

WYŻSZA SZKOŁA ZARZĄDZANIA ŚRODOWISKIEM
W TUCHOLI

ZARZĄDZANIE
OCHRONĄ PRZYRODY
W LASACH

*Praca zbiorowa pod redakcją
Krzysztofa Kannenberga i Huberta Szramki*

TOM III

TUCHOLA 2009

Recenzenci:

doc. dr hab. inż. Janusz Kocel
dr hab. inż. Roman Wojtkowiak

Projekt okładki:

Krzysztof Kannenberg

Redakcja techniczna:

Daniel Wierzchucki

Copyright © by

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

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

Wydano za zgodą Rektora WSZŚ w Tucholi

Wydawnictwo współfinansowane przez Gminę Tuchola

Skład i druk:

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

ISBN 978-83-924457-4-6

SPIS TREŚCI

<i>PRZEDMOWA</i>	5	
<i>CZĘŚĆ PIERWSZA</i>		
PRZYRODNICZE ASPEKTY OCHRONY PRZYRODY W LASACH		7
Rozdział I. Zarys historii i motywy ochrony drzew i krzewów pomnikowych na terenie lasów (<i>Joanna Pietrzak</i>)	8	
Rozdział II. Zasięg i natężenie zmian w zespołach leśnych rezerwatu „Olszyny Rakutowskie” w latach 1969-2002 (<i>Wiesław Cyzman</i>)	33	
Rozdział III. Charakterystyka wzrostu sosny zwyczajnej [<i>Pinus Sylvestris</i> (L.)] w różnych wariantach przygotowania gleby na terenie byłego poligonu „Borne Sulinowo” (<i>Wojciech Wesoly, Piotr Lisiński</i>)	63	
Rozdział IV. Struktura biomasy nadziemnej sosny zwyczajnej w odnowieniach spontanicznych na przykładzie Nadleśnictwa Włocławek (<i>Anna Kannenberg</i>)	73	
Rozdział V. Rola czynników środowiskowych w zamieraniu drzewostanów dębowych (<i>Wojciech Szewczyk, Robert Kuźmiński</i>)	102	
Rozdział VI. Ochrona przyrody w Nadleśnictwie Gdańsk (<i>Małgorzata Baran</i>)	109	
Rozdział VII. Ocena skuteczności rezerwatowej formy ochrony przyrody na przykładzie Nadleśnictwa Woziwoda (<i>Mariusz Brunka</i>)	123	
Rozdział VIII. Wpływ rejonu i okresu pozyskania na masę tuszy Jelenia szlachetnego (<i>Cervus elaphus L.</i>) na przykładzie Okręgowych Zarządów Polskiego Związku Łowieckiego w Szczecinie i Olsztynie (<i>Krzysztof Adamowicz, Remigiusz Piecewicz, Krzysztof Woźny</i>)	146	
Rozdział IX. Cis pospolity (<i>Taxus baccata L.</i>) w Nadleśnictwie Kaliska (<i>Krzysztof Frydel, Urszula Nawrocka- Grzeškowiak</i>)	155	
Rozdział X. Występowanie w Polsce oraz skład pożywienia wydry <i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758) (<i>Stefan Sikora</i>)	162	

CZEŚĆ DRUGA

EKONOMICZNE, PRAWNE, ORGANIZACYJNE I TECHNICZNE ASPEKTY OCHRONY PRZYRODY W LASACH

175

Rozdział XI. Metoda oceny efektów gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi nadleśnictw (*Janusz Kocel, Ryszard Kwiecień*) 176

Rozdział XII. Wpływ systemów wynagradzania na koszty pozyskania drewna (*Hubert Szramka*) 192

Rozdział XIII. Podstawowe problemy szacowania strat w drzewostanach uszkodzonych przez wiatr (*Anna Ankudo-Jankowska, Jakub Glura, Karol Sikora*)..... 201

Rozdział XIV. Natura 2000 w leśnictwie – prognozy, zagrożenia i konsekwencje dla gospodarki leśnej (*Jan Łukaszewicz, Rafał Paluch*) 215

Rozdział XV. Problemy wdrażania sieci Natura 2000 w Lasach Państwowych (*Ewa Referowska- Chodak*) 225

Rozdział XVI. *Technologia GIS w leśnictwie* (*Janusz Kwiecień*) 247

Rozdział XVII. Technologie teledetekcyjne wspomagające pomiary wymiany CO₂ pomiędzy atmosferą a ekosystemem leśnym (*Paweł Strzeliński, Tomasz Zawila-Nidźwiecki, Janusz Olejnik*) 252

Rozdział XVIII. Możliwości zastosowania Projakościowej Metody Wartościowania Pracy w Państwowym Gospodarstwie Leśnym Lasy Państwowe (*Krzysztof Kannenberg*) 268

Rozdział XIX. Wykorzystanie działalności składnic leśnych jako elementu podnoszącego rentowność Lasów Państwowych na przykładzie Zespołu Składnic Lasów Państwowych w Białogardzie (*Piotr Marciniak*) 277

PRZEDMOWA

Oddany do rąk czytelników III tom książki *Zarządzanie ochroną przyrody w lasach* tradycyjnie podzielony został na dwie części. Pierwsza zawiera rozdziały poświęcone aspektom przyrodniczym, w drugiej części poruszone zostały aspekty: ekonomiczne, prawne, organizacyjne i techniczne.

Książka nie jest zbiorem gotowych recept dotyczących zarządzania ochroną przyrody w lasach, zawiera jedynie wskazówki oraz rezultaty przemyśleń i badań autorów, którzy poddali LAS analizie zarówno pod względem funkcjonowania biologicznego, wykorzystania ekonomicznego a także statusu jego ochrony.

Niniejsza pozycja z racji swojej struktury a przed wszystkim adresata (ludzie różnych profesji) nie może zawierać wszystkich aspektów dotyczących problemów zawartych w tytule, jednak te w niej poruszone niech staną się dla czytelników inspiracją do przemyśleń i poszukiwań. Tak więc każdy powinien znaleźć w niej coś interesującego czego być może nie znalazł w innych pozycjach.

Przed kilkoma tysiącami lat LAS żył swoim biologicznym rytmem wyznaczonym przez pory roku i zjawiska atmosferyczne i „radził” sobie doskonale. Dając schronienie, wyżywienie i miejsce do rozrodu naturalnym swoim mieszkańcom celująco wypełniał swoją misję ekologiczną. Zachodziły owszem pewne perturbacje i wahnięcia w kondycji LASU, spowodowane naturalnymi czynnikami i zjawiskami występującymi na Ziemi, ale zgodnie z prawami selekcji i doboru naturalnego LAS odbudowywał swoją potęgę i wzmocniony „lepszymi genami” funkcjonował jeszcze lepiej.

Pojawił się Homo sapiens, który potrzebował coraz więcej przestrzeni do budowania nowych cywilizacji i zaczął zagrażać LASOWI.

Korzystając z dobrodziejstw LASU człowiek jednocześnie go niszczył. Po upływie tych kilku tysięcy lat okazało się, że LAS potrzebuje naszej pomocy i to natychmiastowej, polegającej na właściwie rozumianej ochronie. Do tego potrzebna jest rzesza ludzi skutecznie motywowanych, nie tylko racjonalnie gospodarujących zasobami leśnymi, ale również dbających o dobrą kondycję ekosystemów leśnych dla szeroko pojętej użyteczności publicznej (aspekt ekonomiczny, kulturowy, naukowy, edukacyjny, rekreacyjny itd.). W ludziach drzemie olbrzymi potencjał ale należy go umiejętnie wyzwolić. Tego nie da się osiągnąć bez pieniędzy. Nie samą miłością do LASU człowiek żyje i LASOWI też samo uczucie miłości i sympatii nie wystarczy. Tu pojawia się problem. *Jak mając tak niewiele zrobić bardzo dużo? Takich pytań godnych Salomona jest więcej. Dlaczego należy ochraniać dany zespół roślinny lub jeden gatunek flory lub fauny? Jakie wymierne korzyści wynikną z konkretnych działań ochronnych? Jakie były kiedyś a jakie są obecnie motywy i formy ochrony przyrody?*

Na te i wiele innych pytań autorzy tej książki starali się Państwu udzielić odpowiedzi nie szczędząc czasu, sił, energii i zapału w pracach badawczych.

Krzysztof Kannenberg

CZEŚĆ PIERWSZA

**PRZYRODNICZE ASPEKTY
OCHRONY PRZYRODY
W LASACH**

Joanna Pietrzak

*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
Wydział Leśny, Katedra Ochrony Lasu i Ekologii*

ROZDZIAŁ I

ZARYS HISTORII I MOTYWY OCHRONY DRZEW I KRZEWÓW POMNIKOWYCH NA TERENIE LASÓW

WSTĘP

Drzewa towarzyszą człowiekowi od początku jego istnienia, oddając mu wielorakie, często niedoceniane wartości duchowe oraz dobra materialne, niezbędne do jego harmonijnej egzystencji oraz rozwoju. Wszechstronny kontakt człowieka z drzewami, trwający stale, najszerzej i najdokładniej odbija się w symbolice, legendach i opowieściach, zapisanych w świadomości, obyczajowości i kulturze różnych narodów. Drzewa od zawsze fascynowały i wzbudzały podziw ludzi. Stanowią one element kultury materialnej, świadczą o odrębności przyrodniczej i kulturowej społeczeństwa. Tradycje ochrony niektórych drzew łączą się przede wszystkim z wierzeniami oraz obyczajami naszych przodków. Drzewa budziły podziw i uznanie oraz uwalniały najdziwniejsze wyobrażenia, praktyki magiczne, przesady.

Uważa się, że struktura drzew znajduje odzwierciedlenie w ich symbolice. Trójdzielna natura drzew ukazuje związek między trzema poziomami wszechświata: korona tkwi w niebie, korzenie obejmują świat podziemny, a znajdujący się między nimi pień oznacza rzeczywistość ziemską¹. Wiara w drzewa stanowiące siedzibę bóstw i ludzkich dusz była bardzo powszechna. Święte gaje i drzewa znane były w Grecji od czasów minojskich, otaczane czcią przez Rzymian, ludy normañskie i słowiańskie². Miejscem ukazywania się słowiańskich bóstw były gaje dębowe. Ma to uzasadnienie między innymi z powodu okazałych rozmiarów i długowieczności przedstawicieli tego gatunku. Podziwianym atrybutem drzew, swoistą cechą wyróżniającą je spośród innych istot żywych, a w szczególności roślin, jest ich długowieczność. Istnienie sędziwych drzew uświadamia, że były one świadkami historycznego rozwoju człowieka, jego cywilizacji i zmieniających się warunków środowiskowych w jakich egzystował. Znaczenie drzew dla krajobrazu

¹ Galera H., Morfologia a symbolika drzew, „Nauka” 2007 z. 2.

² Kopaliński W., Słownik mitów i tradycji kultury, PIW, Warszawa 1987.

jest nie do przecenienia ze względu na widoczne w ostatnich dziesięcioleciach, pogarszający się stan środowiska.

Drzewa stanowią najliczniejszą grupę spośród pojedynczych tworów przyrody ożywionej objętych ochroną prawną w Polsce. Według znowelizowanej w 2008 r. Ustawy o ochronie przyrody pomnikami przyrody mogą być pojedyncze twory przyrody żywej i nieożywionej lub ich skupiska o szczególnej wartości przyrodniczej, naukowej, kulturowej, historycznej lub krajobrazowej oraz odznaczające się indywidualnymi cechami, wyróżniającymi je wśród innych tworów³. Są to np.: okazałych rozmiarów drzewa, krzewy gatunków rodzimych lub obcych, źródła, wodospady, wywierzyska, skałki, jary, głązy narzutowe oraz jaskinie. Na terenach niezabudowanych, jeżeli nie stanowi to zagrożenia dla ludzi lub mienia, drzewa stanowiące pomniki przyrody podlegają ochronie aż do ich samoistnego, całkowitego rozpadu.

HISTORIA OCHRONY DRZEW - POMNIKÓW PRZYRODY NA ZIEMIACH POLSKICH

Twórcą pojęcia „pomnik przyrody” był w XIX w. Aleksander von Humboldt (1769-1859), niemiecki przyrodnik i podróżnik, pod wpływem wrażenia, jakie wywarły na nim olbrzymie drzewa oglądane podczas podróży po Ameryce Południowej w latach 1799-1804. Pojęcie to rozszerzyli i napełnili żywą treścią kolejni niemieccy przyrodnicy: Hugo Conwentz (1855-1922) – poprzez m.in. dokonanie inwentaryzacji okazałych głązów na Pomorzu Gdańskim oraz przez wykonanie spisu sędziwych drzew na ziemiach polskich a także Fritz Pful (1853-1913) – który to dzieło kontynuował i uzupełniał.

Tradycje ochrony przyrody w Polsce są nierozzerwalnie związane z historią naszej państwowości. Potwierdza to analiza zwyczajów i przepisów prawnych regulujących użytkowanie wybranych elementów przyrody żywej lub też całych kompleksów przyrodniczych. W średniowieczu w krajach zachodniej i środkowej Europy utrwalił się zwyczaj utrzymywania w stanie naturalnym dużych obszarów leśnych mających znaczenie strategiczne. Były to lasy wzdłuż granic państwowych, które miały zapewniać skuteczną ich obronność. Rozległe puszcze i mokradła tworzyły naturalne zabezpieczenia przed napadami wroga. Z przyczyn obronnych lasy utrzymywano też na granicy niektórych księstw, a także wokół majątków klasztornych.

³ Ustawa o ochronie przyrody z dn. 16 kwietnia 2004 r., z późn. zm. (Dz. U. z dnia 13 listopada 2008 r.).

Za pierwotną formę ochrony przyrody na ziemiach polskich uznaje się tzw. regale panującego, czyli zastrzeżone dla władcy dziedziny działalności gospodarczej⁴. Dla ochrony przyrody szczególne znaczenie miały regale łowieckie, następnie rybackie, bartne i górnicze. Pierwsze tzw. normy stanowione, których przedmiotem była taka ochrona zasobów przyrody, które dotyczyły lasów, zwierzyny łownej i ryb, odnajdujemy w statutach Kazimierza Wielkiego z połowy XIV wieku (Statut Wiślicki z 1347 r.), które przewidywały surowe kary za kradzież drewna oraz za wycinanie tzw. drzew z pszczołami, czyli barci, a karę śmierci za wzniesienie pożaru w cudzym lesie. W Statucie Warckim Władysława Jagiełły z 1423 r.⁵, zapisy dotyczyły ochrony cennego drzewa, jakim wówczas był cis, nadmiernie wycinany jako przydatny do wyrobu kusz, łuków i eksportowany do krajów Europy Zachodniej. Kary za bezprawne pozyskiwanie cisa były reakcją na nadmierną eksploatację jednego z zasobów przyrody. Rozbudowane przepisy ochronne, szczególnie dotyczące gatunków zwierząt, wprowadzono do trzech kolejnych Statutów Litewskich z lat 1529, 1566 i 1588⁶. Poczynania kolejnych królów Polski niosły ze sobą korzyści dla obejmowanych różnymi przepisami gatunków zwierząt i roślin, to nie można jednak mówić o ochronie przyrody w dzisiejszym znaczeniu tego pojęcia. Względy, jakimi wówczas się kierowano dotyczyły ochrony praw feudalnych, a później praw posiadaczy rozległych majątków ziemskich. Do działań związanych z ochroną gatunkową należy zaliczyć, akcję ratowania zwierząt tatrzańskich: kozic i świstaków, podjętą na forum Sejmu Krajowego we Lwowie, gatunków już wówczas zagrożonych w swym byciu przez kłusowników. Ustawa „względem zakazu łapania, wytępiania i sprzedawania zwierząt alpejskich właściwych Tatrom, świstaka i dzikich kóz” (1869 r.)⁷. Miała ona charakter ustawy karnej: za naruszenie zakazu polowania, łapania i sprzedawania tych zwierząt oraz zakazu sprzedaży sadła świstaczego groziła kara grzywny. Ustawa przyniosła oczekiwane korzyści, a wprowadzona wówczas ochrona gatunkowa kozic i świstaków istnieje do dziś. Kolejna, zwracająca uwagę na ochronę gatunkową, to ustawa O ochronie niektórych zwierząt dla uprawy ziemi pożytecznych” (1874) Sejmu Krajowego we Lwowie⁸. Później została zmieniona

⁴ Bardach J. i in., Historia państwa i prawa polskiego, Warszawa 1985, s. 67.

⁵ Grodecki R., Czachorowski S., Dąbrowski J., Dzieje Polski średniowiecznej, t.2., Kraków 1995, s.316

⁶ Tekst I Statutu w Statut Wielkiego Książstwa Litowskiego 1529 goda, pod red. K. J. Jabłonskisa, Mińsk 1960; tekst III Statutu w: Statut Wielkiego Książstwa Litewskiego z 1588 roku, Wilno 1786.

⁷ Dziennik ustaw i rozporządzeń krajowych dla Królestwa Galicji i Lodomerii z Wielkim Księstwem Krakowskim 1869, cz. XI, nr 26.

⁸ Dziennik ustaw i rozporządzeń krajowych...op. cit., nr 10.

i pod nowym tytułem ustawy. Naruszenie zakazów było zagrożone grzywną lub aresztem do 3 dni.

Szacunek jakim obdarzano drzewa był przez wieki decydującym motywem ich ochrony. Dopiero z czasem dochodziły do tego zapisy prawne dotyczące ochrony drzew, zakazu wycinania egzemplarzy należących do gatunków o najbardziej wartościowym drewnie.

Czas wnikliwej inwentaryzacji zabytków przyrodniczych, nie tylko na terenach leśnych, która stała się powszechnym zwyczajem zastępującym prawo to wiek XVIII i XIX. Z tego okresu pochodzą najważniejsze opracowania i publikacje. W inwentaryzacji, oprócz drzew, uwzględniano także okazałe głązy narzutowe, interesujące formy skalne, wodospady i inne osobliwości natury.

Pierwszym zestawieniem syntetycznym, rejestrującym drzewa zabytkowe jako pomniki minionych wieków na ziemiach polskich był „Tabelaryczny przegląd nadzwyczaj starych oraz rzadkich drzew w lasach zachodniej Galicji”⁹ ogłoszony przez leśnika polskiego, cesarsko-królewskiego komisarza do spraw szacowania lasów, V. M. Böhme w 1866 r. w krakowskim „Dzienniku Rolniczym”. Wcześniejsze publikacje ograniczają się jedynie do podania właściwości poszczególnych, najpopularniejszych gatunków drzew i krzewów występujących na terenach podległych zaborcy, np. „Ustawy powszechne dla dóbr moich rządców” księżnej Anny Jabłonkowskiej¹⁰. Tom V tego dzieła z 1787 r. zawiera krótkie opisy drzew i krzewów krajowych, dokładnie: „Opisanie użytku różnych drzew krajowych”. W podobny sposób opisane są inne gatunki naszych lasów oraz krzewy, takie jak np. berberys, dereń, głóg.

Inwentaryzacja zabytków przyrodniczych często dawała początek rezerwatom, które były nową formą ochrony przyrody. Na ziemiach polskich najstarsze rezerwaty powstawały na gruntach prywatnych, a było to możliwe dzięki osobistemu zaangażowaniu i poparciu właścicieli ziemskich, gdyż wtedy nie było jeszcze żadnych przepisów prawnych.

Przed zjednoczeniem ziem polskich w niepodległe państwo, w rozmaity sposób objawiały się dążenia do ochrony przyrody, a w tym drzew zabytkowych.

H. Conwentz jako dyrektor muzeum przyrodniczego w Gdańsku, od 1887 roku zabiegał o realizowanie założeń ochroniarskich. W roku 1898 jego akcja została poparta przez wystąpienie w parlamencie pruskim posła Wetekampa z mową podnoszącą znaczenie ochrony zabytków przyrody dla państwa pruskiego. Od tego

⁹ Böhme V.M. „Tabelaryczny przegląd nadzwyczaj starych oraz rzadkich drzew w lasach zachodniej Galicji, z krótkimi objaśnieniami co do miejsc na których rosną, ich wieku, wysokości, jak niemniej z innymi potrzebnymi uwagami”, Dziennik Rolniczy, Kraków 1866.

¹⁰ Jabłonkowska A. X. Ustawy powszechne dla dóbr moich rządców“, Siemiatyże, Tom V. 1787.

czasu rozpoczął się, dzięki poparciu rządowemu, wzrost powszechnego zainteresowania sprawą ochrony ginących zabytków przyrody w całych Prusach, zwłaszcza zaś w polskich dzielnicach. W 1900 r. Conwentz wydał „Pamiętniki drzew Prus Królewskich” („Forstbotanisches Merkbuch für Westpreussen”)¹¹, która dzięki instrukcji pruskiego Ministerstwa Rolnictwa i Dóbr Państwowych, stała się wzorem analogicznych wydawnictw dla innych dzielnic. W 1904 roku poznański nauczyciel gimnazjalny i kustosz niemieckiego muzeum przyrodniczego F. Pfuhl wydał „Pamiętnik drzew i lasów Księstwa Poznańskiego” (Bäume und Wälder in Posen)¹², a w 1906 r. T. Schube: „Pamiętnik lasów śląskich” (Waldbuch von Schlesien)¹³.

W wielu wydawnictwach towarzystw naukowych w miastach zaboru pruskiego (Toruń, Bydgoszcz, Gdańsk, Grudziądz i inne), w pismach periodycznych i codziennych, pojawiały się liczne wiadomości i artykuły, o nowych osobliwościach przyrody. Centralny organ rządu pruskiego do ochrony przyrody w Berlinie („Staatliche Stelle für Naturdenkmalpflege”), obejmuje od 1906 r. kierownictwo tego potężnego ruchu. Wystosowano dziesiątki tysięcy odezw i kwestionariuszy (samo Księstwo Poznańskie wypełniło ich w krótkim czasie 12000 egzemplarzy)¹⁴.

