 2006. *Elementy genetyki i hodowli selekcyjnej drzew leśnych*. Lasy Państwowe. Warszawa.
14. Sabor J., Bałut S., Skrzyszewska K., Kulej M., Baran S., Banach J. 1996. Ocena zróżnicowania i wartości hodowlanej polskich pochodzeń jodły pospolitej w ramach Ogólnopolskiego Doświadczenia Proweniencyjnego Jd PL 86/90. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej im. Hugona Kołłątaja w Krakowie ser. Leśnictwo* 24: 1-264
15. Sokal R.R., Rohlf T.J. 1997. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. Freeman, San Francisco.



**Lech Urbaniak, Ewa M. Pawlaczyk,  
Anetta Lewandowska-Wosik, Agnieszka Biczak**  
*Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu*

## **Rozdział V**

### **ZRÓŻNICOWANIE CECH ANATOMICZNYCH IGIEŁ SOSNY ZWYCZAJNEJ (*PINUS SYLVESTRIS* L.) JAKO WYRAZ ADAPTACJI DO ODRĘBNYCH WARUNKÓW ŚRODOWISKA W BORACH TUCHOLSKICH**

#### **Wstęp**

Sosnę zwyczajną jako gatunek eurosyberyjski cechuje bardzo rozległy obszar występowania, największy spośród gatunków rodzaju *Pinus*, skutkiem czego osobniki pochodzące z różnych rejonów Europy różnią się od siebie pod względem cech anatomiczno-morfologicznych i właściwości fizjologicznych. W wielu pracach (m. in. Białobok i in. 1993) potwierdzono, że większość cech morfologicznych, anatomicznych, fizjologicznych i odpornościowych zmienia się w sposób ciągły, klinalny wzdłuż osi południków i równoleżników równoległe ze zmianami warunków siedliskowych, które kształtują ostatecznie daną cechę.

Zdolność sosny zwyczajnej do zasiedlania skrajnie różnych środowisk umożliwiła temu gatunkowi rozprzestrzenienie na olbrzymim obszarze Eurazji. Istnieją dwa poglądy dotyczące ewolucji cech o znaczeniu adaptacyjnym u sosny zwyczajnej. Wright i Bull (1963) uważają, iż źródłem tej adaptacyjnej zmienności, odrębnej u populacji z różnych części zasięgu, należy doszukiwać się w izolacji genetycznie odmiennych populacji, co miało miejsce w okresie glacialnym. Natomiast Langlet (1959) uważa, iż w cechach o znaczeniu przystosowawczym dominuje u sosny zmienność klinalna spowodowana przede wszystkim adaptacją do klimatu, który w obszarze zasięgu sosny zmienia się w sposób ciągły (Langlet 1959).

Informacje o jej zakresie pochodzą z doświadczeń proveniencyjnych gdzie zwraca się szczególną uwagę na wartość hodowlaną badanych populacji. Ale także z badań cech morfologicznych szyszek, igieł, nasion i ich skrzydełek, fizjologii, analiz terpenów, polifenoli i flawonoidów, izoenzymów a ostatnio markerów DNA.

Materiałem badawczym niniejszej pracy są cztery populacje sosny zwyczajnej pochodzące z Tucholskiego Parku Krajobrazowego: Jelenia Wyspa - torfowisko

wysokie, Jeziorka Kozie - torfowisko wysokie i przejściowe, Rzepiczna - bór świeży i Skraj - las mieszany. Bory Tucholskie to kompleks leśny, drugi co do wielkości w Polsce, występujący na utworach piaszczystych sandru Brdy i Wdy. W ramach tego kompleksu, u jego południowych granic rozpościera się Tucholski Park Krajobrazowy, z lasami zajmującymi ponad 86% jego powierzchni. Dominującym gatunkiem w drzewostanie jest sosna zwyczajna budująca najczęściej bory świeże, a na mniejszych powierzchniach bory mieszane, suche i bagienne (Rąkowski i in. 2002).

Począwszy od późnego glaciału Vistulianu, przez cały holocen aż po czasy współczesne sosna trwale, ale z różnym natężeniem występuje na tym terenie. Już około 12 tys. lat temu formowała razem z drzewiastymi brzożami zwarte i rozległe powierzchnie leśne.

Obszar Borów Tucholskich obejmuje rozległe oligotroficzne siedliska zasiedlane przez gatunki borowe, wrzosowiskowe i torfowiskowe. Stanowi zatem modelowy teren do badań możliwości adaptacyjnych sosny zwyczajnej. Z tego regionu wytypowano cztery populacje, dwie torfowiskowe i dwie rosnące na sandrach piaszkowych.

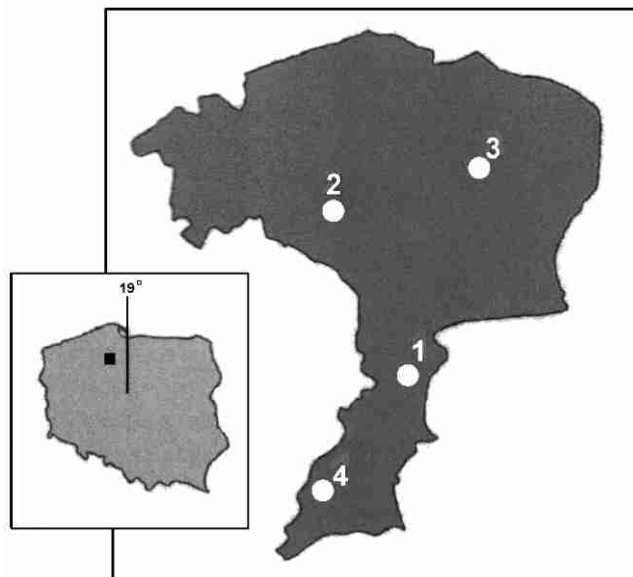
Podstawowym celem pracy jest opis zróżnicowania międzypopulacyjnego sosny zwyczajnej z Borów Tucholskich na podstawie ośmiu cech anatomicznych igieł. Zadania cząstkowe koncentrują się na odpowiedzi na pytania: 1. czy populacje sosny zwyczajnej występującej na torfowiskach posiadają specyficzne cechy odróżniające je od populacji sosny zwyczajnej z boru świeżego i lasu mieszanego, 2. czy populacja Jeziorka Kozie, której osobniki występują na ple mszarnym w ekstremalnie odmiennych środowiskach wyróżniają się w sposób szczególny, 3. czy populacja Rzepiczna, która zasiedla relatywnie ubogie środowisko sandru piaskowego ma cechy pozwalające jej się wyróżniać? Podstawy do postawienia tych pytań znajdujemy w wynikach badań dotyczących morfologii igieł populacji sosny występujących w różniących się edaficznie środowiskach (Urbaniak i in. 2003, Woźniak i in. 2005).

## **Materiał i metody**

### **Materiał roślinny**

Materiałem badawczym niniejszej pracy były cztery populacje sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) z Borów Tucholskich (Ryc. 1).

**Jelenia Wyspa** - na tym stanowisku, w charakterystycznym zagłębieniu terenu, usytuowane jest torfowisko wysokie, na którym występuje samosiew sosny. Towarzyszą mu olsza czarna (*Alnus glutinosa* L.), brzoza omszona (*Betula pubescens* Ehrh.) oraz bagno zwyczajne (*Ledum palustre* L.).



**Ryc. 1.** Położenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego na terenie Polski wraz z lokalizacją badanych populacji w obrębie parku. Oznaczenia: 1 - Jelenia Wyspa, 2 - Jeziorka Kozie, 3 - Rzepiczna i 4 - Skraj.  
ródło:  
Opracowanie własne.

**Jeziorka Kozie** - znajdują się tutaj typowe dla torfowiska wysokiego i przejściowego zespoły roślinności, a na pozbawionym dopływów i odpływów jezioru dystroficznym występują wysepki pła mszarnego, na którym rosną badane drzewa. Obok sosny miejscami występuje brzoza omszona (*Betula pubescens* Ehrh.) i olsza czarna (*Alnus glutinosa* L.), świerk (*Picea abies* L.) i kruszyna (*Frangula alnus* Mill.), a w runie bagno zwyczajne (*Ledum palustre* L.).

**Rzepiczna** - to zdegradowany bór świeży wykazujący pewne cechy boru suchego, w wieku około 75 letnim. Występuje tu gleba bielnicowa właściwa na piaskach eolicznych. W otoczeniu - brzoza omszona (*Betula pubescens* Ehrh.), jałowiec (*Juniperus communis* L.), natomiast w runie można znaleźć chrobotki, głównie reniferowy (*Cladonia rangiferina* L.) i leśny *Cladonia abruscula* L.).

**Skraj** - sosny tej populacji wchodzi w skład lasu mieszanego wraz z brzozą brodawkowatą (*Betula verrucosa* Ehrh), świerkiem (*Picea abies* L.), lipą szerokolistną (*Tilia platyphyllos* Scop.), modrzewiem (*Larix decidua* L.). W podsyciu występuje świerk (*Picea abies* L), czeremcha (*Prunus padus* L.) i leszczyna (*Corylus avellana* L.). Gleby są tu brunatno rdzawe na piaskach wodnolodowcowych (piaski średnio głębinowe na glinie lekkiej piaszczystej).

#### Metody biometryczne

Dwuletnie igły zebrano z 30 drzew każdej populacji. Przekroje poprzeczne wykonano w połowie długości pięciu igieł pochodzących z różnych krótkopędów reprezentujących każdego osobnika. Preparaty półtrwałe badano pod względem ośmiu następujących cech anatomicznych: a. liczba kanałów żywicznych,

b. grubość epidermy wraz z kutikulą po stronie płaskiej igły, c. średnia szerokość trzech komórek epidermy po stronie płaskiej igły, d. szerokość przekroju poprzecznego igły, e. grubość przekroju poprzecznego igły, f. cecha e podzielona przez d, g. odległość wiązek przewodzących, h. wskaźnik Marcet'a tj. szerokość przekroju x odległość wiązek przewodzących podzielona przez grubość przekroju (Marcet 1967).

#### **Metody statystyczne**

Uzyskane dane biometryczne zostały następnie wprowadzone do programu statystycznego STATISTICA PL firmy StatSoft, w którym obliczono: charakterystyki zastosowanych cech; współczynniki korelacji między cechami rozkład  $F$ , analizę wariancji oraz test Tukeya; analizę zmiennych dyskryminacyjnych; odległości Mahalanobisa między drzewami wraz z dendrytem zbudowanym na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa oraz grupowanie aglomeratywne metodą najbliższego sąsiedztwa na podstawie odległości Euklidesa.

#### **Wyniki i dyskusja**

Przedstawiona praca omawia fenotypową, międzypopulacyjną zmienność sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) z czterech populacji rosnących w Borach Tucholskich pod względem 8 anatomicznych cech igieł.

Analizy zmienności cech anatomicznych igieł wykonane w aspekcie populacyjnym pozwalają ocenić zdolności do potencjalnego zakresu ich zmienności obserwowanej u drzew występujących w zasadniczo różnych środowiskach. Przy czym zakres zmienności tych cech może być następstwem, w większej lub mniejszej mierze, modyfikacji fenotypowych. Nie należy jednak zapominać, że amplituda zmian fenotypu pozostaje pod kontrolą genetyczną. Dobrym przykładem ilustrującym to zagadnienie jest długość igły sosny zwyczajnej. Cecha ta jest zmienna, co nie wyklucza znacznego wpływu genów na jej ekspresję. Populacje górskie i północne w doświadczeniach porównawczych zawsze zachowują charakterystyczne dla siebie krótkie igły (Androsiuk 2008 praca doktorska). Niemniej cechy anatomiczne są uważane za mniej podatne na wpływy środowiska od cech morfologicznych (Stace 1993).

Charakterystyki 8 anatomicznych cech igieł podano w Tabeli 1. Z obliczeń wynika, że zmienność żadnej z cech nie przekracza 38% i nie spada poniżej 4%. Najbardziej zmienną cechą dla populacji: Jelenia Wyspa, Jeziorka Kozie i Skraj okazał się wskaźnik Marcet'a (cecha h) dla której wartość współczynnika zmienności wynosiła kolejno: 37,09%; 30,18% i 28,43%. Dla populacji Rzepiczna najbardziej zmienną cechą okazała się liczba kanałów żywicznych (cecha a), dla

**Tab. 1.** Charakterystyki zastosowanych cech czterech badanych populacji: średnia arytmetyczna ( $\bar{X}$ ), odchylenie standardowe (s.d.), współczynniki zmienności (V%), minima (min) i maksima (max).

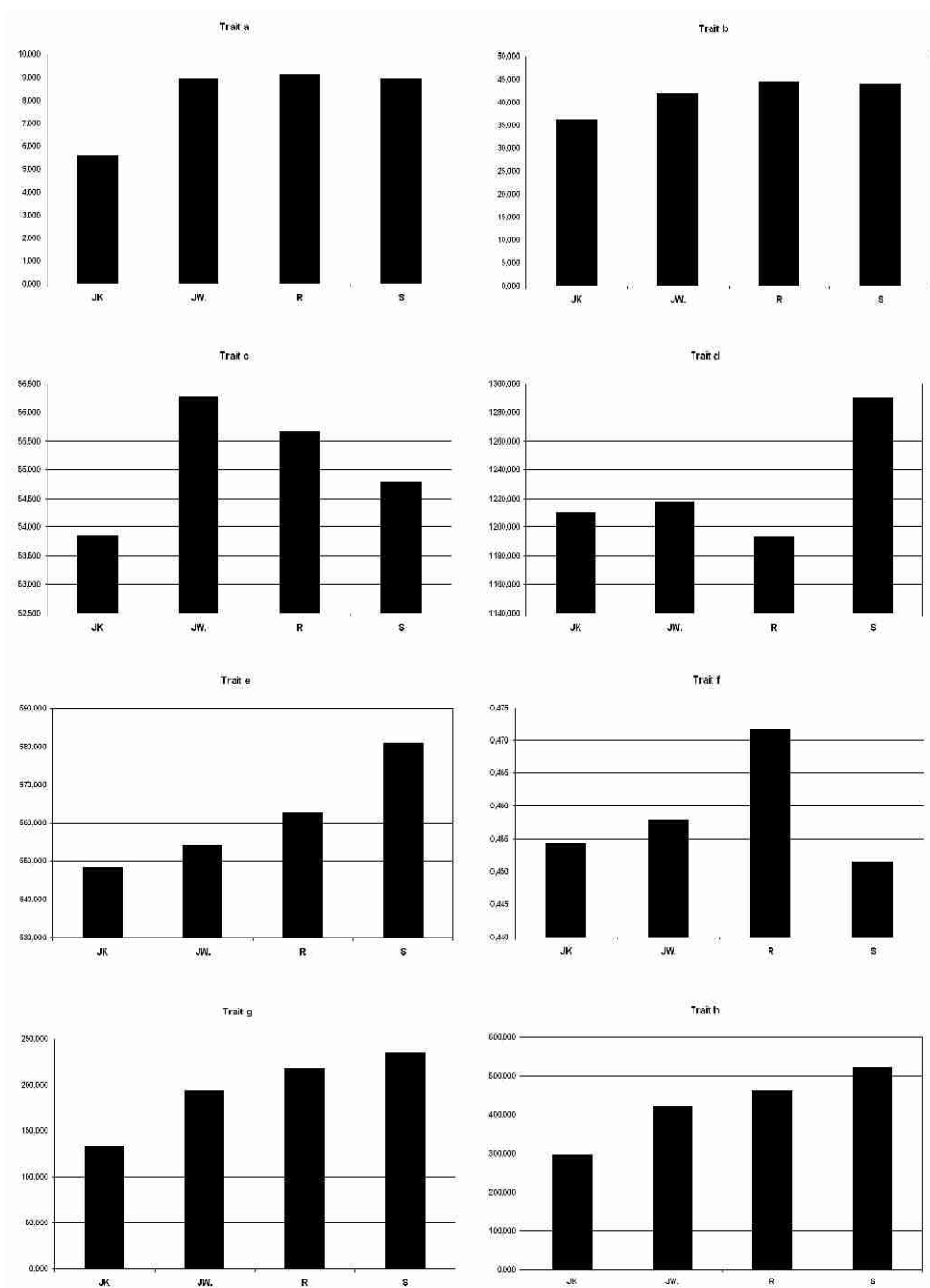
TRAIT	POPULATION	$\bar{X}$	s.d.	V%	min	max
1.	Jelenia Wyspa	8.91	1.974	22.15	5.4	12.6
	Jeziorka Kozie	5.59	1.502	26.88	3.4	9.4
	Rzepiczna	9.13	2.129	23.32	5.0	15.2
	Skraj	8.95	1.380	15.42	6.8	11.6
2.	Jelenia Wyspa	41.816	3.240	7.75	36.18	51.30
	Jeziorka Kozie	36.163	5.056	13.98	29.50	47.50
	Rzepiczna	44.377	4.593	10.35	36.18	56.16
	Skraj	43.956	2.831	6.44	38.88	50.76
3.	Jelenia Wyspa	56.269	4.937	8.77	43.74	68.04
	Jeziorka Kozie	53.857	2.497	4.64	49.30	60.00
	Rzepiczna	55.661	5.444	9.78	44.28	72.90
	Skraj	54.797	3.471	6.33	44.28	58.86
4.	Jelenia Wyspa	1218.05	124.951	10.26	970.6	1439.8
	Jeziorka Kozie	1210.13	136.773	11.30	1019.0	1460.0
	Rzepiczna	1193.85	105.588	8.84	1016.6	1398.4
	Skraj	1289.99	126.402	9.80	1062.6	1637.6
5.	Jelenia Wyspa	554.05	56.210	10.15	423.2	662.4
	Jeziorka Kozie	584.23	67.079	12.24	444.0	701.0
	Rzepiczna	562.54	52.646	9.36	482.2	680.8
	Skraj	580.88	55.610	9.57	450.8	680.8
6.	Jelenia Wyspa	0.4580	0.022	4.77	0.416	0.484
	Jeziorka Kozie	0.4540	0.030	6.67	0.404	0.516
	Rzepiczna	0.4720	0.025	5.21	0.441	0.540
	Skraj	0.4520	0.031	6.78	0.402	0.522
7.	Jelenia Wyspa	193.37	61.428	31.77	88.0	347.0
	Jeziorka Kozie	133.40	38.274	28.69	69.0	206.0
	Rzepiczna	218.40	47.912	21.94	146.0	316.0
	Skraj	234.53	59.313	25.29	150.0	372.0
8.	Jelenia Wyspa	423.964	157.230	37.09	189.56	893.67
	Jeziorka Kozie	296.223	89.388	30.18	144.80	459.70
	Rzepiczna	462.072	103.806	22.47	308.45	682.74
	Skraj	524.798	149.188	28.43	287.41	926.10

*ródło: Opracowanie własne.*

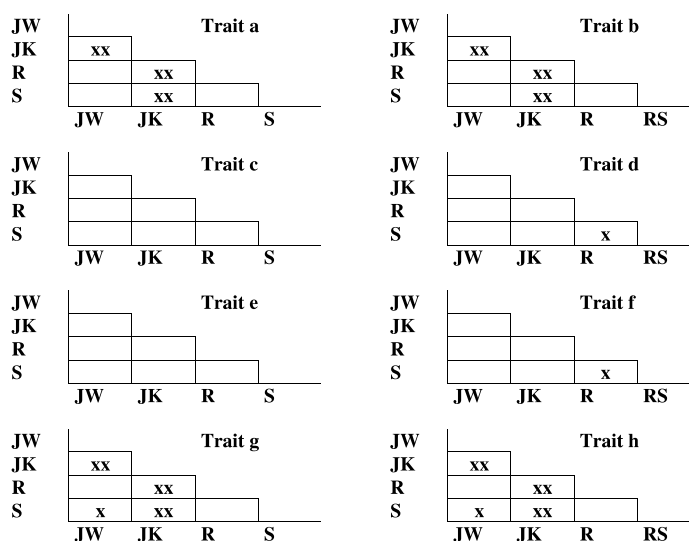
której współczynnik zmienności wynosił 23.32%. Najmniejszą zmiennością charakteryzowały się szerokość komórki epidermy (cecha c) dla populacji: Jeziorka Kozie (4,64%) i Skraj (6,33%) oraz kształt igły (cecha f) dla populacji: Jelenia Wyspa (4,77%) i Rzepiczna (5,21%).

Wyróżniono więc trzy klasy cech pod względem współczynników zmienności: cechy mało (c - 4.64 do 9.78% i f - 4.77 do 6.78%), średnio (b - 7.75 do 13.98%, d - 8.84 do 11.30% i e - 9.36 do 12.24%) i zmienne w znacznym stopniu (a - 15.42 do 26.88%, g - 21.94 do 31.77% i h - 22.47 do 37.09%) (Tab. 1).

Porównanie średnich arytmetycznych dla poszczególnych populacji sosny zamieszczono na Ryc. 2. Z rysunku wynika, że populacja Jeziorka Kozie charakteryzuje się najmniejszą wartością średniej arytmetycznej dla: liczby kanałów żywicznych (cecha a), grubości komórki epidermy wraz z kutikulą (cecha b), szerokości komórki epidermy (cecha c), grubości igły (cecha e), odległości między wiązkami przewodzącymi (cecha g) i wskaźnika Marceta (cecha h).



**Ryc. 2.** Porównanie średnich arytmetycznych 8 anatomicznych cech igieł pomiędzy czterema badanymi populacjami sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). JW - Jelenia Wyspa, JK - Jeziorka Kozie, R- Rzepiczna, S - Skraj.  
*ródło: Opracowanie własne.*



**Ryc. 3.** Wynik testu Tukeya w jednoczynnikowej analizie wariancji 8 anatomicznych cech igieł pomiędzy czterema badanymi populacjami sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.)

JW - Jelenia Wyspa, JK - Jeziorka Kozie, R- Rzepiczna, S - Skraj

xx - różnicowanie populacji istotne na poziomie istotności  $\alpha = 0.01$

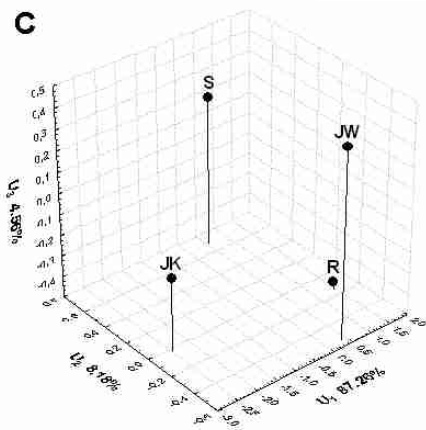
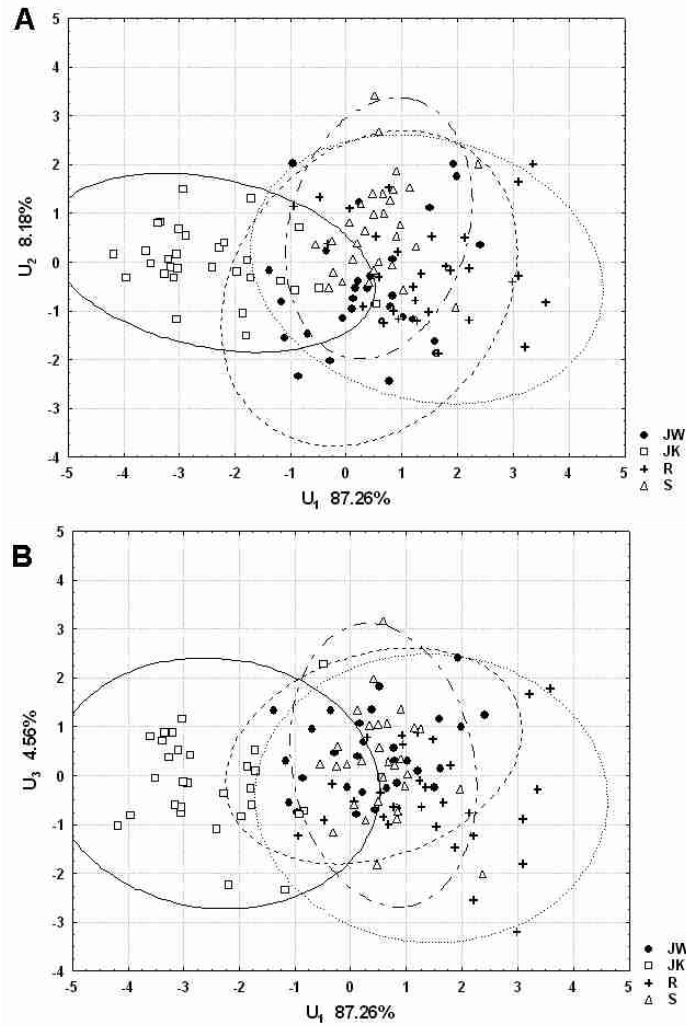
x - różnicowanie populacji istotne na poziomie istotności  $\alpha = 0.05$

ródło: Opracowanie własne.

Szerokość igły (cecha d) wykazuje najmniejszą wartość dla populacji Rzepiczna, a kształt igły (cecha f) dla populacji Skraj.

W celu stwierdzenia występowania istotnych różnic pomiędzy średnimi cech igieł sosny dla poszczególnych czterech populacji obliczono rozkład  $F$ . Na podstawie otrzymanego rozkładu przeprowadzono analizę wariancji, a następnie obliczono test Tukeya, oddzielnie dla każdej z 8 anatomicznych cech igieł. Wyniki testowania przedstawiono na Ryc. 3. Z rysunku wynika, że populacja Jeziorka Kozie różni się wysoce statystycznie istotnie na poziomie istotności  $\alpha = 0,01$  od pozostałych trzech populacji ze względu na: liczbę kanałów żywicznych (cecha a), grubość komórki epidermy z kutikulą (cecha b), odległość między wiązkami przewodzącymi (cecha g) oraz wskaźnik Marcet'a (cecha h). Poza tym populacja Skraj różni się istotnie statystycznie na poziomie istotności  $\alpha = 0,05$  od populacji Rzepiczna cechami: szerokość igły (cecha d), kształt igły (cecha f) oraz od populacji Jelenia Wyspa cechami: odległością między wiązkami przewodzącymi (cecha g) oraz wskaźnikiem Marcet'a (cecha h). Szerokość komórki epidermy (cecha c) oraz grubość igły (cecha e) nie różniły statystycznie istotnie populacji między sobą.

Graficznie wykrytą zmienność czterech badanych populacji sosny przedstawiono na wykresach analizy zmiennych dyskryminacyjnych (AZD) (Ryc. 4),



**Ryc. 4.** Wynik analizy zmiennych dyskryminacyjnych czterech badanych populacji sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.): A - w układzie pierwszych dwóch zmiennych  $U_1$  i  $U_2$  zawierających łącznie 95,44% informacji, B - w układzie pierwszej i trzeciej zmiennej dyskryminacyjnej  $U_1$  i  $U_3$  zawierających łącznie 91,82% informacji i C - w przestrzeni pierwszych trzech zmiennych dyskryminacyjnych  $U_1$ ,  $U_2$  i  $U_3$  zawierających łącznie 100% informacji z użytego zespołu 8 anatomicznych cech igieł.

*ródło: Opracowanie własne.*



**Tab. 2.** Odległości Mahalanobisa (duże litery) wraz z obliczoną statystyką  $F$  (małe litery) pomiędzy czterema badanymi populacjami sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.).

\*\* - wartość statystycznie istotna na poziomie istotności = 0,01,  
 JW - Jelenia Wyspa, JK - Jeziorka Kozie,  
 R - Rzepiczna, S - Skraj.

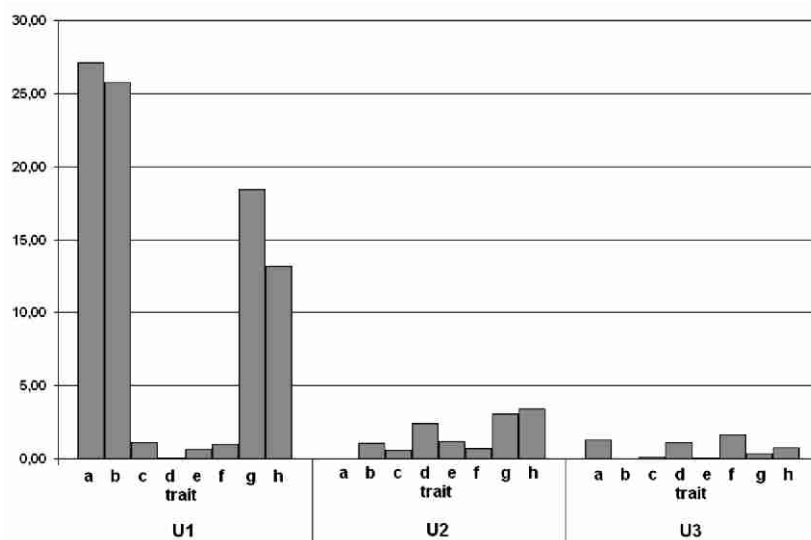
ródło: Opracowanie własne.

<b>JW</b>				
<b>JK</b>	<b>2.95 **</b> 15.352			
<b>R</b>	<b>1.40 **</b> 3.467	<b>3.90 **</b> 26.737		
<b>S</b>	<b>1.26 **</b> 2.818	<b>3.13 **</b> 17.231	<b>1.38 **</b> 3.356	
	<b>JW</b>	<b>JK</b>	<b>R</b>	<b>S</b>

dendrycie zbudowanym na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa (Ryc. 6) oraz na dendrogramie (Ryc. 7).

Obraz zmienności międzypopulacyjnej wykryty na podstawie analizy zmiennych dyskryminacyjnych i odległości Mahalanobisa (Tabela 2) wskazuje na wysoce istotne zróżnicowanie populacji między sobą. Największa odległość Mahalanobisa występuje pomiędzy populacjami Jeziorka Kozie a Rzepiczna i wynosi  $D = 3,90$ , najmniejsza natomiast pomiędzy populacjami Jelenia Wyspa a Skraj i wynosi  $D = 1,26$ .

Wykres analizy zmiennych dyskryminacyjnych w układzie pierwszych dwóch zmiennych dyskryminacyjnych  $U_1$  i  $U_2$  zawierających łącznie 95,44% informacji z zastosowanego zestawu 8 cech igieł (Ryc. 4A) wskazuje na duży rozrzut drzew tworzących badane populacje. Osobniki z populacji Jeziorka Kozie wykazują największą odrębność od pozostałych populacji. Drzewa tworzące populację Jelenia Wyspa leżą na rysunku pomiędzy pozostałymi trzema populacjami i pokrywają się częściowo z osobnikami tworzącymi populację Rzepiczna oraz w mniejszym stopniu Skraj. Na wykresie analizy zmiennych dyskryminacyjnych w układzie pierwszej i trzeciej zmiennej dyskryminacyjnej  $U_1$  i  $U_3$  zawierających łącznie 91,82% informacji z zastosowanego zestawu 8 cech igieł (Ryc. 4B) widać również duży rozrzut drzew tworzących badane populacje. Podobnie jak na Ryc. 4A osobniki z populacji Jeziorka Kozie wykazują największą odrębność od pozostałych populacji, jednak zaznacza się również odrębność drzew z populacji Rzepiczna. Drzewa tworzące populację Jelenia Wyspa i Skraj leżą na rysunku pomiędzy populacjami Jeziorka Kozie a Rzepiczna. Osobniki z populacji Jelenia Wyspa i Skraj pokrywają się częściowo między sobą. Dodatkowo zamieszczono wykres analizy zmiennych dyskryminacyjnych w przestrzeni pierwszych trzech zmiennych dyskryminacyjnych  $U_1$ ,  $U_2$  i  $U_3$  zawierających łącznie 100% informacji z zastosowanego zestawu 8 cech igieł (Ryc. 4C). Wykres ten wskazuje na odrębność populacji Jeziorka Kozie od pozostałych populacji pod względem wszystkich trzech zmiennych dyskryminacyjnych oraz na podobieństwo populacji Rzepiczna i Jelenia Wyspa pod względem pierwszej i drugiej zmiennej dyskryminacyjnej.

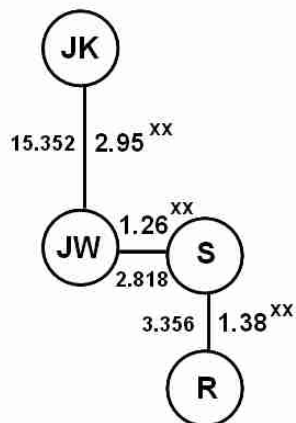


**Ryc. 5.** Współczynniki determinacji (wartości współczynników zaznaczone na osi Y) pomiędzy 8 anatomicznymi cechami igieł sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) i pierwszymi trzema zmiennymi dyskryminacyjnymi  $U_1$ ,  $U_2$  i  $U_3$  dla badanych czterech populacji.

ródło: Opracowanie własne.

udział miały następujące cechy: wskaźnik Marcet'a (cecha h), odległość między wiązkami przewodzącymi (cecha g) i szerokość igły (cecha d), a dla trzeciej zmiennej dyskryminacyjnej  $U_3$  cechami, które najbardziej decydowały o otrzymanym obrazie zmienności były: kształt igły (cecha f), liczba kanałów żywicznych (cecha a) oraz szerokość igły (cecha d).

Cztery cechy (a. liczba kanałów żywicznych i b. grubość komórki epidermy wraz z kutikulą, g. odległość między wiązkami przewodzącymi i h. wskaźnik Marcet'a) decydują o szczególnej odrębności populacji torfowiskowej Jeziorka Kozie (Ryc. 5). Dwie z tych cech (a i b) wymagają szerszego komentarza. Zwracano uwagę na znaczną zmienność liczby kanałów żywicznych w ramach zasięgu sosny, jednocześnie jednak podkreślano stabilność ich liczby w kolejnych latach, mimo wyraźnie różnych warunków klimatycznych (Pravdin 1964, Vidâkin 1981). Co według Vidâkina (1981) świadczy o znaczącym determinizmie genetycznym kształtującym stałą liczbę kanałów żywicznych. Populacja Jeziorka Kozie ma najmniejszą liczbę kanałów żywicznych 5.59 (Tab. 1, 2). Co odróżnia ją od innych polskich populacji sosny posiadających ich średnio 12.3 (Sokołowski 1931), 10.3-10.8 (Bobowicz i in. 2007), 10.5 (Urbaniak 1998) a także od *P. sylvestris* subsp. *sylvestris*, z całego zasięgu europejskiego, gdzie występuje ich od 8 do 12 (Pravdin 1964). Podobnie niewielką liczbę kanałów żywicznych obserwuje się jedynie



**Ryc. 6.** Dendryt czterech populacji sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) zbudowany na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa (duże litery) wraz z obliczonymi wartościami statystyki *F* (małe litery).

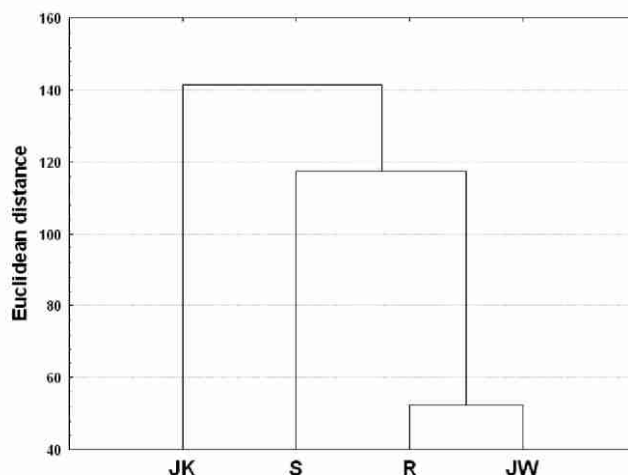
xx - wartość istotna statystycznie na poziomie istotności = 0,01,

JW - Jelenia Wyspa, JK - Jeziorka Kozie, R - Rzepiczna, S - Skraj.

ródło: Opracowanie własne.

Pierwsza zmienna dyskryminacyjna niesie za sobą największy procent informacji, a mianowicie (87,26%).

Na podstawie obliczonych współczynników determinacji między 8 anatomicznymi cechami igieł i pierwszymi trzema zmiennymi dyskryminacyjnymi  $U_1$  i  $U_2$  i  $U_3$ . (Ryc. 5) można orzec, które cechy decydują o otrzymanych na Ryc. 4 obrazach zmienności drzew sosny. Dla badanych populacji dominującymi cechami w kształtowaniu pierwszej zmiennej dyskryminacyjnej  $U_1$  były cechy: liczba kanałów żywicznych (cecha a), grubość komórki epidermy wraz z kutikulą (cecha b), odległość między wiązkami przewodzącymi (cecha g) i wskaźnik Marceť'a (cecha h), w kształtowaniu drugiej zmiennej dyskryminacyjnej  $U_2$  największy



**Ryc. 7.** Dendrogram czterech populacji sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) zbudowany metodą najbliższego sąsiedztwa na podstawie najkrótszych odległości Euklidesa.

JW - Jelenia Wyspa, JK - Jeziorka Kozie, R - Rzepiczna, S - Skraj.

ródło: Opracowanie własne.

w populacjach górskich, reliktowych sosny zwyczajnej występujących w Karpatach, północnej Hiszpanii i Pirenejach i na terenie Francji w Masywie Centralnym (Gaussen 1960). Ta niska liczba kanałów żywicznych populacji Jeziorka Kozie kontrastuje wyraźnie z formą torfowiskową sosny *P. sylvestris* fo. *turfosa* posiadającą z kolei bardzo wysoką liczbę kanałów żywicznych, średnio 14.71 (Urbaniak i in. w druku). Ponadto im większa liczba kanałów żywicznych występuje u drzew danej populacji tym igły są szersze i grubsze a odległość między wiązkami przewodzącymi jest większa (Tab. 2.). Szerokość (d) i grubość igieł (e) nie wyróżniają populacji Jeziorka Kozie, natomiast posiada ona znacząco bliżej położone wiązki przewodzące (Tab. 1., Ryc. 3). Zatem mniejsza liczba przewodów żywicznych (5.59) jest w tej populacji umiejscowiona na zbliżonej powierzchni przekroju poprzecznego igły jak u sosen ze znacznie żyzniejszego siedliska (Rzepiczna), gdzie ich obserwuje się więcej (9.13). Również krótkie igły odróżniają populację Jeziorka Kozie (30.26 mm) od sosen z boru świeżego Rzepiczna (58.41 mm). Choć drzewa populacji Jelenia Wyspa, torfowiskowej, również posiadają krótkie igły (32.75 mm) (Karliński i Urbaniak badania własne). Występuje tutaj podobna zbieżność z górkimi reliktowymi populacjami jaką obserwowano w przypadku kanałów żywicznych. Bowiem długość igieł reliktowych sosen tatrzańskich wynosi od 33.1 do 36.4 mm (Urbaniak i in. 2001), ojcowskiej - Skały Wernyhory - 35.8 mm (Urbaniak in. 2006), a pienińskich od 32.4 do 36.7 mm (Urbaniak i in. 2006).

Grubość komórki epidermy wraz z kutikulą (b) jest znacząco cieńsza w populacji Jeziorka Kozie (Tab. 1., 3.). Aspekt lokalnego zróżnicowania obu tkanek w kontrastowych środowiskach nie był dotychczas brany pod uwagę. Choć zwracano uwagę na mniejszą grubość obu tkanek w populacji narażonej na zanieczyszczenia, zakres zmienności tej cechy przedstawiano przede wszystkim w szerszym kontekście zróżnicowania w skali Polski a także europejskiego i azjatyckiego zasięgu sosny.

Analizy wielocechowe oparte na odległościach Euklidesa oraz odległościach Mahalanobisa, pokazują odrębność populacji Jeziorka Kozie.

Na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa narysowano dendryt (Ryc. 6), z którego wynika, że odległości Mahalanobisa na dendrycie są wysoce statystycznie istotne. Populacja Jeziorka Kozie łączy się z populacją Jelenia Wyspa i jest to największa odległość Mahalanobisa ( $D = 2,95$ ) na rysunku. Następnie Jelenia Wyspa łączy się z populacją Skraj najmniejszą odległością ( $D = 1,26$ ), a do populacji Skraj dołącza się populacja Rzepiczna ( $D = 1,38$ ).

Na podstawie grupowania aglomeratywnego metodą najbliższego sąsiedztwa na odległościach Euklidesa narysowano dendrogram (Ryc. 7). Na dendrogramie

widać, że populacje Rzepiczna i Jelenia Wyspa tworzą jedną grupę, do której przyłączają się kolejno populacje Skraj i z największą odległością Euklidesa - Jeziorka Kozie.

Wnioski końcowe: niewątpliwie na dzisiejszy obraz znacznego zróżnicowania w wielu cechach morfologicznych i anatomicznych, właściwościach fizjologicznych i strukturze genetycznej populacji na terenie olbrzymiego zasięgu jaki zajmuje sosna zwyczajna miał wpływ kompleks czynników. Zarówno te postulowane przez Wrighta i Bulla (1963) związane z izolacją w okresie zlodowaceń jak i uwarunkowane klimatem, którego zmienność w gradiencie północ-południe jak i wschód-zachód były czynnikiem wyzwającym na przestrzeni holocenu selekcję w kierunku zmienności klinalnej (Langlet 1959).

Innym czynnikiem, o znaczeniu lokalnym, promującym zmienność wielu cech i zróżnicowanie międzypopulacyjne sosny zwyczajnej jest stres środowiska. Wyzwała on zmiany o znaczeniu adaptacyjnym (Urbaniak i in. 2003). Dotyczą one także prezentowanej zmienności w budowie anatomicznej igieł co stanowi adaptacyjną odpowiedź sosny na warunki życia w skrajnym pod względem warunków żywieniowym środowisku.

### **Streszczenie**

Celem badań niniejszej pracy jest określenie zmienności międzypopulacyjnej cech igieł sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.), pochodzącej z czterech stanowisk występujących w odmiennych pod względem żywieniowym i reżimu wodnego środowiskach Tucholskiego Parku Krajobrazowego. Materiał stanowiły dwuletnie igły sosny zebrane ze 120 drzew pochodzących z następujących populacji: Jeziorka Kozie, Jelenia Wyspa, Rzepiczna i Skraj. Dane uzyskane z pomiarów 8 anatomicznych cech igieł posłużyły do wykonania analizy statystycznej. Do najważniejszych metod zastosowanych w niniejszej pracy należą: analiza zmiennych dyskryminacyjnych, odległości Mahalanobisa między drzewami (populacjami) wraz z dendrytem zbudowanym na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa, a także grupowanie aglomeratywne metodą najbliższego sąsiedztwa na podstawie odległości Euklidesa oraz rozkład  $F$  i jednoczynnikowa analiza wariancji. Stwierdzono, że badane populacje różnią się statystycznie wysoce istotnie pod względem zastosowanych cech. Cztery cechy (a. liczba kanałów żywicznych, b. grubość komórki epidermy wraz z kutikulą, g. odległość między wiązkami przewodzącymi i h. wskaźnik Marce'ta) decydują o szczególnej odrębności populacji torfowiskowej Jeziorka Kozie. Populacja Jeziorka Kozie ma najmniejszą liczbę kanałów żywicznych, co odróżnia ją istotnie od innych populacji

z terenu niżu. Podobnie niewielka liczba kanałów żywicznych znajduje się jedynie w populacjach górskich, reliktowych sosny zwyczajnej. Postulowanym czynnikiem wyzwalającym to zróżnicowanie jest stres środowiska prowadzący do daleko idących zmian adaptacyjnych w budowie anatomicznej igieł.

#### Literatura

1. Androsiuk P. 2008. Charakterystyka genetyczna europejskich populacji sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) na podstawie cech morfologicznych igieł i markerów DNA. Praca doktorska. UAM Poznań.
2. Białobok S., Boratyński A., Bugała W. 1993. Biologia sosny zwyczajnej. Wydawnictwo Sorus Poznań-Kórnik.
3. Bobowicz, M.A., Pawlaczyk, E. M., Kaczmarek Z., Korczyk A.F. 2007. Odziedziczalność cech morfologicznych i anatomicznych igieł półrodeństw drzew doborowych sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). Leśne Prace Badawcze 3:69-80
4. Gaussen H. 1960. Les Gymnospermes actuelles et fossiles. Généralités, Genre Pinus. Trav. Lab. forestiere, Toulouse, 1960, 2 (1).
5. Langlet O. 1959. Acline or not a cline Question of Scots pine. *Silvae Genetica*, 8: 1-36.
6. Marcet E., 1967. Über den Nachweis spontaner Hybriden von *Pinus mugo* Turra und *Pinus sylvestris* L. auf Grund von Nadelmerkmalen. Ber. Schweiz. Bot. Ges. 77: 314-361.
7. Pravdin L.F. 1964. Sosna obnokov'ennaja. Isdateistvo Nauka. Moskwa
8. Rąkowski G., Janczewska A., Smogorzewska M. 2002. Tucholski Park Krajobrazowy. W: (Rąkowski G. red.). Parki Krajobrazowe w Polsce. Wyd. Nauk. G. Borowski, Lublin.
9. Sokołowski S. 1931. Prace biometryczne nad rasami sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*) na ziemiach Polski. Prace Rolniczo-Leśne PAU 5: 1-106.
10. Stace C. A. 1993. Taksonomia roślin i biosystematyka. Warszawa: Wydawnictwa Naukowe PWN.
11. Urbaniak L. 1998. Zróżnicowanie geograficzne sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*) z terenu Eurazji na podstawie cech anatomicznych anatomicznych morfologicznych igieł. Ser. Biol. Nr 58. Wyd. UAM, Poznań
12. Urbaniak L., Ślósarz M., Karliński L. 2001. Descriptions of the relict Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) populations in the Tatra and Pieniny mountains by needle characters. W: Third Balkan scientific conference. Study, conservation and utilization of forest resources. Proceedings. Vol. II: 199-207. 2 - 6 October Sofia.

13. Urbaniak L., Karliński L., Popielarz R. 2003. Variation of morphological needle characters of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) populations in different habitats. Acta Soc. Bot. Pol. Vol. &2, No. 1: 37-44.
14. Urbaniak L., Androsiuk P., Ślósarz M., Vončina G. 2006. Zróżnicowanie populacji sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w Pieninach Właściwych na podstawie cech morfologicznych igieł. Pieniny - Przyroda i Człowiek 9: 71-78.
15. Urbaniak L., Gąsiorowska E., Klasa A. 2006. Próba wytypowania reliktowych populacji sosny zwyczajnej na terenie Ojcowskiego Parku Narodowego. Prądnik. Prace Muz. Szafera 16: 119-124.
16. Urbaniak L., Przybyła M., Polok K., Chudzińska E., Zieliński R. 2008. Endangered ecotype *Pinus sylvestris* fo. *turfosa* Woerl. from the Gązwa peat bog reserve expressed in anatomical characters of needles. Acta Soc. Bot. Pol. (w druku)
17. Woźniak T., Androsiuk P., Nowak D., Urbaniak L. 2005. The expression of morphological needle characters of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) populations growing in various habitats in Puszcza Notecka. W: (W. Prus-Głowacki i E. Pawlaczyk, red.). Variability and Evolution New Perspectives. Professor Jerzy Szweykowski in memorium. Wyd. Nauk. UAM. Poznań. 449-462
18. Wright J. W., Bull W. I. 1963. Geographic variation in Scotch pine: results of 3-year study in Michigan. Silvae Genet. 12: 1-25.
19. Vidâkin A. N. 1981. Izmenčivost' anatomo-morfologičeskogo stroeniâ chvoi v geografičeskich kul'turach Kirovskoj oblasti. Lesoved. 5: 18-25.

**Ewa Chudzińska, Lech Urbaniak**

*Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu*

## **Rozdział VI**

### **REAKCJA SOSNY ZWYCZAJNEJ (*PINUS SILVESTRIS* L.) NA ZANIECZYSZCZENIA METALAMI CIĘŻKIMI WYRAŻONA W CECHACH ANATOMII IGIEŁ**

#### **Wstęp**

Sosna zwyczajna to drzewo o małych wymaganiach glebowych i dużej zdolności przystosowywania się do rozmaitych siedlisk. Uznawana jest za gatunek bardzo wrażliwy na działanie gazowych i pyłowych zanieczyszczeń i traktowana jako bioindykator skażeń (Mineta i Murín, 1998; Giertych, 2002; Chudzińska i Prus-Głowacki, 2005). Silne skażenie środowiska w rejonie występowania populacji drzew odbija się wyraźnie na ich stanie zdrowotnym. Uszkodzeniu ulegają podstawowe funkcje życiowe takie, jak; fotosynteza, oddychanie, transpiracja, pobieranie składników pokarmowych przez korzenie i mechanizm ich transportu (Havas, 1971; Shan i in. 1996; Bennet i in. 1992; Biggs i Davis, 1981, Chappelka i Freer-Smith, 1995; Jacha i Iqbal, 1992; Dineva, 2004). Jedną z podstaw tych zaburzeń jest narażenie igieł na bezpośredni kontakt z zanieczyszczeniem co w konsekwencji może doprowadzić do zamierania najsłabszych drzew. Gdy stres wywołany skażeniem przekracza określony poziom następuje zamieranie nie tylko pojedynczych osobników ale wręcz całych drzewostanów. Na poziomie populacji wymieranie drzew jest jednak zróżnicowane, co rodzi pytanie, czy jest to proces o charakterze selekcji, u podłoża którego leży struktura genetyczna drzew wrażliwych i odpornych na skażenie. Obecność w drzewostanach osobników wyraźnie odpornych na skażenie i podatnych sugeruje genetyczne podłoże tego zjawiska, tym bardziej, że obserwowano wysoką odziedziczalność odporności poszczególnych drzew na skażenie przemysłowe (Sheppard i in., 1989; Müller-Starck G, 1987 Korshikov i in. 2002; Staszak i Grulke, 2004; Prus-Głowacki i in 2006).

Badania zmienności anatomicznej igieł pozwalają nie tylko na określenie różnic w strukturze genetycznej drzew odpornych i wrażliwych, lecz także na pokazanie na czym polegają i jak przebiegają procesy adaptacyjne do skażeń na poziomie populacji. Analizy te są powszechnie wykorzystywane w celu wykazania



zmienności populacji dzięki niskiemu wpływowi efektów modyfikacji środowiskowej (Boratyńska i Bobowicz, 2001; Bobowicz i in. 2005).

Celem niniejszej pracy było określenie poziomu zmienności anatomii igieł w populacji *Pinus sylvestris* L. pod wpływem silnego zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi. Populacja ta zlokalizowana w Nadleśnictwie Świerklaniec, położona jest w zasięgu oddziaływania Huty Cynku w Miasteczku Śląskim. Otaczają ją lasy o składzie gatunkowym ze zdecydowaną przewagą sosny zwyczajnej, rosnące na glebach bielicowych. Badane drzewa pochodzą z naturalnego odnowienia i wśród nich obserwuje się osobniki wykazujące niekorzystne objawy wpływu wielostronnego stresu przemysłowego i drzewa które takich objawów nie wykazują (Chudzińska i Prus-Głowacki, 2005; Prus-Głowacki i in. 2006, Fagiewicz i in. 2006). Taka sytuacja jest idealnym układem modelowym i przy precyzyjnym określeniu stanu skażenia atmosfery i gleby, stwarza bardzo dobrą okazję do prześledzenia strategii adaptacyjnej grupy drzew tolerujących stres. Badania tego typu prowadzi się najczęściej równolegle w terenach narażonych na zanieczyszczenia i tych, w których zanieczyszczenia są minimalne. W niniejszej pracy jako populację kontrolną wybrano populację rosnącą w Borach Tucholskich na glebach bielicowych, będącą w podobnym wieku (20-30 lat).

### **Material i metody**

Do badań wytypowano poletko w strefie ochronnej Huty Cynku w Miasteczku Śląskim, na którym oznaczono kolejnymi numerami ponad 20-letnie drzewa *Pinus sylvestris* L. Grupę kontrolną stanowiły drzewa z Tucholi. Igiły zbierano zarówno z osobników wykazujących wyraźne oznaki uszkodzenia (karłowatość, nieprawidłowy pokrój, liczne nekrozy i chlorozy igieł) jak i z osobników cechujących się dobrą kondycją zdrowotną. Badanie przeprowadzono na materiale, który stanowiły dwuletnie igły sosny losowo pobrane z każdego osobnika; po 10 krótkopędów. Materiał utrwalono w 70% alkoholu etylowym. Do pomiaru cech anatomicznych posłużyły skrawki poprzeczne, po 10 z każdej igły, wykonane żyłką, w rdzeniu bżowym, w środkowej części igły. Skrawki zatopiono w alkoholu poliwinylowym. Preparaty posłużyły do mikroskopowego pomiaru następujących cech anatomicznych;

- szerokość przekroju poprzecznego igły mierzona w połowie jej długości,
- wysokość przekroju poprzecznego igły mierzona w połowie jej długości,
- wysokość przekroju poprzecznego igły mierzona w połowie jej długości w  $\mu\text{m}$  podzielona przez szerokość przekroju poprzecznego igły mierzoną w połowie jej długości w  $\mu\text{m}$ ,
- liczba kanałów żywicznych na przekroju poprzecznym igły w połowie jej długości,

- szerokość komórki epidermy w  $\mu\text{m}$  (określona na podstawie średniej z trzech komórek epidermy),
- odległość między wiązkami przewodzącymi w  $\mu\text{m}$ , g
- wskaźnik Marcet'a. h

Dobór cech przeprowadzono na podstawie licznych doniesień literaturowych, które postulują ich największą przydatność do tego typu analiz (m.in. Bobowicz, 1990; Bobowicz i Korczyk, 1994; Urbaniak, 1998; Pawlaczyk i in., 1999; Bora-tyńska i Bobowicz, 2001).

Pomiary poddano analizie statystycznej z wykorzystaniem programu Statistica (StatSoft Inc.). Podstawowe statystyki opisowe (średnia, minimum, maksimum, odchylenie standardowe i współczynnik zmienności) posłużyły do oszacowania stopnia zmienności badanych cech (Williams, 1995; Łomnicki, 2000, Watała, 2002). Wyliczono współczynniki korelacji liniowej Pearsona, test T-Studenta, analizę zmiennych dyskryminacyjnych, grupowanie aglomeratywne metodą najbliższego sąsiedztwa na odległościach Euklidesa oraz odległości Mahalanobisa.

Badanie zawartość metali ciężkich w igłach przeprowadzono w Pracowni Biogeochemii Pierwiastków Śladowych Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu.

## **Wyniki i dyskusja**

Poszczególne gatunki roślin różnią się poziomem tolerancji na metale ciężkie. Różnice te zaobserwować można nawet w populacjach tego samego gatunku, rosnących w takich samych warunkach siedliskowych. Rośliny odporne na stresy środowiskowe, niezależnie od natury czynnika stresowego mogą uruchamiać dwie podstawowe strategie obronne: unikanie stresu bądź tolerancję na stres (Karolewski i in., 2000; Schutzendubel i Polle, 2002; Baranowska-Morek, 2003). Unikanie stresu przez roślinę polegać może na dostosowaniu jej cyklu życiowego do sezonowych zmian warunków środowiska lub wytwarzaniu chemicznych bądź fizycznych barier zmniejszających prawdopodobieństwo uszkodzenia komórek. Tolerancja polega na minimalizacji negatywnych skutków stresu, czyli na utrzymaniu procesów życiowych na niezmiennym poziomie, pomimo oddziaływania czynnika stresowego na roślinę. Obserwacje strategii wykorzystywanych przez drzewa leśne rosnące w warunkach stresowych mogą pomóc w zdefiniowaniu, które z gatunków powinny służyć do rekultywacji terenów przemysłowych. W przypadku naturalnego odnowienia sosny zwyczajnej rosnącego w strefie ochronnej Huty Cynku w Miasteczku Śląskim od wielu lat prowadzi się takie badania (Prus-Głowacki i Godzik, 1991; Prus-Głowacki i in. 1992; Prus-

**Tab. 1.** Statystyki podstawowe siedmiu (a-g) cech anatomii igieł; **a** (szerokość przekroju poprzecznego, cm); **b** (wysokość przekroju poprzecznego, cm); **c** (wysokość podzielona przez szerokość igły, stosunek cechy a do b); **d** (liczba kanałów żywicznych); **e** (średnia z pomiaru trzech komórek epidermy,  $\mu\text{m}$ ); **f** (odległość między wiązkami przewodzącymi,  $\mu\text{m}$ ); **g** (wskaźnik Marcet'a, cecha d x g/e).

Tu - Tuchola, MS - Miasteczko Śląskie - sensitive, MT - Miasteczko Śląskie - tolerant

	Traits	Mean	Minimum	Maximum	Standard deviation	Variation coefficient %
Tu	a	1,19	1,02	1,39	0,11	10,8
	b	0,57	0,48	0,68	0,06	9,5
	c	0,47	0,44	0,54	0,02	23,5
	d	9,13	5,00	15,20	2,13	4,28
	e	0,19	0,15	0,24	0,02	9,5
	f	0,22	0,15	0,32	0,05	4,4
	g	0,46	0,31	0,68	0,11	4,18
MS	a	1,65	1,16	1,99	0,25	6,6
	b	0,99	0,56	5,86	1,07	0,93
	c	0,62	0,42	3,95	0,73	0,85
	d	8,58	5,1	12,3	2,19	3,92
	e	0,02	0,01	0,02	0,00	0,02
	f	0,36	0,19	0,61	0,10	3,6
	g	0,75	0,07	1,32	0,26	2,88
MT	a	1,53	1,18	1,79	0,17	9,01
	b	0,74	0,61	0,87	0,07	10,57
	c	0,48	0,44	0,55	0,03	16,0
	d	11,42	7,00	19,00	3,47	3,29
	e	0,02	0,01	0,02	0,00	0,02
	f	0,29	0,16	0,40	0,06	4,83
	g	0,60	0,31	0,89	0,15	4,0

ródło: Opracowanie własne.

MS			
MT	2.54** 9.479		
TU	3.66** 22.87	2.09** 7.232	
	MS	MT	TU

**Tab. 2.** Odległości Mahalanobisa (duże litery) wraz z obliczoną statystyką  $F$  (małe litery) pomiędzy badanymi populacjami sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). \*\* - wartość statystycznie istotna na poziomie istotności  $\alpha = 0,01$ .

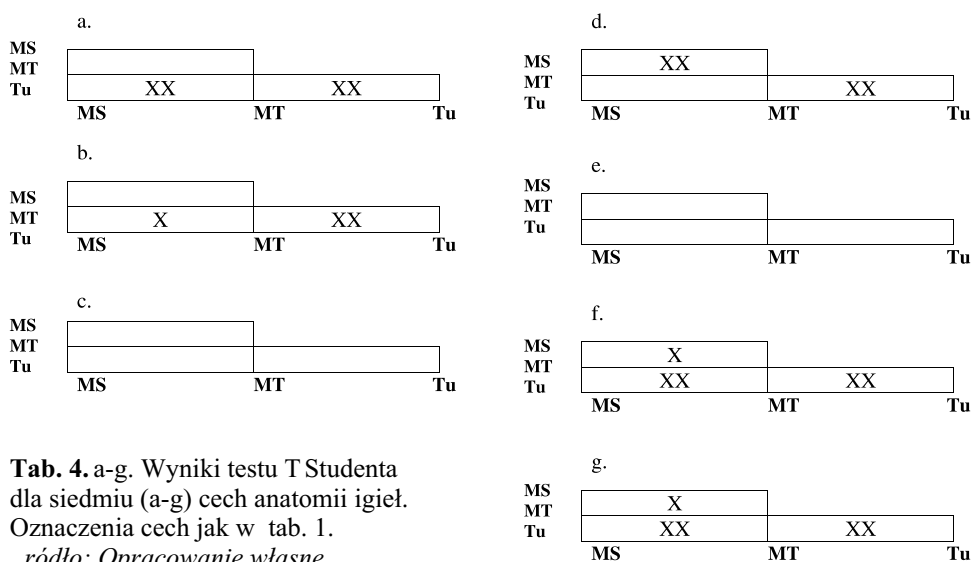
ródło: Opracowanie własne.