W byłym zaborze rosyjskim akcja dążenia do ochrony przyrody przebiegała zupełnie inaczej i rozpoczęła się najpóźniej. Rząd rosyjski okazał się dla idei ochrony przyrody nieprzystępnym, a z istniejących naukowych towarzystw najczęściej zainteresowania okazało tylko Moskiewskie Towarzystwo Miłośników Przyrody oraz stworzone przez Niemców Ryskie Towarzystwo Przyrodników. Powstanie trzech rezerwatów stepów pierwotnych, w południowych guberniach rosyjskich, wyszło z prywatnej inicjatywy kilku świątłych jednostek i nie mogą być policzone na poczet jakiegokolwiek pracy planowo organizowanej przez rząd lub naród rosyjski. Dopiero przed samym wybuchem pierwszej wojny światowej wniesiono do Dumy Państwowej projekt ustawy ochrony przyrody, która jednak nie weszła w życie w tym czasie. Wobec braku jakiegokolwiek planowego ruchu popieranego przez czynniki rządowe w kwestii ochrony przyrody w dawnym państwie rosyjskim, działalność podjęta na ziemiach polskich byłego zaboru rosyjskiego była spontanicznym aktem społeczeństwa. Po przygotowaniu gruntu przez przyrodników warszawskiego „Pamiętnika Fizjograficznego”, częściowo też „Wszechświata”, rozpoczęło ją samorzutnie Polskie Towarzystwo Krajoznawcze,

¹¹ Conwentz H., Forstbotanisches Merkbuch für Westpreussen, 1900.

¹² Pfuhl F. Baume und Walder der Prowinz Posen, 1904.

¹³ Schube T., Waldbuch von Schlesien, Breslau, 1906.

¹⁴ Szafer W., Ochrona przyrody w Polsce, „Ochrona Przyrody” 1920, R.1, s.11-20.

organizując na wiosnę 1908 r. Komisję Ochrony Osobliwości Przyrody¹⁵. Rozesłano kwestionariusze, z których w ciągu roku (1909), tylko nieliczne powróciły z odpowiedziami. Nie mogąc obudzić ruchu w społeczeństwie, Towarzystwo Krajoznawcze zajęło się pracą wewnętrzną, przygotowawczą, oddając na usługi idei ochrony przyrody łamy swego doskonale redagowanego tygodnika („Ziemia”). Pod stałym tytułem „Ze skarbów naszej przyrody” stworzono w nim miejsce do ogłaszania licznych artykułów i notatek, odnoszących się do polskich osobliwości przyrody. Owocem pracy Komisji było zgromadzenie cennego zbioru fotograficznego i kartograficznego oraz dwie rozprawy popularyzujące idee ochrony przyrody: K. Kulwiecia: „Osobliwości i zabytki przyrody oraz ich ochrona” (1908) i J. Kołodziejczyka: „Zabytki przyrody” (1917). Liczne fotografie i opisy pamiątkowych lub osobliwych drzew, rzadkich zwierząt i roślin, skał, źródeł i krajobrazów, zgromadzone w rocznikach „Ziemi”, stały się w późniejszym czasie podstawą do inwentarza polskich pomników natury.

Podobnie jak w innych dzielnicach Polski, nie brakowało prywatnej, często bezimiennej inicjatywy w społeczeństwie, przyrodników i leśników, dzięki której ocalały zarówno liczne pojedyncze okazałe drzewa rozrzucone po całym kraju, jak niemniej liczne pamiątkowe aleje i stare parki dworskie, kryjące w sobie niejedną cenny zabytek przyrody. Z rezerwatów prywatnych, zawdzięczających swe powstanie jednostkom światłym i miłującym ojczystą przyrodę, wspomnieć należy o rezerwacie leśnym w Żłotym Potoku, gdzie pod nazwą „dzielnicy parkowej” właściciel (hrabia Raczyński) wydzielił fragment lasu mieszanego z grodziskiem historycznym.

Zabór austriacki, korzystając z konstytucji i pewnego samorządu krajowego, mógł rozwinąć w wielu dziedzinach więcej od innych dzielnic inicjatywy na polu pracy kulturalnej. Szczególnie korzystną okolicznością dla sprawy ochrony przyrody był, wyższy niż gdzie indziej na ziemiach polskich, stan kultury naukowej, dzięki działalności dwu polskich uniwersytetów i kilku wyższych szkół zawodowych. Ośrodkami, w których skupiała się działalność na polu ochrony przyrody były: Kraków (Komisja Fizjograficznej Akademii Umiejętności i w Towarzystwie Tatrzańskim) i Lwów (Towarzystwo Przyrodników im. Kopernika a także w Muzeum Przyrodniczym im. Dzieduszyckich)¹⁶.

Namiestnictwo we Lwowie wydało w lutym 1904 r. (z dnia 6 lutego) wezwanie do Galicyjskiego Towarzystwa Leśnego, aby do końca marca 1904 r. nadesłało zestawiony według powiatów inwentarz wszelkich zabytków przyrody,

¹⁵ Regulamin Komisji Ochrony Osobliwości Przyrody został opublikowany w II „Roczniku Polskiego Towarzystwa Krajoznawczego”, Warszawa, 1908, s. 53-54.

¹⁶ Szafer W.,...op.cit. s.11-20.

zasługujących na ochronę. Zinventaryzowanie zabytków przyczyniło się do zachowania wielu cennych okazów przyrodniczych. Aby zachęcić instytucje i osoby prywatne do nadsyłania wiadomości z całej Galicji, treść „Okólnika c. k. Namiestnictwa w sprawie ochrony zabytków przyrody” wydrukowano w czasopiśmie leśnym „Sylwanie” w 1904 r.¹⁷.

Niestety Namiestnictwo byłej Galicji nie poczyniło żadnych kroków, aby upowszechnić wśród społeczeństwa ideę ochrony przyrody. Memoriały, plany i fragmenty inwentarza, były odkładane bez rozpatrzenia. Po odzyskaniu przez Polskę niepodległości, Wilkosz zwrócił się do Ministerstwa Wyznań Religijnych i Oświecenia Publicznego w Warszawie z memoriałem w tej sprawie i zażądał z Namiestnictwa lwowskiego zwrotu pism i wykazów składanych tam przez kilkanaście lat, aby je przesłać do prawowitej władzy Rzeczypospolitej Polskiej. Okazało się, że wszystkie akta zaginęły. Praca podjęta przez polskich przyrodników i leśników trwała jednak dalej i doprowadziła do zebrania cennych materiałów z całego kraju.

Towarzystwo Przyrodników rozpoczęło pracę nad ułożeniem pierwszego inwentarza zabytków przyrody, zbierając do niego rozmaite materiały przez rozesłane w dużej liczbie kwestionariusze. Druki te rozesłano po ziemiach całej Polski, a więc także do innych byłych zaborów. Taki „Kwestionariusz w sprawie ochrony zabytków przyrodniczych” zamieszczono w „Sylwanie” w 1908 r., w którym Polskie Towarzystwo Przyrodników im. Kopernika zwraca się o pomoc i informacje do wszystkich ludzi dobrej woli oraz do „Obywateli wiejskich, Leśniczych, Urzędników krajowych i Rządowych”¹⁸.

Kwestionariusz ten zawierał 6 pytań o godne ochrony zabytki przyrodnicze naszego kraju: Czy i jakie rosną w okolicy drzewa z powodu wieku, wymiarów, postaci lub tradycji nad inne osobliwe; największych drzew proszę podać obwód pnia w wysokości metra nad ziemią i przybliżoną wysokość? Czy w okolicy rośnie dziko modrzew, cis, jałowiec, jodła lub buk; gdzie rosną; jak grube i wysokie są okazy najstarsze? Czy w okolicy znane są rośliny (zioła, krzewy, drzewa) obecnie ginące i jakie? Czy w okolicy znane są rzadkie i osobliwe, ginące obecnie zwierzęta (ssaki, ptaki etc.); jakie i gdzie? Czy w okolicy znane są osobliwsze skały, wodospady, źródła zachowania godne, gdzie i jakie? Czy w okolicy są miejsca z powodu osobliwej piękności położenia, wspomnień dziejowych lub legend uwagi i zachowania godne?¹⁹.

Znaczną liczbę odpowiedzi jakie nadesłano, zużytkował częściowo M. Raciborski (o ile chodziło o zbiorowiska roślinności i stare, osobliwe drzewa)

¹⁷ Okólnik c. k. Namiestnictwa w sprawie ochrony zabytków przyrody, „Sylwan” R. 1904, s.97-102.

¹⁸ Kwestionariusz w sprawie ochrony zabytków przyrodniczych w kraju, 1908, „Sylwan”, s.165-167.

¹⁹ Tamże, s. 166.

w publikacji „Ochrony godne drzewa i zbiorowiska roślin”²⁰, stanowiącej początek tworzenia inwentarza zabytków przyrody całej Polski. Stwierdzał również w nim, że sprawa ta „liczyć powinna przede wszystkim na siły własne, opierać się na chętnych jednostkach w kraju, wśród obywateli wiejskich, nauczycieli, leśników, duchowieństwa, turystów, przyrodników dziś wreszcie i wśród włościan naszych”²¹, wymienił leśników i botaników jako tych, którzy mają „wdzięczne pole” dla uzupełniania sporządzonego inwentarza. Raciborski w „Zabytkach przyrody”²², przedstawił teoretyczną koncepcję zabytków przyrody, którymi nazwał przedmioty przyrody martwej lub żywej, które budzą ciekawość rzadkością pojawiania się, a zarazem poważne wiekiem są świadkami minionych czasów. Zaliczył do nich miejsca pięknie położone, również skały, wodospady, jeziora, rzadkie zwierzęta, olbrzymie lub rzadkie drzewa lub nawet odmienne od innych skupienia roślin takie jak resztki stepów, haław, lejki gipsowe, torfowiska. Termin „zabytek przyrody” (jeszcze nie „pomnik”) był szczególnie charakterystyczny dla konserwatorstwa przyrodniczego przełomu wieków XIX i XX i wyraźnie wskazywał na przewodni motyw ochrony przyrody owego okresu, jakim było dążenie do zachowania resztek ginącej przyrody. Wydał on także broszurę pt. „Badanie i ochrona zabytków przyrody” - program pracy dla działaczy kultury (1914).

Na corocznie odbywanych zjazdach Galicyjskiego Towarzystwa Leśnego leśnicy z chęcią zajmowali się sprawą ochrony przyrody. Rezolucje przyjęte przez zjazdy w 1912 i 1913 r. świadczą o zrozumieniu przez nich hasła ochrony ginącej przyrody, zwłaszcza rzadkich gatunków drzew leśnych i wymierającej fauny pierwotnej. Kółko Przyrodnicze Słuchaczy Wyższej Szkoły Lasowej we Lwowie zbierało cenne materiały odnoszące się do pierwotnych zbiorowisk leśnych drogą rozsyłania swych własnych kwestionariuszy. „Sylwan”, poczytny organ leśników małopolskich, ogłaszał na swoich łamach artykuły, rozprawy i notatki dotyczące zabytków przyrody leśnej. Komisja Fizjograficzna Akademii Umiejętności w Krakowie niejednokrotnie ratowała od zniszczenia zagrożone zabytki przyrody. Skierowała ona w czasie wojny memoriał do austriackich władz okupacyjnych w Lublinie, w którym domagała się ochrony rodzimego modrzewia polskiego i cisa, czyniła także zabiegi dla ochrony azalii pontyjskiej w Woli Żarczyckiej pod Leżajskiem oraz zimoziołu północnego pod Lublinem²³. W tym czasie Muzeum Przyrodnicze im. Dzieduszyckich we Lwowie wydało pierwszy opis ochrony godnych osobliwości przyrody okolic Lwowa („Osobliwości przyrody okolic

²⁰ Raciborski M. Ochrony godne drzewa i zbiorowiska roślin, odtwórka z czasopisma „Kosmos” 1910, Z. 3-4

²¹ Tamże, Z. 3-4

²² Raciborski M. Zabytki przyrody. „Ateneum Polskie”, Lwów 1908, T. I, s. 39-40

²³ Szafer W.,...op.cit., s. 11-20

Lwowa”). Warto też wspomnieć o prywatnej inicjatywie świątłych jednostek dla ochrony przyrody w tej części Polski. Na pierwszym miejscu wymienić należy stworzenie przez założyciela Muzeum im. Dzieduszyckich hr. Włodzimierza Dzieduszyckiego w końcu ubiegłego wieku tzw. „Pamiętki pieniackiej”, 40-morgowego rezerwatu leśnego, który do czasu wielkiej wojny skwapliwie chronili jego następcy, oraz utworzenie przez hrabiego A. Stadnickiego (inżyniera leśnika) w Nawojowej podobnego rezerwatu leśnego, przechowującego w sobie nieskalane piękno pierwotnej przyrody karpackiego regla dolnego. Wspomnieć też trzeba o wielu właścicielach większej i drobnej własności rolnej, którzy chronili przed zniszczeniem i otaczali opieką liczne piękne lub pamiątkowe, rozrzucone po całym kraju drzewa. Przykładem takiej ofiarnej opieki płynącej z poczucia obywatelskiego obowiązku może być postępowanie hrabiego A. Krasieńskiego w swych dobrach w Lisku, lub małorolnego właściciela, Mikołaja Golonki w stosunku do „Cisa Raciborskiego” w Harbutowicach pod Lanckoroną²⁴.

Czas pierwszej wojny światowej i lata powojenne nie sprzyjały ochronie przyrody. Olbrzymia dewastację lasów polskich, przejawiająca się licznymi wycięciami drzew dotychczas szanowanych z powodu ich poważnego wieku lub dla tradycji, jaka była z nimi przywiązana. Wśród przyrodników i leśników istniało jednak przekonanie, że ochrona wartości przyrodniczych leży w interesie społeczeństwa i nie przeszkadza dążeniom do poprawy sytuacji ekonomicznej.

Po odzyskaniu niepodległości pierwszymi aktami prawnymi pozwalającymi na rozwijanie ochrony przyrody w Polsce były: dekret Rady Regencyjnej z 31 października 1918 r. o opiece nad zabytkami sztuki i kultury²⁵, który dopuszczał uznanie za zabytki m.in. ogrodów ozdobnych, alej cmentarnych i przydrożnych, drzew sędziwych i okazałych oraz rozporządzenie Ministerstwa Wyznań Religijnych i Oświecenia Publicznego w Warszawie z 15 września 1919 r. o ochronie zabytków przyrody²⁶ zakazujące niszczenia, uszkodzenia bądź wywożenia z kraju okazów przyrody określonych bądź generalnie (np. meteoryty, limby, świstaki, kozice), bądź indywidualnie (np. kamień Filaretów obok drogi z Tuhanowicz do Baranowicz, lipa Chodkiewicza w Rudawie w powiecie nowogródzkim).

W Rządzie Rzeczypospolitej utworzono pierwszą państwową organizację ochrony przyrody. Był nią urząd delegata Ministra Wyznań Religijnych i Oświecenia Publicznego do spraw ochrony przyrody (z siedzibą w Krakowie), którego zadaniem było czuwanie nad całością istniejących rezerwatów w kraju,

²⁴ Szafer W. ...op. cit., R., 1920

²⁵ Dziennik Praw Państwa Polskiego 1918, Nr 16, poz. 36

²⁶ Monitor Polski, Nr 208 z 16 września 1919.

a także inicjatywa tworzenia nowych, wykonywanie opieki nad wszelkiego rodzaju zabytkami przyrody w Polsce, oraz przewodnictwo w Państwowej Radzie Ochrony Przyrody. Przy pomocy PROP podjęto dokładną inwentaryzację istniejących na ziemiach polskich zabytków i osobliwości przyrodniczych, a także rozpoczęto akcję, której celem była ich ochrona. Udało to się osiągnąć dzięki kwestionariuszowi wydanemu w 1920 roku w ilości 10 tys. egzemplarzy, w którym zamieszczono m.in. następujące pytania: Czy znajdują się w okolicy okazy bardzo grubych, starych lub pamiątkowych drzew?; Które gatunki drzew uchodzą w okolicy za rzadkie i dlaczego?; Czy znajdują się w okolicy miejsca szczególnie piękne, lub osobliwe z powodu swej niezwyklej przyrody, wspomnień historycznych lub legend ludowych?; Czy powierzchnia ziemi nie posiada szczególnie pięknych lub osobliwych kształtów (jary, wąwozy, skały, wodospady, źródła, jaskinie, wertepy, lejki gipsowe, wydmy piaszczyste, wały morenowe itd.)?; Czy znajdują się w okolicy szczególnie duże głązy narzutowe (bloki eratyczne) lub większe ich skupienia? Czy mają one powierzchnię gładką, z rysami lub bez rysów?²⁷. Powołano do życia liczne rezerваты np. na Górze Chelmowej u stóp Gór Świętokrzyskich, doraźnie zabezpieczono przed zniszczeniem cały szereg zabytków, jak: aleję królewską w Puławach, starożytne dęby w Strzyżowie i Gdyni, brzozy w Beresteczku i inne. Postanowiono również podjąć starania o uchwalenie ustawy o ochronie zabytków przyrodniczych oraz o utworzenie w Polsce poza rezerwatami kilku większych parków narodowych między innymi w Tatrach, Pieninach, Karpatach Zachodnich, w Karpatach Wschodnich, w pasie krakowsko-wieluńskim, w Górach Świętokrzyskich, na wybrzeżu morza, na pojezierzu, na Polesiu i w Puszczy Białowieskiej (powołanie Leśnictwa „Rezerwat” w Białowieży w 1921 roku stało się załącznikiem przyszłego parku narodowego). Utworzono centralne biuro Komisji w Krakowie, a także trzy kuratoria w Warszawie, Poznania i Lwowie.

W okresie międzywojennym sprawy ochrony przyrody znajdowały duże zrozumienie wśród leśników. W prasie leśnej znajdujemy liczne artykuły z tamtego okresu poświęcone problematyce ochrony drzew wyróżniających się rozmiarami i kształtem, autorstwa zarówno naukowców, jak i praktyków leśników lub przyrodników związanych pracą zawodową z leśnymi placówkami naukowo-dydaktycznymi.

W okresie międzywojennym i po II wojnie światowej problematyką wyróżniania zabytkowych drzew zajmowała się Państwowa Rada Ochrony Przyrody.

²⁷ Kwestionariusz Państwowej Komisji Osobliwości Przyrodniczych w sprawie inwentaryzacji osobliwości przyrodniczych znajdujących się w kraju, „Ochrona Przyrody”, Z.1, 1920, s. 90-91

W niepodległej Polsce rozpoznanie sędziwych drzew rozwinęło się szybko i objęło cały kraj. Zebrano wystarczającą ilość wiadomości, żeby na ich podstawie zostały wydane spisy i albumy wszystkich zabytkowych, rozproszonych po całej Polsce drzew.

Większość informacji pochodziła z rozsyłanych po całej Polsce od czasu uzyskania niepodległości kwestionariuszy, przy których wypełnianiu niewątpliwie brali udział leśnicy. Świadczyć może o tym np. rozporządzenie, które ukazało się w 1922 r. w „Ochronie Przyrody”, skierowane „Do wszystkich nadleśnictw państwowych Okręgu Dyrekcji lasów w Bydgoszczy”. W treści tego zarządzenia władze Dyrekcji LP deklarują, że w krótkim przebiegu czasu odnajdą zabytki przez zaborców już pieczę otoczone, jak również, odnajdą nie odkryte dotychczas relikty mające wartość dla nas pod względem historycznym, czy też naukowym, charakteryzujące naszą dawną florę i faunę, granice północno-zachodnią zasięgu gatunków, lub zasługujące na ochronę ze względu na szczególną budowę lub wygląd poszczególnych osobników. Do wykonania tego zadania przygotowano w załączeniu po cztery egzemplarze kwestionariusza. Pierwszy mieli wypełnić leśnicy, aby zinwentaryzować pomniki przyrody spisane na mapach gospodarczych. Nadleśniczowie proszeni byli o podanie jak najwięcej szczegółów uzasadniających opiekę obiektu, projekt ochrony, dokładne oznaczenie stanowiska w oddziale i pododdziale, wymiar powierzchni zbiorowej, ilości sztuk lub wysokości i obwodu w pierśnicy przy pojedynczych okazach drzew. Drugi egzemplarz kwestionariusza przeznaczony był do projektu uznania nowo odkrytych a nie zinwentaryzowanych przez zaborców, jako pomniki przyrody w lasach państwowych, obiektów. Trzeci egzemplarz przeznaczono do zinwentaryzowania pomników przyrody, znajdujących się poza granicami lasów państwowych. Pierwszy sierpnia miał być rok rocznie dniem, w którym nadleśnictwa donosiłyby o stanie pomników przyrody i w tym celu termin ten umieszczono w terminarzu. Rozporządzenie to podpisali: Dyrektor Lasów Państwowych - Zalewski i Inspektor Lasów Państwowych i Delegat Państwowej Komisji Ochrony Przyrody - Kazimierz Gottwald. Takiej samej treści rozporządzenie rozesłała do jednostek terenowych Dyrekcja Lasów Państwowych w Toruniu. O zaangażowaniu leśników w tę akcję mogą świadczyć podziękowania redakcji „Ochrony Przyrody”, zamieszczone na łamach tego pisma w 1924 r., dla Wojewódzkiego Rady Leśnictwa, który zadał sobie trud, na podstawie kwestionariuszy Dyrekcji Toruńskiej (w skład, której wchodziła również była Dyrekcja Gdańska), zestawienia w przejrzysty i wyczerpujący sposób pomników przyrody, znajdujących się na terenie tejże Dyrekcji.

Przeprowadzenie ogólnopolskiego konkursu wyróżniającego szczególne okazy drzew przez redakcję „Rynku Drzewnego” (22 marca 1934 r.)²⁸, pragnąc, w związku ze Świętem Lasu, spopularyzować jak najszerzej piękno i bogactwo lasów, borów, zwróciła uwagę na sędziwe drzewa ogłaszając konkurs pod hasłem: „Najokazalsze drzewo w Polsce”. Konkurs był ograniczony do pięciu najbardziej charakterystycznych gatunków drzew naszych drzewostanów: sosny pospolitej, dębu szypułkowego, jodły pospolitej, świerka pospolitego, modrzewia, mającego cechy polskiego. Nadsyłane opisy musiały zawierać: określenie gatunku, wymiary pnia i korony, przypuszczalny wiek, ewentualne wydarzenia historyczne lub podania ludowe, związane z drzewem, położenie, dojazd, właściciela itp. Zalecano także dodanie fotografii. Termin nadsyłania zgłoszeń upływał 25 kwietnia 1934 r. Na podstawie zgromadzonych materiałów zostały wybrane najokazalsze drzewa, ale tylko z trzech konkursowych gatunków²⁹. W grupie dębów bezapelacyjnie wygrał dąb Bartek z miejscowości Zagnańsk na terenie Nadleśnictwa Samsonów (23,25 m wysokości, obwód 8,32 m na 1,3 m). Drugie miejsce w tej grupie zajął Dąb królewski z puszczy Niepołomickiej, trzecie dąb rosnący w gminie Głębokie w powiecie dziśnieńskim. W grupie modrzewia wygrał modrzew rosnący na terenie Nadleśnictwa Skarżysko w Majdowie (wys. 40 m, 4,45 m na 1,3 m). W grupie jodły wygrała jodła z lasów nawojowskich, stanowiących własność hrabiego Adama Stadnickiego, uroczysko Uchroń (wys. 42 m, obwód 6,28 m na 1,3 m). Wybrane drzewa otrzymały artystyczne plakaty, a ich właściciele, w lasach państwowych nadleśniczowie, dyplomy honorowe. W skład sądu konkursowego weszli najwybitniejsi leśnicy i botanicy polscy, w tym Władysław Szafer i Bolesław Hryniewiecki. Tego rodzaju akcje przyczyniły się w znacznej mierze do popularyzacji szczególnie wartościowych pod względem przyrodniczym wielowiekowych olbrzymich drzew. Jednakże znaczenie sędziwych drzew, konieczność ich ochrony a często i konserwacji nie leżą jedynie w ich pomnikowym, kulturalno-społecznym znaczeniu, ale także w korzyściach gospodarczych i bioróżnorodności.