Traits	$U_1$ 85,15%	$U_2$ 14,85%
a	39,4006	5,0811
b	3,3593	0,0024
c	0,8130	0,1125
d	0,3258	7,1022
e	0,5462	0,2239
f	22,6795	0,2013
g	16,2068	0,1279

**Tab. 3.** Współczynniki determinacji pomiędzy 7 cechami anatomii igieł sosny zwyczajnej z Tucholi i Miasteczka Śląskiego w układzie pierwszych dwóch zmiennych dyskryminacyjnych  $U_1$  i  $U_2$ . Oznaczenia cech jak w tab.1.

ródło: Opracowanie własne.

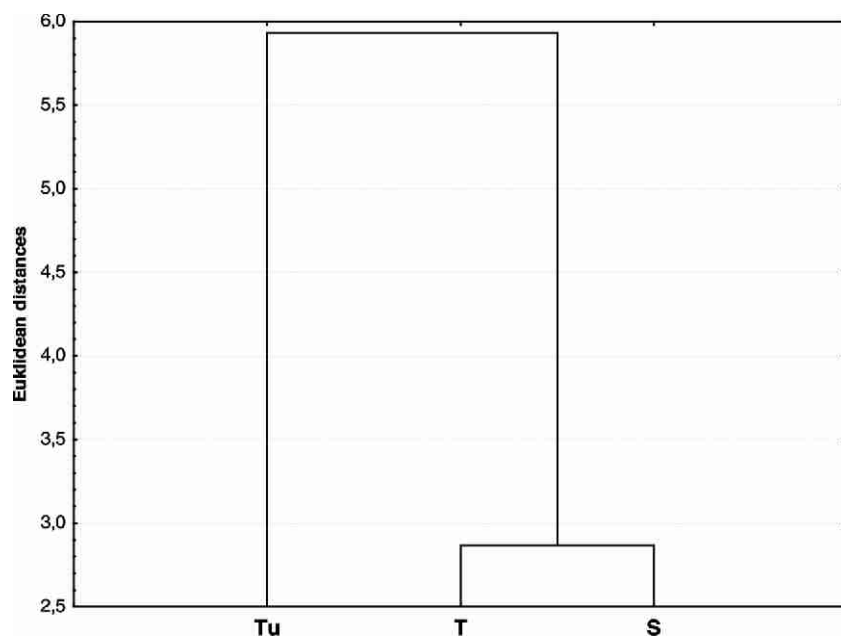
Głowacki i in.2006;. Fagiewicz i in. 2006). Mimo ograniczenia szkodliwych emisji zawartość siarki i metali ciężkich w igłach sosny wskazuje, że lasy w nadleśnictwie Świerklaniec są nadal narażone na wpływ opadów zawierających zanieczyszczenia przemysłowe a akumulacja metali ciężkich (ołowiu, kadmu i cynku) znacznie przekracza ich naturalne poziomy w roślinach (Zwoliński 2001, Fagiewicz i in. 2006; Hawryś i in., 2007; Diatta i in. 2007). Można więc przyjąć z dużym prawdopodobieństwem, że utrzymujące się skażenie badanego obszaru to jedna z głównych przyczyn uszkodzenia i odmienności w budowie anatomicznej igieł. Fakt utrzymywania się różnic pomiędzy drzewami lepiej znoszącymi stres a drzewami nań podatnymi może świadczyć o ich genetycznym pochodzeniu. Przeprowadzone analizy pozwalają wydzielić w populacji z Miasteczka Śląskiego dwie grupy (rys.1). Do pierwszej zaliczyć można drzewa o największej liczbie kanałów żywicznych i najmniejszej odległości między wiązkami przewodzącymi (tab. 1). Ze względu na pokrój drzew, z których opisane igły zostały pobrane, grupa ta została opisana jako populacja T (ang. *tolerant*). W drugiej grupie znalazły się igły o najmniejszej liczbie kanałów żywicznych i największej odległości między wiązkami przewodzącymi (tab. 1). Drzewa z których pochodziły badane igły zostały opisane jako populacja S (ang. *sensitive*). Porównanie z budową igieł drzew nie rosnących pod wpływem stresu i nie zawierających przekroczonych dawek metali ciężkich (Tuchola) wykazuje odmienny sposób budowy zarówno pod względem kształtu jak i anatomii igieł. Największe różnice dotyczą takich cech jak; liczba kanałów żywicznych , szerokość i wysokość igieł czy szerokości komórek epidermy (tab. 4).



**Tab. 4.** a-g. Wyniki testu T Studenta dla siedmiu (a-g) cech anatomii igieł. Oznaczenia cech jak w tab. 1. *ródło: Opracowanie własne.*

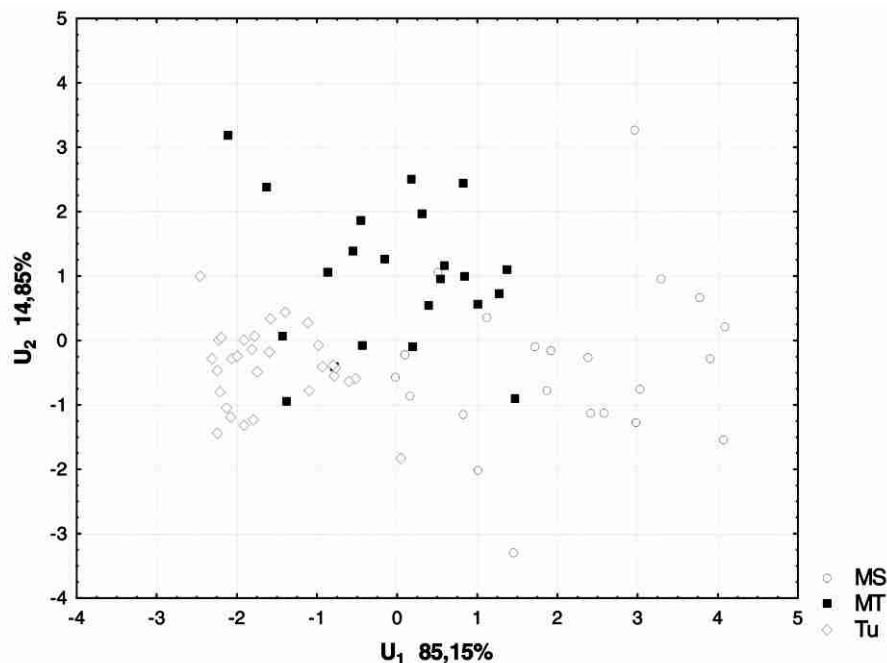
Istniejące doniesienia literaturowe na temat wpływu skażeń przemysłowych na budowę anatomiczną igieł sosny zwyczajnej są skąpe. Hutunens i Laine (1983), stwierdzają, że proveniencje sosny zwyczajnej o grubej epidermie są odporniejsze na zanieczyszczenia przemysłowe. Porównanie badanych populacji pod względem tej cechy jest dość zaskakujące, gdyż średnia wartość cechy *e* (szerokość epidermy) jest zdecydowanie mniejsza w populacjach z Miasteczka Śląskiego narażonych na skażenia przemysłowe (tab. 1). Badania prowadzone w kontrolowanych warunkach przez Lin i in. (2001) wykazały tendencję do zwiększania grubości i szerokości igieł pod wpływem stresu środowiskowego, co wynika między innymi ze wzrostu tkanek mezofilu. Cechy *a* i *b* opisujące szerokość przekroju poprzecznego i grubość igieł według analiz zawartych w tej pracy wykazują, że w przypadku obu wspomnianych cech populacja z Tucholi ma węższe igły i cieńsze (o mniejszej grubości) w porównaniu z populacją z Miasteczka Śląskiego. Średnie tych cech wynoszą dla populacji Tu 1,19 cm i 0,57 cm, a populacji S-Miasteczko Śląskie 1,65 cm i 1,53 cm oraz 0,99 cm i 0,74 cm dla populacji T. Zatem igły z populacji, która jest narażona na skażenia przemysłowe, są jednocześnie grubsze i szersze, co odpowiada wcześniejszym doniesieniom literaturowym.

Istotną cechą w ocenie zróżnicowania międzypulacyjnego sosny zwyczajnej jest też liczba kanałów żywicznych (Pravdin 1964, Urbaniak 1998). Walory



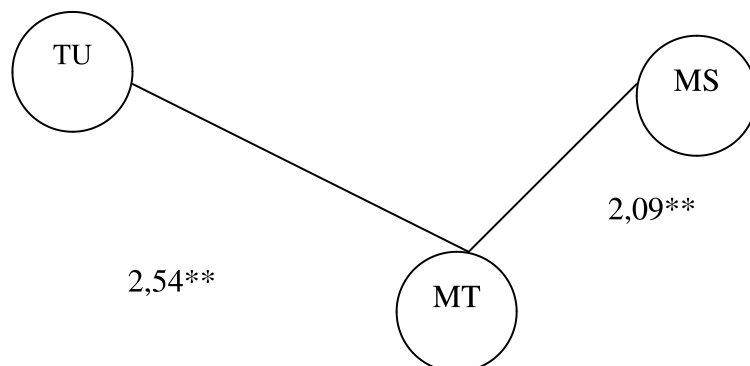
**Rys. 1.** Dendrogram trzech populacji sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) zbudowany metodą najbliższego sąsiedztwa na podstawie najkrótszych odległości Euklidesa.

*ródło: Opracowanie własne.*



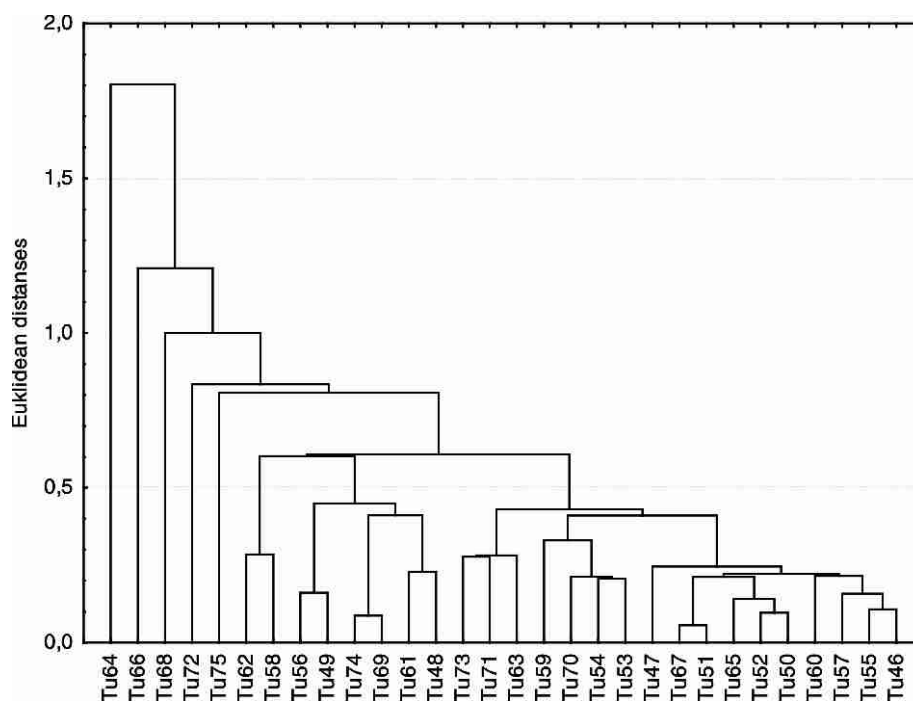
**Rys. 2.** Wynik analizy zmiennych dyskryminacyjnych badanych populacji sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w układzie pierwszych dwóch zmiennych  $U_1$  i  $U_2$  zawierających łącznie 100% informacji z użytego zespołu 7 anatomicznych cech igieł. Tu - Tuchola, MS - Miasteczko Śląskie - sensitive, MT - Miasteczko Śląskie - tolerant.  
ródło: Opracowanie własne.

taksonomiczne tej cechy zostały docenione przez wielu badaczy, co umożliwiło wyróżnienie przy jej użyciu taksonów wewnątrzgatunkowych sosny zwyczajnej (Pravdin 1964). Jlkun i Bukolova (1974) stwierdzili, że igły narażone na zanieczyszczenia przemysłowe powietrza, są krótsze a jednocześnie posiadają większą liczbę kanałów żywicznych. W analizowanym przypadku rzeczywiście największą liczbę kanałów żywicznych ma subpopulacja T z MŚ (11,42). Populacja sosny zwyczajnej z Borów Tucholskich posiada mniej kanałów żywicznych, 9,13, niż populacja T, ale więcej niż populacja S z Miasteczka Śląskiego. W innych populacjach z terenu Polski, średnia wartość tej cechy wynosi od 10,04 - 12,53 (Sokołowski 1931, Bobowicz 1994, Urbaniak 1998). Wyniki testu T potwierdzają, że ta cecha, obok odległości między wiązkami przewodzącymi i wskaźnika Marceta najbardziej różnicuje badane populacje (tab. 4 a-g). Wynik analizy zmiennych dyskryminacyjnych badanych populacji sosny w układzie pierwszych dwóch zmiennych  $U_1$  i  $U_2$  zawierających łącznie 100% informacji z użytego zespołu 7 anatomicznych cech igieł (rys. 2, tab. 3) pokazuje największe zróżnicowanie i odrębność populacji Tu. Dendryt dla trzech populacji *P. sylvestris*



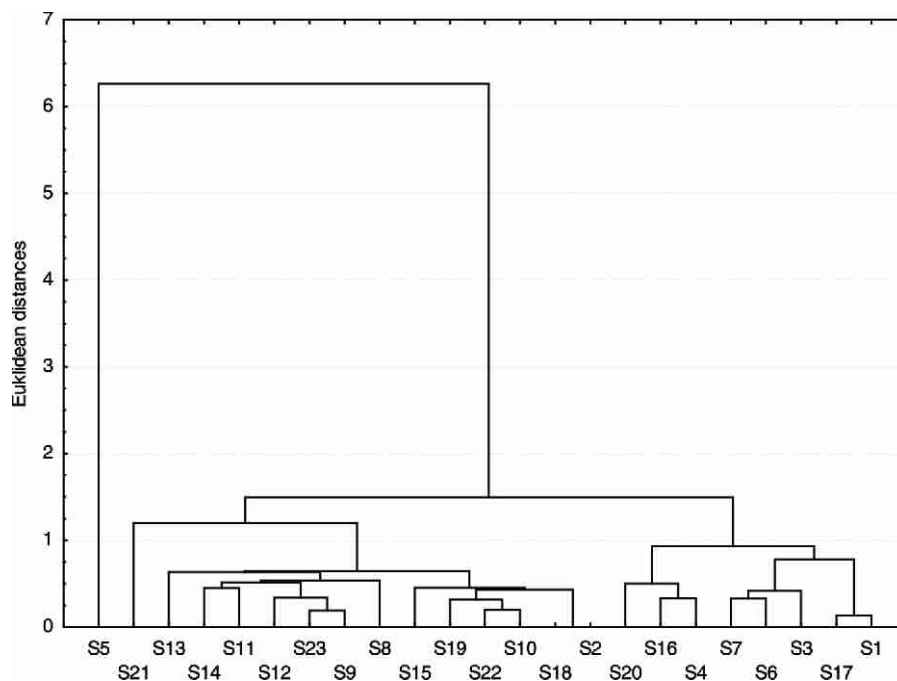
**Rys. 3.** Dendryt trzech populacji *P. sylvestris* zbudowany na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa. xx wartość istotna statystycznie na poziomie istotności = 0,01. Nazwy populacji patrz rys. 1.

*ródło: Opracowanie własne.*



**Rys. 4.** Dendrogram populacji sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) z Tucholi zbudowany metodą najbliższego sąsiedztwa na podstawie najkrótszych odległości Euklidesa.

*ródło: Opracowanie własne.*



**Rys. 5.** Dendrogram populacji S sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) z Miasteczka Śląskiego zbudowany metodą najbliższego sąsiedztwa na podstawie najkrótszych odległości Euklidesa.

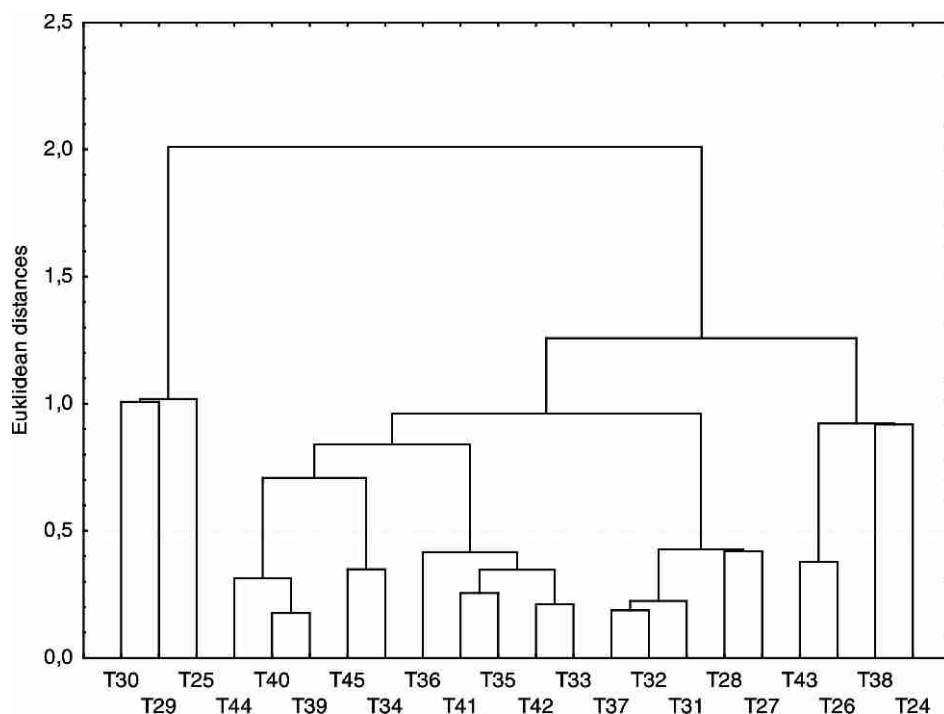
*ródło: Opracowanie własne.*

zbudowany na podstawie najkrótszych odległości Mahalanobisa potwierdza te obserwacje (tab. 2, rys. 3).

Dendrogramy skonstruowane na bazie najkrótszych odległości Euklidesowych pokazują, że największe zróżnicowanie pod względem badanych cech zauważa się w populacji z Tucholi (rys. 4), co wskazuje na szerokie spektrum zmienności wśród drzew, które nie są narażone na stres. W populacjach z Miasteczka Śląskiego obserwuje się ograniczenie zmienności (rys. 5 i 6), najbardziej widoczne w populacji wrażliwej na zanieczyszczenia - MS. Zbliżona tendencja obserwowana jest przy analizie innych markerów genetycznych, jak izoenzymy, markery DNA czy chromosomy (m.in. Prus-Głowacki i in. 1992; Prus-Głowacki i in. 2006; Fagiewicz i in. 2006, Chudzińska i in. 2007).

Jednak aby w pełni uchwycić tendencje zaobserwowanych różnic badania należy przeprowadzić porównawczo w kolejnych sezonach wegetacyjnych, aby można było wykluczyć zmienność wynikającą z innych niż wpływ zanieczyszczeń czynników.





**Rys. 6.** Dendrogram populacji T sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) z Miasteczka Śląskiego zbudowany metodą najbliższego sąsiedztwa na podstawie najkrótszych odległości Euklidesa.

*ródło: Opracowanie własne.*

### Podziękowania

Realizacja badań możliwa była dzięki finansowaniu ze środków na naukę w latach 2006 - 2009; projekt badawczy nr 2 P06 L 02430 Analiza procesu różnicowania puli genowej populacji sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w wyniku stresu środowiskowego wywołanego zanieczyszczeniami przemysłowymi.

### Streszczenie

Przedmiotem pracy było określenie różnic w budowie anatomicznej igieł sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* będących wynikiem narażenia na stres wywołany zanieczyszczeniem przemysłowym. Przeprowadzono badania zawartości metali ciężkich w trzech grupach drzew; pochodzących z terenu zanieczyszczonego (Miasteczko Śląskie) i obszaru wolnego od zanieczyszczeń (Tuchola). Pięć z badanych cech; szerokość przekroju poprzecznego igły, liczba kanałów żywicznych na

przekroju poprzecznym igły w połowie jej długości, szerokość komórki epidermy, określona na podstawie średniej z trzech komórek epidermy, odległość między wiązkami przewodzącymi i wskaźnik Marcet'a cechował współczynnik zmienności niższy od 10%. Pozostałe dwie; wysokość przekroju poprzecznego igły mierzona w połowie jej długości, wysokość przekroju poprzecznego igły mierzona w połowie jej długości podzielona przez szerokość przekroju poprzecznego igły mierzona w połowie jej długości miały współczynniki zmienności w od 10,8 do 23,5%. Igły z terenu nieskażonego miały najwęższe i najcieńsze igły o najmniejszej odległości pomiędzy wiązkami przewodzącymi. Wyniki badań pokazały, że istotne różnice w budowie anatomicznej igieł pozwalają na wyróżnienie dwóch grup drzew; wrażliwych i odpornych na zanieczyszczenie metalami ciężkimi. Obserwowane różnice prawdopodobnie mają charakter genetycznych, obserwuje się je bowiem w populacji rosnącej na jednakowym terenie. Może to świadczyć o wykształceniu się form odpornych na skażenie, odmiennych zarówno od drzew wrażliwych jak i tych rosnących w nieskażonych populacjach.

#### Literatura

1. Biggs A. R., Davis D. D. Foliar response of ten tree species exposed to SO<sub>2</sub> air pollution. The Pennsylvania State Univ., College of Agriculture, Progress Report 375, 1981: 4-14.
2. Bobowicz M. A., Korczyk A. F. Interpopulational variability of *Pinus sylvestris* L. in eight polish localities expressed in morphological and anatomical traits of needles. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 63 (1), 1994: 67-76.
3. Chudzińska E., Diatta J., Celiński K. Struktura genetyczna populacji sosny czarnej (*Pinus nigra* Arn.) badana za pomocą chloroplastowych rejonów DNA. II Kongres Genetyki Warszawa, 18 - 20 września 2007: 24.
4. Chudzińska E., Prus-Głowacki W. Sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.) jako modelowy obiekt oddziaływania skażeń przemysłowych na pulę genową. Ochrona Leśnych Zasobów Genowych I Hodowla Selekcyjna Drzew Leśnych w Polsce - Stan i Perspektywy. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna, Ustroń, 2005.
5. Diatta J., Chudzinska E., Wirth S. Assessment of heavy metal contamination of soils impacted by a Zinc Smelter activity. Journal of Elementology 13(1), 2008: 5-16.
6. Dineva S. Comparative studies of the leaf morphology and structure of white ash *Fraxinus americana* L. and London plane tree *Platanus acerifolia* Willd growing in polluted area. Dendrobiology 52, 2004: 3-8.

7. Fagiewicz K., Kozacki L., Prus - Głowacki W., Chudzińska E., Wojnicka - Półtorak A. Genetic-environmental controls of the tolerance of forest trees to industrial pollution. *Archives of Environmental Protection*, 32(1), 2006: 73-88
8. Hawryś Z., Zwoliński J., Matuszczyk I., Kwapis Z. Stan przebudowanych drzewostanów na terenie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa*, 1, 2007: 7-25.
9. Huttunen S., Laine K. Effects of air-borne pollutants on the surface wax structure of *Pinus sylvestris* needles. *Annales of Botanic Fennici* 20, 1983: 79-86.
10. Ilkun G. M., Bukolova T. Zmina strukturi chwoi soson pid dieu ftoru ta chloru. *Ukrainskij Botaniczeskij Journal* 31(5), 1974: 624-629.
11. Karolewski P., Siepak J., Gramowska H. Response of Scots pine (*Pinus sylvestris*), Norway spruce (*Picea abies*) and Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) needles to environment pollution with flourine compounds. *Dendrobiology*, 45, 2000: 41-46.
12. Korshikov I., Velikoridko T., Butilskaya L. Genetic structure and variation in *Pinus sylvestris* L. populations degrading due to pollution - induced injury. *Silvae Genetica* 51(2-5), 2002: 45-49.
13. Lin J., Jach E., Ceulemans R. Stomatal density and needle anatomy of Scots pine (*Pinus sylvestris*) are affected by elevated CO<sub>2</sub>. *New Phytologist* 150, 2001: 665-674.
14. Prus-Głowacki W., Nowak-Bzowy R. Genetic structure of naturally regenerating Scots pine population tolerant for high pollution near a zinc smelter. *Water, Air, Soil Pollution* 62, 1992: 249-259.
15. Prus-Głowacki W., Chudzińska E., Wojnicka Półtorak A., Kozacki L., Fagiewicz K. Effects of heavy metal pollution on genetic variation and cytological disturbances in the *Pinus sylvestris* L. population. *Journ.al of Applied Genetics*, 47(2), 2006: 99-108
16. Urbaniak L. Zróżnicowanie geograficzne sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) z terenu Euroazji na podstawie cech anatomicznych igieł. Wydawnictwo Naukowe UAM Poznań 1998.
17. Staszak J., Grulke N. E. Genetic differences of *Pinus ponderosa* [Dougl. ex Laws.] trees tolerant and sensitive to ozone. *Water, Air and Soil Pollution* 153, 2004: 3-14.

**Kazimierz Biały, Andrzej Biały**

*Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi*

## **Rozdział VII**

### **WPLYW ZWALCZANIA MECHANICZNEGO STRZYGONI CHOINÓWKI NA WZROST DRZEWOSTANÓW SOSNOWYCH W NADLEŚNICTWIE TUCHOLA**

#### **Wstęp i cel**

Bory Tucholskie to dominujący w obszarze młodoglacjalnym kompleks leśny urozmaicony licznymi wyspami morenowymi, torfowiskami i jeziorami. Rozległą powierzchnię sandrową porastają prawie wyłącznie drzewostany sosnowe o różnej dynamice wzrostu wynikającej zarówno z naturalnych jak i zmienionych antropogenicznie uwarunkowań edaficznych. Presja człowieka na ekosystemy leśne tego obszaru miała bardzo różny charakter. Znaczny areal przestrzeni leśnej został spinetyzowany, a wielopokoleniowa hodowla drzewostanów, ukierunkowana na monokultury sosnowe, doprowadziła do znacznych zaburzeń w funkcjonowaniu ekosystemów leśnych i zmian kierunku procesów ekologicznych. W przeszłości, bardzo powszechne było tu też wygrabianie poziomego organicznego z gleb mineralnych. Świeży opad igieł i rozdrobnioną butwinę próchnicy nadkładowej wykorzystywano do ocieplania budynków mieszkalnych i gospodarczych, stosowano ją także jako podściółkę dla hodowanych zwierząt. Znaczna część Borów Tucholskich, zwłaszcza ich partie środkowe i północne, były też użytkowane jako pola uprawne i pastwiska, na co wskazuje duży areal gleb leśnych z dobrze zachowanymi poziomami płużnymi i darniowymi. W większym też stopniu niż obecnie paliły się monokultury sosnowe na tym terenie, co wyraźnie sygnalizują węgielki drzewne, często spotykane w poziomach powierzchniowych gleb. Różnorodna presja antropogeniczna doprowadziła do niekorzystnych zmian właściwości gleb, obniżenia produktywności ekosystemów leśnych, oraz zwiększyła podatność drzewostanów sosnowych na niszczące działanie szkodliwych owadów. Szczególnie groźna okazała się na tym obszarze gradacja Strzygoni choinówki, która miała miejsce w latach trzydziestych ubiegłego wieku (Koehler 1971, Szujecki 1998). Szacuje się, że w tym czasie gradacją objętych zostało około 25 tysięcy hektarów monokultur sosnowych. Była to wyjątkowa gradacja, ponieważ do zwalczania tego gatunku wykorzystano niekonwencjonalną,

i wcześniej nie stosowaną na taką skalę metodę mechaniczną, polegającą na zbieraniu poziomów przypowierzchniowych gleb (organicznego i próchnicznego) i usypywania zebranego materiału glebowego w postaci niewielkich kopców. Wykonane w ten sposób zwalczanie okazało się skuteczne. Tą metodą uratowano duże powierzchnie drzewostanów sosnowych, i to nie tylko w Borach Tucholskich, lecz także i w innych dużych kompleksach leśnych Polski, jak chociażby w Puszczy Bydgoskiej czy w Puszczy Noteckiej. Jednak skutki ekologiczne tej metody mają poważniejsze konsekwencje dla wzrostu drzewostanów sosnowych, ponieważ ich wpływ nie ogranicza się tylko do strat wynikających z redukcji aparatu asymilacyjnego spowodowanego żerem gąsienic i wiążącego się z tym okresowego spadku bieżących przyrostów miąższości drzewostanów, lecz także i z niekorzystnych zmian troficznych wynikających z ogłowienia gleb z poziomów przypowierzchniowych. Nie wiadomo więc w jakim stopniu tak przeprowadzone zwalczanie Strzygoni choinówki wpłynęło na produktywność ekosystemów leśnych objętych tym zabiegiem. Ponieważ zbieg ten nie były dotychczas oceniany zasadniczym celem badań, które w tej pracy mają charakter badań pilotażowych, jest wstępna ocena skutków ekologicznych mierzona parametrami biometrycznymi analizowanych drzewostanów.

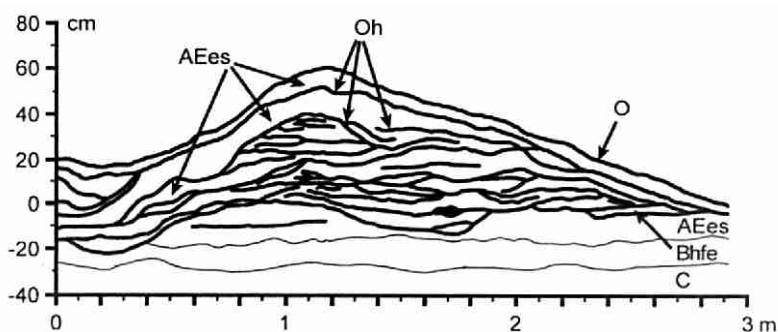
### **Obiekty i zastosowane metody badań**

Badaniami objęto drzewostany sosnowe, porastające część południową Borów Tucholskich (Nadleśnictwo Tuchola), w których w latach trzydziestych rozległą gradację Strzygoni choinówki zwalczano metodą mechaniczną. Z uwagi na wielkoobszarowy charakter tej gradacji zabiegiem objęto tylko część powierzchni leśnych z drzewostanami sosnowymi opanowanymi przez ten gatunek. Na wybiórczy charakter stosowania tego zabiegu wskazuje brak ciągłości powierzchni z kopcami pogradacyjnymi. Kulisy drzewostanów sosnowych objętych tym zabiegiem są bardzo często oddzielone kulisami, w których tego zabiegu nie wykonano. Takie rozmieszczenie drzewostanów pozwoliło na wybranie odpowiednich powierzchni badawczych na małym obszarze. Wytypowano trzy drzewostany, z dobrze zachowanymi kopcami pogradacyjnymi, wskazującymi na wykonanie mechanicznego zwalczania gradacji, oraz dwa drzewostany objęte też gradacją, w którym tego zabiegu nie przeprowadzono. Wszystkie wytypowane do badań drzewostany sosnowe miały około 110 lat i porastały ten sam kontur gleb rdzawych zbielicowanych. Wpływ mechanicznego zwalczania Strzygoni choinówki na wzrost drzewostanów sosnowych oceniono na podstawie parametrów biometrycznych sosny określonych metodami dendrometrycznymi (Bruchwald

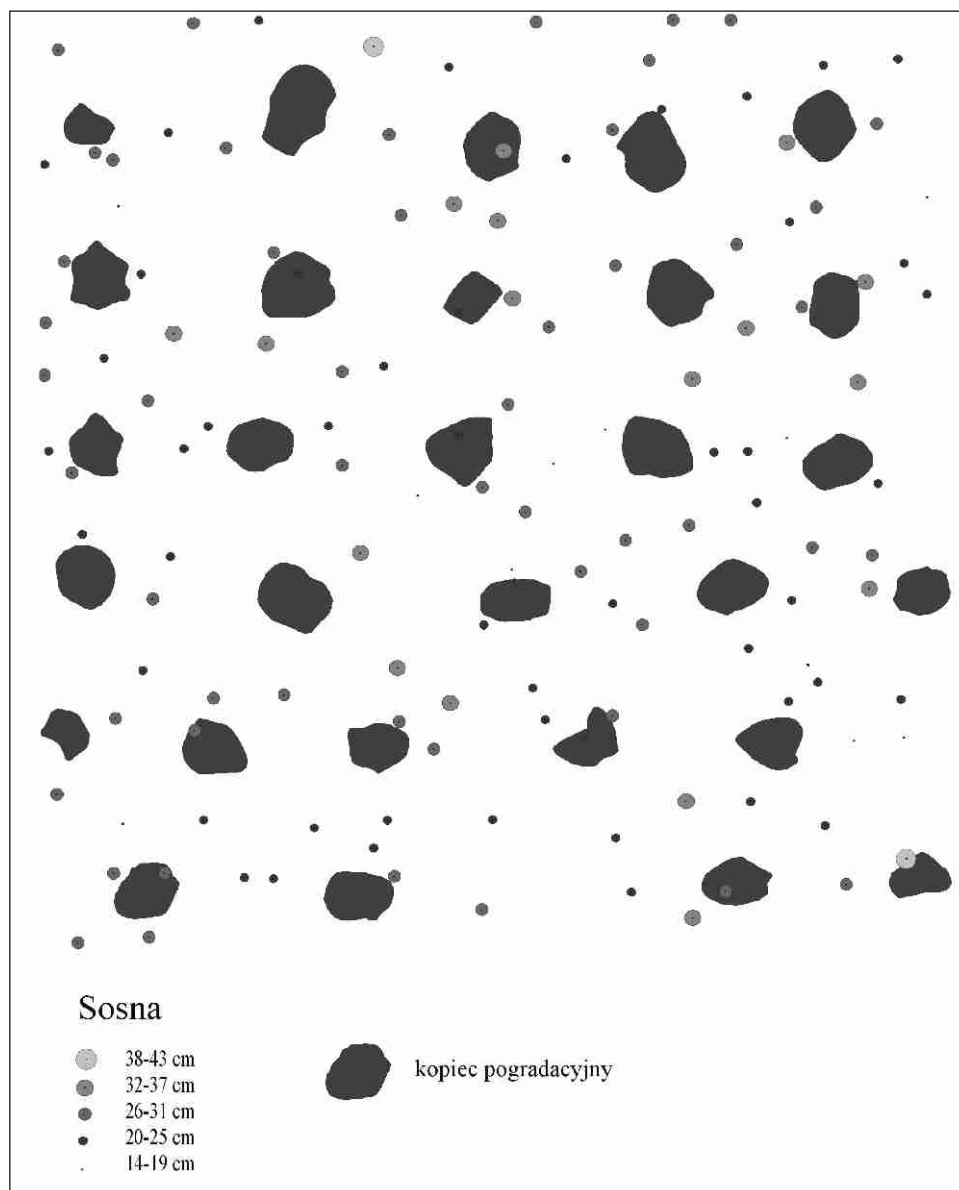
1999). W tym celu w każdym z wytypowanych drzewostanów wyznaczono hektarową powierzchnię, na której zmierzono pierśnice wszystkich drzew z dokładnością do 0.1 cm oraz wysokości drzew reprezentujących odpowiednie klasy grubości pierśnic. Wysokości mierzono z dokładnością do 0.5 m. Na powierzchniach z kopcami pogradacyjnymi drzewa podzielono na trzy grupy: drzewa rosnące w kopcach, drzewa rosnące w odległości do 1 metra od kopców i drzewa rosnące w odległości większej aniżeli 1 metr od kopców. Każdą z tych grup oddzielnie mierzono. Takie pogrupowanie miało na celu wyjaśnienie dodatkowego problemu, a mianowicie czy w wyniku ogławiania gleb i różnej dla poszczególnych drzew lokalizacji kopców nie nastąpiło dodatkowe zróżnicowanie warunków wzrostu drzew, które mogło ujawnić się w postaci różnych rozmiarów ich pni.

### Wyniki badań

*Kopce pogradacyjne.* Wbrew powszechnie panującym opiniom kopce pogradacyjne występujące w Borach Tucholskich nie powstały w wyniku zgrabiania poziomu organicznego gleb. W przekrojach profilowych kopców wyraźnie widać, że złożony w nich materiał glebowy pochodzi z dwóch poziomów, organicznego i eluwalno-próchnicznego. Zachowały się one w postaci małych fragmentów, wskazujących na zbieranie tego materiału łopatami (ryc. 1). Kopce mają nieregularny kształt i zróżnicowaną powierzchnię. Na 25 arowej działce skartowano 29 takich kopców, których powierzchnia wynosiła od 4.7 m<sup>2</sup> do 14.1 m<sup>2</sup>. Najwięcej było kopców o powierzchni 8-9 m<sup>2</sup> (ryc. 2). Zajmują one około 10% powierzchni leśnej. Tak więc z pozostałej powierzchni pokrywy glebowej zebrano niemal całkowicie materię organiczną. Zabieg ten doprowadził do wyraźnego zróżnicowania warunków edaficznych. Z przeprowadzonych badań wynika, że tylko dla 35% drzew rosnących w tych drzewostanach, mechaniczne zwalczanie

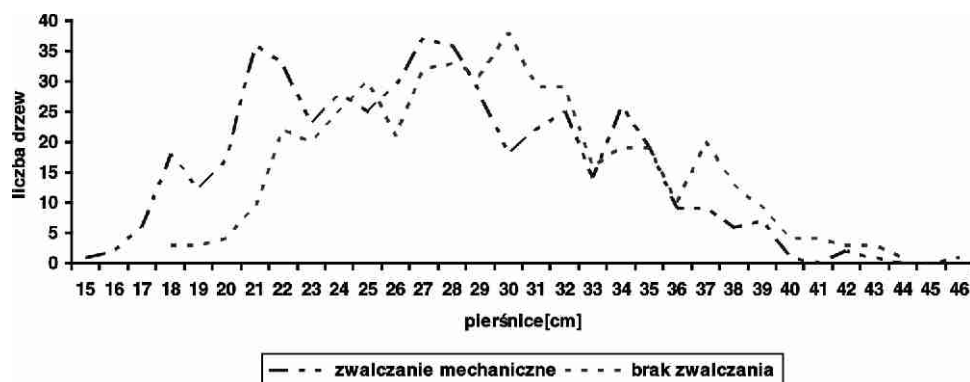


**Ryc. 1.** Przekrój przez kopiec pogradacyjny.  
*ródło: Opracowanie własne.*



**Ryc. 2.** Rozmieszczenie sosny i kopców pogradcacyjnych na powierzchni badawczej.  
*ródło: Opracowanie własne.*

Strzyżoni choinówki mogło mieć korzystny wpływ, ponieważ wokół tych drzew, lub w bardzo bliskiej od nich odległości, usypano kopce pogradcacyjne zawierające dużą ilość materii organicznej. Dla pozostałej, dominującej grupy drzew, warunki wzrostu z pewnością się pogorszyły, z uwagi na wykonane wokół nich ogłównienie gleb i zniszczenie korzeni, które przerastały usunięte poziomy powierzchniowe.



**Ryc. 3.** Zróżnicowanie pierśnic drzew na powierzchni objętej mechanicznym zwalczaniem Strzygoni choinówki i na powierzchni nie objętej tym zabiegiem.

*ródło: Opracowanie własne.*

*Zróżnicowanie biometrycznych badanych drzewostanów sosnowych.* Wpływ gradacji ujawnił się w obu analizowanych grupach drzewostanów. Na powierzchniach objętych zabiegiem mechanicznego zwalczania Strzygoni choinówki zachowało się więcej drzew, co wskazywać może na pewną skuteczność tego zabiegu. Jednak pnie drzew są tu trochę cieńsze, w większym też stopniu zróżnicowane są ich pierśnice. Rozpiętość jest znaczna, i wynosi od 14 cm do 48 cm (ryc. 3). Zaskakują tu zwłaszcza pierśnice 14 i 15 centymetrowe osiągnięte przez drzewa w wieku 110 lat. Nieco inaczej kształtują się te wskaźniki na powierzchniach gdzie zabiegu tego nie wykonano. Drzew jest tu mniej, są za to grubsze, a ich pnie mają większą objętość (tab. 1). Najcieńsze zmierzone drzewa

**Tab. 1.** Parametry biometryczne drzewostanów z podziałem na dwie grupy troficzne drzew.

Rodzaj parametru biometrycznego	Powierzchnie objęte zabiegiem						Powierzchnia nie objęta zabiegiem
	Powierzchnia 1			Powierzchnia 2			
	Drzewa rosące		Razem	Drzewa rosące		Razem	
	w kopcach	poza kopcami		w kopcach	poza kopcami		
Liczba drzew	81	375	<b>456</b>	87	401	<b>488</b>	<b>442</b>
Miaższość drzew w m <sup>3</sup> /ha	58	251	<b>309</b>	60	270	<b>330</b>	<b>362</b>
Miaższość pojed. drzewa w m <sup>3</sup>	0.71	0.66		0.69	0.67		0.77
Przeciętna pierśnica w cm	31.1	29.9		32.4	28.9		30.3

*ródło: Opracowanie własne.*



**Tab. 2.** Parametry biometryczne drzewostanów z podziałem na trzy grupy troficzne drzew.

Rodzaj parametru biometrycznego	Powierzchnia objęta zabiegiem – drzewa rosące				Powierzchnia nie objęta zabiegiem
	w kopcach	< 1 metra od kopca	> 1 metra od kopca	Razem	
Liczba drzew	55	130	346	<b>531</b>	<b>471</b>
Miąższność drzew w m <sup>3</sup> /ha	31	85	208	<b>324</b>	<b>350</b>
Miąższność poj. drzewa w m <sup>3</sup>	0.57	0.65	0.60		0.74
Przeciętna pierśnica w cm	26.1	27.8	26.9		29.7
Przeciętna wysokość w m	23	23.5	23		24

*ródło: Opracowanie własne.*

miały pierśnice o średnicy 16 cm. Prawdopodobnie na takich powierzchniach nastąpiła większa redukcja drzew spowodowana dłużej trwającym żerem Strzygoni choinówki, natomiast drzewa, które przetrwały tę gradację i zregenerowały aparat asymilacyjny miały korzystniejsze warunki dla wzrostu z uwagi na zachowane właściwości gleb.

Ogłowienie gleb jest prawdopodobnie dodatkową przyczyną spadku produktywności badanych ekosystemów borowych. Na powierzchniach nie objętych zabiegiem miąższność drzewostanów wynosiła 350-360 m<sup>3</sup>/ha i była od 8% do 15% większa od miąższności drzewostanów objętych tym zabiegiem. Nie wiadomo czy jest to trwałe, czy tylko chwilowe obniżenie produktywności tych ekosystemów.

Usypanie kopców zmieniło też warunki wzrostu poszczególnych drzew. Największe rozmiary uzyskały drzewa rosące w odległości do 1 metra od granicy kopców, mniejsze rozmiary drzewa rosące w kopcach i oddalone od nich ponad metr (tab. 2). Trudno jest wyjaśnić małe rozmiary drzew obłożonych materiałem glebowym. Prawdopodobnie korzenie sosny rozwinęły się w dawnym poziomie organicznym i nie wnikają do uboższych poziomów eluwialno-próchnicznych złożonych nad tym poziomem.

### **Wnioski**

1. Zwalczanie mechaniczne Strzygoni choinówki wykonane na dużych obszarach Borów Tucholskich doprowadziło do obniżenia miąższności drzewostanów. W miejscach gdzie zabieg ten wykonano miąższność drzewostanów zmniejszyła się od 8 do 15%.

2. Ogłowienie gleb z dwóch poziomów, organicznego i eluwialno-próchnicznego, i usypanie z tych poziomów kopców pogradacyjnych zmieniło warunki wzrostu drzew w jednogatunkowych drzewostanach sosnowych. Największe rozmiary uzyskały drzewa rosnące w bliskim sąsiedztwie kopców pogradacyjnych.

3. Na powierzchniach objętych zabiegiem zachowało się więcej drzew, ale o mniejszych rozmiarach, odwrotnie układają się te zależności w drzewostanach gdzie tego zabiegu nie wykonano.

### **Streszczenie**

W pracy przedstawiono ekologiczne skutki zwalczania mechanicznego gradacji Strzygoni choinówki, która wystąpiła w latach trzydziestych ubiegłego wieku na dużym obszarze Borów Tucholskich. Zastosowanie tego zabiegu doprowadziło do obniżenia produktywności drzewostanów sosnowych. Drzewostany na powierzchniach objętych zwalczaniem mechanicznym charakteryzują się większym zróżnicowaniem pierśnic, większą liczbą drzew i mniejszą biomasą. Zebranie powierzchniowych poziomów gleb zmieniło warunki wzrostu poszczególnych drzew co ujawniło się w postaci pogorszenia ich parametrów biometrycznych. Największe rozmiary osiągnęły drzewa rosnące w bliskim sąsiedztwie kopców pogradacyjnych.

### **Literatura**

1. Bruchwald A. 1999. Dendrometria. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
2. Grudziński P. 2006. Zwalczanie mechaniczne strzygoni choinówki w ekosystemach leśnych Kotliny Toruńskiej i jego skutki dla gleb i drzewostanów. Maszynopis pracy magisterskiej wykonanej w Zakładzie Gleboznawstwa, UMK w Toruniu.
3. Koehler W. 1968. Hylopatologiczna charakterystyka lasów Polski. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne. Warszawa.
4. Szujewski A. 1998. Entomologia leśna, tom II. Wydawnictwo SGGW. Warszawa.

**Wiesław Cyzman, Anna Kannenberg**  
*Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu*

## **Rozdział VIII**

### **ZMIANY W SKŁADZIE FLORYSTYCZNYM I STRUKTURZE ZBIOROWISK LEŚNYCH W WYBRANYCH REZERWATACH NA KUJAWACH I POMORZU**

#### **Wstęp**

Zmiany zachodzące w strukturze oraz składzie florystycznym zbiorowisk leśnych stanowią istotny wskaźnik przeobrażeń zachodzących w ekosystemach. Zmiany składu gatunkowego fitocenozy są najwcześniejszym przejawem zmiany warunków życia. Długoterminowa obserwacja i archiwizowanie zdjęć fitosocjologicznych pozwala na prowadzenie badań monitoringowych i uchwycenie kierunku zachodzących zmian.

Ogólna prawidłowością zachodzących przeobrażeń w zbiorowiskach roślinnych jest ustępowanie gatunków o specyficznych wymaganiach ekologicznych (stenotypowych) na korzyść roślin o szerokiej skali tolerancji (eurotypowych), zastępowanie gatunków o niewielkim zasięgu (endemicznych) przez gatunki szeroko rozprzestrzenione, kosmopolityczne, a także wkraczanie do zbiorowisk naturalnych i półnaturalnych gatunków obcych - antropofitów co prowadzi do zmian w strukturze genetycznej i powstawania mieszańców. Na skutek wyżej wymienionych zmian ustępują gatunki rzadkie i endemiczne, a procesy wymierania gatunków się nasilają. Generalizując, najczęściej zmiany w strukturze zbiorowisk polegają na uproszczeniu tej struktury i upodabnianiu się zbiorowisk. Zmiany na poziomie fitocenoz przekładają się na zmiany na poziomie krajobrazu.

#### **Cel i metody badań**

Celem opracowania jest ocena długoterminowych zmian zbiorowisk leśnych, chronionych w wybranych rezerwach leśnych, na Kujawach i Pomorzu, ze szczególnym zwróceniem uwagi na zmiany w składzie florystycznym zespołów.

Ocenę zmian w poszczególnych obiektach wykonano na podstawie porównania składu florystycznego w poszczególnych latach badawczych. Po ich zestawieniu, uporządkowaniu i uwspółcześnieniu nazewnictwa dokonano analizy udziału grup

systematycznych, syntaksonomicznych, historycznych i geograficznych w zespołach leśnych.

Klasyfikacja zbiorowisk roślinnych oparta została na "Przewodniku do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski" (Matuszkiewicz 2001).

W celu porównania struktury i składu florystycznego zbiorowisk w poszczególnych latach utworzono tabele porównawcze.

Po zestawieniu zdjęć fitosocjologicznych z wszystkich lat w postaci tabel podstawowych obliczono przeciętny stopień pokrycia grupowego (P) ze wzoru:

$$P = \frac{E_p}{n}$$

$E_p$  = suma średnich stopni pokrycia grupowego wszystkich gatunków danej grupy,  
 $n$  = ilość zdjęć w tabeli.

### **Obiekt badań**

W regionie kujawsko-pomorskim badania o charakterze monitoringu prowadzone są na terenie wielu obiektów i obszarów chronionych. Na potrzeby niniejszego opracowania wybrano spośród nich 5 rezerwatów. Mają one wieloletnią, kilkakrotnie powtarzaną, dokumentację fitosocjologiczną i reprezentują zespoły leśne dominujące na obszarach chronionych w województwie kujawsko-pomorskim.

#### **Zmiany w składzie florystycznym zespołów leśnych w rezerwacie "Las Piwnicki"**

Pierwsze działania mające na celu ochronę drzewostanów dzisiejszego rezerwatu "Las Piwnicki" zostały podjęte w 1923 roku. W wyniku starań przyrodników i leśników w 1924 roku Wojewoda Pomorski wydał zarządzenie zabraniające jakichkolwiek wyrębów na terenie obecnego rezerwatu. Formalnie rezerwat został powołany w 1956 roku. Ochroną objęto obszar o powierzchni 25,83 ha. W 1981 roku rezerwat został powiększony i jego aktualna powierzchnia wynosi 37,20 ha. Z przylegających wydzieleń leśnych utworzono otulinę rezerwatu. Pod względem administracyjnym rezerwat leży we wsi Różankowo, w gminie Łysomice, koło Torunia, natomiast pod względem administracji leśnej, w leśnictwie Olek, nadleśnictwie Toruń. Rezerwat leży na krawędzi Kotliny Toruńsko-Bydgoskiej w sąsiedztwie krajobrazu rolniczego. Od pól uprawnych oddziela go jedynie wąski pas otuliny leśnej. Wzdłuż południowej granicy rezerwatu płynie silnie meandrująca na jego terenie "Struga Łysomicka".

Wg "Planu ochrony rezerwatu" na okres 1.01.1994-31.12. 2003 aktualnie na terenie rezerwatu występują dwa zespoły leśne: łąg olszowo-jesionowy Fraxino-Alnetum i łąg subkontynentalny Tilio-Carpinetum, zróżnicowany na dwa podzespoły: łąg niski T-C stachyetosum i łąg typowy T-C typicum.

Łąg olszowo-jesionowy występuje w południowej części rezerwatu. Zajmuje obniżenia, w których dawniej przez znaczną część roku stagnowała woda. Obniżenie się poziomu wód gruntowych i przesuszenie terenu wyeliminowało większość roślin siedlisk podtopionych, związanych z olsem. Autorzy planu ochrony z 1994 roku uważają, że opisywany zespół podlega sukcesji w kierunku łągu wiązowo-jesionowego, chociaż może on bezpośrednio przekształcić się w łąg niski.

Łąg niski zajmuje w rezerwacie "Las Piwnicki" południowe, częściowo centralne i północno-zachodnie partie terenu. Jest to zbiorowisko najbogatsze w rezerwacie, o zróżnicowanej strukturze gatunkowej drzewostanu, podszytu i runa. W związku z obniżeniem poziomu wód gruntowych w centralnych partiach rezerwatu zbiorowisko przechodzi w podzespół typowy, zyskuje natomiast na powierzchni w części południowej, gdzie zajmuje dotychczasowe miejsca łągu olszowo-jesionowego.

Łąg typowy występuje na około 80 % powierzchni rezerwatu "Las Piwnicki". Jest jednocześnie najbardziej zróżnicowany postaciowo. Autorzy planu ochrony na lata 1994-2003 (Rejewski i inni 1994) uważają, że tak duże zróżnicowanie wynika z historii oraz zmiennych warunków siedliskowych. Piszą oni między innymi: "...pierwotnym motywem objęcia ochroną "Lasu Piwnickiego" było niespotykane w regionie nagromadzenie potężnych "pomnikowych" okazów dębu i sosny. Traktowano ów fragment powierzchni leśnej jako pozostałość dawniejszych

**Tab. 1.** Liczba zdjęć, struktura warstwowa i średnia liczba gatunków w zdjęciu i ogólna liczba gatunków w poszczególnych latach w zbiorowisku łągowym na terenie rezerwatu "Las Piwnicki".

Liczba zdjęć	1965	1973	1996
	2	3	8
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	43,5	26	24,62
Ogólna liczba gatunków	50	38	58
Zwarcie warstwy drzew a1 %	85	88,33	61,87
Zwarcie warstwy drzew a2 %	15	10	23,75
Zwarcie warstwy krzewów b %	50	36,67	18,12
Pokrycie warstwy zielnej c %	92,5	88,33	80,62
Spantaneofity	22	20	34
Apofity	26	18	24
Archeofity	1	1	

*ródło: Zasoby archiwalne Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody, Bydgoszcz.*

naturalnych drzewostanów, jako relikwiny niegdysiejszych puszczy..." Jak się okazało w miarę postępu nauk fitosocjologicznych, był to pogląd błędny. Obserwowane jeszcze trzydzieści lat temu sytuacje... były rezultatem określonej gospodarki leśnej, polegającej na wybiórczym pozyskiwaniu niektórych asortymentów drewna liściastego i jednoczesnym podsadzaniu sosny. Ta praktyka... doprowadziła w początkach 19 wieku do przekształcenia pierwotnego zbiorowiska grądowego w postać określaną następnie jako bór mieszany (Pino-Quercetum). Dalej autorzy planu piszą: "...Zapewne musiał zaistnieć splot czynników natury raczej społecznej niżli gospodarczej, który pozwolił przetrwać starym drzewostanom dębowo-sosnowym do naszych czasów, kiedy naturalne procesy biologiczne ponownie dążą do odtworzenia struktur pierwotnych..."

**Tab. 2.** Las Piwnicki - łągi.

No	year [number of pic.]	1965 [2]		1973 [3]		1996 [8]	
		%	av/pic	%	av/pic	%	av/pic
	Group						
1	<i>Fraxino-Alnetum</i> i <i>Alnenion glutinoso-incanae</i> :	8,56	17,60	39,04	107,67	24,37	73,78
2	<i>Ficario-Ulmetum</i> i <i>Ulmenion minoris</i> :	19,56	40,20	3,95	10,90	22,92	69,40
3	<i>Alno-Ulmion</i>	17,81	36,60	30,61	84,40	8,18	24,75
4	<i>Tilio-Carpinetum</i> i <i>Carpinion betuli</i> :	13,43	27,60	8,18	22,57	12,70	38,46
5	<i>Fagetalia</i>	25,09	51,55	4,34	11,97	12,40	37,54
6	<i>Quercio-Fagetea</i>	5,21	10,70	9,72	26,80	5,41	16,38
7	<i>Artemisietea</i>	1,61	3,30	3,75	10,33	5,09	15,40
8	<i>Vaccinio-Piceetea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,34
9	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,02	0,05	0,00	0,00	0,22	0,68
10	<i>Stellarietea mediae</i>	0,63	1,30	0,00	0,00	4,44	13,44
11	<i>Epilobietea angustifolii</i>	0,05	0,10	0,02	0,07	0,11	0,34
12	<i>Alnetea glutinosae</i> i <i>Phragmitetea</i> :	7,35	15,10	0,31	0,87	0,00	0,01
13	Spec. others	0,68	1,40	0,08	0,23	4,05	12,25
	<b>TOTAL</b>	<b>100,00</b>	<b>205,50</b>	<b>100,00</b>	<b>275,80</b>	<b>100,00</b>	<b>302,75</b>

ródło: Zasoby archiwalne Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody, Bydgoszcz.

**Tab. 3.** Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu i ogólna liczba gatunków w poszczególnych latach w grądzie niskim na terenie rezerwatu "Las Piwnicki".

	1965	1973	1996
Liczba zdjęć	4	8	7
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	30,25	25,5	25,43
Ogólna liczba gatunków	54	53	56
Zwarcie warstwy drzew a1 %	40	74,37	52,14
Zwarcie warstwy drzew a2 %	35	19,38	36,71
Zwarcie warstwy krzewów b %	17,5	50	34,14
Pokrycie warstwy zielnej c %	78,75	70,62	90,71
Spantaneofity	26	23	27
Apofity	26	28	26
Archeofity			1
Kenofity			
Diafity	1	2	

ródło: Zasoby archiwalne Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody, Bydgoszcz.

**Tab. 4.** Las Piwnicki - grąd niski.

No	year [number of pic.]	1965 [4]		1973 [8]		1996 [7]	
		%	av/pic	%	av/pic	%	av/pic
1	<i>Tilio-Carpinetum i Carpinion betuli:</i>	29,36	76,55	25,07	149,30	18,64	42,50
2	<i>Alno-Ulmion</i>	7,42	19,35	6,99	41,63	19,93	45,45
3	<i>Fagetalia</i>	15,21	39,65	9,07	54,00	23,86	54,41
4	<i>Quercu-Fagetea</i>	12,37	32,25	14,82	88,23	14,01	31,95
5	<i>Artemisieteae</i>	1,17	3,05	8,49	50,53	2,63	6,00
6	<i>Vaccinio-Piceetea</i>	9,72	25,35	8,27	49,27	5,52	12,58
7	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,02	0,05	2,10	12,50	0,14	0,33
8	Spec. others forester	24,72	64,45	22,48	133,87	14,85	33,85
9	Spec nor forester and geographic foreign	0,02	0,05	2,71	16,13	0,42	0,95
	<b>TOTAL</b>	<b>100,0</b>	<b>260,75</b>	<b>100,0</b>	<b>595,47</b>	<b>100,0</b>	<b>228,01</b>

*ródło:* Zasoby archiwalne Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody, Bydgoszcz.

**Tab. 5.** Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu i ogólna liczba gatunków w poszczególnych latach w grądzie typowym na terenie rezerwatu " Las Piwnicki".

	1965	1973	1996
Liczba zdjęć	13	28	10
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	23,46	19,04	19,0
Ogólna liczba gatunków	66	59	49
Zwarcie warstwy drzew a1 %	62,46	52,32	41,0
Zwarcie warstwy drzew a2 %	40,77	68,03	45,5
Zwarcie warstwy krzewów b %	33,46	33,04	32,5
Pokrycie warstwy zielnej c %	77,31	64,28	68,00
Spantaneofity	28	33	17
Apofity	32	29	23
Archeofity		1	
Kenofity			
Diafity		3	2

*ródło:* Zasoby archiwalne Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody, Bydgoszcz.