Wykaz Raciborskiego zawierał drzewa „zachowania i opieki godne”³⁰, wymienił w nim przedstawicieli modrzewia, sosny, świerka, limby, buka, jodły, jałowca, cisa, dębu, olszy, topoli, jesionu, klonu, lipy, brekinii. Autor zwrócił uwagę na potrzebę wyróżniania, otaczania opieką sędziwych drzew, zwrócił uwagę na rażące braki w wykazach oraz brak instytucji sprawującej opiekę nad osobliwymi drzewami. W sumie sporządzono rejestr 90 pozycji pomnikowych drzew (w tym 3 aleje i 2 grupy drzew). Raciborski postulował o nadawanie nazw własnych

²⁸ Najokazalsze drzewo w Polsce, „Rynek Drzewny”, Warszawa 1934, s. 3.

²⁹ Wyniki konkursu „Najokazalsze drzewo w Polsce, „Rynek Drzewny”, Warszawa 1934, s. 16.

drzewom związanym z postaciami historycznymi i wydarzeniami. Najstarszy cis rosnący wówczas na ziemiach Polskich nazwano „Cisem Raciborskiego”.

Pierwszy tego rodzaju inwentarz sporządzony przez Andrzeja Środonia obejmuje dokładny wykaz i opis zabytkowych dębów z 425 miejscowości. Zarejestrowano w nim 677 dębów, których minimalny obwód na wysokości 130 cm wynosił 300 cm. Najliczniejszą grupą spośród zarejestrowanych wówczas dębów stanowiły drzewa o obwodzie 400-500 cm (31% ogółu). Wyróżniono 5 okazów o obwodzie w przedziale 900-1000 cm. Najwięcej spośród zabytkowych drzew (304) rosło w parkach i ogrodach, nieco mniej przy drogach (88), przy budynkach (88), w lasach (86) i przy budowlach sakralnych (63). Intencją Rady Ochrony Przyrody było, aby wszystkie obiekty objąć ochroną prawną. W tym samym roku, ze względu na duże zainteresowanie powstało uzupełnienie inwentarza zabytkowych dębów o 248 drzew. A więc wszystkie wyróżnione wówczas dęby stanowią liczbę 925 drzew. Najbardziej okazałym dębem był „Dąb Rembrandta” z Ostromecka w powiecie chełmińskim (województwo pomorskie) mający 1000 cm w obwodzie na wysokości 130 cm³¹. Rok później ten sam autor opublikował, również w „Ochronie Przyrody”, uzupełnienie inwentarza dębów³², gdyż spis z 1934 r. spowodował duże zainteresowanie społeczeństwa, które zaowocowało 253 nowymi wiadomościami o zabytkowych dębach. Informacje te zebrał w tabeli, a zinwentaryzowane dęby posegregował według kategorii grubości i miejsca ich występowania (Tab.1).

Dwa lata później w 1935 r. skierowano podobny apel. W wyniku nadsyłania informacji o najbardziej okazałych lipach, sporządzono inwentarz zabytkowych lip, zawierający 579 pojedynczych drzew i 84 alej lipowych. Wyróżniono drzewa o nieco mniejszym obwodzie niż dęby. Największą grupę stanowiły drzewa o obwodzie 300-400 cm – 203 obiekty. Wyróżniono 5 szt drzew o obwodzie w przedziale 800 – 900 cm. Pod względem lokalizacji drzew zabytkowych najczęściej rosło w parkach i ogrodach, przy kościołach i cerkwiach. Drzew na terenach leśnych zarejestrowano 5%.

Najgrubszą lipą wyróżnioną w inwentarzu była lipa w Babicach, w powiecie rzeszowskim, w województwie lwowskim. Wyróżniono między innymi dwie aleje lipowe w Plancie, o długości 0,5 km, w powiecie opatowskim, w województwie kieleckim, z adnotacją, że „zostały zasadzone prawdopodobnie przez Ossolińskich około r. 1600”³³. (Tab. 2).

³⁰ Raciborski M. Ochrony godne drzewa i zbiorowiska roślin, odbliska z czasopisma „Kosmos” 1910, z. 3-4.

³¹ Środoń A., Inwentarz zabytkowych dębów w Polsce., „Ochrona Przyrody”, R. XIV, Kraków 1934.

³² Środoń A., Uzupełnienie inwentarza zabytkowych dębów w Polsce, „Ochrona Przyrody”, R. XV, Kraków 1935.

³³ Środoń A., Inwentarz zabytkowych lip w Polsce., „Ochrona Przyrody”, R. XV, Kraków 1935.

Tab.1. Inwentaryzacja zabytkowych dębów (Środoń 1934, 1935)

Kategorie grubości					Rozmieszczenie zabytkowych dębów				
Obwód w m	Ilość w 1934 r.	Wycięto w 1934/35 r.	Nowe dęby zinwentaryzowane w 1935 r.	Suma		Ilość w 1934 r.	Wycięto w 1934/35 r.	Nowe dęby zinwentaryzowane w 1935 r.	Suma
3-4	181	3	118	196	Przy kościołach i cerkwiach	63	-	22	85
4-5	210	1	73	282	Przy różnych budynkach	88	1	26	113
5-6	154	-	39	193	W parkach i ogrodach	304	4	95	395
6-7	82	1	20	101	Przy drogach	88	-	34	122
7-8	32	-	2	34	W lasach	86	-	47	133
8-9	13	-	1	14	Samotnie w polu	-	-	5	5
9-10	5	-	-	5	W miejscach bliżej nieokreślonych	48	-	24	72
Suma	677	5	253	925	Suma ogólna	677	5	253	925

Tab.2. Inwentarz zabytkowych lip i alei lipowych (Środoń, 1935)

Kategorie grubości		Rozmieszczenie zabytkowych lip i alei lipowych		
Obwód w m	Ilość w 1935		Pojedyncze lipy	Aleje lipowe
2-3	114	Przy kościołach, cerkwiach i kaplicach	158	-
3-4	203	Na cmentarzach	15	-
4-5	145	W parkach i ogrodach	177	36
5-6	63	Przy drogach	69	48
6-7	32	W lasach	30	-
7-8	17	Przy różnych budynkach	65	-
8-9	5	Samotnie w polu	2	-
		W miejscach bliżej nieokreślonych	63	-
Suma ogólna	579	Suma ogólna	579	84

Dwa lata później powstał kolejny inwentarz. Dotyczył zabytkowych buków. Zgłoszono 335 stanowisk okazałych drzew. Inwentarz powstał z materiałów znajdujących się w centralnym inwentarzu zabytkowych drzew w Polsce, znajdującym się w biurze Państwowej Rady Ochrony Przyrody oraz na podstawie danych literaturowych. Nie zgłoszono starych i zabytkowych buków w alejach, parkach czy na cmentarzach. Jednym z najbardziej okazałych buków było drzewo

o obwodzie 650 cm, rosnące w miejscowości Malec, w powiecie bielskim, w województwie krakowskim.

Do zestawiania tego spisu Środoń wykorzystał materiały zebrane w drodze publicznych ankiet, czyli tzw. kwestionariuszy, rozsyłanych szeroko po całym kraju, a także z dostępnych źródeł bibliograficznych. Akcji podjęła się Państwowa Rada Ochrony Przyrody, która wydała i rozesała w ilości około dwudziestu tysięcy egzemplarzy dwa kwestionariusze, pierwszy w 1920 r., drugi w 1933 r. W 1930 roku własny kwestionariusz rozesało Towarzystwo Przyrodnicze im. Stanisława Staszica w Łodzi, zaś w 1931 r. w kołach leśników rozpowszechnił swój kwestionariusz Zakład Doświadczalny Lasów Państwowych (obecnie Instytut Badawczy Leśnictwa).

Próbowano ujednoczyć inwentaryzowanie pomników i zabytków przyrody, według jednakowego schematu, który po wypełnieniu miał być przesłany do najbliższego delegata lub do Okręgowego Komitetu Ochrony Przyrody.

Rola leśników i jednostek administracji leśnej nie ograniczała się tylko do wypełniania kwestionariuszy i odsyłania ich delegatom Państwowej Rady Ochrony Przyrody, czy też Komitetom Okręgowym Ochrony Przyrody. Ich działalność na rzecz ochrony przyrody to również własne publikacje i inwentarze. W roku 1930, w związku z wystawą Komunikacji i Turystyki w Poznaniu, Dyrekcja Lasów Państwowych w Wilnie ułożyła pierwszy inwentarz turystyczny „Wykaz pomników przyrody, osobliwości flory i fauny, pamiątek historycznych oraz miejsc krajobrazowych na terenie Wileńskiej Dyrekcji Lasów Państwowych”, który łącznie z mapą i albumem planów Nadleśnictw był eksponowany na wystawie. Wykaz ten spotkał się także z zainteresowaniem na wystawie turystycznej w Warszawie i Targach - wystawie w Wilnie w 1930 r. Dyrekcja Wileńska nie spoczęła na laurach i wydała 14 października 1930 r. „Okólnik” w sprawie ochrony zabytków przyrody do wszystkich Nadleśnictw, który miał na celu zwrócenie uwagi leśników terenowych na odnajdywanie osobliwości przyrodniczych, pomników przyrody i miejsc krajobrazowych pięknych, uaktualnianie inwentarza i dbanie o obiekty zinwentaryzowane. Uaktualniany wykaz miał być przechowywany w kancelarii danego Nadleśnictwa i podawany do informacji osobom zainteresowanym oraz wycieczkom krajoznawczym.

W okresie międzywojennym zanotowano znaczne sukcesy w tworzeniu innych form ochrony przyrody: parków narodowych, rezerwatów, pomników przyrody oraz w ochronie ginących i rzadkich gatunków zwierząt. Dotyczyło to przede wszystkim administracji lasów państwowych i wszystkich podległych jej organów”. Ochrona przyrody formalnie nie znajdowała się w gestii Ministerstwa Rolnictwa i Dóbr Państwowych, któremu podlegały lasy państwowe, to jednak udział leśników i władz leśnych w tym dziale był od początku bardzo znaczny.

W latach dwudziestych XX wieku powstała pierwsza teoretyczna koncepcja prawa ochrony przyrody zaprezentowana przez Jana Gwalberta Pawlikowskiego jako rozumienia ochrony przyrody dla motywów idealnych (przyrodniczo-naukowych, historyczno-pamiątkowych, estetyczno-krajobrazowych, ochrony swojszczyzny), bez celów gospodarczych. Ustawa o ochronie przyrody została uchwalona 10 marca 1934 r. i koncentrowała się zasadniczo na „zabytkach przyrody” skupiając się w sposób kompleksowy na ochronie konserwatorskiej przyrody³⁴. Za najważniejsze postanowienia wydane na jej podstawie uważa się: uznanie żubra i żółwia błotnego za gatunki chronione, wprowadzenie ochrony gatunkowej roślin, rejestrów tworów przyrody uznanych za podlegające ochronie, utworzenie Białowieskiego Parku Narodowego. Ponadto wydano akty wykonawcze dotyczące działalności Komitetów Ochrony Przyrody oraz Państwowej Rady Ochrony Przyrody.

W drugiej połowie lat trzydziestych XX wieku nastąpiły ważne zmiany w koncepcji ochrony przyrody, mające znaczenie także dla prawa ochrony przyrody. Zwrócono uwagę, że ochrona przyrody powinna skupiać się na ochronie całości rodzimej przyrody, równowagi w niej panującej, którą narusza niewłaściwa gospodarka człowieka. W Polsce nastąpiło przejście z okresu konserwatorskiego do okresu biocenotycznego ochrony przyrody i nie może wystarczyć jedna ustawa specjalna, lecz raczej całe ustawodawstwo dotyczące gospodarki zasobami przyrody musi być w tym duchu zreformowane, by gospodarka ta nie była rabunkową, lecz ochronną.

Druga wojna światowa spowodowała, że ochrona przyrody żyła w Polsce „życiem uśpionym”³⁵. Zebranie wiadomości o wszystkich zniszczeniach i leczenie ran zadanych przyrodzie to kolejne zadanie, przed którym stanęli leśnicy i całe społeczeństwo.

Półtora roku po XXI Zjeździe PROP, 7 kwietnia 1949 r. została uchwalona nowa Ustawa o ochronie przyrody. Istotna była zmiana koncepcji w porównaniu z ustawą przedwojenną, albowiem ochrona przyrody w rozumieniu ustawy z 1949 r. oznaczała zachowanie, restytuowanie i właściwe użytkowanie: zasobów przyrody oraz tworów przyrody żywej i nieożywionej, tak poszczególnych okazów i ich skupień, jak i zbiorowisk na określonych obszarach oraz gatunków roślin i zwierząt, których ochrona leżała w interesie publicznym ze względów naukowych, historyczno-pamiątkowych, zdrowotnych i społecznych oraz ze względu na swoiste cechy krajobrazu.

³⁴ Teoretyczne podstawy prawa ochrony przyrody, pod red. W. Radeckiego Towarzystwo Naukowe Prawa Ochrony Środowiska, Wrocław 2006.

³⁵ Okólnik z dnia 23 listopada 1945 r. wydany przez Biuro Ochrony Przyrody zaleca wszystkim dyrekcjom lasów państwowych przeprowadzenie inwentaryzacji zabytków przyrody - treść dokumentu można znaleźć w „Chrońmy Przyrodę Ojczystą” z 1945 r., w nr 2/3).

Ochrona drzew - poza rezerwatami leśnymi, które powstały na mocy decyzji ministra leśnictwa - opierała się na ustawie o ochronie przyrody z roku 1934, a później na nowej, analogicznej, ustawie z 1949 roku oraz na Rozporządzeniu Prezydenta Rzeczypospolitej Polskiej o opiece nad zabytkami z 6 marca 1928 r.³⁶ W rozporządzeniu tym określa pojęcie zabytku i rozwija na zabytkowe drzewa występujące w parkach, ogrodach, alejach przydrożnych lub w sąsiedztwie zabytkowych budowli historycznych, np. przy ruinach starych zamków, w sąsiedztwie starych kościołów drewnianych itp. Postępowanie ochronne dla drzew miało kilka etapów. W pierwszym stadium zbierało się wiadomości o okazach drzew zasługujących na ochronę. W stadium tym współdziałali z władzami państwowymi nie tylko delegaci powiatowi Państwowej Rady Ochrony Przyrody i nadleśnictwa państwowe (przez Biuro Ochrony Przyrody Ministerstwa Leśnictwa), ale również członkowie towarzystw takich jak Liga Ochrony Przyrody, Polskie Towarzystwo Krajoznawcze, Polskie Towarzystwo Tatrzańskie, Polskie Towarzystwo Dendrologiczne, Związek Harcerstwa Polskiego itd. W stadium drugim postępowania ochronnego wiadomości zebrane w powyższy sposób o drzewach zabytkowych były sprawdzane w terenie przez czynniki fachowe i urzędowe, które sporządzały następnie opisy rzeczowe i dołączały do nich potrzebne załączniki urzędowe. W trzecim etapie na wniosek biur ochrony przyrody wojewoda wydawał akt biorący w trwałą ochronę dane zabytkowe drzewo lub całą grupę zabytkowych (pomnikowych) drzew. Według tego Rozporządzenia opiekę nad zabytkami sprawują władze konserwatorskie pierwszej (wojewódzkie władze administracji ogólnej) i drugiej instancji (Minister Wyznań Religijnych i Oświecenia Publicznego). Istniała jeszcze druga podstawa prawna ochrony drzew w Polsce, a było nią Rozporządzenie Ministra Oświaty z dnia 29 sierpnia 1946 r. wydana w porozumieniu z Ministrem Rolnictwa i Reform Rolnych i z Ministrem Leśnictwa w sprawie wprowadzenia gatunkowej ochrony roślin. Na podstawie tego rozporządzenia bezwzględnie chronione były na całym obszarze państwa na swych stanowiskach naturalnych (nie odnosiło się to do okazów hodowanych w ogrodach) jako rzadkie gatunki drzew wszystkie okazy limby, cisa, modrzewia polskiego, brekinii oraz endemicznej brzozy ojcowskiej. Ustawa z 1949 r. wyróżniała cztery prawne formy ochrony przyrody: parki narodowe, tworzone przez radę ministrów, rezerваты przyrody, uznawane za takie przez ministra, pomniki przyrody, w gestii wojewodów, ochronę gatunkową roślin i zwierząt. Do czuwania nad całością ochrony przyrody został powołany Minister Leśnictwa, którego organem fachowym był mianowany przez niego Naczelny Konserwator Przyrody. Organem

³⁶ Rozporządzenie Prezydenta Rzeczypospolitej z dnia 6 marca 1928 r. o opiece nad zabytkami. Dz. U., rok 1928, nr 029, poz. 265.

ochrony przyrody drugiej instancji był wojewoda (jego organem fachowym był wojewódzki konserwator przyrody), a organem ochrony przyrody I instancji był starosta działający przez właściwego nadleśniczego albo dyrektora (kierownika) parku narodowego. Organami opiniodawczymi i doradczymi były: na szczeblu centralnym Państwowej Rady Ochrony Przyrody, na szczeblu terenowym wojewódzkie komitety ochrony przyrody. Bezpośredni nadzór nad przestrzeganiem przepisów o poddaniu pod ochronę przedmiotów sprawują, obok właściwych władz, organy administracji lasów państwowych. Konstruując przepisy karne ustawodawca poszedł drogą wytyczoną, w okresie międzywojennym, przewidując jedynie wykroczenia. Ustawa o ochronie przyrody z 1949 r. praktycznie funkcjonowała niemal wyłącznie w sferze konserwatorskiej. Na jej podstawie utworzono kilkanaście parków narodowych. Powołano liczne rezerваты i pomniki przyrody.

Ustawa o ochronie przyrody z 1949 r. była bardzo nowoczesnym i postępowym aktem prawnym, liczącym się w Europie, jednak z biegiem lat traciła swoją aktualność jednak mimo dwóch nowelizacji: w 1972 r. i w 1975 r. nie nadążała za światowym nurtem w ochronie przyrody. W „Instrukcji sporządzania planów ochrony parków narodowych i rezerwach przyrody” z 1962 r.³⁷ podjęto próbę określenia wymiarów dla głównych rodzimych gatunków drzew (obwodu) kwalifikujących je do objęcia ochroną. Wynosiły one np. dla dębu, topoli czarnej i białodrzewu 380 cm, dla buka jodły, lipy, sosny, świerka, modrzewia, wierzby białej i kruchej – 310 cm. Listę rozszerzono dla gatunków krzewów np. czereśni, głogu, leszczyny, szakłaka w 1994 r. w kolejnym dokumencie „Instrukcja sporządzania planów ochrony parków narodowych: „Zasady sporządzania operatu ochrony ekosystemów lądowych: leśnych i nieleśnych” (część II) z 1994 r. Opracowane w latach sześćdziesiątych przez Ministerstwo Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego zasady uznawania tworów przyrody powodowały, że ochroną pomnikową mogły być obejmowane wyłącznie okazy gatunków rodzimych, zaś gatunków obcych – tylko za zgodą Ministerstwa. Dopiero kolejna ustawa o ochronie przyrody z roku 1991 r. zrównała gatunki rodzime i obce pod względem uznawania je za obiekty prawem chronione.

W tym czasie nowoczesne podejście do gospodarki leśnej znalazło wyraz w zapisach uchwalonej w 1991 r. ustawy o lasach. Niezbędne dla lasów i dla całości leśnej przyrody zalecenia naukowców i praktyków zostały zebrane i opublikowane w Zarządzeniu nr 11 dyrektora generalnego Lasów Państwowych z 14 lutego 1995 r.

³⁷ „Instrukcja sporządzania planów ochrony parków narodowych”, Krajowy Zarząd Parków Narodowych, Warszawa 1994.

w sprawie doskonalenia gospodarki leśnej na podstawach ekologicznych. Zarządzenie to zobowiązuje leśników do wprowadzenia w życie zasad postępowania hodowlanego i ochronnego zmierzających do zachowania różnorodności biologicznej lasów, utrzymania produkcyjnej zasobności lasów, utrzymania zdrowia utrzymania i powiększania długofalowych i wielostronnych korzyści społeczno-ekonomicznych płynących z lasów oraz tworzenia i funkcjonowania prawnych, politycznych i instytucjonalnych rozwiązań wspomagających trwały rozwój gospodarki leśnej. Zarządzenie nr 11 oraz jego nowelizacja³⁸ wprowadziły do praktyki leśnej zasadę godzenia i optymalizowania wszystkich funkcji lasu. Zarządzenie to nie tylko stworzyło podstawę ochrony leśnej różnorodności biologicznej, lecz także zakazały wielu działań gospodarczych niekorzystnych dla ochrony przyrody na obszarach Lasów Państwowych. Przedmiotem ochrony przyrody w lasach są nie tylko rezerваты, pomniki przyrody i inne formy ochrony obiektowej oraz chronione gatunki, lecz także liczne, często niedoceniane ekosystemy i zbiorowiska decydujące o stopniu różnorodności biologicznej. Poznanie i opisanie wszystkich wartości przyrodniczych nie może być aktem jednorazowym, dlatego też waloryzacja przyrodnicza w lasach jest sukcesywnie kontynuowana i uzupełniana³⁹.