**Tab. 6.** Las Piwnicki - grąd typowy.

No	year [number of pic.]	1965 [13]		1973 [28]		1996 [10]	
		%	av/pic	%	av/pic	%	av/pic
1	<i>Tilio-Carpinetum i Carpinion betuli:</i>	20,0	36,47	29,2	70,22	16,9	32,77
2	<i>Alno-Ulmion</i>	0,0	0,02	0,3	0,82	0,0	0,04
3	<i>Fagetalia</i>	3,4	6,14	3,0	7,33	5,6	10,87
4	<i>Quercu-Fagetea</i>	3,1	5,73	7,2	17,29	6,8	13,14
5	<i>Artemisieteae</i>	0,3	0,49	2,7	6,47	0,2	0,30
6	<i>Vaccinio-Piceetea</i>	41,7	76,28	24,5	58,63	39,5	76,55
7	<i>Nardo-Callunetea i Koelerio-Coryneporetea:</i>	0,0	0,02	1,7	4,05	0,1	0,27
8	<i>Epilobieteae angustifolii</i>	0,2	0,28	2,2	5,23	0,9	1,78
9	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,8	3,30	0,3	0,81	0,1	0,29
10	Spec. others forester	29,5	53,88	27,1	65,26	27,6	53,70
11	Spec. not forester and geographic foreign	0,0	0,07	1,8	4,31	2,3	4,51
	<b>TOTAL</b>	<b>100,0</b>	<b>182,68</b>	<b>100,0</b>	<b>240,43</b>	<b>100,0</b>	<b>194,22</b>

*ródło:* Zasoby archiwalne Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody, Bydgoszcz.

W tabeli 1 zestawiono statystykę zmian w strukturze i składzie florystycznym zbiorowiska łągowego w rezerwacie Las Piwnicki. Widać, że w zbiorowisku tym bardzo wyraźnie zmniejszyła się różnorodność gatunkowa. Średnia liczba gatunków w płacie wynosiła w 1965 prawie 44, w 1973 roku, już tylko 26, a 1996 mniej niż 25. W tym czasie zmieniał się także średni stopień pokrycia poszczególnych grup syntaksonomicznych.

### **Zmiany w zasięgu i składzie florystycznym lasów higrofilnych w rezerwacie "Olszyny Rakutowskie"**

Rezerwat "Olszyny Rakutowskie" został utworzony w 1978 roku. Ochroną objęto w nim zachodni fragment rozległego kompleksu higrofilnych lasów liściastych w Niece Kłócieńskiej, w pobliżu wsi Rakutowo, w gminie Baruchowo. Pierwsze badania fitosocjologiczne na jego terenie zostały wykonane w 1969 roku (Rejewski, Olesińska 1974), kolejne w 1988 (Cyzman, Rejewski 1992), a ostatnie w 2002 i 2003 roku (Cyzman, w druku). Ponadto w 1993 roku zdjęcia fitosocjologiczne wykonał, w ramach sporządzania planu ochrony, Komendarczyk (1994).

Pierwsze badania fitosocjologiczne w 1969 roku wykazały występowanie na terenie rezerwatu "Olszyny Rakutowskie" 2 zespołów leśnych: olsu porzeczkowego *Ribeso nigri-Alnetum* oraz łągu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum*, zróżnicowanego na dwa podzespoły: typowy *F-A typicum* i z dominacją szczyru trwałego *Mercurialis perennis F-U mercurialetosum*.

Wg autorów opracowania z 1992 roku na terenie rezerwatu występowały już trzy zespoły: ols porzeczkowy, łąg olszowo-jesionowy i ponadto łąg wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum minoris*. Stan taki w zasadzie potwierdziły badania z 2002 roku. Po ponownym zestawieniu i przeanalizowaniu zdjęć z wszystkich lat badawczych można stwierdzić, że na terenie rezerwatu występowały lub występują następujące jednostki fitosocjologiczne: *Ribeso nigri-Alnetum*; warianty: typowy i z *Mercurialis perennis*, *Fraxino-Alnetum typicum*; wariant typowy i z *Mercurialis perennis*, *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*; wariant wilgotny i typowy, *Ficario-Ulmetum minoris*; wariant wilgotny i typowy. Z obserwacji zasięgu wymienionych jednostek wynika, że na terenie rezerwatu warunki siedliskowe, zwłaszcza wilgotnościowe wciąż nie są stabilne. Największe zmiany nastąpiły w latach 1969-1988. W tym czasie dużą część płatów *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* zastąpiły fitocenozy *Ficario-Ulmetum minoris*. Przyczyn szybkiej sukcesji tego ostatniego zespołu należy szukać w zmniejszeniu się zabagnienia na skraju doliny Rakutówki. Był to efekt regulacji i pogłębienia tej rzeki pod koniec lat 50-tych ubiegłego wieku



oraz odwodnienia wskutek błędnie przeprowadzonych melioracji i zmniejszenia się prawie o połowę przylegającego do "Olszyn Rakutowskich" Jeziora Rakutowskiego. Jako dowód zmniejszenia się wilgotności siedlisk rezerwatu, poza wykształceniem się *Ficario-Ulmetum minoris* i zmniejszeniu się zasięgu *Ribeso nigri Alnetum* i najbardziej wilgotnych fitocenoz *Fraxino-Alnetum* służyć może porównanie średniego stopnia pokrycia grup syntaksonomicznych. W 1969 roku grupy skupiające gatunki terenów zabagnionych i silnie wilgotnych z klas *Alnetea glutinosae*, *Phragmitetea* i pzw. *Alnenion glutinosae* miały 42,53 % udziału w ogólnym stopniu pokrycia dla pojedynczego zdjęcia. W 1988 rok udział ten

**Tab. 7.** Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu i ogólna liczba gatunków w poszczególnych latach w zespole olsu porzeczkowego na terenie rezerwatu "Olszyny Rakutowskie".

	1969	1988	1993	2002
Liczba zdjęć	5	5	6	24
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	32,6	30,2	32,33	33,42
Ogólna liczba gatunków	66,0	62,0	53,0	107,0
Zwarcie warstwy drzew a1 %	73,0	89	76,67	66,04
Zwarcie warstwy drzew a2 %	10,0	17	5,8	16,25
Zwarcie warstwy krzewów b %	17,0	13	5,8	17,42
Pokrycie warstwy zielnej c %	87,0	78	95,0	90,21
Spantaneofity	24	27	27	50
Apofity	31	30	22	51
Archeofity			1	1

ródło: Rejewski M., Olesińska H., 1974, *Zasługujące na ochronę olsy i łęgi nad Jeziorem Rakutowskim na Kujawach*, *Ochrona Przyrody* 39, Cyzman i inni., 2002. *Program Ochrony Przyrody Nadleśnictwa Bydgoszcz., badania własne.*

**Tab. 8.** Ols porzeczkowy *Ribeso nigri - Alnetum*.

No	year [number of year]	1965 [5]		1988 [5]		2002/03 [24]	
		%	av/pic	%	av/pic	%	av/pic
1	<i>Ribeso nigri-Alnetum</i> i kl. <i>Alnetea glutinosae</i> :	40,8	71,32	27,3	136,00	26,7	90,52
2	<i>Phragmitetea</i> :	39,7	69,36	17,1	85,04	21,8	74,00
3	<i>Fraxino-Alnetum</i> i pzw. <i>Alnenion glutinosae</i> :	1,0	1,76	7,9	39,10	4,1	13,96
4	<i>Ficario-Ulmetum campestre</i> i pzw. <i>Ulmenion minoris</i> :	0,0	0,00	0,6	3,00	1,2	4,12
5	<i>Alno-Ulmion</i> :	9,4	16,40	18,4	91,58	16,0	54,31
6	<i>Querco-Fagetea</i> :	0,1	0,16	1,8	9,10	5,7	19,39
7	<i>Artemisietea</i> :	0,1	0,24	5,5	27,54	7,0	23,64
8	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> :	2,8	4,90	7,2	35,64	9,4	32,60
9	<i>Epilobietea angustifolii</i> :	0,0	0,08	1,2	6,02	0,0	0,03
10	Spec. other	6,1	10,68	13,0	94,74	8,1	27,48
<b>TOTAL</b>		<b>100,00</b>	<b>174,90</b>	<b>100,00</b>	<b>497,76</b>	<b>100,00</b>	<b>339,49</b>

ródło: Rejewski M., Olesińska H., 1974, *Zasługujące na ochronę olsy i łęgi nad Jeziorem Rakutowskim na Kujawach*, *Ochrona Przyrody* 39, Cyzman i inni., 2002. *Program Ochrony Przyrody Nadleśnictwa Bydgoszcz., badania własne.*

zmniejszył się do 31,61 %, zaś w 2002 wynosił 28,26 %. W latach 1969-1988 wyraźnie wzrósł średni stopień pokrycia gatunków o mniejszych wymaganiach wilgotnościowych z klasy *Querc-Fagetea*, przeważnie z podklasy *Ulmenion minoris* i klasy *Querc-Fagetea*. Łącznie wynosił on odpowiednio: 1969 r - 15,91%, 1988 - 24,49% i w 2002 roku - 23,39%. Na terenie rezerwatu "Olszyny Rakutowskie" zaobserwowano, że od 1969 roku nastąpiły dość istotne zmiany w jego florze. Wzbogaciła się ona o takie gatunki, jak np.: *Ranunculus ficaria*, *Polygonatum multiflorum* i *Ajuga reptans*, które stwierdzono w 1988 roku oraz *Majanthemum bifolium* zaobserwowaną dopiero w 2002 roku. W tym czasie rozszerzył się zasięg niektórych, dominujących gatunków w runie np.: *Mercurialis perennis* i od 1988 roku *Ranunculus ficaria*.

#### **Zmiany florystyczne w łągu wiązowo-jesionowym *Ficario-Ulmetum minoris* w rezerwach "Ostrów Panieński" i "Wielka Kępa Ostromecka" w dolinie Środkowej Wisły**

Rezerwat "Ostrów Panieński" położony jest w niedalekiej odległości Chełmna. Powołano go w części niewielkiego kompleksu leśnego, który zachował się na Kępie Panieńskiej, która leży na terasie zalewowej doliny Wisły.

Kępa Panieńska była prawie cała chroniona w formie rezerwatu już od 1922 roku. Jednak od 1956 roku ochronie rezerwatowej podlega tylko jej niewielki fragment (14,43 ha). Pierwsze szczegółowe badania fitosocjologiczne zostały na jego terenie przeprowadzone w 1956 roku (Michalska J., Kępczyński K.). Następne wykonano w latach 1963-65 (Wilkoń-Michalska J., Kępczyński K.) oraz w 1985 (Komendarczyk A.). Ostatnie dane na temat uwarunkowań fitosocjologicznych rezerwatu pochodzą z pracy magisterskiej Marleny Wojciechowskiej (2003), wykonanej w zakładzie Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody UMK Toruń, pod opieką dr Wiesława Cyzmana i kierownictwem dr hab. Adama Barcikowskiego.

Na całym obszarze rezerwatu "Ostrów Panieński" występuje jeden zespół leśny łągu wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum minoris*. Zmiany w jego składzie od 1956 nie były na tyle duże by w wyniku sukcesji przekształcił się on w inną jednostkę fitosocjologiczną. Na terenie rezerwatu wykonywano badania fitosocjologiczne czterokrotnie: w 1956, 1963-65, 1985 i 2002 roku. Brak aspektu wiosennego w badaniach z 1985 roku nie pozwala na wykorzystanie ich do analizy florystycznej.

W zbadanych fitocenozach łągu wiązowo-jesionowego w ciągu ostatnich 50 lat stwierdzono wyraźny wzrost liczby gatunków grądowych z rzędu *Fagetalia sylvaticae* i klas *Querc-Fagetea* (łącznie) - od 13 w 1956 roku, poprzez 14

w latach 1963-65, po 17 w 2002 roku oraz klasy *Artemisietea* - po 7 w 1956 roku i w latach 1963-65 do 10 w 2002 roku. Zmniejszyła się natomiast liczba gatunków łągowych, charakterystycznych i wyróżniających *Ficario-Ulmetum minoris*, *Ulmion minoris*, *Alno-Ulmion* (łącznie) - z 16 w 1956 i 1965 roku do 13 w 2002 roku. Nieco inaczej wygląda sytuacja, jeżeli bierze się pod uwagę procentowy udział poszczególnych grup syntaksonomicznych, w średnim stopniu pokrycia w zdjęciu. Stopień pokrycia gatunków łągowych wzrósł z 43,11 % do 51 % w 1965, by w 2002 roku osiągnąć poziom z 1956. Natomiast udział procentowy gatunków

**Tab. 9.** Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu i ogólna liczba gatunków w poszczególnych latach w zespole łągu wiązowo-jesionowego na terenie rezerwatu "Ostrów Panieński".

	1956	1963-65	1985	2002
Liczba zdjęć	12	20	10	42
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	21	23	17	22
Ogólna liczba gatunków	49	47	34	50
Zwarcie warstwy drzew a1 %	75,83	85,25	69,00	66,07
Zwarcie warstwy drzew a2 %			20,1	36,67
Zwarcie warstwy krzewów b %	35,42	49,5	41,0	32,14
Pokrycie warstwy zielnej c %	61,67	72,25	89,0	76,31
Spantaneofity	13	14	8	12
Apofity	36	27	24	31
Archeofity	1	1		1
Kenofity	1	1	2	2

ródło: Wojciechowska M., 2003, *Zmiany w składzie florystycznym zespołów w Rezerwacie "Ostrów Panieński" w latach 1959-2002*, Praca magisterska pod kierunkiem prof. A. Barcikowskiego przy opiece dr W. Cyzmana wykonana w Zakładzie Taksonomii, Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody. Instytut Biologii, UMK Toruń.

**Tab. 10.** Ostrów Panieński.

No	Group	1956 [12]		1963-65 [20]		1985 [10]		2002 [42]	
		%	av/pic	%	av/pic	%	av/pic	%	av/pic
1	<i>Ficario-Ulmetum</i>	8,13	8,36	44,89	91,86	18,25	40,65	31,90	114,17
2	<i>Ulmion-minoris</i>	2,47	2,54	3,06	6,27	10,35	23,06	7,88	28,19
3	<i>Alno-Ulmion:</i>	7,43	7,63	3,08	6,31	2,12	4,72	1,82	6,51
4	<i>Fagatelia sylvaticae</i>	10,58	10,87	9,64	19,73	0,40	0,90	9,85	35,24
5	<i>Querco-Fagatelia</i>	29,74	30,56	15,25	31,20	17,59	39,18	14,99	53,65
6	<i>Salicetia purpureae</i>	0,02	0,02	0,01	0,02	0,00	0,00	0,25	0,89
7	<i>Artemisietea:</i>	26,77	27,51	15,26	31,22	38,06	84,77	26,53	94,96
8	Spec. other	14,86	15,27	8,82	18,04	13,22	29,44	6,80	24,33
<b>TOTAL</b>		<b>100,00</b>	<b>102,75</b>	<b>100,00</b>	<b>204,64</b>	<b>100,00</b>	<b>222,72</b>	<b>100,00</b>	<b>357,95</b>

ródło: Wojciechowska M., 2003, *Zmiany w składzie florystycznym zespołów w Rezerwacie "Ostrów Panieński" w latach 1959-2002*, Praca magisterska pod kierunkiem prof. A. Barcikowskiego przy opiece dr W. Cyzmana wykonana w Zakładzie Taksonomii, Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody. Instytut Biologii, UMK Toruń.

grądowych spadł w okresie lat 1956 - 1965 z 28,21% do poziomu 25,34%, by w 2002 roku ponownie przekroczyć 28% (28,31). W latach 1965 - 2002 wyraźnie wzrosła rola gatunków nitrofilnych z klasy Artemisietea. Ich udział w pokryciu wynosił odpowiednio - 18,51% (1965), 14,98% (1965) i 27,93% (2002). Wzrost stopnia pokrycia gatunków nitrofilnych należy łączyć z ekspansją niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora*.

Analiza numeryczna wykazała natomiast wyraźny wzrost wskaźnika różnorodności. W 1956 r średnia wartość różnorodności wynosiła 3,06, w 1965 r. - 3,2 a w 2002 r. - 3,21.

### **Rezerwat "Wielka Kępa Ostromecka"**

Pierwszym botanikiem, który zauważył konieczność ochrony starodrzewia na Wielkiej Kępie Ostromeckiej był Scholz (1896). W 1922 roku projekt powstania rezerwatu na terenie Wielkiej Kępy opublikował Łabendziński. Podkreślił on malownicze położenie terenu, obecność w pobliżu źródła zdrowotnej wody oraz wiek drzewostanu, złożonego z topoli nadwiślańskiej, dębu, wiązu i wierzb. Również Wodziec (1927) wskazuje na potrzebę ochrony tego terenu. Jego właściciel hrabia Alvensleben zobowiązał się, że nie będzie wycinał na Kępie starych dębów i topól. Jednak dopiero w 1953 roku nastąpiło ostateczne, prawne zatwierdzenie rezerwatu. Jego powierzchnia wynosi obecnie 27,61 ha. Pod względem administracji samorządowej rezerwat leży w gminie Dąbrowa Chełmińska, w powiecie bydgoskim, a pod względem administracji leśnej - w obrębie Ostromecko, w Nadleśnictwie Toruń.

Rezerwat zajmuje najniższą terasę zalewową Wisły. Łęg wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum minoris* rozwija się tutaj na glebach podtypu małych rzecznych brunatnych. Jest to obecnie jedyny zespół leśny w rezerwacie, chociaż w latach 60-tych ubiegłego stulecia wyróżniano tu także łęg wierzbowo-topolowy *Salici-Populetum*.

Na terenie rezerwatu "Wielka Kępa Ostromecka" przeprowadzono dwukrotnie szczegółowe badania fitosocjologiczne. Pierwsze wykonali w 1967 roku Kępczyński K. i Wilkoń-Michalska J. Powtórne badania wykonał, pod kierunkiem prof. Adama Barcikowskiego, w ramach pracy magisterskiej M. Marchwiński w 2001 i 2002 roku.

Porównując strukturę pionową zbiorowiska na przestrzeni ponad 35 lat zwraca uwagę wyraźne (ponad 10 %) zmniejszenie się zwarcia górnej warstwy drzew. Jest to zapewne skutek wydzielania się topól, które w tym czasie osiągnęły kres życia osobniczego. Zamieranie starych drzew, zapewniło większy dostęp światła do dna

**Tab. 11.** Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu i ogólna liczba gatunków w poszczególnych latach w zespole łągu wiązowo-jesionowego na terenie rezerwatu "Wielka Kępa".

	1963-65	2001
Liczba zdjęć	22	25
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	20	26
Ogólna liczba gatunków	82	81
Zwarcie warstwy drzew a1 %	56,36	46,4
Zwarcie warstwy drzew a2 %	47,5	51,6
Zwarcie warstwy krzewów b %	45	51,6
Pokrycie warstwy zielnej c %	77,27	81,8
Pokrycie warstwy mszystej d %	5,1	12,0
Spantaneofity	18	13
Apofity	42	37
Archeofity	4	3
Kenofity	1	3
Diafity	1	2

ródło: Marchwiński M., 2002.

**Tab. 12.** Wielka Kępa - *Ficario-Ulmetum minoris*.

No/Group	year [number of pic.]		1963-65 [22]		2001 [25]	
	%	av/pic	%	av/pic	%	av/pic
1 <i>Ficario-Ulmetum</i>	18,52	67,27	44,03	87,21		
2 <i>Ulmion-minoris</i>	1,69	6,15	1,22	2,42		
3 <i>Almo-Ulmion</i>	7,83	28,45	2,72	5,40		
4 <i>Fagatelia sylvaticae</i>	3,26	11,85	1,62	3,21		
5 <i>Querco-Fagatelia</i>	19,18	69,66	17,19	34,04		
6 <i>Salicetea purpureae</i>	8,73	31,72	9,04	17,90		
7 <i>Artemisietea</i>	25,89	94,01	14,89	29,50		
8 <i>Molinio-Arrhanatheretea</i>	0,10	0,35	0,39	0,76		
9 <i>Alnetea glutinosae i Phragmitetea</i>	0,00	0,00	0,06	0,12		
10 Spec. other	14,80	53,77	8,84	17,52		
<b>TOTAL</b>	<b>100,00</b>	<b>363,23</b>	<b>100,00</b>	<b>198,08</b>		

ródło: Marchwiński M., 2002.

lasu, co pozwoliło na zwiększenie się średniego (0,4 do ponad 7%) zwarcia lub pokrycia dolnych warstw lasu.

Porównując listę gatunków rezerwatu Wielka Kępa z lat 60-tych z listą rezerwatu w 2001 roku, zauważa się, że ubyło w ciągu prawie 40 lat 27 taksonów. Zostały one jednak zastąpione przez 26 innych gatunków. Bardzo wyraźnie w tym czasie wzrosła natomiast średnia liczba gatunków w zdjęciu, z 20 do 26.

### Zmiany w składzie florystycznym świetlistej dąbrowy w rezerwacie "Dziki Ostrów"

Rezerwat "Dziki Ostrów" położony jest w gminie Nowa Wieś Wielka, we wsi Brzoza Bydgoska. Utworzono go w 1977 roku. Obejmuje on "mineralną wyspę",

otoczoną przez łąki, które zastąpiły dawne lasy łąkowe, panujące ongiś na dnie doliny Noteci. Celem ochrony w rezerwacie, o powierzchni 74,69 ha, jest ochrona zespołu dąbrowy świetlistej *Potentillo albae-Quercetum* z rzadkimi gatunkami roślin.

W literaturze fitosocjologicznej pierwszą wzmiankę o "Dzikim Ostrowie" znajdujemy w pracy J. Urbańskiego (1930): "Dziki Ostrów k. Brzozy pod Bydgoszczą". W roku 1938 A. Wodziczko, K. Krawiec i J. Urbański stwierdzili tu występowanie bardzo rzadkich w tej części Polski roślin, takich jak: kosaciec syberyjski *Iris sibirica*, podejrzon księżycowy *Botrychium lunaria*, buławnik czerwony *Cephalanthera rubra*, podkolan zielony *Platanthera chlorantha* i pszczałnik wąskolistny *Dracocephalum ruyschiana*.

W 1950 roku B. i S. Szymańscy, wysunęli propozycję utworzenia na tym terenie rezerwatu. Zaobserwowali oprócz wyżej wymienionych gatunków jeszcze kilkanaście innych interesujących gatunków. Były wśród nich między innymi: kruszczyk szerokolistny *Epipactis helleborine*, sasanka łąkowa *Pulsatilla pratensis*, lilia złotogłów *Lilium martagon*, dzwonek szczeciński *Campanula cervicaria*, gnieźnik leśny *Neottia nidus-avis*, mieczyk błotny *Gladiolus palustris* i turówka leśna *Hierochloa australis*.

Na terenie rezerwatu "Dziki Ostrów" czterokrotnie prowadzono badania fitosocjologiczne. Pierwsze wykonali B. i S. Szymańscy (1950), a kolejne A. Aleksiejczuk (1978), G. Lubiszewska (1989). Ostatnie badania wykonała A. Tryba, w ramach pracy magisterskiej w Zakładzie Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody UMK (opiekun W. Cyzman, promotor A. Barcikowski).

Obszar rezerwatu charakteryzuje się dość urozmaiconą rzeźbą terenu. Tworzą ją pagórki wydymowe w postaci garbów lub wałów ułożonych w kierunku wschód - zachód, powstałe na skutek erozji i sedymentacji materiału polodowcowego, rozmytego przez płynące wody (B. S. Szymańscy 1959).

Według operatu glebowo-siedliskowego Nadleśnictwa Bydgoszcz (...) na terenie rezerwatu przeważają gleby: gleby rdzawe właściwe i gleby biellicowo-rdzawe. Na mniejszej powierzchni występują gleby torfowe i murszowate.

Na terenie rezerwatu największy areal zajmuje dąbrowa świetlista *Potentillo albae-Quercetum* lub nasadzenia sosny na jej siedlisku. Ponadto niewielką powierzchnię na obrzeżu rezerwatu zajmuje silnie przesuszony łąg olszowo-jesionowy *Fraxino-Alnetum*.

Na ogół dwuwarstwowy drzewostan świetlistej dąbrowy buduje głównie dąb szypułkowy *Quercus robur*, z domieszką dębu bezszypułkowego *Quercus petraea* i sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris*. Górna warstwa drzew  $a_1$  osiąga zwarcie 50-80%, dolna  $a_2$  5-40%. Warstwa krzewów jest słabo wykształcona (10-30%). Las jest

widny, dlatego bogate jest runo, w skład którego wchodzi gatunki formacji leśnych i bezleśnych, przy czym stosunkowo mało liczna jest grupa roślin właściwych ciepłolubnym dąbrowom, jak dzwonek brzoskwiniolistny *Campanula persicifolia*, pięciornik biały *Potentilla alba*, jaskier wielkokwiatowy *Ranunculus polyanthemos*, dziurawiec skąpolistny *Hypericum montanum*, miodunka wąskolistna *Pulmonaria angustifolia*. Duży natomiast udział w runie posiadają gatunki z klasy *Trifolio-Geranietea* (grupy ważnej ze względu na identyfikację zespołu).

**Tab. 13.** Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu i ogólna liczba gatunków w poszczególnych latach w zespole dąbrowy świetlistej na terenie rezerwatu Dziki Ostrów koło Brzozy Bydgoskiej.

	1950	1978	1989	2001
Liczba zdjęć	5	12	13	18
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	58	31	43	33
Ogólna liczba gatunków	109	102	98	126
Zwarcie warstwy drzew a1 %	67	67,5	50	70
Zwarcie warstwy drzew a2 %	0	11,25	10	9,4
Zwarcie warstwy krzewów b %	0	14,2	14,6	16,39
Pokrycie warstwy zielnej c %	71	93,33	94,61	77,78
Spantaneofity	47	43	40	49
Apofity	59	56	51	69
Archeofity	1	1		2
Kenofity			1	2

ródło: Tryba A, 2002, *Przekształcenia szaty roślinnej rezerwatu "Dziki Ostrów" koło Brzozy Bydgoskiej w latach 1950-2001* Praca magisterska wykonana pod kierunkiem prof. A. Barcikowskiego pod opieką dr W. Cyzmana w Zakładzie Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody UMK.

**Tab. 14.** Porównanie średniego stopnia pokrycia w zespole dąbrowy świetlistej w rezerwacie "Dziki Ostrów".

No	Year Group	1950		1978		1989		2001	
		P	%	P	%	P	%	P	%
1	<i>Potentilla albae-Quercetum, zw.</i>	0,32	0,26	11,53	4,17	19,15	7,12	1,48	0,73
2	<i>Quercetalia pubescenti-petraea</i>	1,7	1,41	12,78	4,63	10,14	3,77	2,68	1,33
3	<i>Trifolio-Geranietea, Festuco-Brometea:</i>	4,7	3,91	31,43	11,38	30,12	11,19	9,25	4,59
4	<i>Quercu-Fagetea</i>	7,02	5,83	31,42	11,37	31,98	11,89	7,96	3,95
5	<i>Artemisieteae:</i>	0,8	0,66	6,1	2,21	5,02	1,86	4,25	2,11
6	<i>D.lok. bory mieszane i kw. dąbrowy</i>	9,68	8,05	52,58	19,03	45,67	16,98	63,65	31,56
7	<i>Vaccinio-Picetea:</i>	14,54	12,08	26,61	9,63	14,63	5,44	18,44	9,14
8	<i>Nardo-Callunetea i Koelerio-Corynephoretea:</i>	0,3	0,25	23,26	8,42	16,26	6,04	2,31	1,14
9	<i>Molinio-Arrhenatheretea:</i>	3,06	2,54	24,26	8,78	21,45	7,97	7,43	3,68
10	<i>Epilobietea angustifolii:</i>	1,54	1,28	3,59	1,29	2,53	0,94	5,37	2,67
11	Spec. Others	76,66	63,71	52,68	19,07	72,02	26,78	78,87	39,1
	<b>TOTAL</b>	<b>120,32</b>	<b>100,00</b>	<b>276,24</b>	<b>100,00</b>	<b>268,97</b>	<b>100,00</b>	<b>201,69</b>	<b>100,00</b>

ródło: Tryba A, 2002, *Przekształcenia szaty roślinnej rezerwatu "Dziki Ostrów" koło Brzozy Bydgoskiej w latach 1950-2001* Praca magisterska wykonana pod kierunkiem prof. A. Barcikowskiego pod opieką dr W. Cyzmana w Zakładzie Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody UMK.



Część fitocenozy dąbrowy świetlistej z Brzozy Bydgoskiej reprezentuje podzespół wilgotny *Potentillo albae-Quercetum molinietosum*.

Dotychczas na terenie rezerwatu w trakcie wszystkich 4 okresów badań wykonano 48 zdjęć fitosocjologicznych, które zaliczono do opisywanego zespołu najmniej w 1950 roku (5), najwięcej w 2001 - 18. Porównanie natężenia badań, średniej liczby gatunków w zdjęciu oraz ogólnej liczbie gatunków w zespole przedstawiono w tabeli 13.

Wyniki badań fitosocjologicznych na terenie rezerwatu nie wskazują jednoznacznie w jakim kierunku następuje bieg sukcesji w płatach dąbrowy świetlistej. Badania w 1950 roku wykazują bardzo duże bogactwo gatunkowe zespołu (średnia gat. w zdjęciu wynosiła 58). Potem ta liczba oscyluje pomiędzy 31 a 43. Jest więc wyraźnie niższa. Udział zbiorowy gatunków charakterystycznych i wyróżniających rząd *Quercetalia pubescenti-petraea* (łącznie z kl. *Trifolio-Geranietaea* i *Festuco-Brometea*) do 1989 roku był podobny (25,17 - 26,4%). Dopiero w 2001 roku zmalał on do 17,87%. Inaczej przedstawia się względny średni stopień pokrycia w płacie gatunków tej grupy roślin. Jest on porównywalnie niski w zdjęciach ze skrajnych dat badań (w 1950 - 5,58%) i środkowych dat badań (1978 - 20,18%, 1989 - 22,08%). Udział zbiorowy gatunków siedlisk żyznych z klasy *Querco-Fagetea* i *Artemisietea* jest porównywalny we wszystkich latach badań, ale ich względny stopień pokrycia był zdecydowanie najwyższy w latach 1978 i 1989. Jedyne grupy gatunków lokalnie wyróżniających prawie systematycznie na terenie rezerwatu zwiększa swój udział grupowy i stopień pokrycia. Wzrosły one odpowiednio od 7,93 % w 1950 roku, do 15,51 % w 2001 roku (udział zbiorowy grupy) oraz od 8,05 % w 1950 roku do 31,56 % w 2001 roku (względny stopień pokrycia). Zmniejszyła się stałość roślin łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. Nie zanotowano z tej klasy aż 15 gatunków. Natomiast najwyższe wartości stałości mają: kosaciec syberyjski *Iris sibirica* (II), tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris* (II) i przytulia północna *Galium boreale* (II). Duży stopień ilościowości oraz stałość (IV) trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigejos* (IV) sprawiają, że zwiększył się udział w pokryciu runa roślin z klasy *Epilobietea angustifolii*. Spośród reprezentantów z klasy *Artemisietea* przybyło 9 gatunków, ale o niskim stopniu pokrycia, co spowodowało nieduży wzrost udziału tej klasy.

W latach 1950-1978 fitocenozy dąbrowy świetlistej charakteryzowały się proporcjonalnym udziałem syntaksonomicznych grup gatunków, zarówno pod względem liczby taksonów jak i pokrycia runa. Taki stan według Jakubowskiej-Gabara (1993), świadczy o istnieniu określonej równowagi w zbiorowisku, a różne komponenty fitocenozy korzystają "zgodnie" z poszczególnych elementów



siedliska. Wyniki badań z roku 2001 dowodzą, że równowaga ta została zakłócona. Charakterystyczna kombinacja gatunków wskazuje, że fitocenozy badane w roku 2001 nadal należą do zespołu *Potentilla albae-Quercetum*, choć zaistniałe zmiany świadczą o postępującej regresji świetlistej dąbrowy. W wielu miejscach znajduje się ona w stadium przekształcania się w kwaśne dąbrowy lub bory mieszane.

W 2001 roku wykonano w dąbrowach rezerwatu większą liczbę zdjęć niż w latach poprzednich. Starano się by reprezentowały one, wszystkie najbardziej typowe uwarunkowania makrosiedliskowe takie jak zgłębienia, zbocza o różnej wystawie i wierzchowiny pagórków. Mogło to mieć wpływ na wyniki analizy struktury i składu florystycznego zespołu dąbrowy świetlistej. Nie mniej jednak jeżeli porówna się zdjęcia fitosocjologiczne z pododdziału 308c, z którego przeważają zdjęcia fitosocjologiczne z lat poprzednich, to różnice jakościowe i ilościowe są mniej wyraźne. Chociaż również wykazują kierunek przekształceń w kierunku kwaśnych dąbrów lub borów mieszanych.

Pozytywną obserwacją jest odnawianie się dębu. Siewki dębu występują prawie we wszystkich zdjęciach, co jest zmianą w stosunku do lat poprzednich. Można to wytłumaczyć małą konkurencją ze strony innych bardziej wymagających gatunków liściastych drzew. Rozwój liczniejszego nalotu dębu utrudnia caespityzacja, rozprzestrzenianie się traw, przede wszystkim trzcinnika leśnego *Calamagrostis arundinacea* (stałość V).

Od wielu lat w Europie obserwuje się regresję tego zbiorowiska. Historia przemian lasów dębowych w różnych regionach uzależniona była od rozwoju form gospodarki (wyręby, wypas, wypalanie) oraz naturalnych warunków fizyko geograficznych (Falińska 1997).

Ekologiczno-florystyczny charakter oraz niewielki areal fitocenoz sprawiają, że ten typ zbiorowiska jest szczególnie narażony na antropopresję, a jednocześnie wyraźniej i szybciej reaguje na wszelkie jej formy (Jakubowska-Gabara 1993). W przemianach środowiska prowadzących do regresji świetlistej dąbrowy Jakubowska-Gabara (1993) wyróżnia następujące etapy: antropogeniczne zmiany środowiska; ograniczenie reprodukcji drzewostanów dębowych; inwazja grabu (*Carpinus*), leszczyny (*Corylus*), buku (*Fagus*), lipy (*Tilia*); wzrost udziału gatunków grądowych; eliminacja gatunków dębowych; inwazja gatunków związanych ze zbiorowiskami o zaburzonej strukturze i warunkach siedliskowych. Ze względu na uwarunkowania siedliskowe (przewaga gleb rdzawych bielcowanych lub na mniejszej powierzchni rdzawych właściwych) na terenie rezerwatu "Dziki Ostrów" regresja dąbrowy świetlistej idzie w kierunku kwaśnej dąbrowy. Nie stwierdzono bowiem tutaj inwazji drzew i krzewów, jak również zielnych roślin grądowych. Obserwuje się natomiast wyraźny wzrost udziału

zbiorowego gatunków lokalnie wyróżniających kwaśne dąbrowy. Wzrasta też rola roślin porębowych z klasy Epilobietea angustifolii, głównie poprzez ekspansję trzcinnika piaskowego oraz gatunków z klasy Artemisietea.

Rezerwat "Dziki Ostrów" cechował się występowaniem wielu gatunków rzadkich i chronionych. Większość z nich rosła w płatach dąbrowy świetlistej. B. i S. Szymańscy w roku 1950 zanotowali 29 gatunków podlegających ochronie lub obecnie wpisanych na listę taksonów zagrożonych wyginięciem. Aż 9 z nie zostało odnalezionych w badaniach z roku 2001. Należą do nich między innymi: podejrzon księżycowy *Botrychium lunaria*, buławnik czerwony *Cephalanthera rubra*, mieczyk błotny *Gladiolus palustris* i gnieźnik leśny *Neotia nidus-avis*. Przetrwały do dzisiaj, ale na pojedynczych stanowiskach takie osobliwości florystyczne jak: pszczelnik wąskolistny *Dracocephalum ruychsiana*, podkolan biały *Platanthera bifolia* i goździk pyszny *Dianthus superus*.

Regresja wyraża się stopniowym lub gwałtownym uproszczeniem struktury pionowej i poziomej zbiorowiska i prowadzi do zastąpienia zbiorowisk o złożonej strukturze przez zbiorowiska o prostej strukturze (Falińska 1997).

Jakie są przyczyny zmian w składzie dąbrowy świetlistej w rezerwacie "Dziki Ostrów" dokładnie nie wiadomo. Najprawdopodobniej jednak zaniechanie wypasania. W 1950 roku struktura płatów dąbrowy świetlistej była trzywarstwowa. Brak było w niej dolnej warstwy drzew i warstwy podszytu. Średnie pokrycie warstwy zielnej wynosiło zaledwie 71%. Minimalny był udział traw. Podrost drzew i krzewów oraz trawy były zapewne zjadane przez zwierzęta. W tym czasie wiek głównego składnika drzewostanów dąbrowy świetlistej - dębów - wynosił około 100 lat. Niemożliwe jest więc by w tak dojrzałym drzewostanie nie wykształciły się w pełni dolne warstwy lasu.

28 lat później zwarcie górnej warstwy drzew było porównywalne, ale ukształtowało się już w wielu płatach dolne piętro drzew i podszyt. Średnie pokrycie runa przekroczyło 95%. Duży stopień ilościowości w dużej części fitocenozy osiągnęły miękkie trawy, takie jak np.: wiechlina łąkowa i kostrzewa czerwona. Pomiedzy latami 1978 a 1989 wykonano najprawdopodobniej dość intensywną trzebież. Zwarcie górnej warstwy drzew spadło do 50 %. Struktura pozostałych warstw roślinności była jednak podobna. W 2001 roku średnie zwarcie warstwy drzew i krzewów było najwyższe (odpowiednio - 70% i prawie 16,5%). Wyraźnie jednak obniżyło się (do poziomu poniżej 80%) pokrycie runa. Ale wzrosła w nim rola gatunków leśnych.

## Podsumowanie

Struktura i skład florystyczny zbiorowisk leśnych w wybranych rezerwach uległa zmianom co świadczy najprawdopodobniej o zachwianiu równowagi w tych zbiorowiskach. Obserwuje się także zmiany różnorodności gatunkowej i średniej liczby gatunków w zdjęciu. Na niektórych stanowiskach różnorodność gatunkowa znacznie się zmniejszyła ("wypadło" nawet do kilkunastu gatunków roślin), na innych wzrosła (Analiza numeryczna wykonana w rezerwacie "Ostrów Panieński" wykazała wyraźny wzrost wskaźnika różnorodności). Zmieniał się także średni stopień pokrycia poszczególnych grup syntaksonomicznych (na terenie rezerwatu "Olszyny Rakutowskie" rozszerzył się zasięg niektórych, dominujących gatunków w runie np. *Ranunculus ficaria*). Można także zaobserwować zjawisko zastępowania jednych gatunków innymi. Porównując listę gatunków roślin rezerwatu "Wielka Kępa" z lat 60-tych z listą rezerwatu w 2001 roku, zauważa się ubytek 27 taksonów. Zostały one jednak zastąpione przez 26 innych gatunków.

Badania fitosocjologiczne rejestrujące zmiany zachodzące zarówno w strukturze jak i składzie gatunkowym zbiorowisk roślinnych stanowią istotny element monitoringu, gdyż wskazują kierunek zachodzących zmian. Wiedza ta odgrywa zasadniczą rolę m.in. w tworzeniu planów ochrony przyrody, planów zarządzania lasu oraz w prowadzeniu gospodarki leśnej według zasad określonych w ustawie o lasach z dnia 28 września 1991r. Badania te umożliwiają także działanie w zakresie prowadzenia trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, której zasady również są określone w wyżej wymienionej ustawie.

## Literatura

1. Aleksiejczuk A., 1979. Roślinność naczyniowa rezerwatu "Dziki Ostrów" k. Brzozy Bydgoskiej. Praca magisterska wykonana w Zakładzie Taksonomii, Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody. Instytut Biologii, UMK Toruń.
2. Cyzman i inni., 2002. Program Ochrony Przyrody Nadleśnictwa Bydgoszcz.
3. Falińska K., 1997. Ekologia roślin. PWN, Warszawa.
4. Galon R., 1936. Dolina Dolnej Wisły. Poznań.
5. Jakubowska-Gabara J., Recesja zespołu świetlistej dąbrowy *Potentillo albae-Quercetum* Libb. 1933 w Polsce. UŁ, Łódź.
6. Kondracki J., 2000. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.
7. Lubiszewska G., 1990. Zbiorowiska leśne rezerwatu przyrody "Dziki Ostrów" k. Brzozy Bydgoskiej. Praca magisterska wykonana w Zakładzie Taksonomii, Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody. UMK, Toruń.

8. Matuszkiewicz W., 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa.
9. Romer E., 1954. Regiony klimatyczne Polski, RDLP. Toruń.
10. Rutkowski L., 1998. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej. PWN, Warszawa.
11. Szafer W., 1977. Szata roślinna Polski, tom I i II, Warszawa.
12. Szfran B., 1857. Mchy tom I i II, PWN, Warszawa.
13. Wiszniewski W., Chełkowski W., 1975. Charakterystyka klimatu i regionalizacja klimatologiczna Polski. Wyd. Komunikacji i Łączności, Warszawa.
14. Wodziczko A., 1947. Wielkopolska stepowieje. Stepowienie Wielkopolski. Praca zbiorowa Pozn. Pow. Przyj. Nauk Prace Komis. Mat.-Przyrod. Ser.B.
15. Wysocki C., Sikorski P., 2000. Zarys fitosocjologii stosowanej. SGGW, Warszawa.
16. Urbański J., 1930. "Dziki Ostrów" koło Brzozy pod Bydgoszczą. Wyd. Okr. Komitetu Ochrony Przyrody na Wielkopolskę i Pomorze, Poznań.

**Ewa Referowska-Chodak**

*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie*

## **Rozdział IX**

### **WYBRANE ASPEKTY PLANOWANIA ROZWOJU SIECI REZERWATÓW PRZYRODY W LASACH PAŃSTWOWYCH**

#### **Wstęp**

Spośród dziesięciu form ochrony przyrody funkcjonujących w Polsce, aż dziewięć może występować na terenach administrowanych przez Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe. Pomędzy nimi rezerwaty przyrody mają najbardziej prestiżowy charakter i najdłuższą historię obecności na polskich ziemiach. Najstarszy obiekt o charakterze rezerwatu został bowiem opisany przez Hugo Conwentza (1892) jako chroniony nieprzerwanie co najmniej od 1827 roku. Ówczesne uroczysko "Ziesbusch" lub "Cisbusch" funkcjonuje aktualnie na terenie Nadleśnictwa Zamrzenia jako rezerwat przyrody "Cisy Staropolskie im. Leona Wyczółkowskiego" w Wierchlesie.

Obecność rezerwatów przyrody w Lasach Państwowych (LP) zaznacza się praktycznie od początku funkcjonowania tej instytucji. Świadczą o tym zapiski pochodzące już z okresu międzywojennego (Szafer 1932), informujące o wysokim odsetku polskich rezerwatów, położonych właśnie na terenach LP (57%). Również najaktualniejsze dane potwierdzają tę prawidłowość (wyliczenia własne na podst. Milewski red. 2007 i Ochrona Środowiska 2007): w końcu 2006 roku z LP było to 85% wszystkich polskich obiektów i około 69% ich sumarycznej powierzchni. Na taki wysoki udział miało i ma nadal wpływ kilka czynników. Po pierwsze - obiektywna przyrodnicza wartość lasów, uznawanych za najbogatszą i stosunkowo najlepiej zachowaną formację roślinną w kraju (Denisiuk 1993). Należy tu jednak zauważyć, że w granicach Lasów Państwowych ustanawiane są także obiekty dla ochrony innych formacji roślinnych, np. torfowisk, wód czy łąk. Po drugie - fakt, że w zarządzie Lasów Państwowych znajduje się ponad 78% powierzchni wszystkich lasów w Polsce (Ochrona Środowiska 2007). Po trzecie - stosunkowa prostota ustanawiania rezerwatów na gruntach Skarbu Państwa, bez potrzeby uzgadniania tego faktu z właścicielem gruntu oraz przeprowadzania jego wywłaszczenia, co ma miejsce w przypadku terenów prywatnych (Ustawa... 2004).

Aby rezerwaty przyrody dobrze realizowały powierzone im zadanie zabezpieczenia cennych walorów polskiej przyrody, ich sieć powinna być budowana i rozbudowywana w sposób racjonalny i perspektywiczny. Istnieje zatem

potrzeba dynamicznego planowania jej rozwoju i czuwania nad jego przebiegiem, aby można było - w funkcji potrzeb - odpowiednio go dopasowywać zgodnie z rozwojem naszej wiedzy o stanie przyrody.

Pierwsze propozycje optymalizacji sieci rezerwatów zaczęły w Polsce powstawać po 1919 roku. Zarówno te pierwsze, jak i kolejne, opracowywano w skali lokalnej lub ogólnokrajowej, a za nadrzędny cel uznawano objęcie tą formą ochrony całej różnorodności przyrodniczej i krajobrazowej. Schemat tych opracowań był zazwyczaj podobny, bazujący na inwentaryzacji istniejącej sieci rezerwatów, analizie jej struktury a następnie na porównaniu z rozpoznanym zróżnicowaniem przyrodniczym kraju. Różnice polegały na zastosowaniu różnych kryteriów dla zdefiniowania nowych obiektów, które uzupełniłyby brakujące ogniwa w istniejącej sieci. Rozważania prowadzone były najczęściej na poziomie typów rezerwatów (Referowska-Chodak 2006a).

Dotychczasowe koncepcje ewoluowały na przestrzeni XX i XXI wieku zgodnie ze światowymi trendami w ochronie przyrody. Zakładały ochronę elementów niewystarczająco reprezentowanych w ówczesnej czy aktualnej sieci rezerwatów, chociaż można było zauważyć nieco większy nacisk na zabezpieczanie szaty roślinnej. Zarysowała się także tendencja do proponowania nowych rezerwatów przyrody tylko w regionach o największym bogactwie przyrodniczym, uwzględniając przy tym przesłanki naukowe, a w dużo mniejszym stopniu względy społeczne. To ostatnie podejście wynika z obawy autorów koncepcji przed negatywnym wpływem np. turystyki na przyrodę chronionych obiektów (Referowska-Chodak 2006a).

Pośród problemów, które aktualnie powinny być przedmiotem przemyśleń, należałoby wymienić próbę sprecyzowania docelowej powierzchni rezerwatów, a także zasad wyboru konkretnych obiektów. W tym ostatnim przypadku trzeba wziąć pod uwagę możliwe zróżnicowanie kryteriów wyboru, obecność i dostępność danych porównawczych (dla regionu czy całego kraju), jak również zastanowić się nad uwzględnieniem zasobów przyrody chronionych w granicach parków narodowych czy też uwzględnieniem potencjalnej użyteczności publicznej tych obiektów (badania naukowe, edukacja, turystyka, rekreacja). Nie należy także pomijać finansowych aspektów funkcjonowania rozbudowanej sieci rezerwatów w Lasach Państwowych (Referowska-Chodak 2006b).

W niniejszym opracowaniu zostaną poruszone trzy przykładowe problemy związane z kształtowaniem i rozbudową istniejącej sieci rezerwatów: kwestia określenia kryterium wyboru nowych obiektów, kwestia przestrzegania ich minimalnych powierzchni oraz kwestia doboru reżimu ochronności przy uwzględnieniu wynikających z tego konsekwencji w utrzymaniu rezerwatów.

## Kryteria wyboru

Decyzje o wyborze nowych obiektów czy powiększeniu już istniejących powinny być efektem starannej analizy, w miarę możliwości o jak najszerszym tle, optymalnie w skali całego kraju czy całych Lasów Państwowych. Pozwoli to być może na zmniejszenie zaistniałej już zbyt dużej dysproporcji w rozmieszczeniu rezerwatów, których znaczna część powierzchni (przynajmniej 56%) skupia się raptem w czterech Regionalnych Dyrekcjach Lasów Państwowych (RDLP): Białostockiej, Olsztyńskiej, Lubelskiej i Krośnieńskiej (Referowska-Chodak 2004).

Jednak kwestia geograficznego rozmieszczenia rezerwatów nie jest może tu aż tak kluczowa, jak różnorodność przyrody, którą zabezpieczają w swoich granicach.

Pożądanym stanem jest uchwycenie w granicach rezerwatów całego zróżnicowania przyrody ożywionej i nieożywionej w Polsce, począwszy od poziomu genu a skończywszy na poziomie krajobrazu. Takie podejście umożliwia dość szeroka definicja rezerwatu przyrody, zgodnie z którą jako podstawa do utworzenia tej formy ochrony przyrody może posłużyć obecność "szczególnie wartościowych" (m.in. krajobrazowo) siedlisk przyrodniczych i ekosystemów, siedlisk gatunków roślin, grzybów i zwierząt oraz obecność cennych obiektów przyrody nieożywionej (Ustawa... 2004).

Powstaje w tym miejscu pytanie, co oznacza ta "szczególna wartość"? Z jednej strony można ją interpretować jako "zróżnicowanie", "bogactwo", "rzadkość" i "niepowtarzalność". W takim duchu powstawały koncepcje rozwoju polskiej sieci rezerwatów autorstwa na przykład Jarosza (1954) czy Denisiuka (red. 1990, red. 1993). Współcześnie, wsparciem dla budowania takiej koncepcji mogłyby być opublikowane przez Ministerstwo Środowiska listy siedlisk przyrodniczych wymagających ochrony (m.in. leśne zbiorowiska roślinne - Rozporządzenie... 2001), następnie gatunków roślin (Rozporządzenie...roślin 2004), grzybów (Rozporządzenie...grzybów 2004) i zwierząt (Rozporządzenie...zwierząt 2004) oraz sukcesywnie aktualizowane czerwone listy i księgi ginących i zagrożonych przedstawicieli fauny, flory i fungii (np. Mirek i in. red. 2006, Głowaciński red. 2002).

Z drugiej zaś strony, zgodnie z duchem Krajowej Strategii Ochrony i Zrównoważonego Użytkowania Różnorodności Biologicznej (2007), należy tę "szczególną wartość" przypisać każdemu elementowi czy systemowi przyrodniczemu. Strategia bowiem akcentuje konieczność zachowania pełnej zmienności genetycznej populacji dzikich grzybów, roślin i zwierząt w ich naturalnych siedliskach, zachowania wszystkich populacji rodzimych gatunków



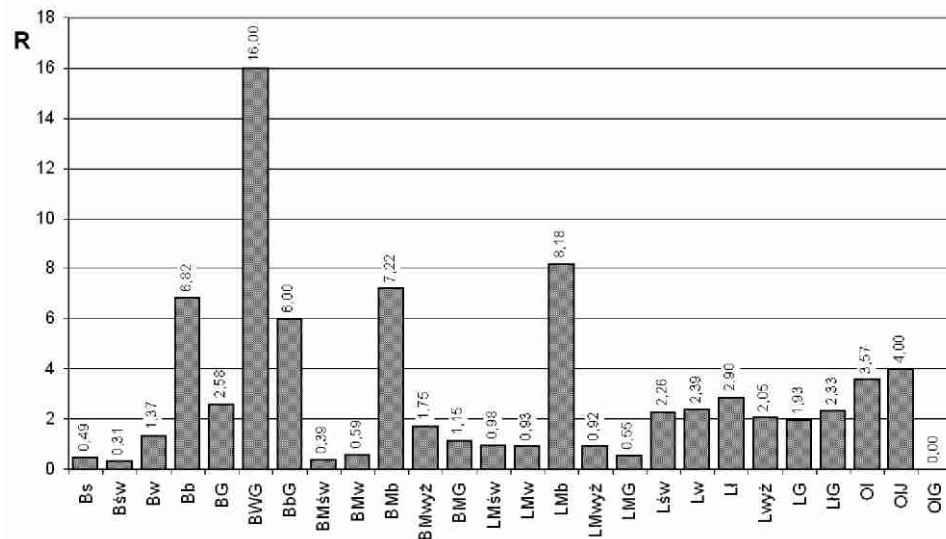
zdolnych do trwałego rozwoju oraz zachowania wszystkich istotnych i charakterystycznych dla środowiska przyrodniczego Polski ekosystemów i krajobrazów naturalnych, przy uwzględnieniu zasady reprezentatywności dla każdego regionu przyrodniczego. Zatem "powszednie", niedoceniane siedliska, gatunki czy krajobrazy także powinny być zabezpieczane na zasadach ochrony rezerwatowej. Elementy takiego sposobu myślenia można zauważyć np. w koncepcji Sokołowskiego (1974), według którego rezerwaty leśne powinny objąć wszystkie postacie zbiorowisk leśnych we wszystkich jednostkach naturalnych, uwarunkowanych czynnikami klimatycznymi, geologicznymi i historycznymi. Przy tym podejściu wsparciem dla budowania koncepcji rozwoju sieci wszystkich rezerwatów mogłyby być opublikowane przez Ministerstwo Środowiska podział rezerwatów przyrody na podtypy (Rozporządzenie... 2005). Byłyby tu możliwe do zastosowania dwa kryteria, ze względu na fakt podziału chronionych obiektów pod kątem dominującego przedmiotu ochrony i głównego typu ekosystemu. Powstaje jednak pytanie, czy taka analiza byłaby możliwa do realizacji, a jej wyniki do wdrożenia? Wystarczy bowiem sobie uzmysłowić, że jeden typ rezerwatu: "fitocenotyczny" odnosi się do 482 zespołów roślinnych (Matuszkiewicz W. 2005), z czego 54 (+ 5 jednostek równorzędnych) to zespoły leśne (Matuszkiewicz J. M. 2005), a jeden typ rezerwatu: "faunistyczny" - do około 35 tysięcy gatunków (Chudzicka i Skibińska 2003). Zatem powraca kwestia potrzeby jakiegoś ograniczenia tej liczby potencjalnych przedmiotów ochrony, dla których należy powoływać rezerwaty.

Warto w tym miejscu przypomnieć, że umiarkowane, zrównoważone użytkowanie zasobów przyrody też jest formą ich ochrony (Ustawa... 2004). Zatem niezagrożone w swym występowaniu gatunki czy zbiorowiska roślinne mogą być wystarczająco zabezpieczane w racjonalnie zagospodarowanych lasach, a w rezerwach może się znaleźć jedynie ich wybrana reprezentacja.

Do samego pojęcia "reprezentacja" też można różnie podchodzić. Może to być po jednym obiekcie dla ochrony każdego elementu przyrody, a może to być próba odzwierciedlenia w rezerwach proporcji występujących w otaczającej nas przyrodzie, np. powierzchni siedlisk.

Dla przykładu można tu podać wyniki porównania udziału powierzchni siedliskowych typów lasu w rezerwach z ich udziałem na terenie administrowanym przez Lasy Państwowe (Ryc. 1). Na ich podstawie można zauważyć tendencję do częstszego brania pod ochronę siedlisk żyźniejszych i bardziej uwilgotnionych, niż wynikałoby to z rzeczywistego udziału wspomnianych STL. Dotyczy to w szczególności boru bagiennego (Bb), boru bagiennego górskiego (BbG), boru wysokogórskiego (BWG), boru mieszanego bagiennego





**Ryc. 1.** Reprezentatywność ( $R^*$ ) siedlisk leśnych w rezerwach na terenie LP (Referowska-Chodak 2006c).

\*  $R$  - stosunek udziału powierzchni różnych STL w rezerwach do ich udziału w całej powierzchni LP; reprezentatywność pełna:  $R = 1$ ; nadreprezentatywność:  $R > 1$ ; niedoreprezentatywność:  $0 < R < 1$

*ródło: Opracowanie własne.*

(BMb), lasu mieszanego bagiennego (LMb) oraz olsu (OI) i olsu jesionowego (OIJ). Na drugim krańcu znajdują się bór świeży (Bśw), bór mieszany świeży (BMśw) oraz ols górski (OIG) (Referowska-Chodak 2006c). A zatem aktualny obraz siedlisk chronionych w rezerwach trudno nazwać reprezentatywnym dla całego terenu Lasów Państwowych, co można uznać za pewną wadę w konstrukcji sieci. Natomiast zaletą takiego układu jest pełniejsze zabezpieczenie terenów, z którymi związana jest stosunkowo duża różnorodność biologiczna, często specyficzna, gdyż uzależniona od silnego wpływu obecności wody. A ochrona tego typu siedlisk hydrogenicznnych ma priorytetową rangę, ze względu na liczne obowiązujące w Polsce międzynarodowe i krajowe dokumenty, takie jak: Konwencja Ramsarska (1978), Dyrektywa Siedliskowa (Liro i Dyduch-Falniowska 1999) oraz Strategia Ochrony Obszarów Wodno-Błotnych w Polsce (2006). Na potrzebę ich ochrony (w postaci rezerwatów przyrody) wskazywali już od dawna na przykład Jankowski (1960), Czubiński i in. (1977), Jasnowski (1980) oraz Denisiuk (1984, red. 1990), przy czym część tych opracowań dotyczyła otwartych terenów podmokłych.

### Minimalna powierzchnia rezerwatów

Oprócz określenia przedmiotu ochrony, przy planowaniu rozwoju sieci rezerwatów należy także zwrócić szczególną uwagę na minimalną powierzchnię przewidywaną do zabezpieczenia tegoż przedmiotu ochrony, utrzymania jego żywotności.

Wg Denisiuka (red. 1990) zbiorowiska stepowe wymagają powierzchni rezerwatu co najmniej 1 ha. Spośród 16 rezerwatów w Lasach Państwowych, utworzonych z myślą o zabezpieczeniu zbiorowisk roślinności stepowej, tylko jeden nie spełniał podanego kryterium ("Góra Świętego Wawrzyńca", Nadl. Jamy). Średnia powierzchnia pozostałych wynosiła około 17 ha. Największym rezerwatem z tej grupy były "Łabunie" (108 ha, Nadl. Tomaszów)<sup>1</sup>.

Powierzchnia rezerwatów torfowiskowych i zabezpieczających łąki nie powinna być mniejsza od 5 ha (Denisiuk red. 1990). Około 8% rezerwatów torfowiskowych w Lasach Państwowych nie spełniało tego wymogu. Mimo tego średnia powierzchnia wszystkich obiektów była dość duża (99 ha), większa, niż w przypadku rezerwatów leśnych. Najmniejszym rezerwatem był "Czarny Ług" (2,46 ha, Nadl. Piotrków), największym - "Olszanka" (1.290 ha, Nadl. Goleniów)<sup>2</sup>. W przypadku zbiorowisk łąkowych, tradycyjny podział rezerwatów wg Czubińskiego (1965) nie przypisywał im osobnej kategorii obiektów. Dlatego brakuje oficjalnie publikowanych zestawień statystycznych, charakteryzujących występowanie tych ekosystemów w rezerwach przyrody. Zgodnie z wynikami przeprowadzonych przeze mnie badań, tzw. użytki zielone (zdefiniowane jako tereny otwarte porośnięte niską roślinnością) odnotowane były w 137 chronionych obiektach, z czego w 66% miały one powierzchnię mniejszą od 5 ha. Można to tłumaczyć faktem, że w większości rezerwatów nie były wyodrębnionym przedmiotem ochrony, zatem nie rozważano tu problemu zabezpieczenia trwałości tych ekosystemów. 17% obiektów z użytkami zielonymi należało do typu rezerwatów faunistycznych, 38% - leśnych, a 2% - przyrody nieożywionej. Do typów rezerwatów, w których może być kładziony większy nacisk na ochronę łąk należą florystyczne (ok. 6% ze wspomnianych 137 obiektów), stepowe (3%) i torfowiskowe (12%). Utrzymanie terenów otwartych powinno być także jednym z celów funkcjonowania rezerwatów krajobrazowych (21% opisanych obiektów).

<sup>1</sup> Materiały niepublikowane. Dane oryginalne do niniejszej publikacji pochodzą z przeprowadzonych w latach 2002-2003 badań ankietowych, obejmujących wszystkie (1.141) ówczesne rezerваты przyrody, zarządzane przez Lasy Państwowe. Informacje przekazane przez pracowników nadleśnictw zostały zachowane i przeanalizowane w programie Microsoft Access 2002 (Referowska-Chodak 2004)

<sup>2</sup> J.w.