OCHRONA DRZEW POMNIKOWYCH – OBECNIE

Od 2004 roku obowiązuje nowa Ustawa o ochronie przyrody. Po nowelizacji ustawy od 15 listopada 2008, problematyką zabytkowych drzew powinny zajmować się Regionalne Dyrekcje Ochrony Środowiska (Regionalni Konserwatorzy Przyrody). W dotychczasowej historii ochrony przyrody, która w rozumieniu współczesnym liczy ponad 150 lat, nie przedstawiono oficjalnych kryteriów i sposobów wyznaczania drzew pomnikowych. Istnieją tabele minimalnych obwodów jako kryterium pomocnicze, wstępne, w uznawaniu poszczególnych gatunków drzew za pomniki przyrody, różnego autorstwa, znacznie różniące się co do propozycji szczegółowych obwodów drzew na wysokości 1,3 m od powierzchni gruntu. Wymiary drzew stały się ważnym kryterium, uwzględnianym przy typowaniu drzew do ochrony prawnej. Często drzewa o znacznie mniejszych rozmiarach mogą dla konkretnego regionu stanowić najstarsze, największe i najcenniejsze okazy. Wskazane jest tworzenie pomników

³⁸ Zarządzenie Nr 11 A Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 11 maja 1999 r.

³⁹ Zawadzka D., Ochrona Przyrody w Lasach Państwowych, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa 2002.

z drzew pięknych i okazałych, a niekoniecznie najstarszych i najgrubszych. Ochroną warto obejmować zwłaszcza zgrupowania cennych, dorodnych drzew, jak również aleje, szpalery drzew lub zadrzewienia starych cmentarzy⁴⁰.

O uznaniu tworu przyrody żywej lub nieożywionej za pomnik przyrody decydują względy naukowe, estetyczne, historyczno-pamiętkowe, kulturowe i krajobrazowe, rzadkość występowania oraz jego indywidualne cechy, wyróżniające obiekt od innych podobnych tworów przyrody. Drzewa pomnikowe mogą tworzyć następujące kategorie: pojedyncze drzewo – gdy jedno drzewo stanowi jeden pomnik przyrody; grupy drzew – kilka, kilkanaście drzew stanowi jeden pomnik przyrody; aleje (szpalery) – kilkadziesiąt, kilkaset a nawet kilka tysięcy drzew tworzy jeden pomnik przyrody. Motywem do podejmowania ochrony pomnikowej są najczęściej okazałe rozmiary drzewa, zwłaszcza grubość (obwód) jego pnia mierzony na wysokości 130 cm od powierzchni gruntu, ale niekiedy również osobliwy pokrój drzewa lub wyjątkowa budowa korony, związek z wydarzeniami historycznymi (często legendarnymi) lub wybitną postacią naszej kultury narodowej. Wymiary, które kwalifikują drzewo lub krzew do uznania za pomnik przyrody są zróżnicowane, zależnie od gatunku lub rodzaju: mniejsze w przypadku krzewów oraz drzew krótko żyjących, większe w odniesieniu do drzew z natury długowiecznych. Poza naturalnym zasięgiem występowania lub w pobliżu granicy naturalnego występowania gatunku, drzewo może uzyskać status pomnika przyrody przy mniej imponujących wymiarach, choć nie ma w tej kwestii przejrzystych przepisów prawnych.

Ustawa o ochronie przyrody z dn. 16 kwietnia 2004 r. (z późn. zm.) upoważnia ministra środowiska do wydania rozporządzenia w sprawie określenia kryteriów uznawania tworów przyrody żywej i nieożywionej za pomniki przyrody, kierując się potrzebą ochrony drzew i krzewów ze względu na ich wielkość, wiek, pokrój i znaczenie historyczne, a odnośnie tworów przyrody nieożywionej - ze względu na ich znaczenie naukowe, estetyczne i krajobrazowe, jednak dotychczas takie rozporządzenie nie zostało wydane. Jeśli stosunkowo łatwo można określić rozmiary drzew zasługujących na miano pomnika przyrody, to kwestia ich prawnej ochrony ze względu na oryginalny pokrój jest sprawą subiektywną i trudną do sprecyzowania. Poważnym problemem jest sprawowanie nad nimi rzeczywistej ochrony. Samo oznakowanie pomnika przyrody urzędową tabliczką to za mało. Wiele pomnikowych drzew i ich skupisk takich tabliczek od dawna już nie posiada. Prawdopodobnie pewna liczba pomników przyrody istnieje już tylko w rejestrach, nie we wszystkich województwach weryfikowanych. Pilną sprawą jest więc

⁴⁰ K. Kasprzak, Ochrona pomników przyrody. Zasady postępowania administracyjnego. Poznań 2005.

przeprowadzenie terenowego przeglądu drzew - pomników przyrody, oznaczenie ich orientacji przestrzennej, sporządzenie dla nich ujednoczonej dokumentacji i monitorowanie ich stanu oraz jeśli to możliwe ze względu na lokalizację drzewa - wytyczenie i oznakowanie strefy ochronnej wokół nasady pnia. Nie mniej pilną sprawą jest edukacja społeczeństwa, mająca na celu uwrażliwienie na piękno, znaczenie naukowe, historyczne i krajobrazowe pomników przyrody oraz wyrobienie szacunku dla obiektów naszego przyrodniczego dziedzictwa⁴¹. Wśród przyrodników i leśników nie ma jednomyślności co do sposobu ochrony starych drzew uznanych za pomniki przyrody. Kontrowersje budzi zwłaszcza kwestia celowości ich leczenia i konserwacji, umacniania spróchniałych pni lub podpierania rozpadających się konarów, a więc prób sztucznego przedłużania ich życia. Problemem są również choroby drzew osłabionych nie tylko z racji sędziwego wieku - wiele drzew uległo infekcji przez patogeny. Często z braku pełnej diagnozy sprawcy choroby następowało przyspieszone usychanie i zamieranie. Szczególnym, konfliktowym problemem jest osłabienie kondycji drzew pomnikowych spowodowane przez gatunki prawnie chronionych owadów lub grzybów chorobotwórczych. Grupą roślin drzewiastych szczególnie zaniedbanych pod względem ochrony są krzewy. Wynika to zapewne głównie z faktu, że nie są tak okazałe jak drzewa i trudniej znaleźć cenne okazy w terenie. Dlatego warto również wzmocnić intensywność wyszukiwania kandydatów na pomniki także wśród krzewów.

Aktualnie prawem chronionych jest 27379 pojedynczych drzew, 4879 grup drzew oraz 855 alej (i szpalerów)⁴². Są to pozycje rejestru. Według liczebności w sztukach jest szacunkowo ponad 72 tys. drzew pomnikowych (we wszystkich kategoriach). Nie znane jest dokładnie ich zróżnicowanie gatunkowe. Według inwentaryzacji dokonanej przez Grzywacza w 1995 r.⁴³ za pomnikowe stwierdzono 46 rodzajów, 113 gatunków drzew i krzewów liściastych (51 rodzimych i 62 introdukowane) oraz 15 rodzajów, 32 gatunki drzew i krzewów iglastych (8 rodzimych i 24 introdukowane). Łącznie drzewa pomnikowe należą do 61 rodzajów, które tworzy 145 gatunków (56 gatunków rodzimych i 86 introdukowanych).

Brak jest w Polsce całościowego, ogólnokrajowego rejestru drzew pomnikowych, skonstruowanego według jednolitych kryteriów i zawierającego ujednoczone, użyteczne dane. Brak informacji i opracowań z tego zakresu był i jest

⁴¹ Symonides E., *Ochrona przyrody*, Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa 2008, s. 35-538.

⁴² *Ochrona środowiska*, 2008, GUS, Warszawa.

⁴³ Grzywacz A., *Drzewa pomniki przyrody świata i Polski*. „Agricola”, Wydawnictwo Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa 2001. 51: 29–41.

główną przyczyną nie powstania do tej pory rozporządzeń ministra środowiska regulujących tok postępowania przy wyznaczaniu pomników przyrody, ważnej części składowej indywidualnej ochrony przyrody w kraju.

DRZEWA - POMNIKI PRZYRODY NA TERENIE PAŃSTWOWEGO GOSPODARSTWA LEŚNEGO LASY PAŃSTWOWE

Aktualnie na terenie Lasów Państwowych wyróżniono 10535 (kategorie drzew wraz z głazami narzutowymi, skałkami, grotami, jaskiniami)⁴⁴. Liczba drzew pomnikowych tworzących trzy kategorie, w poszczególnych regionalnych dyrekcjach jest zróżnicowana (Tab.3).

Najwięcej pod względem ilości pozycji rejestru występuje na terenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych (RDLP) Białostok z 1509 wpisami oraz RDLP Olsztyn 960 i RDLP Poznań z 872 wpisami. Najmniej pod względem liczby

Tab. 3. Pomniki przyrody na terenie Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe (wg informacji Generalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Warszawie, 2009)

L.P.	RDLP	POMNIKI PRZYRODY					
		Pojedyncze drzewa	Grupy drzew	Aleje	Głazy narzutowe	Skalki, grotty, jaskinie i inne	w tym: pomniki powierzchniowe
		(szt)	(szt)	(szt)	(szt)	(szt)	(szt)
1	Białostok	1396	105	8	24	0	0
2	Gdańsk	564	4	6	124	1	1
3	Katowice	559	64	11	11	23	1
4	Kraków	92	11	1	2	20	11
5	Krosno	207	64	1	0	20	2
6	Lublin	247	68	3	18	16	16
7	Łódź	432	54	8	5	11	11
8	Olsztyn	803	141	16	49	6	8
9	Piła	279	59	6	9	1	1
10	Poznań	743	119	10	35	1	46
11	Radom	444	31	1	4	18	13
12	Szczecin	719	101	10	42	19	9
13	Szczecinek	550	87	5	73	0	15
14	Toruń	518	225	8	37	17	27
15	Warszawa	209	55	10	3	0	4
16	Wrocław	385	91	19	16	13	2
17	Zielona Góra	292	32	6	9	29	29
Razem		8439	1311	129	461	195	185

⁴⁴ Informacja Generalnej Dyrekcji Lasów Państwowych, 2009.

pomnikowych drzew charakteryzuje się RDLP Krosno - 272 i RDLP Kraków - 104. Ogółem pod względem liczby pomników przyrody na terenach Lasów Państwowych wyróżniono 10535 pomników przyrody (kategorie drzew wraz z głazami narzutowymi, skałkami, grotami, jaskiniami). Daje to 30,04% wszystkich pomników przyrody w kraju. Same drzewa prawnie chronione (pojedyncze drzewa, grupy, aleje) występujące na terenach Lasów Państwowych stanowią 29,83% wszystkich drzew – pomników przyrody w Polsce. Udział chronionych drzew jest więc na terenach zarządzanych przez Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe dość znaczący.

PODSUMOWANIE

Ochrona pomnikowa wywodząca się, z historycznie najstarszego, nurtu konserwatorskiego ochrony przyrody sprowadza się zasadniczo do ochrony pojedynczych tworów przyrody lub ich skupień (grup, alej, szpalerów). Jej istotą jest dążenie do zabezpieczania chronionych obiektów przed zniszczeniem przez obejmowanie ich całkowitą ochroną, dopuszczającą jedynie zabiegi konserwatorskie. W wyróżnianiu, rejestracji i w dziele prawnej ochrony pomników przyrody dużą rolę odegrali i nadal odgrywają leśnicy.

Warto więc zastanowić się, czy ochrona pomnikowa może być jedyną i najbardziej właściwą formą, która zapewnia przetrwanie do sędziwego wieku reprezentantom krajowej dendroflory.

Rosnąca w świadomości społecznej potrzeba ochrony drzew pomnikowych, polityka państwa i działania organów ochrony przyrody pozwalają mieć nadzieję, że liczba monumentalnych pomnikowych drzew będzie w naszym kraju rosła.

LITERATURA

1. Bardach J. i in., Historia państwa i prawa polskiego, Warszawa 1985, s. 67.
2. Böhme V.M. „Tabelaryczny przegląd nadzwyczaj starych oraz rzadkich drzew w lasach zachodniej Galicji, z krótkimi objaśnieniami co do miejsc na których rosną, ich wieku, wysokości, jak niemniej z innymi potrzebnymi uwagami”, „Dziennik Rolniczy”, Kraków 1866.
3. Conwentz H., 1900, Forstbotanisches Merkbuch für Westpreussen.
4. Dziennik Praw Państwa Polskiego 1918, Nr 16, poz. 36.
5. Dziennik ustaw i rozporządzeń krajowych dla Królestwa Galicji i Lodomerii z Wielkim Księstwem Krakowskim 1875, cz. III, nr 10

6. Dziennik ustaw i rozporządzeń krajowych dla Królestwa Galicji i Lodomerii z Wielkim Księstwem Krakowskim 1869, cz. XI, nr 26.
7. Dziennik Ustaw - rok 1928 nr 029 poz. 265.
8. Galera H., Morfologia a symbolika drzew, „Nauka” 2007, Z. 2.
9. Grzywacz A., Drzewa pomniki przyrody świata i Polski. „Agricola”, Wydawnictwo Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa 2001. 51: 29 – 41.
10. Instrukcja sporządzania planów ochrony parków narodowych, 1994, Krajowy Zarząd Parków Narodowych, Warszawa.
11. Jabłonkowska A. X. Ustawy powszechne dla dóbr moich rządców“, Siemiatycze, Tom V. 1787
12. Kasprzak K., Ochrona pomników przyrody. Zasady postępowania administracyjnego. Poznań 2005.
13. Kopaliński W., Słownik mitów i tradycji kultury, PIW, Warszawa 1987.
14. Kwestionariusz Państwowej Komisji Osobliwości Przyrodniczych w sprawie inwentaryzacji osobliwości przyrodniczych znajdujących się w kraju, „Ochrona Przyrody”, Z.1, 1920, s. 90-91.
15. Kwestionariusz w sprawie ochrony zabytków przyrodniczych w kraju, 1908, „Sylwan”, s.165-167.
16. Monitor Polski Nr 208 z 16 września 1919.
17. Ochrona środowiska, 2008, GUS, Warszawa.
18. Okólnik c. k. Namiestnictwa w sprawie ochrony zabytków przyrody, „Sylwan” R. 1904, s.97-102.
19. Okólnik z dnia 23 listopada 1945 r. wydany przez Biuro Ochrony Przyrody zaleca wszystkim dyrekcjom lasów państwowych przeprowadzenie inwentaryzacji zabytków przyrody - treść tego dokumentu można znaleźć w „Chrońmy Przyrodę Ojczystą” z 1945 r., w nr 2/3).
20. Pful F. Baume und Walder der Prowinz Posen, 1904.
21. Raciborski M. Ochrony godne drzewa i zbiorowiska roślin, odbliska z czasopisma „Kosmos” 1910, z. 3-4.
22. Raciborski M. Zabytki przyrody. „Ateneum Polskie” t. I, Lwów 1908, s. 39-40.
23. Regulamin Komisji Ochrony Osobliwości Przyrody został opublikowany w II Roczniku Polskiego Towarzystwa Krajoznawczego, Warszawa, 1908, s. 53-54.
24. Rozporządzenie Prezydenta Rzeczypospolitej z dnia 6 marca 1928 r. o opiece nad zabytkami.
25. Schube T., Waldbuch von Schlesien, Breslau 1906.
26. Symonides E., Ochrona przyrody, Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa 2008, s. 535-538.

27. Szafer W., Ochrona przyrody w Polsce, „Ochrona Przyrody” 1920, R.I, s.11-20.
28. Środoń A., Inwentarz zabytkowych dębów w Polsce, 1934, „Ochrona Przyrody”, R. XIV, Kraków.
29. Środoń A., Inwentarz zabytkowych lip w Polsce, „Ochrona Przyrody”, R. XV, Kraków 1935.
30. Środoń A., Uzupełnienie inwentarza zabytkowych dębów w Polsce, „Ochrona Przyrody”, R. XV, Kraków 1935.
31. Tekst I Statutu w Statut Wielikiego Kniażestwa Litowskiego 1529 goda, pod red. K. J. Jabłonskisa, Mińsk 1960; tekst III Statutu w: Statut Wielkiego Księstwa Litewskiego z 1588 roku, Wilno 1786.
32. Teoretyczne podstawy prawa ochrony przyrody, pod red W. Radeckiego, 2006, Towarzystwo Naukowe Prawa Ochrony Środowiska, Wrocław.
33. Ustawa o ochronie przyrody z dn. 16 kwietnia 2004 r., z późn. zm. (Dz. U. z dnia 13 listopada 2008 r.).
34. Zarządzenie Nr 11 A Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 11 maja 1999 r.
35. Zawadzka D., 2002, Ochrona Przyrody w Lasach Państwowych, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.

Wiesław Cyzman

Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu

Instytut Ekologii i Ochrony Środowiska

Zakład Ekologii i Ochrony Przyrody

Rozdział II

ZASIĘG I NATĘŻENIE ZMIAN W ZESPOŁACH LEŚNYCH REZERWATU „OLSZYNY RAKUTOWSKIE” W LATACH 1969-2002

WSTĘP

W pracy przedstawiono wyniki badań fitosocjologicznych w higrofilnych lasach rezerwatu „Olszyny Rakutowskie”, prowadzonych w latach 1969-2003. Na terenie rezerwatu występują aktualnie 3 zespoły leśne: *Ribeso nigri-Alnetum*, *Fraxino-Alnetum* i *Ficario-Ulmetum minoris*. Badania o charakterze monitoringowym wykazały, że najważniejszą zmianą w ciągu prawie 35 lat było przekształcenie się na dużej powierzchni fitocenoz jednego z dwóch podzespołów łągu olszowo-jesionowego - *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* - w fitocenozy łągu wiązowo-jesionowego *Ficario-Ulmetum minoris*. Z kolei *Fraxino-Alnetum* poszerzył nieznacznie swój zasięg kosztem niektórych postaci *Ribeso nigri-Alnetum*.

Rezerwat „Olszyny Rakutowskie” leży na terenie Gostynińsko-Włocławskiego Parku Krajobrazowego, w gminie Baruchowo w powiecie włocławskim i województwie kujawsko-pomorskim. Wchodzi w skład leśnictwa Kurowo, w Nadleśnictwie Włocławek. Został utworzony 11.10.1978 roku. Ochroną objęto w nim zachodni fragment rozległego kompleksu higrofilnych lasów liściastych w Niece Kłócieńskiej, przylegający do rezerwatu faunistycznego „Jezioro Rakutowskie”. Kompleks ten tradycyjnie określa się, podobnie jak przyjęto nazwę rezerwatu, jako „Olszyny Rakutowskie”. Po raz pierwszy badania fitosocjologiczne na jego terenie przeprowadzili, już w 1969 roku, Rejewski i Olesińska (1974). Stwierdzili oni na całym obszarze „Olszyn Rakutowskich” obecność trzech zespołów leśnych: olsu porzeczkowego *Ribeso nigri-Alnetum* (wówczas szeroko ujętego jako *Carici elongatae-Alnetum*), łągu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum* i grądu kokoryczowego *Tilio-Carpinetum corydaletosum*, z których w granicach, nieco później utworzonego, rezerwatu występowały jedynie dwie pierwsze jednostki.

Ponowne badania fitosocjologiczne, na terenie całego kompleksu, przeprowadzono w 1988 roku. Obok wyżej wymienionych zespołów stwierdzono obecność w „Olszynach Rakutowskich” łągu wiązowo-jesionowego *Ficario-Ulmetum minoris* (Cyzman, Rejewski, 1992, Załuski 1992) a w ich wschodniej części także olsu brzoźowego *Betuletum pubescentis- verrucosae* (Załuski 1992).

W kolejnych latach badania obejmowały jedynie obszar rezerwatu. W 1993 roku wykonał je, w ramach opracowania planu ochrony Komendarczyk (1994). Ostatnie dane na temat stosunków fitosocjologicznych tego terenu pochodzą z opracowania pt. „Weryfikacja planu ochrony rezerwatu przyrody „Olszyny Rakutowskie” (Cyzman i inni 2002).

Jak wynika z przedstawionej powyżej historii badań, były one tutaj bardzo intensywne, a ich powtarzalność co kilka lub kilkanaście lat nadaje im cechy badań monitoringowych. Jednak ze względu na to, że prace te prowadzone były przez kilku autorów, a w okresie prawie 35 lat od pierwszych badań zmieniały się w Polsce poglądy na klasyfikację oraz systematykę zbiorowisk, ich podsumowanie i pewne uporządkowanie stało się koniecznością. Równie interesująco zapowiadała się weryfikacja prognoz kierunków rozwoju zbiorowisk leśnych, które stawiali autorzy poszczególnych opracowań. Głównie te dwie przesłanki legły u podstaw niniejszego opracowania.

ŚRODOWISKO GEOGRAFICZNE REZERWATU I JEGO OTOCZENIA

Ogólna charakterystyka terenu

Zgodnie z klasyfikacją fizycznogeograficznych jednostek wg Kondrackiego (2000), rezerwat „Olszyny Rakutowskie” położony jest w granicach Kotliny Płockiej. Jest ona częścią Pradoliny Toruńsko-Eberswaldzkiej. Pod względem geobotanicznym (Szafer 1977) mezoregion Kotliny Płockiej leży w Okręgu Kujawskim Krainy Wielkopolsko-Kujawskiej, która z kolei wchodzi w skład Pasa Wielkich Dolin. Według regionalizacji przyrodniczo-leśnej (Tramplera i inni. 1990) obszar ten leży w granicach Dzielnicy Kotliny Toruńsko-Płockiej, która jest częścią Krainy Wielkopolsko-Pomorskiej.

Zgodnie z podziałem Romera (1949), analizowany obszar leży w obrębie klimatu Wielkich Dolin. Według Gumińskiego (1948), znajduje się on w obrębie rozległej VII dzielnicy środkowej, zaś według Wiszniewskiego i Chełchowskiego (1975) stanowi część klimatycznego regionu wielkopolsko-mazowieckiego (za Marciniak, Wójcik, 1997).

Tzw. „Niecka Kłócieńska”, podobnie jak całe Kujawy, leży w rejonie o najmniejszych opadach w Polsce. Średnia roczna suma opadów za lata 1951-1980

wynosi: w Baruchowie 517 mm, w Brześciu Kujawskim – 452 mm i we Włocławku – 516 mm. Większa część opadów przypada w ciepłym półroczu (Baruchowo – 322 mm, Brześć Kujawski – 296, Włocławek - 322). W przebiegu rocznym minimum opadów w Baruchowie występuje w marcu i wynosi 25 mm.

Średnie miesięczne temperatury powietrza w miesiącu najchłodniejszym, tj. w styczniu, wynoszą (za lata 1951-1980) - w Płocku Radziwiu $-2,9^{\circ}$, a w Ciechocinku $-2,5^{\circ}$. Najcieplejszym przeciętnie miesiącem jest lipiec (Płock Radziwie $+18,3^{\circ}$, Ciechocinek $+18,5^{\circ}$). W obu stacjach, podobnie jak w całej Polsce Niżowej tylko trzy miesiące zimowe (grudzień, styczeń i luty) posiadają średnie wieloletnie wartości ujemne. W ostatnich latach zimy stają się krótkie i łagodne. Średnia roczna amplituda dla Ciechocinka wynosi 21° C (Marciniak, Wójcik 1997).