Największa powierzchnia użytków zielonych (131 ha) wystąpiła w rezerwacie faunistycznym "Ostoja bobrów na rzece Pasłęce" (w Nadl. Orneta, Jagielek i Kudypy)<sup>3</sup>.

Kolejne rezerваты - wodne - powinny zabezpieczać zbiorniki wodne wraz z pasem przybrzeżnej roślinności również co najmniej na powierzchni 5 ha (Denisiuk red. 1990). Na 11 tego typu obiektów w Lasach Państwowych, 2 nie spełniają tego kryterium. Są to rezerваты "Zwieźło" (2,2 ha, Nadl. Komańcza) oraz "Tobolinka" (4,57 ha, Nadl. Pomorze). Największym rezerwatem są natomiast "Stawy Przemkowskie" (1.046 ha, Nadl. Przemków), w którym wody nie podlegają administracji Lasów Państwowych<sup>4</sup>.

W granicach Lasów Państwowych dotychczas nie były chronione zbiorowiska słonoroślne (Referowska-Chodak 2004), jednak w razie ich zgłoszenia progowa minimalna powierzchnia powinna wynieść ok. 0,5-1 ha (Denisiuk red. 1990).

W literaturze nie ma odniesień do powierzchni rezerwatów przyrody nieożywionej czy krajobrazowych. W przypadku tych pierwszych, w Lasach Państwowych średnia powierzchnia rezerwatu stanowiła 31 ha, przy rozpiętości od 1,1 ha ("Brunatna Gleba", Nadl. Połczyn Zdrój) aż do prawie 406 ha ("Florianów", Nadl. Mińsk)<sup>5</sup>. W przypadku tych drugich, średnia powierzchnia wynosiła 212 ha, minimalna 0,96 ha ("Zamczysko nad Rabą", Nadl. Myślenice), a maksymalna około 12.700 ha ("Nadgoplański Park Tysiąclecia", Nadl. Miradz). Aż osiem obiektów miało ponad 1.000 ha powierzchni, a zatem spełniało jedno z kryteriów wymaganych przy tworzeniu parków narodowych<sup>6</sup> (Ustawa... 2004).

W przypadku rezerwatów florystycznych o minimalnej powierzchni można wnioskować pośrednio, jest to przynajmniej 30 ha (Denisiuk red. 1990). W Lasach Państwowych ta wartość kształtowała się średnio na poziomie 28 ha, przy czym najmniejszy rezerwat miał powierzchnię 0,11 ha ("Brzozowy Grąd", Nadl. Szczebra), a największy - 227 ha ("Jelonka", Nadl. Bielsk Podlaski). Rezerваты o powierzchni mniejszej od 30 ha stanowiły prawie 70% wszystkich rezerwatów florystycznych<sup>7</sup>.

Nie można także podać jednej progowej wartości w przypadku rezerwatów faunistycznych, gdyż różne grupy zwierząt mają odmienne wymagania co do zajmowanego areału. W stosunku do ptaków Głowaciński (1988) stwierdził, że powierzchnia istniejących rezerwatów ornitologicznych (wówczas średnio 350 ha)

---

<sup>3</sup> J.w.

<sup>4</sup> J.w.

<sup>5</sup> J.w.

<sup>6</sup> J.w.

<sup>7</sup> J.w.

jest stosunkowo niewielka i nie rozwiązuje problemu ochrony podstawowych siedlisk i ostoi tej grupy organizmów. W Lasach Państwowych średnia powierzchnia rezerwatu faunistycznego wynosiła około 165 ha, przy rozpiętości od 1,93 ha ("Skarpa Jaksmanicka", Nadl. Krasieczyn) aż do ok. 5.320 ha ("Stawy Milickie", Nadl. Milicz i Żmigród)<sup>8</sup>.

W przypadku rezerwatów, które mają chronić zbiorowiska leśne, Denisiuk (red. 1990) określił jako minimalną powierzchnię 50 ha. Wg Holeksy (1997) taka powierzchnia rzeczywiście pozwala na utrzymanie naturalnych procesów i samoregulacji w ekosystemie leśnym, jednak w granicach rezerwatu powinna dodatkowo znaleźć się strefa brzeżna o szerokości 50-80 m. W ten sposób minimalna powierzchnia rezerwatów leśnych zwiększa się o kolejne kilkanaście i więcej hektarów. Tymczasem na przykład w 2003 roku w Lasach Państwowych tylko niecałe 38% rezerwatów leśnych miało powierzchnię co najmniej 50 ha, a np. powierzchnię przynajmniej 70 ha (50 ha + 20 ha strefy brzeżnej) - około 28% obiektów. Największy obiekt stanowiły "Lasy Naturalne Puszczy Białowieskiej" o powierzchni 8.582 ha (Nadl. Białowieża, Hajnówka, Browsk), a najmniejszy "Rogoźno" (0,36 ha, Nadl. Koło)<sup>9</sup>.

Zatem przy planowaniu rozwoju sieci rezerwatów warto zwrócić uwagę na już istniejące obiekty, gdyż być może niewielka korekta granic pozwoli na lepsze zabezpieczenie przedmiotu ochrony. Pociągnie to za sobą kolejne pozytywne konsekwencje, jako że z lasami, które dominują jako typ środowiska w rezerwach na terenie LP (82% powierzchni - Referowska-Chodak 2004) związanych jest około 60-65% wszystkich występujących w naszym kraju gatunków organizmów (Grzywacz 1995).

### **Reżim ochronności**

W stosunku do powierzchni rezerwatów przyrody mogą być ustanawiane trzy reżimy ochronności: ochrona ścisła, czynna i krajobrazowa (Ustawa... 2004), z tym, że w praktyce i w oficjalnych zestawieniach statystycznych ta trzecia nie jest wyszczególniana (np. Ochrona Środowiska 2007). Funkcjonuje głównie w parkach narodowych.

Zatem w przypadku rezerwatów znaczenie ma reżim ochrony ścisłej oraz czynnej, nazywanej niegdyś częściową, co zresztą dotąd nie zostało zmienione w rocznikach Głównego Urzędu Statystycznego. Obecne proporcje powierzchni utrzymują się od lat i wynoszą w całej Polsce około 2% dla obszaru pod ochroną

---

<sup>8</sup> J.w.

<sup>9</sup> J.w.

ściłą i około 98% dla obszaru pod ochroną czynną. W przypadku rezerwatów położonych na terenie Lasów Państwowych te proporcje są nieco odmienne i wynoszą 3% dla obszaru pod ochroną ściłą i 97% dla obszaru pod ochroną częściową (Referowska-Chodak 2004). Obecnie reżim ochronności ustalany jest na etapie sporządzania planu ochrony rezerwatu (Ustawa... 2004).

W jakich przypadkach zalecane jest stosowanie poszczególnych reżimów ochronności? W literaturze dominują wskazania, by w stosunku do ekosystemów reprezentujących układy klimaksowe wprowadzać ochronę ściłą, natomiast w stosunku do zbiorowisk zagrożonych sukcesją lasów i zarośli - ochronę czynną (np. Denisiuk red. 1990, Symonides 2001, Pullin 2004, Gwiazdowicz red. 2005, Symonides 2008). Jednak ostateczna decyzja podejmowana jest w zależności od postawionego celu istnienia rezerwatu: może to być ochrona zachodzących procesów (bez ingerencji człowieka) bądź próba zachowania optymalnego, najciekawszego (z punktu widzenia człowieka) stadium sukcesji.

Zatem ochroną ściłą (bez negatywnego wpływu na stadium sukcesji) można obejmować większość ekosystemów leśnych, ekosystemy wodne oraz torfowisk wysokich, zaś ochronę czynną należy przewidywać w stosunku do np. muraw kserotermicznych, torfowisk niskich, wilgotnych łąk, słonaw i świetlistej dąbrowy. Wiąże się to z ponoszeniem nieraz dużych nakładów finansowych, organizacyjnych i czasowych.

Jak wygląda praktyka na przykład w przypadku ekosystemów leśnych? Otóż w granicach rezerwatów leśnych - a zatem tworzonych z myślą o zabezpieczeniu ekosystemów leśnych - pod ochroną ściłą znalazło się zaledwie 2,8% ich powierzchni. Jako przedmiot ochrony wymieniane były olsy i łęgi (w 6 obiektach), grądy (6), lasy jodłowo-bukowe (5), bukowe (4), dębowe (3), jodłowo-bukowo-świerkowe (2) oraz pojedynczo zgłaszane lasy bukowo-dębowe, "dolinne" (oryginalne określenie), źródliskowe, lipowe, jodłowe, świerkowo-jodłowe oraz świerczyna bagienna<sup>10</sup>. A zatem jest to tylko część krajowej różnorodności biologicznej lasów.

W pozostałych typach rezerwatów udział powierzchni pod ochroną ściłą - poza pewnymi wyjątkami - również nie jest zbyt wysoki, wynosi odpowiednio: w rezerwatach faunistycznych - 0,7%, w rezerwatach krajobrazowych - 1,1%, w rezerwatach torfowiskowych - 7,0%, w rezerwatach wodnych - 1,7%, a w rezerwatach przyrody nieożywionej - 0,2%. W znaczący sposób odstają od tego schematu rezerwaty florystyczne, w których pod ochroną ściłą znalazło się 13,4% ich

<sup>10</sup> Materiały niepublikowane, będące wynikiem w/w badań ankietowych przeprowadzonych w latach 2002-2003 (publikacja w druku)

powierzchni, oraz rezerwaty stepowe - 16,2% (!)<sup>11</sup>. W tych przypadkach ochrona ścisła prowadzi często do zmian, które niekorzystnie wpływają na przedmiot ochrony, zatem tu należałoby stosować ją nieco ostrożniej.

Fakt ogólnego małego udziału powierzchni pod ochroną ścisłą można uznać za niezbyt korzystny, gdyż tego typu obiekty posiadają szereg zalet. Prowadzone w nich badania naukowe pozwalają lepiej zrozumieć mechanizmy rządzące światem przyrody, co może stanowić podstawę modyfikacji sposobów gospodarowania jego zasobami. Umożliwiają planowanie aktywnej ochrony oraz porównanie skutków prowadzenia czynnej ochrony z funkcjonowaniem przyrody bez naszego wpływu (Sokołowski 1993). Według Symonides (2001) dużą wartość poznawczą miałyby objęcie podobnych do siebie obiektów różnym reżimem ochronności. Pozwoliłoby to właśnie na zbadanie wpływu świadomie prowadzonych działań, jak również stosowanie alternatywnych zabiegów ochronnych, w celu określenia najlepszej drogi do osiągnięcia założonego celu. Być może większa liczba doświadczeń zdobytych tą drogą pozwoliłaby zmienić niekorzystny trend, który opisują Ciapała i Holeksa (1997): "Prawie nigdy nie korzysta się z wiedzy zdobywanej dzięki badaniu procesów rządzących naturalnymi ekosystemami leśnymi dla lepszego gospodarowania w lasach. W rzeczywistości to doświadczenie wielu lat użytkowania, hodowli i ochrony drzewostanów produkujących drewno decyduje o sposobie ochrony lasów w wielu rezerwach i parkach narodowych."

Do opisywanego problemu odnosi się także Krajowa Strategia Ochrony i Zrównoważonego Użytkowania Różnorodności Biologicznej (2007). W przedstawionej analizie SWOT (SWOT - Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats) słabych i mocnych stron ochrony przyrody w Polsce oraz jej szans i zagrożeń, jako słabą stronę wymieniono niewystarczającą powierzchnię "obszarów referencyjnych", umożliwiających śledzenie naturalnych procesów przyrodniczych. Za "obszary referencyjne" uznano obszary chronione poddane ochronie ścisłej oraz inne nie użytkowane fragmenty przestrzeni.

Zatem w planowaniu rozwoju sieci rezerwatów przyrody w Lasach Państwowych warto pamiętać o zwiększeniu liczby i różnorodności obiektów objętych ochroną ścisłą, czy to przy proponowaniu nowych rezerwatów, czy to przy rewizji tych już istniejących. Jak już wspomniano, obecnie decyzje zapadają na

---

<sup>11</sup> Materiały niepublikowane. Dane oryginalne do niniejszej publikacji pochodzą z przeprowadzonych w latach 2002-2003 badań ankietowych, obejmujących wszystkie (1.141) ówczesne rezerwaty przyrody, zarządzane przez Lasy Państwowe. Informacje przekazane przez pracowników nadleśnictw zostały zachowane i przeanalizowane w programie Microsoft Access 2002 (Referowska-Chodak 2004)

etapie sporządzania projektu planu ochrony rezerwatu, a zatem jest to prostsza droga, niż zmiana rozporządzenia powołującego chroniony obiekt.

Przedstawiona sugestia pozostaje w pewnej sprzeczności z prowadzeniem gospodarki leśnej wokół chronionych obiektów. Brak bieżącej kontroli i działań o charakterze sanitarnym w takich rezerwach może przyczynić się w ich sąsiedztwie do wzrostu występowania gatunków szkodliwych z gospodarczego punktu widzenia, a co za tym idzie - osłabienia bądź zniszczenia użytkowanego lasu. Jest to kolejny problem, który nie ułatwia obiektywnego planowania rozwoju sieci rezerwatów.

### **Zakończenie**

Ratcliff (1977 za: Symonides 2008) podaje 10 kryteriów waloryzacji obszarów pod kątem ich potencjalnej ochrony: wielkość, różnorodność gatunków i zespołów, naturalność, rzadkość, wrażliwość, typowość, wartość jako jednostki ekologicznej/geograficznej, potencjalna wartość, udokumentowana historia, rzeczywista atrakcyjność (dla odbiorców). Uwzględnia zatem nie tylko przesłanki czysto przyrodnicze, związane z pojęciem "szczególnej wartości", ale też przesłanki praktyczne (powierzchnia warunkująca utrzymanie przedmiotu ochrony, aktualny nienajlepszy stan zachowania walorów przyrodniczych, rokujący jednak znaczną poprawę) oraz przesłanki społeczne (dokumentacja dla badań naukowych, społeczny odbiór obiektu).

W polskich warunkach o ilości, jakości i rozmieszczeniu chronionych obiektów - obok czynników obiektywnych - decydują często czynniki subiektywne, jak indywidualna inicjatywa osób i instytucji (wojewódzcy konserwatorzy przyrody, administracja związana z ochroną przyrody, organizacje społeczne, pracownicy nauki, leśnicy), stosunkowo bliskie sąsiedztwo większych ośrodków naukowych i szkolnictwa wyższego oraz względna prostota powołania (na gruntach Skarbu Państwa). Ogólną wypadkową tych czynników jest fakt, że na terenie Lasów Państwowych usytuowana jest znakomita większość polskich rezerwatów przyrody.

Są to tereny wyłączone z normalnej produkcji, w których utrzymanie angażuje się organizacyjnie i finansowo instytucja Lasów Państwowych, ponosząc wiele niezwracanych kosztów (Marszałek 2006, Referowska-Chodak 2006d). Z tego względu do rozbudowy sieci rezerwatów powinno się podchodzić w sposób przemyślany i systematyczny, w oparciu o stale aktualizowaną informację o już istniejących obiektach. Należy bowiem dążyć do zabezpieczenia pełnej reprezentacji polskiej różnorodności biologicznej, a nie powielania pewnej wąskiej



grupy wybranych przedmiotów ochrony. W obecnych czasach dysponujemy nieco większą wiedzą o polskiej przyrodzie (wskutek inwentaryzacji przyrodniczej w Lasach Państwowych i poza nimi), co powinno pomóc przy podejmowaniu decyzji w sprawie tworzenia kolejnych chronionych obiektów lub modyfikacji tych istniejących.

Przedstawione powyżej aspekty planowania rozwoju sieci rezerwatów to tylko wybrane problemy, na które warto zwrócić uwagę. Warto z tego względu, że ochrona wszystkich elementów i układów przyrody zachodzi wówczas na zasadzie *in situ*, a więc w sposób najbardziej naturalny i dopasowany do lokalnych warunków.

### **Streszczenie**

Planowanie rozwoju sieci rezerwatów przyrody w Lasach Państwowych jest ważnym zagadnieniem, gdyż dotyczy 85% wszystkich polskich rezerwatów. Wiąże się z koniecznością przemyślenia i rozwiązania wielu problemów, spośród których w tym artykule poruszane są trzy. Pierwszy z nich związany jest z określeniem kryterium wyboru nowych obiektów (jaki przedmiot ochrony? jaka jego reprezentacja?). Drugi - z kwestią przestrzegania ich minimalnych powierzchni (jak to aktualnie wygląda? jakie są potrzeby?), zaś trzeci - z kwestią doboru reżimu ochronności (jakie są założenia? jaki jest aktualny stan i ewentualne potrzeby?). Rozwój sieci rezerwatów powinien zachodzić dynamicznie, w oparciu o stale aktualizowaną informację o już istniejących obiektach.

### **Literatura**

1. Chudzicka E., Skibińska E. 2003. Różnorodność gatunkowa - zwierzęta. W: Różnorodność biologiczna Polski, pod red. R. Andrzejewskiego i A. Weigle. Wyd. Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Warszawa, 93-138.
2. Ciapała S., Holeksa J. 1997. Proces degeneracji boru górnoreglowego w rezerwacie "Romanka w Beskidzie Żywieckim" jako efekt prowadzenia zabiegów z zakresu sanitarnej ochrony lasu i prac odnowieniowych. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody 16.2: 27-40.
3. Conwentz H. 1892. Die Eibe in Westpreussen, ein Aussterbender Waldbaum. W serii: Abhandlungen zur Landeskunde der Provinz Westpreussen, Heft III. Kommissions - Verlag von Th. Bertling, Danzig, 23-27.



4. Czubiński Z. 1965. Parki narodowe i rezerваты przyrody w Polsce. W: Ochrona przyrody i jej zasobów, pod red. W. Szafera. Wyd. Zakład Ochrony Przyrody PAN, Kraków, t. 2, 861-869.
5. Czubiński Z., Gawłowska J., Zabierowski K. 1977. Rezerваты przyrody w Polsce. *Studia Naturae, Seria B*, nr 27.
6. Denisiuk Z. 1984. Rezerwatowa ochrona roślin (4). Rośliny torfowiskowe. *Przyr. Pol.* 1: 21-23.
7. Denisiuk Z. 1993. Problemy ochrony przyrody na obszarach leśnych. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 49: 5-13.
8. Denisiuk Z. (red.) 1990. Ochrona rezerwatowa w Polsce. Stan aktualny i kierunki rozwoju. *Studia Naturae, Seria A*, 35.
9. Denisiuk Z. (red.) 1993. Program rezerwatowej ochrony przyrody i krajobrazu polskich Karpat na tle aktualnej sieci obszarów chronionych. *Studia Naturae* nr 39.
10. Głowaciński Z. 1988. O aktualnym stanie ochrony ptaków w Polsce. W: *Problemy ochrony polskiej przyrody*, pod red. R. Olaczka i K. Zarzyckiego. Wyd. PWN, Warszawa, 69-86.
11. Głowaciński Z. (red.) 2002. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Red list of threatened animals in Poland. Wyd. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
12. Grzywacz A. 1995. Wprowadzenie. W: *Ochrona różnorodności biologicznej w zrównoważonej gospodarce leśnej*. Materiały Sympozjum PTL i IBL, Warszawa, 5-6.
13. Gwiazdowicz D. J. (red.) 2005. Ochrona przyrody w lasach. T. II Ochrona szaty roślinnej. Wyd. ORNATUS, Poznań.
14. Holeksa J. 1997. Wielkość rezerwatów a możliwość ochrony naturalnych ekosystemów leśnych. *Ochr. Przyr.* 54: 3-13.
15. Jankowski A. 1960. Plan właściwej sieci rezerwatów torfowiskowych na Pomorzu Szczecińskim. *Przyroda Polski Zachodniej*, R. 4: 79-92.
16. Jarosz S. 1954. *Krajobrazy Polski i ich pierwotne fragmenty*. Wyd. Budownictwo i Architektura, Warszawa.
17. Jasnowski M. 1980. Działalność na rzecz ochrony torfowisk w Polsce. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 36. 1-2: 77-87.
18. Konwencja o obszarach wodno-błotnych mających znaczenie międzynarodowe, zwłaszcza jako środowisko życiowe ptactwa wodnego. *Dz. U.* 1978.7.25.

19. Krajowa Strategia Ochrony i Zrównoważonego Użytkowania Różnorodności Biologicznej wraz z Programem Działań na lata 2007-2013. Dokument zatwierdzony przez Radę Ministrów w dniu 26 października 2007 r. (uchwała nr 207/2007), 12-16, 18, 26-27.
20. Liro A., Dyduch-Falniowska A. 1999. NATURA 2000. Europejska Sieć Ekologiczna. Wyd. MOŚZNiL, Warszawa.
21. Marszałek E. 2006. Wartościowanie działań gospodarstwa leśnego w zakresie ochrony zasobów przyrody na przykładzie Nadleśnictwa Dukla. Maszynopis rozprawy doktorskiej dostępny w Instytucie Badawczym Leśnictwa w Warszawie.
22. Matuszkiewicz J. M. 2005. Zespoły leśne Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 19.
23. Matuszkiewicz W. 2005. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 44.
24. Milewski W. (red.) 2007. Lasy w Polsce 2007. Wyd. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, 17-18.
25. Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szelaż Z. (red.) 2006. Red list of plants and fungi in Poland. Czerwona lista roślin i grzybów Polski. Wyd. Instytut Botaniki PAN, Kraków.
26. Ochrona Środowiska 2007. Rocznik Statystyczny GUS. Wyd. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 297, 321.
27. Pullin A. S. 2004. Biologiczne podstawy ochrony przyrody. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 188-216.
28. Referowska-Chodak E. 2004. Metody i kryteria doskonalenia sieci rezerwatów przyrody na terenie Lasów Państwowych. Maszynopis rozprawy doktorskiej dostępny w Katedrze Ochrony Lasu i Ekologii Wydziału Leśnego SGGW w Warszawie.
29. Referowska-Chodak E. 2006a. Historyczny przegląd koncepcji doskonalenia sieci rezerwatów przyrody w Polsce. Parki nar. Rez. Przyr. 25. 1: 109-132.
30. Referowska-Chodak E. 2006b. Problemy kształtowania sieci rezerwatów przyrody w Lasach Państwowych. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej R. 8, z. 4 (14): 222-230.
31. Referowska-Chodak E. 2006c. Reprezentatywność przyrody chronionej w rezerwach na terenach Lasów Państwowych. Leśne Prace Badawcze 1: 7-20.
32. Referowska-Chodak E. 2006d. Finansowe aspekty ochrony rezerwatów przyrody w Lasach Państwowych. Sylwan 6: 65-72.

33. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 14 sierpnia 2001 r. w sprawie określenia rodzajów siedlisk przyrodniczych podlegających ochronie. Dz. U. Nr 92, poz. 1029.
34. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną. Dz. U. Nr 168, poz. 1764.
35. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących grzybów objętych ochroną. Dz. U. Nr 168, poz. 1765.
36. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 września 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących zwierząt objętych ochroną. Dz. U. Nr 220, poz. 2237.
37. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 marca 2005 r. w sprawie rodzajów, typów i podtypów rezerwatów przyrody. Dz. U. Nr 60, poz. 533.
38. Sokołowski A. W. 1974. Projekt racjonalnej sieci rezerwatów przyrody w województwie białostockim. *Ochrona Przyrody* 39: 155-172.
39. Sokołowski A. W. 1993. Celowość ochrony ścisłej w warunkach zagrożenia przyrodniczego środowiska. *Parki nar. Rez. Przyr.* 12. 2: 99-101.
40. Strategia Ochrony Obszarów Wodno-Błotnych w Polsce wraz z Planem Działań (na lata 2006-2013). Dokument zatwierdzony w dniu 10 października 2006 roku przez Ministra Środowiska. Ministerstwo Środowiska, Departament Leśnictwa, Ochrony Przyrody i Krajobrazu, Warszawa ([www.mos.gov.pl](http://www.mos.gov.pl)).
41. Symonides E. 2001. Obecna i przyszła rola leśnictwa w tworzeniu sieci rezerwatów przyrody. [W:] *Rola lasów i leśnictwa w ochronie przyrody. Materiały z Sesji Naukowej Polskiego Towarzystwa Leśnego, Malinówka 2001*, 17-27.
42. Symonides E. 2008. *Ochrona przyrody*. Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa, 144, 477-478.
43. Szafer W. 1932. *Rezerваты w Polsce*. W: *Skarby przyrody i ich ochrona*, pod red. W. Szafera. Wyd. PROP, Warszawa, 296.
44. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Dz. U. Nr 92, poz. 880

**Krzysztof Frydel**  
*Nadleśnictwo Kaliska*

## **Rozdział X**

### **MAŁA RETENCJA WODNA W NADLEŚNICTWIE KALISKA**

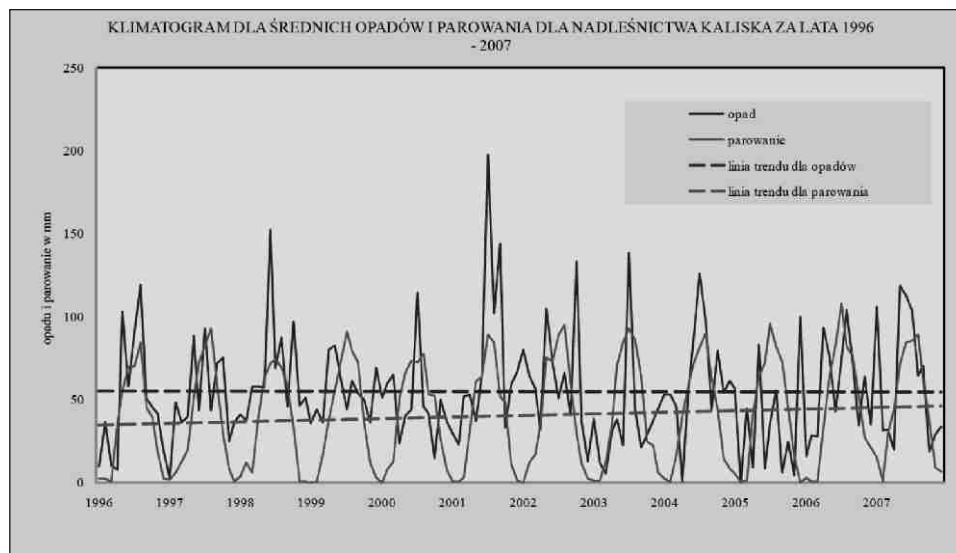
#### **Wstęp**

Mała retencja wodna, czy to tylko modne dzisiaj stwierdzenie?, czy konieczność ochrony ograniczonych zasobów wodnych?, które w Polsce są niewielkie. Każde ograniczenie, czy spowolnienie odpływu wód jest korzystne, nie tylko z przyrodniczego, ale i gospodarczego punktu widzenia.

Narażenie drzewostanów na niedobory wody uzależnione jest od wielu czynników. Bardzo ważna jest lokalizacja geograficzna. Innym czynnikiem wpływającym na możliwości retencyjne terenu jest jego geologia. W tym przypadku należy wziąć pod uwagę kilka elementów, takich jak: głębokość położenia warstw nieprzepuszczalnych i ich układ, poziom wód gruntowych, a także rodzaj gleb występujących na danym terenie. Podziemne zasoby wody, a szczególnie wód gruntowych i ich dostępność dla drzewostanów, są jednym z ważnych, choć trudnych do oszacowania elementów bilansu wodnego. Nie można także niedocenić historycznych uwarunkowań obszaru, na którym planujemy realizację małej retencji. Dzisiaj pozostałości po, niegdyś dobrze funkcjonujących, urządzeniach do sterowania przepływem wód powierzchniowych, ich piętrzenia i przesyłania w rejony niedoboru, są często widoczne i opisane tylko w dokumentach archiwalnych, albo historycznych. Analizując takie dokumenty lub mapy, odtwarzamy czas przeszły i możemy zobrazować historię wód na interesującym nas terenie. Daje nam to możliwość porównania stanu sprzed lat z dzisiejszym i próbę analizy przyczyn zmniejszenia zasobów wód powierzchniowych, albo ich całkowitego zniknięcia. Trudno jest przywrócić historyczne poziomy wód gruntowych, ponieważ dane na ten temat praktycznie nie istnieją. Czasem można znaleźć dokumentację po wierceniu studni głębinowych, gdzie niestety bardzo rzadko są zapisy co do przebiegu warstw nieprzepuszczalnych i poziomu wód gruntowych. W terenie, spotkać można stare rowy, albo kanały, które niegdyś służyły do przesyłania wody potrzebnej do nawodnień. Dzisiaj te obiekty są często zaniedbane i nie spełniają swojej roli.