Marciniak i Wójcik (1997) analizując wyniki obserwacji dla Ciechocinka i Rypina określili dla dawnego województwa włocławskiego termiczne pory roku. Wg nich okres wegetacyjny (łącznie wiosna, lato i jesień) w Ciechocinku trwa 220 dni; okres gospodarczy z temperaturą $2,5^{\circ}$ C (zawierający okres wegetacyjny, połowę przedwiośnia i przedzimia), w którym możliwe jest prowadzenie pewnych robót polowych, trwa w Ciechocinku 248 dni.

Olszyny Rakutowskie leżą w odległości około 16 km w kierunku południowo-wschodnim od Włocławka i około 30 km w kierunku południowo-zachodnim od Płocka – dużych ośrodków przemysłu chemicznego. W związku z uwarunkowaniami wietrznymi regionu (przewaga wiatrów zachodnich), główne zagrożenia zanieczyszczeniami pochodzą z Włocławka i są one istotne jedynie w momencie silnych cyrkulacji powietrza.

Rezerwat „Olszyny Rakutowskie”, podobnie jak cała Niecka Kłócińska, leży na obszarze zlewni rzeki Rakutówka, która w tej części często nazywana jest rzeką Kłótnią. Od północnego-zachodu do kompleksu „Olszyn Rakutowskich” przylega Jezioro Rakutowskie.

Rakutówka jest prawobrzeżnym dopływem Lubieńki. Całkowita długość rzeki wynosi 37,4 km. Zlewnia zajmuje powierzchnię 275,3 km². Rzeka wypływa z jeziora Kocioł, leżącego w okolicach miejscowości Gostynin. Cały odcinek zlewni w Niecce Kłócińskiej jest zmeliorowany. Rzeka została skanalizowana, a jej koryto wyprostowane i pogłębione.

W opracowaniu Grzesia i Gierszewskiego (1993) stwierdzono, że w granicach zlewni Rakutówki nastąpiło wyraźne obniżenie się wartości przepływów. Zjawisko to jest skutkiem długotrwałej suszy hydrologicznej i znacznego obniżenia się poziomu wód gruntowych. W wyniku przeprowadzenia prac melioracyjnych

nastąpiło niekorzystne obniżenie się poziomu wód powierzchniowych i podziemnych.

Również Marszelewski i Glazik (2002) zwracają uwagę na zmiany hydrologiczne, jakie wywołane zostały czynnikami antropogenicznymi. Według nich, główną przyczyną było pogłębienie i wyprostowanie już w latach 50-tych ubiegłego wieku koryta Rakutówki oraz prace melioracyjne przeprowadzone w latach 60-tych XX wieku. Ich celem było między innymi ograniczenie intensywności zabagnienia i przyspieszenie odprowadzania wód do Rakutówki w okresach wezbrań. Realizacja tych inwestycji przyczyniła się do tego, że w przypowierzchniowych partiach profili glebowych rozwinęły się warunki tlenowe sprzyjające mineralizacji wytworzonej wcześniej masy organicznej. Deficyt wody ujawnia się w największym stopniu w tzw. latach suchych. Szybkie jego pogłębienie się w tych latach związane jest z brakiem zarówno naturalnej, jak i sztucznej retencji wody w zlewni. Jeszcze przed przeprowadzeniem melioracji w zlewni Rakutówki nie było nadmiaru wody w sensie hydrologicznym. Okresowe podtapianie terenów w „Obniżeniu Rakutowskim” spowodowane było jedynie rzeźbą i budową geologiczną tego fragmentu zlewni (Marszelewski 2002). Duży wpływ na poziom wody gruntowej w rezerwacie ma działanie zastawki usytuowanej na wypływie Rakutówki z Jeziora Rakutowskiego. Reguluje ona poziom wody poprzez zatrzymywanie jej odpływu ze zbiornika w okresie lata, natomiast jej nadmiar w okresie jesienno-zimowym zostaje wypuszczany do rzeki.

W ramach prac terenowych do planu ochrony rezerwatu w 1993 roku pomierzono w okresie wegetacyjnym, w wybranych i charakterystycznych miejscach, poziom wody gruntowej. Ilość opadów w tym roku nie odbiegała w istotny sposób od normy. Stwierdzono, że poziom wiosenny wody gruntowej był zbliżony do wartości właściwych dla siedlisk łągów i olsów, natomiast w okresie późnego lata był on za niski, średnio o około 30-40 cm (Komendarczyk 1994).

Niecka Kłócieńska wypełniona jest osadami holoceniowymi, namułami, torfami i gytiami jeziornymi. Zalegają one na piaskach jeziornych, pod którymi występują warstwy nieprzepuszczalnych iłów. Miąższość organicznych osadów holoceniowych w rezerwacie waha się od około 0,8 m w południowym krańcu rezerwatu do ponad 2 m na północy. Denną warstwę osadów holoceniowych stanowi gytia wapienna o miąższości 40-50 cm. Nad nią występuje torf niski, w wierzchnich warstwach zmurszały.

Torfy niskie mają charakter torfu olszynowego. Ich górne warstwy zmurszały. Głębokość poziomu torfu zmurszałego wynosi 35-60 cm. Występująca pod torfem gytia jeziorna jest gytia wapienną i zawiera około 20-40% węgla wapnia CaCO_3 .

Pod osadami organicznymi występują piaski jeziorne. Mają one uziarnienie piasków luźnych, piasków słabogliniastych pylastych, rzadziej pyłów piaszczystych o zdecydowanej przewodzie frakcji piasku drobnoziarnistego. W południowej części rezerwatu utwory te w zasięgu profilu glebowego warstwowane są cienkimi warstwami ilów (Komendarczyk 1994).

Autor planu ochrony rezerwatu z 1994 roku wyróżnił i skartował na jego terenie trzy podtypy gleb: czarne ziemie murszaste (CZm), gleby torfowo-murszowe (Mt) i gleby gytiiowo-murszowe (Mgy). Przedstawiona poniżej charakterystyka gleb pochodzi prawie w całości z tego dokumentu.

Czarne ziemie murszaste zajmują, najwyżej wyniesione, południowe obrzeże w oddziale 228. Pod cienką warstwą szybko rozkładającej się ściółki liściastej i resztek roślinnych A_{0L} występuje w nich poziom próchniczno-murszowaty A_1M , miąższości do 35 cm, o strukturze gruzełkowej. Przechodzi on wyraźnie w poziom zmurszałej gytii wapiennej G_t barwy popielato-szarej, z około 40% zawartością węgla wapnia. Pod gytią występuje warstwa murszejącego torfu TM , miąższości około 30 cm, a głębiej mineralne podłoże DG , zbudowane z luźnych piasków jeziornych z cienkimi warstwami ilu. W kwietniu poziom wody gruntowej wynosił w nich 0,5 m, a w sierpniu 1,35 m. Czarne ziemie murszaste są w rezerwacie glebami o odczynie obojętnym i zawartością węglanów w całym profilu.

Gleby torfowo-murszowe zajmują północną część rezerwatu i wytworzyły się w całkowitych torfach niskich lub w torfach niskich zalegających głęboko na gytii jeziornej i piaskach jeziornych. Pod cienką warstwą szybko rozkładającej się ściółki liściastej i resztek roślin zielnych A_{0L} występuje w nich poziom próchniczny w zmurszałym torfie A_1TM , sięgający do głębokości 40 cm. Niżej zalega do głębokości 1 m. poziom przejściowy TM , częściowo zmurszały z bryłami torfu nierozłożonego. Jeszcze niżej, w zasięgu stałego występowania wody gruntowej, zalega nierozłożony torf niski T_n lub gytia jeziorna G_t i podłoże mineralne DG . Gleby torfowo-murszowe są to gleby o odczynie obojętnym lub słabo alkalicznym z zawartością węglanów w całym profilu.

Gleby gytiiowo-murszowe występują generalnie na południe od gleb opisanych wyżej. Pod cienką warstwą szybko rozkładającej się ściółki liściastej i resztek roślin zielnych A_{0L} występuje w nich poziom próchniczny w zmurszałym torfie A_1TM , sięgający maksymalnie głębokości około 45 cm. Ma on strukturę gruzełkową, jest silnie ukorzeniony i przechodzi wyraźnie w poziom gytii wapiennej G_t barwy białawo-szarej. Pod gytią występuje mineralne podłoże z piasków jeziornych. Warstwa gytii w tych glebach ma miąższość przeciętnie 40-60 cm. Gleby gytiiowo-murszowe to gleby o odczynie alkalicznym.

KIERUNKI I DYNAMIKA ZMIAN W LASACH REZERWATU „OLSZYNY RAKUTOWSKIE”

Wg Rejewskiego i Olesińskiej (1974) w 1969 roku na terenie rezerwatu występowały dwa zespoły leśne: ols porzeczkowy *Ribeso nigri-Alnetum* i łęg olszowo-jesionowy *Fraxino-Alnetum* (nazwy zespołów podawane są zgodnie ze współczesną, powszechnie przyjętą nomenklaturą W. Matuszkiewicza (2001). Zdecydowanie przeważał tutaj łęg olszowo-jesionowy. Ols zajmował wówczas północną i północno-wschodnią część rezerwatu (około 20% powierzchni).

W centralnej i południowo-wschodniej części rezerwatu (na około 40% powierzchni) występował podzespół typowy łęgu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum typicum*. Pozostały, południowo-zachodni, obszar (40%) porastał drugi podzespół łęgu olszowo-jesionowego, z dominacją szczyru trwałego *Mercurialis perennis* w runie, *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*.

Omawiając dynamikę rozwojową zbiorowisk w granicach dzisiejszego rezerwatu „Olszyny Rakutowskie” autorzy sugerowali następujący scenariusz: ograniczeniu ulegnie powierzchnia zajęta przez ols porzeczkowy na rzecz łęgu olszowo-jesionowego oraz przekształcenie się fitocenozy z podzespołu *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* w łęg wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum minoris*.

W 1988 roku na terenie rezerwatu stwierdzono występowanie już trzech zespołów leśnych: *Ribeso nigri-Alnetum*, *Fraxino-Alnetum* i *Ficario-Ulmetum minoris*. Ten ostatni miał prawie całkowicie zastąpić wyróżniony w 1969 roku podzespół *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*. Badania te potwierdziły przewidywania autorów opracowania z 1974 roku (Cyzman, Rejewski 1992). Jedynym zaskoczeniem było tempo, w którym dokonały się prognozowane zmiany. W porównaniu z 1969 rokiem, poza przekształceniem się fitocenozy jednego z dwóch podzespołów łęgu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* w płaty zespołu łęgu wiązowo-jesionowego *Ficario-Ulmetum minoris*, nastąpiły także zmiany powierzchni zajmowanych przez poszczególne zbiorowiska. Ols ograniczył swoje występowanie do położen najniższych, z trwale stagnującą wodą powierzchniową. Dodatkowo wyraźnemu zawężeniu uległy granice między olsem i łęgiem olszowym. Znikła bowiem wyraźna strefa płatów o cechach pośrednich, między nimi.

Według autorów opracowania z 1992, w kolejnych latach dalszemu, chociaż w mniejszym stopniu niż poprzednio, ograniczeniu miała ulec powierzchnia łęgu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum* na rzecz łęgu wiązowo-jesionowego. Natomiast powierzchnia olsu powinna pozostać na dotychczasowym poziomie. Cyzman i Rejewski (1992) prognozowali też, że bardziej istotne zmiany nastąpią

wewnątrz zbiorowisk. Wszystkie bowiem (poza olsem) podlegać będą ewolucji zmierzającej do odtworzenia typowych struktur gatunkowych, charakterystycznych dla wyróżnionych zespołów.

W 1994 roku został sporządzony plan ochrony rezerwatu przyrody „Olszyny Rakutowskie” na okres 1994.01.01 - 2003.12.31. Jego autor, mgr inż. A. Komendarczyk, wyróżnił na terenie rezerwatu trzy zespoły leśne: ols porzeczkowy *Ribeso nigri-Alnetum*, łąg olszowo-jesionowy *Fraxino-Alnetum* oraz łąg wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum minoris*. Wydzielił on ponownie w łągu olszowo-jesionowym dwa podzespoły; *Fraxino-Alnetum typicum* (podzespół typowy) i *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* (z dużym udziałem szczyru trwałego *Mercurialis perennis*).

W 2002 roku, w trakcie sporządzania „Weryfikacji planu ochrony rezerwatu przyrody „Olszyny Rakutowskie” (Cyzman i inni), przeprowadzono po raz kolejny badania fitosocjologiczne. Potwierdziły one występowanie w granicach rezerwatu trzech zespołów leśnych: olsu porzeczkowego *Ribeso nigri-Alnetum*, łągu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum* i łągu wiązowo-jesionowego *Ficario-Ulmetum minoris*. Ponadto opisano zbiorowisko leśno-zaroślowe, które wykształciło się wskutek błędów hodowlanych na miejscu płatów łągowych. Należy jednak zaznaczyć, że z dwu wyróżnianych wcześniej na terenie rezerwatu podzespółów łągu olszowo-jesionowego, *Fraxino-Alnetum typicum* i *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* stwierdzono jedynie obecność fitocenozy tego ostatniego.

W 1969 roku, w ramach badań całego kompleksu lasów higrofilnych nad Jeziorem Rakutowskim, na terenie rezerwatu wykonano 18 zdjęć (Rejewski, Olesinska 1974). W 1988 roku Cyzman i Rejewski przeprowadzili badania na 21 powierzchniach. Pięć lat później w trakcie sporządzania planu ochrony, w celu opisanie zbiorowisk roślinnych oraz dla potrzeb wykreślenia mapy roślinności rzeczywistej i potencjalnej, Komendarczyk (1994) wykonał 54 zdjęcia. Ostatnie badania fitosocjologiczne w 2002 roku (Cyzman i inni.) miały podobny charakter. W ich trakcie wykonano 64 zdjęcia fitosocjologiczne. Od czasu pierwszych badań w 1969 roku do dzisiaj na terenie rezerwatu wykonano więc łącznie 157 zdjęć fitosocjologicznych (1 na ponad 1,1 ha).

Na potrzeby niniejszego opracowania jeszcze raz przeanalizowano zmiany w składzie florystycznym zbiorowisk leśnych oraz zasięgów ich występowania w rezerwacie. W tabeli roboczej zestawiono wszystkie zdjęcia fitosocjologiczne wykonane dotychczas na tym terenie. Na mapie zaś przedstawiono ich usytuowanie. Ujednolicono podział na grupy syntaksonomiczne zgodnie z najnowszą, powszechnie stosowaną systematyką i nomenklaturą Matuszkiewicza

(2001). Dla poszczególnych zbiorowisk obliczono przeciętny stopień pokrycia grupowego wg. wzoru: $P = E p / n$, przy czym

$E p$ = suma średnich stopni pokrycia wszystkich gatunków danej grupy (wg przelicznika podanego w tabeli niżej)

n = ilość zdjęć w tabeli,

Ilościowość	Rozpiętość stopnia pokrycia	Średni stopień pokrycia w %
5	75-100	87,5
4	50 – 75	62,5
3	25 – 50	37,5
2	5 –25	15,0
1	5	2,5
+		0,1

Analogicznie postąpiono przy analizie zmian florystycznych, które zaszły „wewnątrz” wyróżnionych zbiorowisk w latach 1969-2002.

Ponowna analiza wszystkich, dotychczas wykonanych na terenie rezerwatu, zdjęć fitosocjologicznych wykazała, że w jego granicach występują trzy zespoły leśne: *Ribeso nigri-Alnetum*, *Fraxino-Alnetum* i *Ficario-Ulmetum minoris*. Dzięki dużej liczbie tych zdjęć, wykonanych na przestrzeni prawie 35 lat, można było wydzielić bardziej szczegółowo, niż w dotychczasowych opracowaniach, niższe podjednostki zespołów: podzespoły, warianty i postaci siedliskowe.

Poniżej przedstawiono systematykę oraz zróżnicowanie wyróżnionych zespołów leśnych rezerwatu:

Kl. *Alnetea glutinosae* Br. – Bl. Et R. Tx. 1943

Rz. *Alnetalia glutinosae* R. Tx. 1937

Zw. *Alnion glutinosae* (Malc. 1929) Meijer Drees 1936

1. *Ribeso nigri-Alnetum* Sol.-Górn. 1975

- wariant typowy

- wariant z *Mercurialis perennis*

Kl. *Querco-Fagetea* Br.-Bl. et Vlieg. 1937

Rz. *Fagetalia silvaticae* Pawł. 1928

Zw. *Alno-Ulmion* Knapp 1942

2. *Fraxino-Alnetum* W. Mat. 1953

2.1. *Fraxino-Alnetum typicum*

- postać typowa

- postać z *Mercurialis perennis*

2.2. *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*

- wariant wilgotny

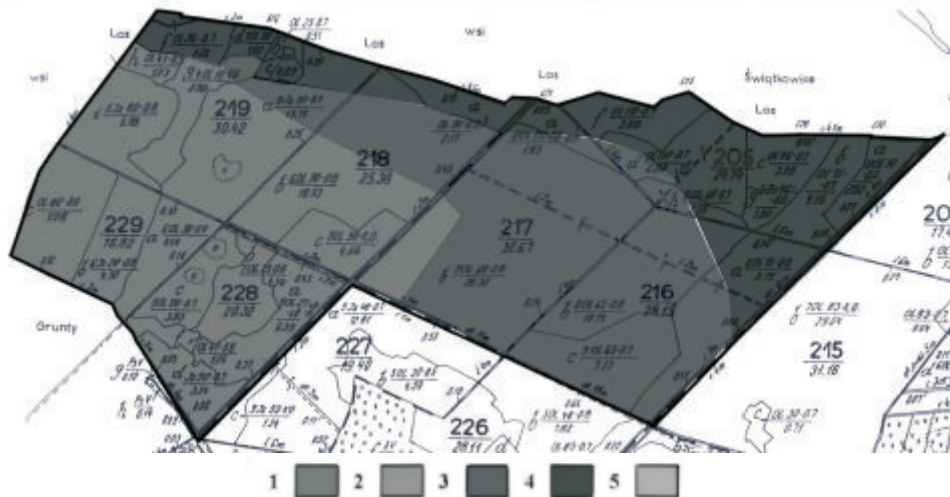
- wariant typowy

3. *Ficario-Ulmetum minoris* Knapp 1942 em. J. Mat. 1976

- wariant wilgotny

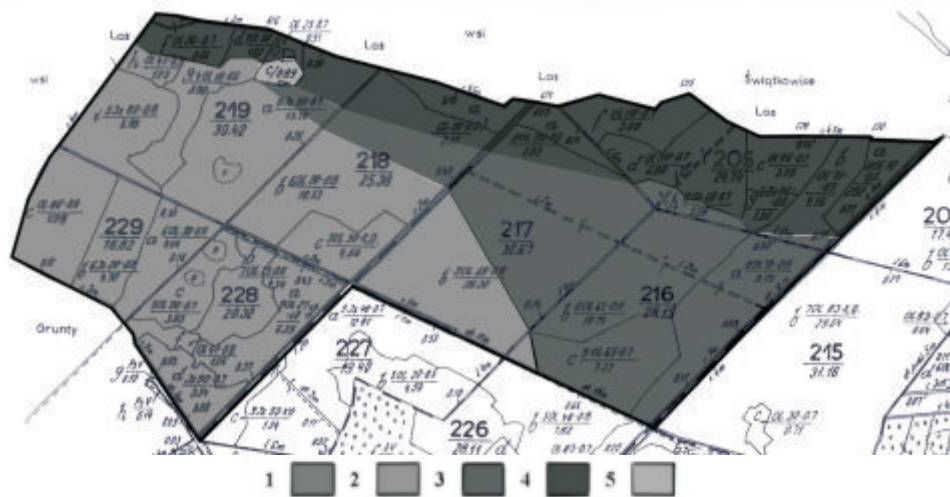
- wariant typowy

Wymienione jednostki i podjednostki fitosocjologiczne, za wyjątkiem łągu wiązowo-jesionowego, trwają na terenie rezerwatu od początku badań. Nie można



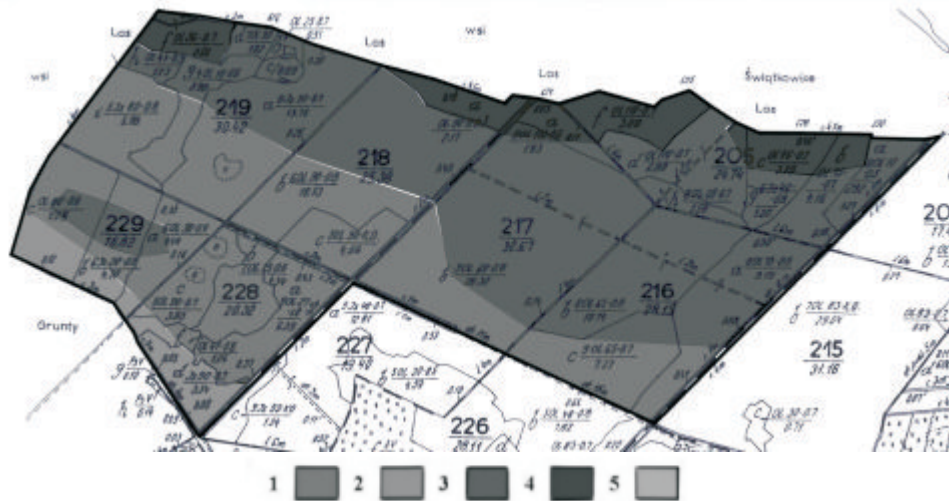
Ryc.1. Schemat rozmieszczenia zespołów leśnych w rezerwacie „OLSZYNY RAKUTOWSKIE” 1969 r.

1. *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*, 2. *Ficario-Ulmetum minoris*, 3. *Fraxino-Alnetum typicum*, 4. *Ribeso nigri-Alnetum*, 5. zbiorowisko szuwarowe z klasy *Phragmitetea*.



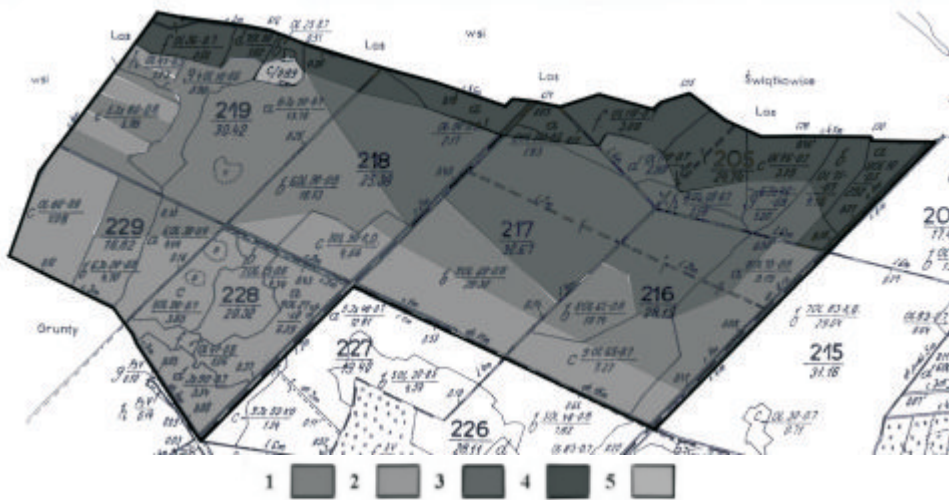
Ryc.2. Schemat rozmieszczenia zespołów leśnych w rezerwacie „OLSZYNY RAKUTOWSKIE” 1988 r.

1. *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*, 2. *Ficario-Ulmetum minoris*, 3. *Fraxino-Alnetum typicum*, 4. *Ribeso nigri-Alnetum*, 5. zbiorowisko szuwarowe z klasy *Phragmitetea*.



Ryc.3. Schemat rozmieszczenia zespołów leśnych w rezerwacie „OLSZYNY RAKUTOWSKIE” 1993 r.

1. Fraxino-Alnetum mercurialetosum, 2. Ficario-Ulmetum minoris, 3. Fraxino-Alnetum typicum, 4. Ribeso nigri-Alnetum, 5. zbiorowisko szuwarowe z klasy Phragmitetea.



Ryc.4. Schemat rozmieszczenia zespołów leśnych w rezerwacie „OLSZYNY RAKUTOWSKIE” 2002 r.

1. Fraxino-Alnetum mercurialetosum, 2. Ficario-Ulmetum minoris, 3. Fraxino-Alnetum typicum, 4. Ribeso nigri-Alnetum, 5. zbiorowisko szuwarowe z klasy Phragmitetea.

było jednak ich wyodrębnić przy małej ilości zdjęć (1969, 1988). Dopiero zestawienie wszystkich dotychczasowych zdjęć wykazało ich odmienność, a jednocześnie związki czasowe i przestrzenne. Poniżej w tabeli nr 1 przedstawiono liczbę zdjęć, średnią liczbę gatunków w zdjęciu, strukturę warstwową oraz średni stopień pokrycia grup syntaksonomicznych w wyróżnionych zbiorowiskach

roślinnych. Wartość tego ostatniego czynnika stosunkowo dokładnie odzwierciedla różnice pomiędzy wyróżnionymi jednostkami fitosocjologicznymi. Wydzielone zbiorowiska zostały następnie krótko scharakteryzowane.

Ze względu na stosunkowo dużą odmienność florystyczną płatów, w których zdjęcia wykonał Komendarczyk (1993), wynikającą głównie z braku aspektu wiosennego, zostały one pominięte w szczegółowej analizie fitosocjologicznej. Uwzględniono jedynie te, które reprezentują łąg olszowo-jesionowy (niewielka liczba zdjęć z pozostałych okresów badań). Pozostałe zdjęcia z planu ochrony rezerwatu posłużyły do określenia zasięgu zbiorowisk w 1993 roku.

Numery zbiorowisk roślinnych

- I. *Ribeso nigri-Alnetum* – wariant typowy,
- II. *Ribeso nigri-Alnetum* – wariant z *Mercurialis perennis*,

Tab. 1. Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu, struktura warstwowa oraz średni stopień pokrycia grup syntaksonomicznych w wyróżnionych zbiorowiskach roślinnych rezerwatu

Numer zbiorowiska	I	II	III*	IV *	V	VI	VII	VIII
Liczba zdjęć	17	17	6	12	8	13	20	22
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	32,1	30,3	34,3	35	27,8	20,6	28,7	23,4
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a1 %	76,0	83,5	84,2	86,2	84,2	80,65	78,8	77,8
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a2 %	12,5	14,2	26,7	13,2	20,9	35,6	30,15	24,3
Przeciętne zwarcie warstwy krzewów b %	16,3	20,6	29,0	24,1	31,7	43,2	33,8	39,3
Przeciętne pokrycie warstwy zielnej c %	90,0	88,1	91,7	95,0	92,5	89,1	87,5	89,2
Przeciętne pokrycie warstwy mszystej d %	1,0	7,0	4,0	1,0	5,1	3,2	9,6	17,14
Średni stopień pokrycia grupowego	%	%	%	%	%	%	%	%
<i>Alnetea glutinosae</i> :	36,06	21,27	19,44	31,16	16,82	15,47	13,40	9,63
<i>Phragmitetea</i> :	32,92	13,33	8,74	4,41	1,50	0,02	2,50	0,00
<i>Alnenion glutinosae</i> :	4,45	4,70	6,96	0,88	1,27	3,86	5,77	0,33
<i>Ulmion minoris</i> :	0,30	1,49	0,00	0,11	2,71	10,70	13,36	16,22
<i>Alno-Ulmion</i> :	9,08	23,48	36,99	39,04	36,90	30,07	27,72	28,32
<i>Quercu-Fagetea</i> :	0,33	7,29	0,05	1,37	16,46	27,30	13,96	28,24
<i>Artemisietea</i> :	2,17	9,02	14,62	19,42	11,74	5,57	10,91	7,42
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> :	6,36	9,83	6,09	2,83	7,01	2,92	5,60	3,46
<i>Epilobietea angustifolii</i> :	0,61	0,00	0,01	0,02	0,14	0,33	1,07	2,11
Gat. pozostałe:	7,72	9,57	7,10	0,77	5,45	3,76	5,71	4,27
Razem:	100	100	100	100	100	100	100	100

* - do obliczeń wykorzystano również zdjęcia wykonane przez Komendarczyka (1993)

- III. *Fraxino-Alnetum typicum* – postać typowa,
- IV. *Fraxino-Alnetum typicum* – postać z *Mercurialis perennis*
- V. *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* – wariant wilgotny,
- VI. *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* – wariant typowy,
- VII. *Ficario-Ulmetum minoris* – wariant wilgotny,
- VIII. *Ficario-Ulmetum minoris* – wariant typowy,

1. Ols porzeczkowy *Ribeso nigri-Alnetum*

Na podstawie wszystkich zdjęć wykonanych w rezerwacie w zespole olsu porzeczkowego wyróżniono dwa warianty: typowy i wariant ze szczyrem trwałym *Mercurialis perennis*.

Wariant typowy

Płaty wariantu typowego *Ribeso nigri-Alnetum* reprezentowane są przez zdjęcia fitosocjologiczne od początku badań w rezerwacie.

Ich drzewostan jest przeważnie dwuwarstwowy. Tworzy go głównie olsza czarna *Alnus glutinosa*. We wcześniejszych latach badań, w niektórych płatach, znaczący udział miała brzoza omszona *Betula pubescens*. Do tego zbiorowiska zaliczono również jedną z fitocenoz opisanych w 2002 roku, w której drzewostanie dominuje jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*.

Zwarcie warstwy krzewów w opisywanym wariantcie jest przeważnie niskie (przeciętnie, niecałe 17%). Najczęściej rośnie w niej podrost olszy czarnej i jesionu oraz jarzab pospolity *Sorbus aucuparia*, porzeczką czarną *Ribes nigrum* i kruszyna *Frangula alnus*.

Pokrycie warstwy zielonej wynosi średnio około 90%. Dominują w niej gatunki olsowe z klasy *Alneta glutinosae* (karbieniec *Lycopus europaeus*, turzyca długokłosa *Carex elongata*, psianka słodkogórz *Solanum dulcamara* i inne) oraz szuwarowe z klasy *Phragmitetea* (turzyca błotna *Carex acutiformis*, narecznica błotna *Thelypteris palustris*, przytulia błotna *Galium palustre* itd.). W dużej części płatów znaczący udział mają także gatunki łąkowe z podzwiazku *Alnenion glutinosae*, np. wietlica samicza *Athyrium flix-femina*, jaskier rozłogowy *Ranunculus repens* i śledzienica skrętolistna *Chrysosplenium alternifolium* oraz rośliny przechodzące z podmokłych łąk – kniec błotna *Caltha palustris*, krwawnica *Lythrum salicaria*, kuklik zwisły *Geum rivale*, tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris* i inne.

W tabeli nr 2 zestawiono zmiany względnego stopnia pokrycia poszczególnych grup syntaksonomicznych na przestrzeni lat 1969 – 2002 w opisywanym wariantcie

typowym. *Ribeso nigri-Alnetum*. Z tego zestawienia wynika, że w tym okresie nie nastąpiły większe zmiany. Jedynie udział w średnim stopniu pokrycia gatunków szuwarowych z klasy *Phragmitetea* zmniejszył się bardzo wyraźnie w latach 1969–1988 (z 41,05 do 24,04 %). Następnie jednak, w 2002 roku, zwiększył się do 35,23%. Dane te korelują ze zmianami w zwarcu górnej warstwy drzewostanu. Wynosiło ono w 1969 roku około 69 %, w 1988 – prawie 92 %, a 2002, znów poniżej 70 % (tylko 67,5 %). Zmiany w zwarcu górnych warstw lasu spowodowały prawdopodobnie także zmiany w stopniu pokrycia runa i liczby gatunków w zdjęciu. W 1969 roku pokrycie warstwy zielnej wynosiło około 90 %, a liczba gatunków – 34,3, w 1988 roku, pokrycie – 76,7, średnia liczba gatunków – 29,7 i w 2002 roku, odpowiednio 67,5 % i 32,3.

Wariant typowy olsu porzeczkowego zajmuje obecnie w zasadzie ten sam obszar, co ols porzeczkowy wydzielony i opisany przez Komendarczyka w 1993 roku. Ponadto w 2002 roku stwierdzono jego fitocenozy w pododdziale 23 f oraz w środkowych i północnych częściach wydzielen 205 a,b,d. Zachowały się one również w miejscach silniej zabagnionych wśród łągu olszowo-jesionowego w północno-wschodniej części oddziału 217 b.

Tab. 2. *Ribeso nigri-Alnetum* – wariant typowy

Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu, struktura warstwowa oraz średni stopień pokrycia grup syntaksonomicznych w poszczególnych latach badań

Rok (liczba zdjęć)	1969 [4]	1988 [3]	2002 [10]	1969-2002 [17]
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	34,3	29,7	32,3	32,1
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a1 %	68,8	91,7	67,5	76,0
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a2 %	12,5	11,7	18,5	14,23
Przeciętne zwarcie warstwy krzewów b %	16,3	6,7	14,8	12,6
Przeciętne pokrycie warstwy zielnej c %	90,0	76,7	91,5	86,1
Przeciętne pokrycie warstwy mszystej d %	1,0	15,3	3,5	6,6
Średni stopień pokrycia grupowego	%	%	%	%
<i>Ribeso nigri-Alnetum, Alnetea glutinosae:</i>	38,00	35,49	35,89	36,06
<i>Phragmitetea:</i>	41,05	24,04	35,23	32,92
<i>Fraxino-Alnetum, Alnenion glutinosae:</i>	1,29	6,48	4,21	4,45
<i>Ficario-Ulmetum minoris, Ulmenion minoris:</i>	0,00	0,00	0,51	0,30
<i>Alno-Ulmion:</i>	12,22	7,00	9,35	9,08
<i>Querco-Fagetea:</i>	0,08	0,01	0,53	0,33
<i>Artemisietea:</i>	0,15	3,41	2,04	2,17
<i>Molinio-Arrhenatheretea:</i>	1,42	9,17	6,15	6,36
<i>Epilobietea angustifolii:</i>	0,06	2,16	0,04	0,61
Gat. pozostałe:	5,73	12,24	6,05	7,72
Razem:	100,00	100,00	100,00	100,00

Wariant z *Mercurialis perennis*

Ols porzeczkowy w wariantcie ze szczyrem trwałym *Mercurialis perennis* nie tworzy samodzielnej strefy na terenie rezerwatu. Występuje na ogół w mozaice z wariantem typowym łągu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum*. Jego zasięg ogranicza się głównie do północnej części rezerwatu, gdzie przylega do strefy olsu typowego.

W porównaniu z wariantem typowym, znacznie większą rolę w dolnej i górnej warstwie drzew pełni jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*. W jego składzie florystycznym wyraźnie wyższy udział mają gatunki charakterystyczne dla łągu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum* i związku *Alno-Ulmion* - czeremcha zwyczajna *Prunus padus*, czartawa pospolita *Circaea lutetiana*, gwiazdnica gajowa *Stellaria nemorum* oraz rośliny grądowe z klasy *Querc-Fagetea*, zwłaszcza klon jawor *Acer pseudoplatanus*, szczyr trwały *Mercurialis perennis* i gajowiec żółty *Lamiastrum galeobdolon*. W mniejszych ilościach rosną natomiast gatunki olsowe z klasy *Alnetea glutinosae* i szuwarowe z klasy *Phragmitetea* (tabela 3).

Tab. 3. *Ribeso nigri-Alnetum* – wariant z *Mercurialis perennis*

Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu, struktura warstwowa oraz średni stopień pokrycia grup syntaksonomicznych w poszczególnych latach badań

Rok (liczba zdjęć)	1969 [1]	1988 [2]	2002 [14]	1969-2002 [17]
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	26,0	31,0	34,1	30,37
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a1 %	90,0	85,0	75,4	83,5
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a2 %	-	25,0	17,5	14,2
Przeciętne zwarcie warstwy krzewów b %	20,0	22,5	19,3	20,6
Przeciętne pokrycie warstwy zielnej c %	95,0	80,0	89,3	88,1
Przeciętne pokrycie warstwy mszystej d %	-	1,0	19,9	7,0
Średni stopień pokrycia grupowego	%	%	%	%
<i>Ribeso nigri-Alnetum. Alnetea glutinosae:</i>	49,07	17,12	21,00	21,27
<i>Phragmitetea:</i>	35,04	8,33	13,48	13,33
<i>Fraxino-Alnetum, Alnenion glutinosae:</i>	0,14	9,72	3,87	4,70
<i>Ficario-Ulmetum campestris, Ulmenion minoris:</i>	0,00	1,39	1,57	1,49
<i>Alno-Ulmion:</i>	1,26	33,32	22,37	23,48
<i>Querc-Fagetea:</i>	0,14	2,99	8,46	7,29
<i>Artemisietea:</i>	0,09	8,34	9,52	9,02
<i>Molinio-Arrhenatheretea:</i>	7,04	4,65	11,00	9,83
<i>Epilobietea angustifolii:</i>	0,00	0,00	0,01	0,00
Gat. pozostałe:	7,22	14,15	8,74	9,57
Razem:	100,0	100,0	100,0	100,0

W tabeli nr 3 przedstawiono zmiany florystyczne w płatach opisywanego wariantu w latach 1969-1988-2002. Zwraca uwagę zwiększanie się liczby gatunków w zdjęciu – od 26 w 1969 roku, poprzez 31 w 1988 roku, do 34,1 w roku 2002. Zmiany te są skorelowane ze zmniejszaniem się zwarcia górnej warstwy drzewostanu – odpowiednio; 90 % (1969), 85 % (1988) i 75,4 % (2002). W latach 1969 – 1988 bardzo wyraźnie zmniejszył się udział w ogólnym stopniu pokrycia gatunków olsowych z klasy *Alnetea glutinosae* (z 49,07 % do 17,12 % i roślin szuwarowych, z 35,04 % do 8,33 %. Następne badania (z 2002 roku) wykazały jednak stopniowy wzrost stopnia pokrycia tych grup - do 21 % (kl. *Alnetea glutinosae*) i 13,48 % (kl. *Phragmitetea*).

Zbyt mała liczba powierzchni badawczych w 1969 i 2002 roku nie pozwala na wyciągnięcie jednoznacznych wniosków, co do przyczyn zachodzących zmian.

Wariant ze szczyrem trwałym przedstawia kolejny etap sukcesji olsu *Ribeso nigri-Alnetum* w kierunku łągu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum*, o czym świadczy także zwiększanie się roli gatunków łągowych ze związku *Alno-Ulmion*, grądowych z klasy *Querco-Fagetea* oraz przedstawicieli nitrofilnych okrajków z klasy *Artemisietea* (tabela 3).

2. Łęg olszowo-jesionowy *Fraxino-Alnetum*

Na terenie rezerwatu „Olszyny Rakutowskie” łąg olszowo-jesionowy *Fraxino-Alnetum* reprezentowany jest przez dwa podzespoły: typowy *Fraxino-Alnetum typicum* i podzespół ze szczyrem trwałym *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*.

2.1. *Fraxino-Alnetum typicum*

Podzespół typowy łągu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum typicum* został wyróżniony po raz pierwszy w 1969 roku. Jego fitocenozy opisano również w badaniach z 1988 roku. Zbiorowisko to wydzielił po raz ostatni Komendarczyk (1994). W badaniach z 2001 i 2002 roku, żadnego zdjęcia nie można było zaliczyć do tego podzespołu.

W ciągu ostatnich 10 lat, przewidywany wcześniej, proces sukcesji fitocenozy *Fraxino-Alnetum typicum* w kierunku łągu ze szczyrem trwałym *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* zachodził w dużym tempie. Świadczy o tym między innymi brak zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących fitocenozy tego podzespołu w 2002 roku. Natomiast w wielu miejscach, tam gdzie poprzednio opisywano podzespół typowy, obecnie stwierdzono występowanie fitocenozy *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*.

Na podstawie zdjęć fitosocjologicznych, wykonanych w latach 1969-1993 wyróżniono w omawianym podzespole dwie postacie: typową i ze szczyrem trwałym *Mercurialis perennis*.

Postać typowa

Fitocenozy postaci typowej zostały zlokalizowane głównie w północno-wschodniej i wschodniej części rezerwatu.

W górnej warstwie drzewostanu opisywanego zbiorowiska na ogół dominuje olsza czarna *Alnus glutinosa*. Domieszkę, niekiedy znaczącą, stanowi jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*. Dolną warstwę drzew, o zróżnicowanym zwarcie (5 – 60 %), tworzy prawie wyłącznie młodsze pokolenie jesionu oraz najwyższe osobniki czeremchy zwyczajnej *Prunus padus*.

W podszycie najczęściej występuje podrost jesionu i czeremchy zwyczajnej.

Pokrycie runa jest bardzo wysokie (80-95 %). Największy stopień pokrycia osiągają gatunki charakterystyczne zespołu i podzwiązku *Alnenion glutinosae* oraz związku *Alno-Ulmion*. Z grupy tej najczęściej i w dużym stopniu ilościowości występują: śledzienia skrętolistna *Chrysosplenium alternifolium*, gwiazdnica gajowa *Stellaria nemorum*, niecierpek pospolity *Impatiens noli-tangere* oraz czartawa pospolita *Circaea lutetiana*. Dużą rolę pełnią także gatunki nitrofilne z klasy *Artemisietea*: pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, bodziszek cuchnący *Geranium robertianum*, przytulia czepna *Galium aparine* i niekiedy bluszcz kurdybanek *Glechoma hederacea*. W runie wciąż dużą rolę pełnią rośliny szuwarowe z klasy *Phragmitetea*, np.: turzycy błotna *Carex acutiformis*, wiechlina błotna *Poa palustris*, kosaciec żółty *Iris pseudacorus* oraz narecznica błotna *Thelypteris palustris*. W dużej części płątów znaczący udział mają gatunki łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, takie jak: śmiełek darniowy *Deschampsia caespitosa* i kuklik zwisty *Geum rivale*.

Postać z *Mercurialis perennis*

Postać ze szczyrem trwałym *Fraxino-Alnetum typicum* przedstawiają głównie zdjęcia fitosocjologiczne z 1993 roku (Komendarczyk 1994). Reprezentują one fitocenozy rozmieszczone w północnej części rezerwatu na granicy z olsem porzeczkowym. W porównaniu z postacią typową ich płąty zostały „skolonizowane”, w mniejszym lub większym stopniu, przez populacje szczyru trwałego i prosownicy rozpierzchłej *Milium effusum*.

Analizę zmian florystycznych, struktury piętrowej i średniego stopnia pokrycia grup syntaksonomicznych, w podzespole typowym łągu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum typicum* przedstawiono w tabelach 4 i 5.

Jak wynika z analizy tabeli 4 i tabeli fitosocjologicznej (materiały własne, niepublikowane) jedyne zdjęcie z 1969 roku, które reprezentuje postać typową *Fraxino-Alnetum typicum*, przedstawia zbiorowisko wykształcone na siedlisku w niewielkim stopniu zabagnionym – stosunkowo niski udział w warstwie zielonej

gatunków olsowych z klasy *Alnetea glutinosae* oraz roślin szuwarowych z klasy *Phragmitetea* i zabagnionych łąk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. W następnych latach rola roślin silnie higrofilnych z tych grup bardzo wyraźnie wzrasta. Łącznie średni stopień pokrycia gatunków z klasy *Alnetea glutinosae* i *Phragmitetea* wynosił w 1969 roku 16,23 %, w 1988 roku - 20,27 %, a w 1993 roku, aż – 46,17 %. Nie znaczy to jednak, że w tym okresie nastąpił wzrost stopnia uwilgotnienia podłoża w analizowanych fitocenozach. Stwierdzone zmiany wynikają głównie z włączenia w późniejszych latach powierzchni badawczych, na których jeszcze w 1969 roku występował ols porzeczkowy.

Fitocenozy postaci ze szczyrem trwałym *Fraxino-Alnetum typicum* reprezentowane są tylko przez jedno zdjęcie wykonane w 1969 roku oraz aż 11 zdjęć z 1993 roku. (tabela 5).