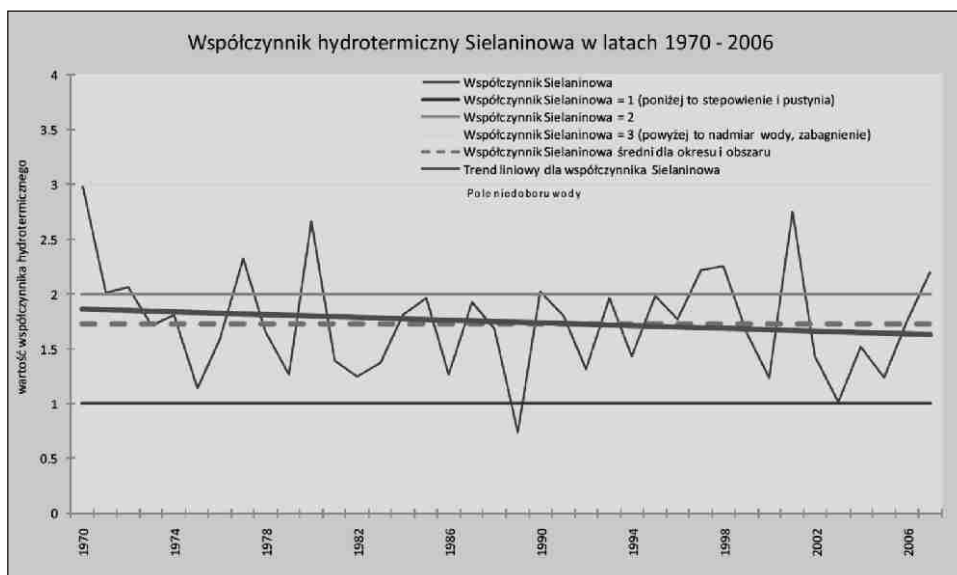
Pierwszym krokiem w tworzenie małej retencji na danym terenie jest poznanie przyczyn obniżenia poziomu wód gruntowych, czy wyschnięcia, albo zniknięcia

jezior, bagien i oczek wodnych, nie tylko na terenach leśnych, ale i przylegających do lasów obszarach użytków rolnych. Podczas takiej analizy trzeba wziąć pod uwagę średnioroczne temperatury i sumy opadów atmosferycznych (najlepiej z wielolecia), długość okresu wegetacyjnego, a także częstotliwość występowania ekstremalnych zjawisk atmosferycznych (huragany, nawałne opady deszczu i śniegu). Analiza danych klimatycznych sprowadza się zwykle do orientacyjnego określenia bilansu wodnego. Jedną z możliwości takiej analizy jest sporządzenie klimatogramu opadów i parowania dla interesującego nas obszaru (Ryc.1). Uzyskanie potrzebnych do tego danych meteorologicznych jest jednak dość kosztowne. Inną możliwość oceny bilansu wodnego, ale tylko dla sezonu wegetacyjnego daje wyliczenie współczynnika Sielaninowa, który określa relację pomiędzy opadami atmosferycznymi, a temperaturą powietrza, czyli w wielkim uproszczeniu dostępność wody dla roślin w sezonie wegetacyjnym. Jeśli wartość tego współczynnika wynosi powyżej 3, mamy do czynienia z nadmiarem wody i możliwością powstania zabagnień, wynikających z nadmiernych opadów atmosferycznych, natomiast wartość tego współczynnika poniżej 1, to już prawie pustynia (Ryc.2). Inną przyczyną obniżenia poziomu wód gruntowych mogą być przeprowadzane, czasem wiele lat temu, melioracje gruntów rolnych przylegających do terenów leśnych. Obniżenie poziomu wód gruntowych na takich, użytkowanych rolniczo obszarach może w konsekwencji spowodować odpłynięcie wód i obniżenie poziomu wód gruntowych ze zwykle wyżej położonych terenów



**Ryc. 1.** Klimatogram dla średnich opadów i parowania dla Nadleśnictwa Kaliska za lata 1996-2007.

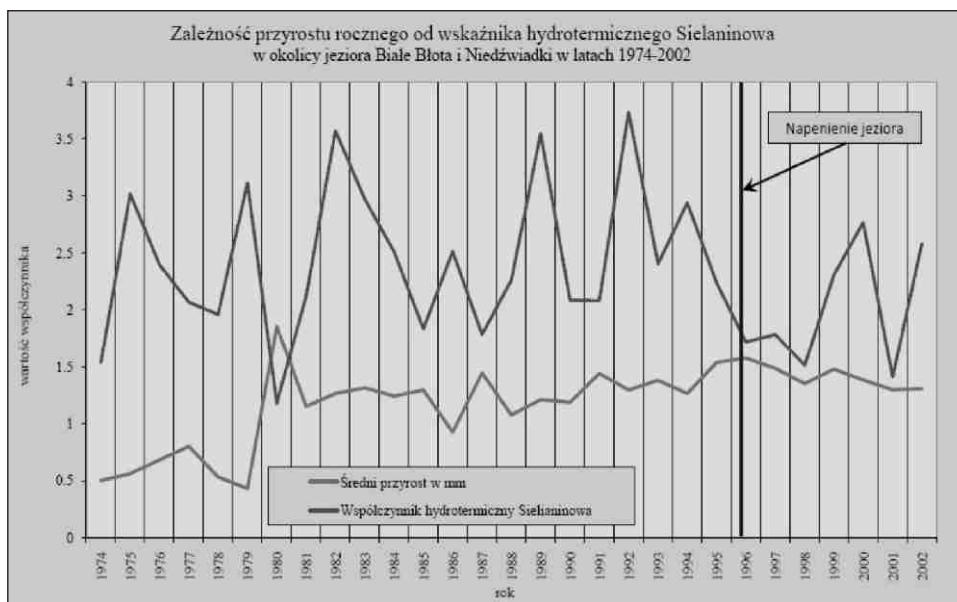
*ródło: Opracowanie własne.*



Ryc. 2. Współczynnik hydrotermiczny Sielaninowa w latach 1970-2006.

ródło: Opracowanie własne.

leśnych. Dzisiaj już rzadko, ale jeszcze w latach osiemdziesiątych poszukiwano złóż geologicznych metodą echosejsmiczną. Wiele podziemnych wybuchów może naruszać warstwy nieprzepuszczalne, utrzymujące wody gruntowe na określonym



Ryc. 3. Zależność przyrostu rocznego od wskaźnika hydrotermicznego Sielaninowa w okolicy jeziora Białe Błota i Niedźwiadki w latach 1974-2002.

ródło: Opracowanie własne.

poziomie. Powoduje to przyspieszone przemieszczanie się wód gruntowych do głębszych warstw profilu geologicznego, a w konsekwencji może doprowadzić do podtopień powodowanych przez przemieszczające się wody w glebie, nawet w dość odległych miejscach. Jeszcze inną przyczyną obniżenia poziomu wód gruntowych są zwirownie i studnie głębinowe, szczególnie o dużym poborze wody. Obiekty te powodują powstawanie lejów depresyjnych i w konsekwencji obniżenie poziomu wód gruntowych, często na dużych obszarach.

Przed przystąpieniem do realizacji projektu małej retencji wodnej dobrze jest rozważyć problem kosztów, które są do poniesienia i spodziewanych efektów, zarówno przyrodniczych jak i ekonomicznych. Nałożenie na wykres współczynnika hydrotermicznego Sielaninowa danych o wielkości przyrostów pozwoli prześledzić zależność pomiędzy dostępnością do wody, a przyrostem masy drzewostanów (Ryc.3). Często wystarcza tylko spojrzenie na przekrój pnia (z rocznymi słojami) i już widać, w jakim okresie są one wyraźnie węższe (Ryc.4).



**Ryc. 4.** Przykładowe przekroje z przyrostami.

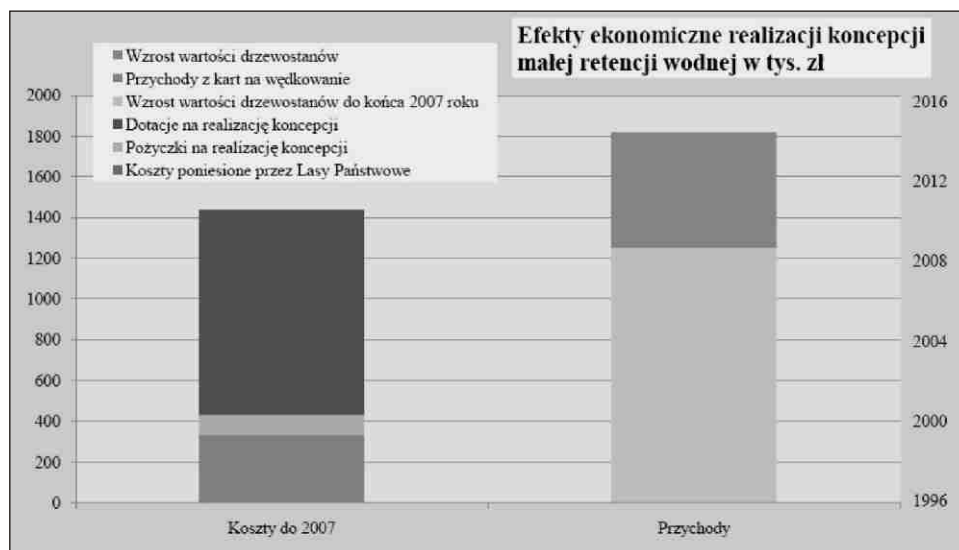
*ródło: Opracowanie własne.*

Później, po wykonaniu i pewnym okresie funkcjonowania obiektów małej retencji wodnej, można ocenić jak sprawdziły się teoretyczne założenia. W przypadku Nadleśnictwa Kaliska, zwrot kosztów znacznie wyprzedził założenia planowe (Ryc.5). Drzewostany na obszarze oddziaływania małej retencji i podniesienia poziomu wód gruntowych, a co za tym idzie polepszenia bilansu wodnego i zwiększenia przyrostu drewna na pniu, "odpłacają" zwiększonym przyrostem. Trudniej wyszacować, z powodu braku metodyki, przyrodnicze efekty małej retencji wodnej. Zwiększenie bioróżnorodności i uwilgotnienia siedlisk, powrót gatunków roślin i zwierząt na tereny, z których po ustąpieniu wody się wycofały, jest naturalnym i pierwszym efektem przyrodniczym. Retencjonowanie wody i ułatwienie dostępu do niej zwierzynie łownej może spowodować zwiększenie jej stanów, co nie zawsze korzystnie wpływa, szczególnie na uprawy i młodniki (zwiększenie szkód, a w dalszej konsekwencji konieczność grodzenia upraw) (Ryc.6).

Efektom bezpośrednim małej retencji jest także wzrost uwilgotnienia siedlisk a przede wszystkim tworzenie się mgieł i powstawanie rosy. Można to wykorzystać, jako dodatkową korzyść i wdrażać programy restytucji rzadkich, a wymagających zwiększonej wilgotności powietrza, gatunków roślin. Restytucja cisa pospolitego

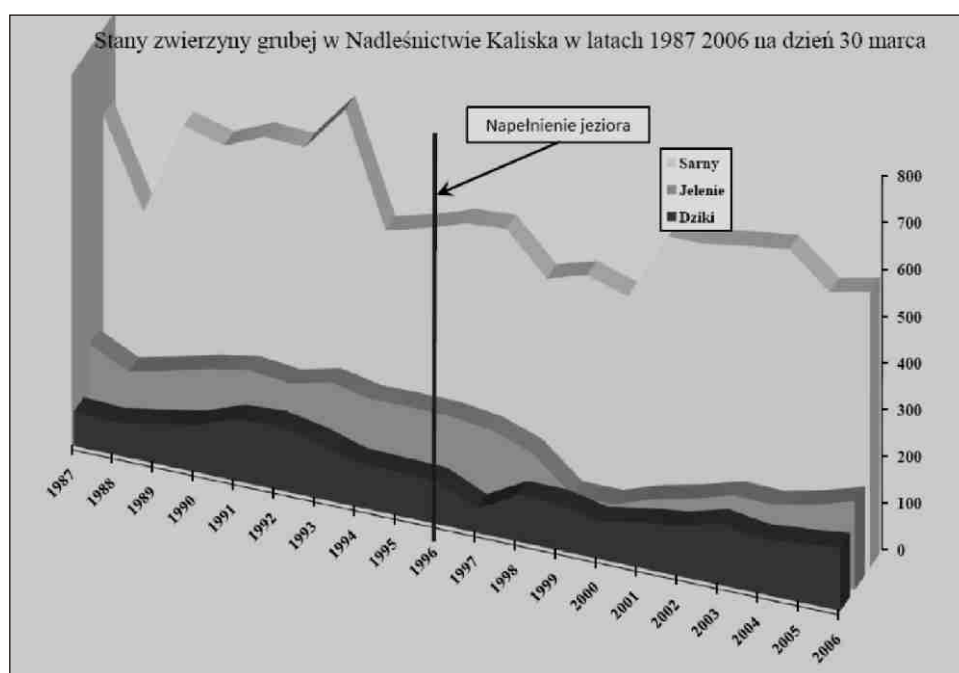
Później, po wykonaniu i pewnym okresie funkcjonowania obiektów małej retencji wodnej, można ocenić jak sprawdziły się teoretyczne założenia. W przypadku Nadleśnictwa Kaliska, zwrot kosztów znacznie wyprzedził założenia planowe (Ryc.5). Drzewostany na obszarze oddziaływania małej retencji i podniesienia poziomu wód





**Ryc. 5.** Efekty ekonomiczne realizacji koncepcji małej retencji wodnej w Nadleśnictwie Kaliska.

*ródło: Opracowanie własne.*

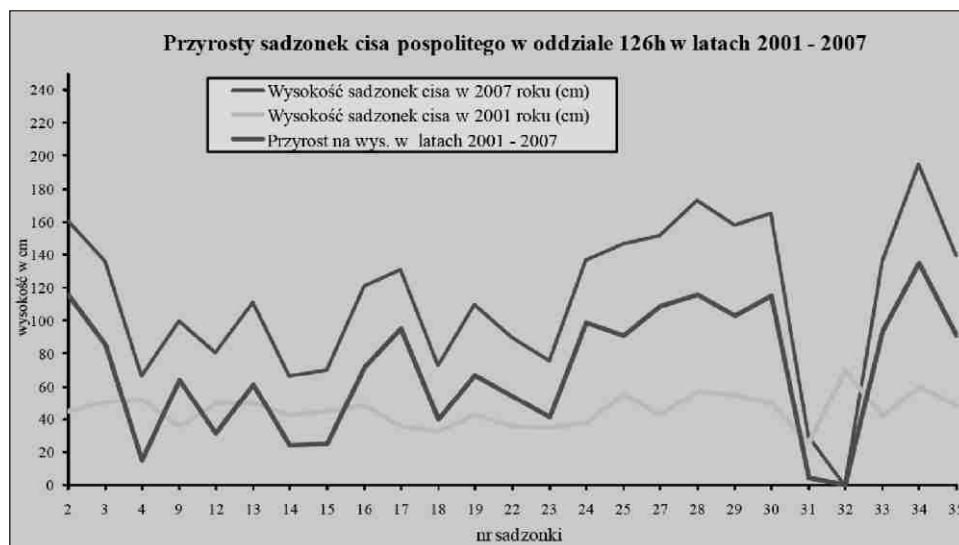


**Ryc. 6.** Stany zwierzyny grubej w Nadleśnictwie Kaliska w latach 1987-2006 (na dzień 30 marca 2006 r.).

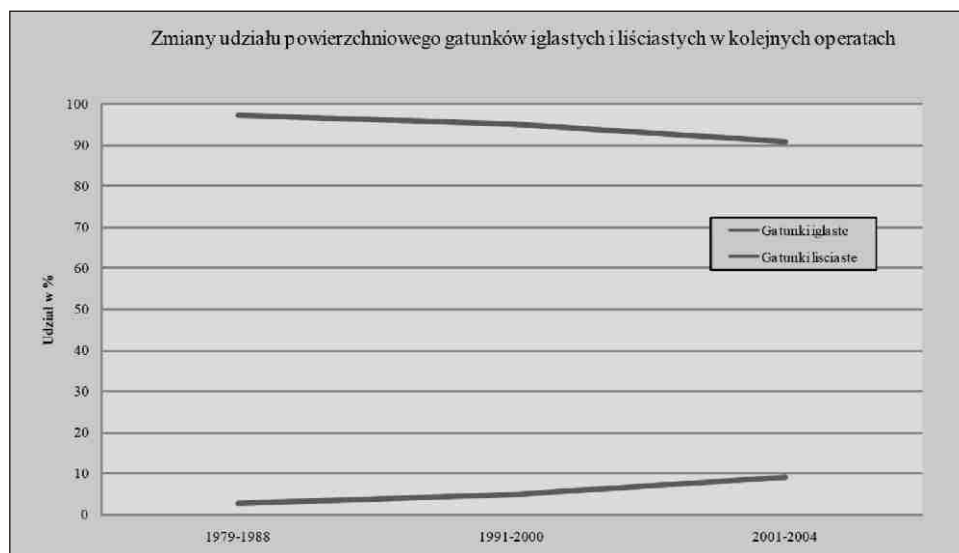
*ródło: Opracowanie własne.*



w Nadleśnictwie Kaliska jest prowadzona od 1998 roku, kiedy to wprowadziliśmy w lukę na siedlisku Bśw 36 sztuk cisa pospolitego. Wykorzystanie małej retencji polegało na wyborze miejsca w pobliżu bagna. Bagno to odtworzyło się w wyniku podniesienia poziomu wód gruntowych. Podniosła się w związku z tym wilgotność powietrza, co jest istotnym warunkiem dobrego rozwoju i przyrostów cisa



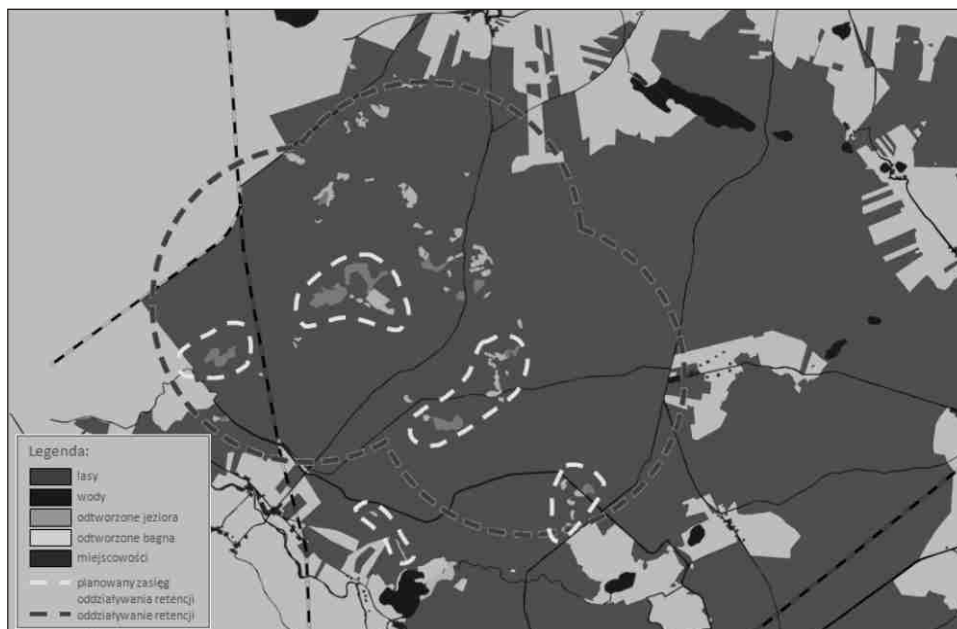
**Ryc. 7.** Przyrosty sadzonek cisa pospolitego w oddziale 126h w latach 2001-2007.  
ródło: Opracowanie własne.



**Ryc. 8.** Zmiany udziału powierzchniowego gatunków iglastych i liściastych w kolejnych operatach.  
ródło: Opracowanie własne.

pospolitego. Dzisiaj, w tym miejscu, najwyższe osobniki osiągnęły wysokość 173 cm (Ryc.7). Po pierwszych, obiecujących efektach NFOŚiGW zaakceptował nasz wniosek i od 2002 roku realizujemy program restytucji tego gatunku w Nadleśnictwie Kaliska, przywracając go w ten urokliwy zakątek Borów Tucholskich. Mikrosiedliska żyzniejsze wykorzystujemy do wprowadzania jarzębu brekinii, gatunku prawdopodobnie bardziej niż cis zagrożonego wyginięciem. Większe uwilgotnienie siedlisk pozwala także na lepsze wykorzystanie mikrosiedlisk i wprowadzani gatunków liściastych do upraw leśnych, tak istotnych, szczególnie w tych tak ubogich w gatunki monokulturach sosnowych Borów Tucholskich (Ryc.8).

Dość łatwo, przy dzisiejszych możliwościach technicznych możemy realizować dowolne obiekty i budowle, które pozwolą na zatrzymanie bądź spowolnienie odpływu wody z jakiegoś obszaru. Trzeba się jednak liczyć z możliwością niezamierzonego podtopienia w wyniku zbyt wysokiego podniesienia poziomu wód gruntowych. Takie podtopienia są szczególnie niebezpieczne dla obszarów innych własności. Planowanie wpływu małej retencji na podniesienie poziomu wód gruntowych jest bardzo trudne. Jak już wyżej nadmieniałem zwykle nie posiadamy informacji o przebiegu warstw nieprzepuszczalnych i poziomach wód gruntowych sprzed okresu ich obniżenia. Planując zasięg oddziaływania retencji na wody podziemne, zwykle określamy



**Ryc. 9.** Mapka wpływu retencji na wody gruntowe.

*ródło: Opracowanie własne.*



**Fot. 1.** Przykład spalowania (obrączkowania) kilkudziesięcioletnich sosen przez bobry (fot. K. Frydel).

go na zbyt małym obszarze. Poniższa rycina ilustruje ten problem (Ryc.9). Zdobyć jak największą ilość informacji, na etapie planowania, o położeniu warstw nieprzepuszczalnych w glebie, jest więc konieczne i niezbędne dla powodzenia całego projektu, a także niedoprowadzenia do podtopień i konieczności wypłaty odszkodowań z tego tytułu.

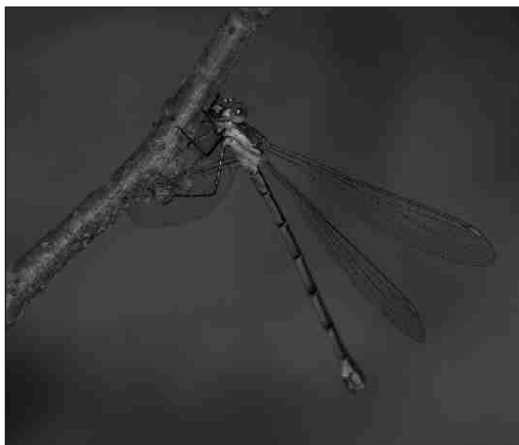
W małej retencji wodnej naszymi niedocenianymi sprzymierzeńcami są bobry.



**Fot. 2.** W małej retencji wodnej naszymi niedocenianymi sprzymierzeńcami są bobry (fot. K. Frydel).



**Fot. 3.** Rosiczka, powracają rośliny bagien (fot. K. Frydel).



**Fot. 4.** Ważka, powracają owady związane ze środowiskiem wodnym (fot. K. Frydel).

Ten sympatyczny ssak, stawiany na równi z człowiekiem w zdolności do przekształcania środowiska i dostosowywania go do swoich potrzeb, całkowicie bez ponoszenia kosztów z naszej strony, wznosi tamy doprowadzając do ograniczenia odpływu wód powierzchniowych. W skali LP tylko 4% to siedliska bagienne, a około 10 %, to wilgotne. Pozostawienie części tych terenów do zagospodarowania bobrom może spowodować znaczące zwiększenie retencji. Bobry obecnie powodują jednak szereg konfliktów. Szkody w uprawach i drzewostanach, nie tylko spowodowane podtopieniem i w konsekwencji wyschnięciem nieraz wielohektarowych powierzchni, ale i spalaniem kilkadziesięcioletnich sosen (obraczkowanie) (Fot.1) stają się powodem przereźnięcia drzewostanów i narażenia ich na ataki szkodników owadzi (przyplaszczek) (Fot.2). Znacznie większym problemem są szkody powodowane przez bobry na terenach przylegających do lasów. Blokowanie przepustów i w konsekwencji zalewanie nisko położonych łąk, powoduje duże szkody wymagające rekompensaty. Wylapywanie bobrów i przenoszenie na inne tereny, skutkuje jednak tylko przeniesieniem problemu w inne miejsce.

### **Podsumowanie**

Praktycznie małą retencję wodną w można realizować w wielu miejscach. Wykorzystując dawne budowle, jak: kanały, rowy nawadniające, ujęcia wody, czy budowle piętrzące, można po niewielkim dostosowaniu osiągnąć dobre efekty. Pobierając tylko około 3% wody przepływającej kanałem czarnowodzkim udało się odtworzyć jeziora, bagna i oczka wodne na powierzchni około 90 hektarów

i doprowadzić do podniesienia poziomu wód gruntowych o ponad 2,5 metra. Realizacja koncepcji małej retencji wodnej zwiększyła o ponad 12% przyrost masy drzewostanów i pozwoliła na wdrożenie programu restytucji cisa pospolitego. Nieocenione pozostaje zwiększenie bioróżnorodności i powrót biotopów wodno-błotnych do monolitycznych drzewostanów sosnowych. Zjawisko tworzenia się mgły i rosy, które w pewnym okresie zaniknęło, obecnie nadal funkcjonuje w położonych na wielkim polu sandrowym Borów Tucholskich, drzewostanach Nadleśnictwa Kaliska. Dzięki temu zwiększyła się odporność drzewostanów poprzez powrót i zwiększenie liczebności pożytecznych owadów (rączyce), jak i ptaków, które znalazły lepsze warunki do życia i wychowania potomstwa. Płazy także są wdzięczne za dostarczenie im siedlisk potrzebnych do rozrodu. W 2007 roku wpuściliśmy do kilku odtworzonych jezior i oczek wodnych raka błotnego, w ramach programu restytucji tego gatunku prowadzonego przez Instytut Rybactwa Śródlądowego Giżycko. Może w przyszłości uda się przywrócić tym wodom żółwia błotnego, który na piaszczystych łachach przy jeziorach, i oczkach wodnych, znalazłby doskonałe miejsca do rozrodu. Zatrzymanie wody jest dopiero początkiem drogi. Wiele zamierzeń można realizować opierając się na podniesieniu poziomu wód gruntowych, zwiększeniu występowania mgieł i rosy. Najważniejszym jednak jest, by lasy, które zawsze były głównym elementem środowiska odpowiedzialnym za retencję wodną, mogły jeszcze bardziej przyczynić się do spowolnienia odpływu wód powierzchniowych, których zasoby sytuują Polskę na przedostatnim miejscu w Europie, wód tak potrzebnych do normalnego funkcjonowania gospodarki i codziennej, ludzkiej egzystencji.

### **Streszczenie**

W latach 80. XX wieku zniknęło około 100 ha śródleśnych jezior, oczek wodnych i bagien z drzewostanów Nadleśnictwa Kaliska położonych na wielkim polu sandrowym pozostawionym po ostatnim zlodowaceniu. W tym czasie nie dociekano przyczyn tego zjawiska. Późniejsza analiza możliwych przyczyn zniknięcia wody wskazuje na melioracje gruntów rolnych przyległych do lasów, poszukiwania złóż metodą echo-sejsmiczną i niekorzystne zmiany klimatyczne. Odtworzenie wód powierzchniowych i przywrócenie właściwego poziomu wód gruntowych możliwe było dzięki kanałowi czarnowodzkiemu, który w połowie XIX wieku został wybudowany na tym terenie z rozkazu króla Prus Fryderyka Wilhelma IV. Doprowadzenie wody do wyschniętych zbiorników pozwoliło na przywrócenie w nich życia biologicznego i zwiększenie bioróżnorodności. Wzrosła też produktywność drzewostanów i ich odporność. W efekcie można było, w oparciu o odtworzone zbiorniki wodne, rozpocząć restytucję cisa pospolitego



i wprowadzać na znacznie większej powierzchni gatunki liściaste, tak pożądane w tutejszych monolitach sosnowych.

#### Literatura

1. Bajkowski S., Ciepielowski A., Dąkowski S. L., Fortuński M., 2000. Możliwości zwiększenia retencji wodnej w lasach obrębu Zwolen w Puszczy Kozienskiej. Prace IBL, nr 4 (905): 29-52.
2. Byczkowski A., 1999. Hydrologia. Wyd. SGGW, Warszawa.
3. Chełmicki W., Ciszewski S., Żelazny M., 2002. Model wahań zwierciadła wód podziemnych w Puszczy Niepołomickiej. Inżynieria Środowiska. Wyd. Politechnika Krakowska, Kraków. 4: 19-26.
4. Ciepielowski A., 1992. Stan i rola zasobów wodnych w gospodarce leśnej. Postępy Techniki w Leśnictwie. Wyd. Świat, Warszawa. 52: 1527.
5. Ciepielowski A., 1999. Podstawy gospodarowania wodą. Wyd. SGGW, Warszawa.
6. Ciepielowski A., 2001. Kształtowanie retencji wodnej w lasach. Biblioteczka Leśniczego. Wyd. Świat, Warszawa. 146
7. Ciepielowski A., Kaca E., Tużnik-kosno E., 1998. Hydrologiczno-metodologiczne uwarunkowania przebiegu poziomego wody gruntowej w leśnych siedliskach wilgotnych. Materiały konferencji "Las i woda", 25-29 maja, Kraków. 136-148.
8. Jakubowski T., 1992. Regulacja stosunków wodnych w lasach. Postępy Techniki w Leśnictwie. Wyd. Świat, Warszawa. 52: 22-27.
9. Kowalik P., 1998. Hydrologia ekosystemu leśnego ze szczególnym uwzględnieniem systemu gleba - roślina - atmosfera. Materiały konferencji "Las i woda", 25-29 maja, Kraków. 176-189.
10. Maciaszek W., 1998. Gleba jako naturalny retencyjny zbiornik wodny. Materiały konferencji "Las i woda", 25-29 maja, Kraków. 290-299.
11. Miler A., 1998. Dynamika stanów wód gruntowych na terenach zalesionych. Materiały konferencji "Las i woda", 25-29 maja, Kraków. 190-199.
12. Miler A. T., Okoński B., Grajewski S., 2002. Jakość wód gruntowych wybranych siedlisk Puszczy Zielonka. Inżynieria Środowiska. Wyd. Politechnika Krakowska, Kraków. 4: 77-84.
13. Obmiński Z., 1978. Ekologia lasu. PWN, Warszawa.
14. Pawlaczyk P., Wołejko L., Jermaczek A., Stańko R., 2001. Poradnik ochrony mokradeł. Wyd. Lubuski Klub Przyrodników, Świebodzin.
15. Suliński J., Jaworski A., 1998. Bilans wodny lasu w praktyce leśnej. Materiały konferencji "Las i woda", 25-29 maja, Kraków. 32-47.
16. Tyszka J., Żakowicz S., 1998. Zmiany retencji glebowej i własności geochemicznych wody wybranych ekosystemów leśnych północnej Polski. Materiały konferencji "Las i woda", 25-29 maja, Kraków. 223-235.