W płacie z 1969 roku zwraca uwagę wysokie zwarcie górnej warstwy drzew

Tab. 4. *Fraxino-Alnetum typicum* – postać typowa

Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu, struktura warstwowa oraz średni stopień pokrycia grup syntaksonomicznych w poszczególnych latach badań

Rok (liczba zdjęć)	1969 [1]	1988 [2]	1993 [3]	1969-1993 (3)
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	31,0	34,0	38,0	34,3
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a1 %	75,0	92,5	85,0	84,2
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a2%	20,0	35,0	25,0	26,7
Przeciętne zwarcie warstwy krzewów b %	20,0	50,0	17,	29
Przeciętne pokrycie warstwy zielnej c %	95,0	85,0	95,0	91,7
Przeciętne pokrycie warstwy mszystej d %	1,0	10,0	1,0	4,0
Średni stopień pokrycia grupowego	%	%	%	%
<i>Fraxino-Alnetum, Alnenion glutinosae:</i>	6,55	10,52	0,56	5,9
<i>Ficario-Ulmetum minoris, Ulmenion minoris:</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Alno-Ulmion:</i>	65,76	30,96	38,52	45,1
<i>Quercu-Fagetea:</i>	0,09	0,02	0,09	0,1
<i>Artemisietea:</i>	9,82	16,36	13,04	13,1
<i>Ribeso nigri-Alnetum, Alnetea glutinosae:</i>	16,19	12,07	34,08	20,8
<i>Phragmitetea:</i>	0,04	8,20	12,63	6,9
<i>Molinio-Arrhenatheretea:</i>	0,17	9,99	0,89	3,68
<i>Epilobietea angustifolii:</i>	0,00	0,00	0,03	0,01
Gat. pozostałe:	1,38	11,89	0,17	4,48
Razem:	100,00	100,00	100,00	100,00

(90 %). Niskie jest natomiast zwarcie dolnego pietra drzew (5 %) i podszytu (10 %). W 1993 roku wartości te wynosiły odpowiednio: 82,3 %, 21,4 % i 38,2 %. W okresie pomiędzy 1969 a 1993 rokiem nie zmieniło się pokrycie warstwy zielnej (90 %)

Tab. 5. *Fraxino-Alnetum typicum* – postać z *Mercurialis perennis*

Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu, struktura warstwowa oraz średni stopień pokrycia grup syntaksonomicznych w poszczególnych latach badań

Rok (liczba zdjęć)	1969 [1]	1993 [11]	1969-1993
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	35,0	35	35
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a1 %	90,0	82,3	86,2
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a2%	5,0	21,4	13,2
Przeciętne zwarcie warstwy krzewów b %	10,0	38,2	24,1
Przeciętne pokrycie warstwy zielnej c %	95,0	95,0	95,0
Przeciętne pokrycie warstwy mszystej d %	1,0	1,0	1,0
Średni stopień pokrycia grupowego	%	%	%
<i>Fraxino-Alnetum, Alnenion glutinosae:</i>	8,34	0,25	4,3
<i>Ficario-Ulmetum minoris, Ulmenion minoris:</i>	0,00	0,11	0,0
<i>Alno-Ulmion:</i>	22,57	40,42	31,5
<i>Quercu-Fagetea:</i>	2,40	1,29	1,8
<i>Artemisietea:</i>	10,65	20,16	15,04
<i>Ribeso nigri-Alnetum, Alnetea glutinosae:</i>	41,33	30,30	35,8
<i>Phragmitetea:</i>	0,14	4,77	2,46
<i>Molinio-Arrhenatheretea:</i>	7,26	2,46	4,87
<i>Epilobietea angustifolii:</i>	0,05	0,02	0,0
Gat. pozostałe:	7,26	0,22	3,7
Razem:	100,00	100,00	100,00

i średnia liczba gatunków w zdjęciu (35 %). W tym samym okresie zmniejszył się wyraźnie udział w pokryciu gatunków charakterystycznych dla zespołu i podzwiązku *Alnenion glutinosae* (z 8,34 do 0,25 %). Wzrosła natomiast rola innych gatunków łągowych ze związku *Alno-Ulmion*, od 22,57 do 40,42 %. Cechą zbadanych płątów z 1993 roku jest mniejszy procent pokrycia przez rośliny olsowe z klasy *Alnetea glutinosae*. W 1969 roku wynosił on 41,33 %, a w 1993 – 30,3 %. Częściowo miejsce gatunków olsowych zajęły szuwarowe z klasy *Phragmitetea*, których udział zwiększył się z 0,14 do 4,77 %.

Nieproporcjonalna liczba zdjęć pomiędzy badaniami w 1969 i 1993 roku nie pozwala niestety wyciągnąć jednoznacznych wniosków z przedstawionych wyżej zmian florystycznych i strukturalnych, w opisywanej postaci *Fraxino-Alnetum typicum*.

2.2. *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*

Fitocenozy *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*, czyli podzespołu łągu olsowo-jesionowego ze szczyrem trwałym, przez ostatnie dziesięć lat nie

powiększyły zbytnio swojego zasięgu. Nie spełnił się więc scenariusz autorów wcześniejszych opracowań przewidujący znaczne zwiększenie jego powierzchni. Biochory tego podzespołu w oddziałach 219 a i 218 b przesunęły się jedynie od kilku do kilkudziesięciu metrów w kierunku północnym. Natomiast w części wschodniej rezerwatu (oddz. 217 i 216) nie zanotowano w zasięgu *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* większych zmian.

W opisywanym podzespole można wyróżnić dwa warianty: wilgotny, z turzycą błotną *Carex acutiformis* i wariant typowy.

Wariant wilgotny z *Carex acutiformis*

Wariant wilgotny *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* jest reprezentowany przez zdjęcia fitosocjologiczne wykonane w latach 1969, 1993 i 2002. Przeważa on we wschodniej części rezerwatu oraz w miejscach, gdzie dawniej występował podzespół typowy łągu olszowo-jesionowego, w strefie kontaktowej z olsem porzeczkowym *Ribeso nigri-Alnetum*. W jego drzewostanie na ogół dominuje olsza czarna, ale w dużej części płatów znaczący udział ma jesion. Ten ostatni gatunek przeważnie panuje w dolnym piętrze drzew. Niekiedy, w niższej warstwie drzewostanu, rosną także jawor *Acer pseudoplatanus* i wiąz polny *Ulmus minor*. W warstwie krzewów najczęściej występuje czeremcha zwyczajna *Prunus padus*, dereń świdwa *Cornus sanguinea* oraz szakłak *Rhamnus catharticus*.

W bujnie rozwiniętej warstwie zielnej panuje szczyr trwały *Mercurialis perennis*. W dużych ilościach rosną również: czartawa pospolita *Circaea lutetiana*, niecierpek pospolity *Impatiens noli-tangere* i gajowiec żółty *Lamium galeobdolon*. Znaczną rolę mają gatunki nitrofilne z klasy *Artemisietea*: pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, bluszczyk kurdybanek *Glechoma hederacea*, kuklik pospolity *Geum urbanum*, przytulia czepna *Galium aparine* i jeżyna popielica *Rubus caesius*. Wciąż spotyka się w runie, chociaż w niewielkim stopniu ilościowości, gatunki siedlisk silnie higrofilnych, takie jak np.: turzyca błotna *Carex acutiformis* i kosaciec żółty *Iris pseudacorus* z klasy *Phragmitetea* oraz ostrożeń warzywny *Cirsium oleraceum* z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (tabela 6, materiały dokumentacyjne).

Z tabeli nr 6, zamieszczonej poniżej, wynika, że w zbadanych płatach z 2002 roku, w porównaniu z rokiem 1969, zmniejszyło się przeciętne pokrycie warstwy zielnej (z 95 do 90 %) oraz średnia liczba gatunków w zdjęciu (z 30,7 do 24,8). Należy to łączyć z większym zwarcie górnych warstw lasu. W 1969 roku łączne zwarcie dwupiętrowego drzewostanu i podszytu wynosiło 128,3 % a w 2002 roku – 145 %. Ponadto wyraźnie większy stopień pokrycia w 2002 roku osiągają gatunki łągowe ze związku *Alno-Ulmion*. Ich łączny udział w pokryciu wzrósł od 31,81 %

Tab. 6. *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* – wariant wilgotny z *Carex acutiformis*
Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu, struktura warstwowa oraz średni stopień pokrycia grup syntaksonomicznych w poszczególnych latach badań

Rok (liczba zdjęć)	1969 [3]	2002 [5]	1969-2002 [8]
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	30,7	24,8	27,8
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a1 %	88,3	80,0	84,2
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a2%	16,7	25,0	20,9
Przeciętne zwarcie warstwy krzewów b %	23,3	40,0	31,7
Przeciętne pokrycie warstwy zielnej c %	95,0	90,0	92,5
Przeciętne pokrycie warstwy mszystej d %	1,0	9,2	5,1
Średni stopień pokrycia grupowego	%	%	%
<i>Fraxino-Alnetum, Alnenion glutinosae:</i>	2,49	1,61	1,27
<i>Ficario-Ulmetum minoris, Ulmenion minorris:</i>	0,28	4,28	2,71
<i>Alno-Ulmion:</i>	29,04	32,20	36,90
<i>Quercu-Fagetea:</i>	12,62	15,74	16,46
<i>Artemisietea:</i>	10,70	13,25	11,74
<i>Alnetea glutinosae:</i>	23,81	13,38	16,82
<i>Phragmitetea:</i>	0,09	2,35	1,50
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	13,44	8,33	7,01
<i>Epilobietea angustifolii:</i>	0,03	0,27	0,14
Gat. pozostałe:	7,50	8,59	5,45
Razem:	100,00	100,00	100,00

w 1969 roku do 38,09 % w 2002 roku. Zmniejszyła się natomiast rola gatunków silnie higrofilnych – szuwarowych i olsowych z klas *Phragmitetea* i *Alnetea glutinosae*. Razem ich pokrycie w 1969 roku stanowiło 23,90 % a 2002 roku tylko 16,73 % średniego stopnia pokrycia wszystkich grup syntaksonomicznych.

Wariant typowy

W drzewostanie **wariantu typowego** *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* zwykle panuje *Fraxinus excelsior*. Wciąż jednak dużą rolę w części płatów odgrywa olsza czarna. Przeważnie dobrze rozwinięta jest dolna warstwa drzew. Tworzy ją głównie jesion wyniosły z domieszką jaworu i najwyższych osobników czeremchy zwyczajnej. Warstwa podszytu, zbudowana najczęściej przez podrost wyżej wymienionych drzew oraz dereń świdwę *Cornus sanguinea* i bez czarny *Sambucus nigra*, jest zwykle silnie rozwinięta.

Warstwa zielna ma skład zbliżony do opisanego wyżej wariantu wilgotnego. Jednak zdecydowanie mniejszą rolę w jej budowie mają rośliny higrofilne z klasy *Alnetea glutinosae, Phragmitetea, Molinio-Arrhenatheretea* i inne. (tabela 7).

Fitocenozy wariantu typowego *Fraxino-Alnetum typicum* stwierdzono w 1969, 1993 i 2002 roku. W latach tych obserwuje się w nich podobne zmiany w składzie florystycznym i strukturze piętrowej lasu jak w opisanym powyżej wariantcie wilgotnym. Jednak w opisywanym zbiorowisku, mimo zwiększenia się średniego zwarcia górnych warstw lasu, przy jednoczesnym zmniejszeniu się przeciętnego pokrycia runa, liczba gatunków w zdjęciu wzrosła w latach 1969-2002 nieznacznie (z 19,7 do 21,5 %). Ponadto w grupie gatunków łągowych ze związku *Alno-Ulmion* największy wzrost udziału w pokryciu nastąpił wśród mniej higrofilnych roślin z podzwiązku *Ulmenion minoris* – z 1,43 % do 11,32 % (tabela 7).

Wariant typowy *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* stanowi na badanym terenie ostatni etap sukcesji łągu olszowo-jesionowego w kierunku łągu wiązowo-jesionowego *Ficario-Ulmetum minoris*. Analizując rozmieszczenie płatów opisywanego zbiorowiska można zauważyć, że w ciągu ostatnich 10 lat dość wyraźnie powiększył się jego areal, głównie kosztem wariantu wilgotnego *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*.

Tab. 7. *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* – wariant typowy

Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu, struktura warstwowa oraz średni stopień pokrycia grup syntaksonomicznych w poszczególnych latach badań

Rok (liczba zdjęć)	1969 [9]	2002 [4]	1969/02 [13]
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	19,7	21,5	20,6
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a1 %	85,0	76,3	80,65
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a2%	36,1	35,0	35,6
Przeciętne zwarcie warstwy krzewów b %	33,9	52,5	43,2
Przeciętne pokrycie warstwy zielnej c %	94,4	83,8	89,1
Przeciętne pokrycie warstwy mszystej d %	0,6	5,8	3,2
Średni stopień pokrycia grupowego	%	%	%
<i>Fraxino-Alnetum, Alnenion glutinosae-incanae:</i>	0,59	4,08	3,86
<i>Ficario-Ulmetum minoris, Ulmenion minoris:</i>	1,43	11,32	10,70
<i>Alno-Ulmion:</i>	39,82	29,41	30,07
<i>Quercu-Fagetea:</i>	28,49	27,22	27,30
<i>Artemisietea:</i>	5,16	5,60	5,57
<i>Alnetea glutinosae:</i>	16,95	15,37	15,47
<i>Phragmitetea:</i>	0,22	0,01	0,02
<i>Molinio-Arrhenatheretea:</i>	0,98	3,05	2,92
<i>Epilobietea angustifolii:</i>	2,50	0,18	0,33
Gat. pozostałe:	3,86	3,76	3,76
Razem:	100,00	100,00	100,00

3. Łęg wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum minoris*

Łęg wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum minoris* został po raz pierwszy opisany z terenu rezerwatu „Olszyny Rakutowskie” w 1988 roku. Zajmował on wówczas niezbyt szeroki pas w południowo-zachodniej części rezerwatu, na granicy z łąkami i polami uprawnymi wsi Świątkowice. Jego fitocenozy zostały także potwierdzone w badaniach Komendarczyka z 1993 roku, jak również w 2002 roku (Cyzman i inni 2002).

Łęg wiązowo-jesionowy, w stosunku do opisanego wyżej łęgu olszowo-jesionowego, wyróżnia pozytywnie udział wiązu w drzewostanie, trzmieliny europejskiej *Euonymus europaeus* w podszycie oraz takich gatunków w runie jak np.: łożyga pospolita *Lapsana communis*, dzwonek pokrzywolistny *Campanula trachelium* i kokoryczka wielokwiatowa *Polygonatum multiflorum*. Są to gatunki, których optimum występowania w zbiorowiskach leśnych znajduje się w lasach grądowych. Natomiast w warstwie zielnej łęgu wiązowo-jesionowego rzadko spotyka się gatunki olsowe i szuwarowe.

Analizowany zespól, wbrew przewidywaniom autorów pierwszych dwóch opracowań, jedynie nieznacznie rozszerzył swój zasięg. Wciąż zajmuje stosunkowo wąski, południowo-zachodni skraj rezerwatu, w oddziałach 228 d, 228 f oraz 229 a, b, c. Należy jednak podkreślić, że ostatnie badania wskazują na coraz większe zbliżenie florystyczne z wyżej opisanym *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*.

Po zestawieniu wszystkich zdjęć zaliczonych do łęgu wiązowo-jesionowego wydzielono w nim dwa warianty: typowy i wilgotny.

Wariant typowy

Drzewostan wariantu typowego w rezerwacie „Olszyny Rakutowskie” jest dwuwarstwowy. Tworzy go głównie jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*. W dolnej warstwie drzew rośnie także pojedynczo wiąz polny *Ulmus minor* oraz najwyższe osobniki czeremchy zwyczajnej *Prunus padus*.

Warstwę podszytu buduje przede wszystkim dereń świdwa, podrost wyżej wymienionych drzew oraz trzmielina zwyczajna *Euonymus europaeus* i głóg zwyczajny *Crataegus monogyna*. Zauważa się, że w ciągu ostatnich lat zwarcie warstwy krzewów uległo zmniejszeniu, głównie wskutek zamierania bzu czarnego.

W runie obserwuje się wyraźną zmienność fenologiczną. Wczesną wiosną panuje w nim ziarnopłon wiosenny *Ranunculus ficaria* i zawilec żółty *Anemone ranunculoides*. Kwitnie wówczas także *Lamium galeobdolon*. Później w runie dominują: szczyr trwały, niecierpek pospolity, jeżyna popielica, kuklik zwyczajny i kilka innych roślin. W płatach wariantu typowego *Ficario-Ulmetum minoris*, w latach 1988-2002, nastąpiło zmniejszenie się średniego, zwarcia górnych warstw lasu (tabela 8). Łącznie średnie zwarcie obu warstw drzew i podszytu zmniejszyło

Tab. 8. *Ficario-Ulmetum minoris* – wariant typowy

Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu, struktura warstwowa oraz średni stopień pokrycia grup syntaksonomicznych w poszczególnych latach badań

Rok (liczba zdjęć)	1988 [8]	2002 [14]	1988/02 [22]
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	24,4	22,4	23,4
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a1 %	81,3	74,3	77,8
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a2 %	22,5	26,1	24,3
Przeciętne zwarcie warstwy krzewów b %	45,0	33,6	39,3
Przeciętne pokrycie warstwy zielnej c %	91,9	86,4	89,2
Przeciętne pokrycie warstwy mszystej d %	13,38	20,9	17,14
Średni stopień pokrycia grupowego	%	%	%
<i>Ficario-Ulmetum</i>	15,60	16,69	16,22
<i>Fraxino-Alnetum</i>	0,35	0,32	0,33
<i>Alno-Ulmion:</i>	29,51	27,43	28,32
<i>Quercu-Fagetea:</i>	31,64	25,71	28,24
<i>Artemisietea:</i>	5,35	8,97	7,42
<i>Alnetea glutinosae:</i>	7,88	10,93	9,63
<i>Phragmitetea:</i>	0,00	0,01	0,00
<i>Molinio-Arrhenatheretea:</i>	2,85	3,91	3,46
<i>Epilobietea angustifolii:</i>	3,89	0,79	2,11
Gat. pozostałe:	2,93	5,24	4,27
Razem:	100,00	100,00	100,00

się o około 15 %. Nie przełożyło się to ani na zwiększenie średniego pokrycia warstwy runa (zmniejszenie o 5,5 %), ani średniej liczby gatunków w zdjęciu (spadek od 24,4 do 22,4). Zmiany w średnim stopniu pokrycia poszczególnych grup syntaksonomicznych są niewielkie. W latach 1988 - 2002 nieznacznie zwiększył się procentowy udział w pokryciu gatunków charakterystycznych zespołu – z 15,60 % w 1988 roku do 16,69 % w 2002 roku. Prawie o 3 % wzrósł w tym samym czasie udział gatunków olsowych z klasy *Alnetea glutinosae* – od 7,88 % (1988) do 10,93 (2002).

Wariant wilgotny

Płaty wariantu wilgotnego, w stosunku do fitocenoz wariantu typowego, opisywanego zespołu, cechuje większy stopień ilościowości i procent pokrycia w runie gatunków silnie higrofilnych z klasy *Alnetea glutinosae* (np. turzycy długokłosej *Carex elongata*) i *Phragmitetea* (głównie kosaćca żółtego *Iris pseudacorus* i turzycy bagiennej *Carex acutiformis*) oraz gatunków z podzwiazku *Alnenion glutinoso-incanae* (zwłaszcza śledzienicy skrętolistnej *Chrysosplenium*

alternifolium). Nieco mniejszą rolę pełnią gatunki charakterystyczne i wyróżniające zespołu oraz podzwiazku *Ulmenion minoris* i mniej wilgociolubne gatunki z klasy *Quercu-Fagetea*.

W płatach wariantu wilgotnego, w latach 1988-2002, zwiększyło się łączne, średnie zwarcie górnych warstw lasu (dwóch pięter drzew i podszytu), z 135,8 do 149,7 % (tabela 9). Mogło to mieć wpływ na zmniejszenie się o 10 % średniego stopnia pokrycia i nieznaczne zmniejszenie średniej liczby gatunków w zdjęciu. Obserwuje się też spadek udziału procentowego w pokryciu gatunków charakterystycznych dla łągu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum* – z 9,43 %, w 1988 roku, do 3,79 % w 2002 roku. Nieznacznie zwiększył się udział gatunków charakterystycznych dla łągu wiązowo-jesionowego *Ficario-Ulmetum minoris* – z 12,39 % (1988 r.) do 13,89 % (2002 r.). Interesującym zjawiskiem jest zwiększenie się roli gatunków silnie higrofilnych z klas *Phragmitetea* i *Alnetea glutinosae*. W 1988 roku ich łączny udział w pokryciu wynosił prawie 14 % a 2002 roku - około 17%. Należy jednak pamiętać, że w tym okresie fitocenozy wariantu typowego zajęły na znacznej powierzchni dawne siedliska łągu olszowo-jesionowego.

Interesująco wygląda zestawienie zdjęć fitosocjologicznych, reprezentujących wyróżnione podjednostki fitosocjologiczne, w poszczególnych okresach badawczych.

W 1969 roku najwięcej zdjęć - 9 (50%) reprezentowało wariant typowy *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*. Cztery zdjęcia, według przyjętych aktualnie kryteriów zaliczono do wariantu typowego *Ribeso nigri-Alnetum*, a tylko jedno do wariantu z *Mercurialis perennis* tego zespołu. Zarówno postać typowa, jak i z *Mercurialis perennis Fraxino-Alnetum typicum* reprezentowana jest przez 1 zdjęcie fitosocjologiczne. Pozostałe dwa zdjęcia włączono do wariantu wilgotnego *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*. Żadnego zdjęcia z 1969 roku nie można zaliczyć do łągu wiązowo-jesionowego.

W 1988 roku, według przyjętych obecnie zasad, aż 14 zdjęć wykonano w łągu wiązowo-jesionowym. Osiem z nich włączono do wariantu typowego tego zespołu, a sześć - do wariantu wilgotnego. Z tego okresu badań nie pochodzi żadne zdjęcie, które można zaliczyć do *Fraxino-Alnetum mercurialetosum*, a jedynie 3 zaliczono do *Fraxino-Alnetum typicum*.

W kolejnych badaniach (1993 i 2002) na terenie rezerwatu wykonano zdecydowanie większą liczbę zdjęć, w 1988 roku - 54, a w 2002 – 64.

Spośród zdjęć wykonanych przez Komendarczyka w 1993 roku, 13 zaliczono do *Ficario-Ulmetum minoris* (5 do wariantu wilgotnego i 7 do wariantu typowego), 12 – do *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* (6 wariant wilgotny i 6 – wariant typowy) oraz 14 – do *Fraxino-Alnetum typicum*. Jednak w tym ostatnim podzespole zdecydowanie przeważa postać ze szczyrem trwałym (11 zdjęć).

Tab. 9. *Ficario-Ulmetum minoris* – wariant typowy

Liczba zdjęć, średnia liczba gatunków w zdjęciu, struktura warstwowa oraz średni stopień pokrycia grup syntaksonomicznych w poszczególnych latach badań

Rok (liczba zdjęć)	1988 [6]	2002 [14]	1988/02 [20]
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	28,8	28,6	28,7
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a1 %	83,3	74,3	78,8
Przeciętne zwarcie warstwy drzew a2%	21,7	38,6	30,15
Przeciętne zwarcie warstwy krzewów b %	30,8	36,8	33,8
Przeciętne pokrycie warstwy zielnej c %	92,5	82,5	87,5
Przeciętne pokrycie warstwy mszystej d %	11,5	7,7	9,6
Średni stopień pokrycia grupowego	%	%	%
<i>Ficario-Ulmetum minoris</i>	12,39	13,89	13,36
<i>Fraxino-Alnetum</i>	9,43	3,79	5,77
<i>Alno-Ulmion:</i>	29,49	26,76	27,72
<i>Quercu-Fagetea:</i>	15,00	13,40	13,96
<i>Artemisietea:</i>	7,29	12,86	10,91
<i>Alnetea glutinosae:</i>	10,76	14,82	13,40
<i>Phragmitetea:</i>	3,13	2,16	2,50
<i>Molinio-Arrhenatheretea:</i>	6,39	5,17	5,60
<i>Epilobietea angustifolii:</i>	2,37	0,37	1,07
Gat. pozostałe:	3,75	6,78	5,71
Razem:	100,00	100,00	100,00

Ponadto 6 zdjęć z 1993 roku zaliczono do postaci typowej olsu porzeczkowego, żadne zaś nie reprezentuje jego wariantu z *Mercurialis perennis*.

Powtórna analiza zdjęć z 2002 roku pozwoliła na zaliczenie 27 z nich do *Ficario-Ulmetum minoris* (13 do wariantu typowego i 14 do wariantu wilgotnego), 9 zdjęć reprezentuje *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* (4 wariant typowy, 5 – wariant wilgotny). 24 zdjęcia w 2002 roku wykonano w olsie porzeczkowym, w tym aż 14 w jego wariacie z *Mercurialis perennis*. Żadnego zdjęcia nie zaliczono do podzespołu typowego *Fraxino-Alnetum typicum*.

Już przedstawiona wyżej statystyka zdjęć fitosocjologicznych, reprezentujących różne podjednostki, i w poszczególnych latach wykazuje, że na terenie rezerwatu warunki siedliskowe, zwłaszcza wilgotnościowe wciąż nie są stabilne.

Największe zmiany wystąpiły na przestrzeni lat 1969-1988. W tym okresie dużą część płatów łągu olszowo-jesionowego z podzespołu *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* zastąpiły fitocenozy *Ficario-Ulmetum minoris*. Wyniki badań

Tab. 10. Zestawienie liczby zdjęć dla jednostek i podjednostek fitosocjologicznych w rezerwacie „Olszyny Rakutowskie”

Zespół (podzespół)	<i>Ribeso nigri-Alnetum</i>		<i>Fraxino-Alnetum typicum</i>		<i>Fraxino-Alnetum mercurialetosum</i>		<i>Ficario-Ulmetum minoris</i>		Razem
	typ	merc.	typ.	merc.	wilg.	typ.	wilg.	typ.	
Liczba zdjęć w tabeli	23	17	7	12	13	19	25	28	144
Rok badań	liczba zdjęć								Razem
1969	4	1	1	1	2	9	-	-	18
1988	3	2	3	-	-	-	6	8	22
1993	6	-	3	11	6	6	5	7	44
2002	10	14	-	-	5	4	14	13	60

* w tabeli uwzględniono także zdjęcia wykonane przez Komendarczyka (1994)

Objaśnienie skrótów: typ. – wariant (postać) typowa, merc. (wariant, postać z *Mercurialis perennis*), wilg. – wariant wilgotny

z 1988 roku wskazywały nawet na przyjęcie tezy, że płaty łągu olszowo-jesionowego z dominacją szczyru trwałego *Mercurialis perennis* zostały całkowicie wyparte przez łąg wiązowo-jesionowy. Obecnie już wiadomo, że taki wniosek wyciągnięto zbyt pochopnie, czego przyczyną mogła być zbyt mała liczba powierzchni badawczych i wybór płatów zgodnie z metodyką wówczas obowiązującą - najbardziej typowych i naturalnych. Późniejsze badania wykazały jednak, że płaty podzespołu *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* wciąż na terenie rezerwatu występują, chociaż ich powierzchnia jest obecnie wyraźnie mniejsza.

Poszczególne, wyróżnione na terenie rezerwatu, podjednostki fitosocjologiczne wszystkich trzech zespołów powiązane są ze sobą według gradientu wilgotnościowego. Można zasadniczo wskazać dwa schematy tych powiązań:

W zachodniej części rezerwatu przeważa następujący schemat:

Ribeso nigri-Alnetum- wariant typowy>>>>>*Ribeso nigri-Alnetum*- wariant z *Mercurialis perennis*>>>>>*Fraxino-Alnetum mercurialetosum*- wariant wilgotny>>>>>*Fraxino-Alnetum mercurialetosum*- wariant typowy>>>>>*Ficario-Ulmetum minoris*- wariant wilgotny>>>>>*Ficario-Ulmetum minoris*- wariant typowy.

We wschodniej części rezerwatu układ powiązań wygląda następująco:

Ribeso nigri-Alnetum- wariant typowy>>>>>*Fraxino-Alnetum typicum*- postać typowa>>>>>*Fraxino-Alnetum typicum*- postać z *Mercurialis*

perennis>>>>*Fraxino-Alnetum mercurialetosum*- wariant wilgotny>>>>*Ficario-Ulmetum campestris*- wariant wilgotny.

Oba schematy w wielu miejscach są wyraźnie zaburzone. Przyczynia się do tego głównie sieć dróg i linii oddziałowych (fragmentami nawet utwardzonych) oraz kanały i rowy melioracyjne. Drogi w wielu miejscach funkcjonują jako sztuczne przegrody powodując z jednej strony zabagnienia, z drugiej zaś obniżają wilgotność podłoża.

Dość interesująco przedstawia się historia rozprzestrzeniania się populacji poszczególnych, wybranych gatunków roślin runa.

Szczyr trwały Mercurialis perennis, którego łanowe występowanie w łągu olszowo-jesionowym, jako osobliwości fitosocjologicznej regionu, stanowiło jedną z podstaw utworzenia rezerwatu już w 1969 roku był stosunkowo szeroko rozpowszechniony w jego granicach. Zwarty zasięg występowania tego gatunku cechował południowo-zachodnią część rezerwatu (oddz. 229, 228 i dużą część oddziałów 217 i 218), ale jego niewielkie skupienia spotykano wówczas także na kępach w olsie (oddz. 217a). Kolejne badania wykazały, że nieduże „kolonie” szczyru występują już niemal na obszarze całego rezerwatu.

Podobny zasięg jak *Mercurialis perennis* miał w 1969 roku gajowiec żółty *Lamiastrum galeobdolon*. Przeprowadzone w następnych terminach badania, zwłaszcza w 2002 roku, wskazują kierunki rozprzestrzeniania się tego grądowego gatunku. Obecnie bowiem jego bogate populacje występują już wzdłuż południowych części oddziałów 217 i 216 oraz na całej długości wschodniej granicy rezerwatu (oddział 216).

W badaniach z 1969 roku nie notowano w zdjęciach fitosocjologicznych ziarnopłonu wiosennego *Ranunculus ficaria* i zawilca żółtego *Anemone ranunculoides*, mimo że prowadzono również obserwacje wiosenne. Rozwój populacji *Anemone ranunculoides* w następnych latach ograniczył się do południowo-wschodniej części rezerwatu (oddziały 228 i 229), natomiast ekspansja *Ranunculus ficaria* trwa do dzisiaj. W 1988 roku ziarnopłon wiosenny panował w runie wiosennym głównie w oddziałach 228 i 229 oraz był notowany w zdjęciach wykonywanych w pobliżu południowych linii podziału lasu w oddziałach 219, 218, 217 i 216. W 2002 roku *Ranunculus ficaria* w postaci niezbyt licznych jeszcze „kolonii” występował już także w środkowych (a niekiedy także i północnych) wydzieleniach, w oddziałach 219, 217 i 216. Warto jednak nadmienić, że tutaj jego skupienia spotyka się głównie przy drogach i liniach oddziałowych, które wyraźnie sprzyjają jego wędrowce.

Poza wyżej wymienionymi roślinami, w 1969 roku, nie notowano w zdjęciach fitosocjologicznych takich gatunków runa, jak np. kokoryczka wielokwiatowa *Polygonatum multiflorum*, dąbrówka rozłogowa *Ajuga reptans* i konwalijka dwulistna *Majanthemum bifolium*. Ten ostatni gatunek został stwierdzony dopiero w 2002 roku. Obecnie wymienione rośliny występują na kilku stanowiskach, głównie jednak w łągu wiązowo-jesionowym.

PROGNOZA ROZWOJU ZBIOROWISK W NASTĘPNYCH LATACH

Z obserwacji zasięgu wymienionych jednostek fitosocjologicznych wynika, że na terenie rezerwatu warunki siedliskowe, zwłaszcza wilgotnościowe wciąż nie są stabilne. Największe zmiany florystyczne w zbiorowiskach i ich zasięgu 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 terenu rezerwatu i obszarów do niego przyległych wskutek błędnie przeprowadzonych melioracji. Ponadto w tym czasie zmniejszyła się prawie o połowę powierzchnia, przylegającego do „Olszyn Rakutowskich”, Jeziora Rakutowskiego. Jako dowód zmniejszenia się wilgotności siedlisk rezerwatu, poza wykształceniem się *Ficario-Ulmetum minoris*, zmniejszeniu się zasięgu *Ribeso nigri –Alnetum* i najbardziej wilgotnych fitocenozy *Fraxino-Alnetum* służyć może porównanie średniego stopnia pokrycia grup syntaksonomicznych – łącznie, ze wszystkich zbiorowisk rezerwatu w danym okresie badań. 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 zmniejszył się do 31,61%, zaś w 2002 wynosił 28,26%. W latach 1969-2002 wyraźnie wzrósł średni stopień pokrycia gatunków o mniejszych wymaganiach wilgotnościowych z podzwiazku *Ulmenion minoris* i klasy *Quercu-Fagetea*. Łącznie wynosił on odpowiednio: 1969 rok – 9,45%, 1988 – 15,74% i w 2002 roku – 24,33% (tabela 8).

Zarówno badania fitosocjologiczne, jak i zmiany w zasięgu poszczególnych populacji roślin dość wyraźnie wskazują kierunki rozwoju zbiorowisk leśnych w następnych latach, o ile ponownie radykalnej zmianie nie ulegną warunki siedliskowe na obszarze rezerwatu. Przy zachowaniu dotychczasowych parametrów siedliska w dalszym ciągu rozszerzać się będzie w kierunku północnym i wschodnim zasięg zespołu łągu wiązowo-jesionowego *Ficario-Ulmetum minoris*.

Tab. 11. Udział procentowy średniego stopnia pokrycia grup syntaksonomicznych w poszczególnych okresach badań

Okres badań *	1969	1988	2003
Liczba zdjęć	19	21	61
<i>Ribeso nigri-Alnetum, Alnetea glutinosae:</i>	29,65	15,94	17,76
<i>Phragmitetea:</i>	10,31	8,22	7,61
<i>Fraxino-Alnetum, Alnenion glutinosae:</i>	3,19	7,46	2,91
<i>Ficario-Ulmetum minoris, Ulmenion minoris:</i>	0,36	5,86	8,58
<i>Alno-Ulmion:</i>	29,14	26,81	25,22
<i>Quercu-Fagetea:</i>	9,09	9,88	15,75
<i>Artemisietea:</i>	6,68	8,57	9,09
<i>Molinio-Arrhenatheretea:</i>	5,50	6,67	6,22
<i>Epilobietea angustifolii:</i>	0,53	1,61	0,31
Gat. pozostałe:	5,55	8,98	6,55
Razem:	100	100	100

* W tabeli nie uwzględniono zdjęć wykonanych przez Komendarcyka (1993)

Ponadto przewiduje się, że zmniejszy się powierzchnia łągu olszowo-jesionowego *Fraxino-Alnetum*, natomiast areal olsu powinien być zachowany.

Środowiska naukowe, przyrodnicy oraz Dyrekcja Gostynińsko-Włocławskiego Parku Krajobrazowego od wielu lat postulują podniesienie poziomu wody w Jeziorze Rakutowskim. Jeżeli postulat ten zostanie spełniony poprzez zwiększenie zdolności retencyjnych jeziora (podwyższenie zastawki na ujściu Rakutowki), to może nastąpić ponowne podtopienie strefy zajmowanej obecnie przez podzespół typowy łągu olszowo-jesionowego. Dzięki temu rozszerzy się ponownie strefa olsu porzeczkowego *Ribeso nigri-Alnetum*. Prawdopodobnie również warianty wilgotne *Fraxino-Alnetum mercurialetosum* i *Ficario-Ulmetum minoris* mogą z powrotem przekształcić się w ols porzeczkowy. W wielu miejscach bowiem ich fitocenozy zachowały strukturę dolinkowo-kępkową – typową dla olsu. Łatwo więc dolinki ponownie wypełnią się wodą i nastąpi odwrót gatunków nie znoszących długotrwałego zabagnienia.

LITERATURA

1. Cyzman W., Rejewski M., 1992, Przekształcenia zespołów leśnych w okolicach Jeziora Rakutowskiego w latach 1969-1988. Acta Univ. Nic. Copern., Biologia 40.

2. Cyzman W. (red), Mudyna Ł, Dorożynski R., Rafalski S., 2002, Weryfikacja planu ochrony rezerwatu przyrody „Olszyny Rakutowskie”, maszynopis, Kujawsko-Pomorski Urząd Wojewódzki w Bydgoszczy,
3. Grześ M., Gierszewski P., 1993, Ocena zasobów wód powierzchniowych obszarów leśnych położonych na terenie obrębów Jedwabne i Czarne, Nadleśnictwo Włocławek, wraz z warunkami retencjonowania wody na terenie obszarów leśnych, maszynopis,
4. Komendarczyk A., 1994, Plan ochrony rezerwatu przyrody „Olszyny Rakutowskie” na okres od 1994.01.01 do 2003.12.31, maszynopis, Kujawsko-Pomorski Urząd Wojewódzki w Bydgoszczy,
5. Kondracki J., 2000, Geografia regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa,
6. Marciniak K., Wójcik G., 1997, Klimat województwa włocławskiego, (W:), Środowisko przyrodnicze w województwie włocławskim (red. St. L. Bagdzinski), Włocławskie Towarzystwo Naukowe, Włocławek,
7. Marszelewski W., Glazik R., 2002, Uwarunkowania hydrologiczne zlewni Jeziora Rakutowskiego i ich przemiany pod wpływem antropopresji, (W:) Aktywna ochrona bioróżnorodności rezerwatu Jezioro Rakutowskie, materiały seminaryjne, Zespół Parków Krajobrazowych Brudzeńskiego i Gostynińskiego-Włocławskiego, Kowal 28 czerwca 2002 r.,
8. Matuszkiewicz W., 2001, Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa
9. Rejewski M., Olesińska H., 1974. Zaslужujące na ochronę olesy i łągi nad Jeziorem Rakutowskim na Kujawach. Ochr. Przyr. 39,
10. Szafer W., 1977, Szata roślinna Polski niżowej (W:) Szata roślinna Polski, T.II, Warszawa
11. Trampler T. i inni: 1990, Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno-fizjograficznych, PWRiL, Warszawa,
12. Wójcik G., Marciniak K., 1993, Opady atmosferyczne w regionie Dolnej Wisły w okresie 1951-1980 (W:) Uwarunkowania przyrodnicze i społeczno-ekonomiczne zagospodarowania Dolnej Wisły, red. Z. Churski, Instytut Geografii, UMK Toruń,
13. Załuski T, 1992, Zbiorowiska roślinne projektowanego rezerwatu „Olszyny Bobrowe”, Acta Univ. Nic. Copern., Biologia 40

Wesoły Wojciech

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

Piotr Lisiński

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

ROZDZIAŁ III

CHARAKTERYSTYKA WZROSTU SOSNY ZWYCZAJNEJ [PINUS SYLVESTRIS (L.)] W RÓŻNYCH WARIANTACH PRZYGOTOWANIA GLEBY NA TERENIE BYŁEGO POLIGONU „BORNE SULINOWO”

WSTĘP

Badania terenowe w ramach niniejszej pracy przeprowadzone zostały na terenie byłego poligonu „Borne Sulinowo”. Ten specyficzny teren, obejmujący ponad 18 tys. ha lasów i terenów nieleśnych funkcjonował w latach 1935 – 1992 jako poligon artyleryjski i raketowy, początkowo użytkowany przez wojska niemieckie, a od 1945 r. – przez wojska radzieckie. 1 stycznia 1993 roku teren ten przejęty został przez nowo utworzone nadleśnictwa Borne Sulinowo i Czarnobór.

Kilkudziesięcioletnie użytkowanie terenu do celów wojskowych spowodowało poważne zniszczenia i zdewastowanie znacznych obszarów, czego efektem jest m. in. naruszenie poziomów genetycznych gleb, zanieczyszczenie chemiczne gleb, zniszczenia w systemach regulacji stosunków wodnych. Przejęty w 1993 roku teren popoligonowy z postrzelanymi i opalonymi lasami naszpikowany był niewybuchami, pociskami i minami. Pierwsze czynności, jakie podjęły nadleśnictwa po zinwentaryzowaniu szkód to uporządkowanie pożarzysk, oraz rekultywacja terenów zdewastowanych (Kopka 1999).

Wobec dalece posuniętej dewastacji terenu, dużego znaczenia nabrały problemy związane z przygotowaniem gleby do zakładania upraw leśnych tj. do odnowień (na pożarzyskach, haliznach i płazowinach) oraz zalesień (na gruntach nieleśnych). Do najpoważniejszych utrudnień w uprawie gleby należą m.in. zniszczenie ciężkim sprzętem bojowym klasycznych układów glebowych (m.in. zagęszczenie gruntu do twardości wielokrotnie wyższej niż naturalna), znaczne ilości niewybuchów i niewypałów, a także okopy i transeje, wyrobiska i różnego rodzaju budowle. Powodują one konieczność stosowania dodatkowych zabiegów umożliwiających zakładanie upraw leśnych, takich jak rozminowanie oraz



Fot. 1. Oddz. 332 – Efekty istnienia poligonu, m.in. transzeje i okopy stanowią znaczne utrudnienie w przygotowaniu gleby do zalesień



Fot. 2. Oddz. 332 – Innym utrudnieniem w przygotowaniu gleby na terenie byłego poligonu są duże ilości porzuconej amunicji, którą odnajduje się po dziś dzień

niwelacja terenu, a także - już podczas prowadzenia prac zalesieniowych – specyficzne sposoby przygotowania gleby. Najczęściej spotykane z nich to orka w bruzdy pługiem LPz-75 z pogłębiaczem, oraz podwójne naorywanie wałków.

W toku prowadzonych przez szereg lat badań, nie udało się opracować jednej uniwersalnej metody przygotowania gleby we wszystkich warunkach. Okazuje się, że ten sam sposób przygotowania gleby stosowany w różnych warunkach daje różne efekty wzrostu i przeżywalności upraw (Sienkiewicz 1992, Fraszewski 1994, Sobczak 1996). Ceitel i inni (2003) stwierdzili, że sposób przygotowania gleby przy zakładaniu upraw sosnowych wywiera znaczący wpływ zarówno na rozwój, jak również przeżywalność sadzonek. Gornowicz i in. (2007) badając wpływu różnych metod zagospodarowania pozostałości zrębowych i sposobów przygotowania gleby na zmiany wysokości pięcioletniej uprawy sosnowej stwierdzili, że na wysokość uprawy wpływają istotnie zarówno metody zagospodarowania pozostałości, jak i sposoby przygotowania gleby.

CEL BADAŃ

Celem badań jest porównanie wzrostu sosny zwyczajnej [*Pinus sylvestris* (L.)] rosnącej na uprawie założonej z zastosowaniem dwóch różnych sposobów przygotowania gleby, w warunkach byłego poligonu Borne Sulinowo.



Fot. 3. Oddz. 332– Sosna zwyczajna rosnąca w bruzdach wyoranych pługiem LPz-75



Fot.4. Oddz. 332 – Sosna zwyczajna na podwójnie naoranych wałkach

Przyjęto następującą hipotezę badawczą: sosna zwyczajna posadzona w brzdach wyoranych pługiem LPz-75 z pogłębiaczem, w pierwszych latach różni się wzrostem od sosny zwyczajnej posadzonej na podwójnie naoranych wałkach.

MATERIAŁY I METODY

Doświadczenie założono w Nadleśnictwie Czarnobór. Nadleśnictwo Czarnobór administracyjnie podlega Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Szczecinku. Położone jest w południowo-wschodniej części województwa zachodniopomorskiego, na terenie powiatu szczecineckiego w zasięgu administracyjnym miasta Szczecinek oraz gmin: Szczecinek i Borne Sulinowo.

W skład Nadleśnictwa wchodzi tylko jeden obręb – Czarnobór. Łączna powierzchnia Nadleśnictwa wynosi 13380,7745 ha, w tym 9656 ha to tereny popolygonowe.

Badania terenowe zostały zlokalizowane i przeprowadzone w oddziale 332a na terenie Leśnictwa Kniewo, Nadleśnictwa Czarnobór, obręb Czarnobór. Powierzchnia oddziału wynosi 34,22 ha i w jego skład wchodzi tylko jeden pododdział: a, o powierzchni 32,15 ha. Jest to typowa dla tego terenu popolygonowa uprawa, założona w 2004 roku, przez zalesienie materiałem sadzeniowym pochodzącym ze szkółki w Gałowie, na terenie Nadleśnictwa Szczecinek. Rosnący

na powierzchni badawczej drzewostan, w momencie założenia doświadczenia będący w wieku 6 lat, charakteryzuje się składem gatunkowym 5 So 3 Brz 2 Db, w zmieszaniu drobnokępowym, zadrzewieniem - 0,9, jakością hodowlaną - 22, oraz bonitacją: dla So - bonit. II, dla Brz i Db – bonit. III.

Doświadczenie założono w dwóch wariantach:

- na powierzchni z przygotowaniem gleby przez orkę w bruzdy pługiem LPz-75 ze spulchnieniem;
- na powierzchni przygotowanej przez podwójne naoranie wałków.

Gleba została przygotowana jesienią 2003 roku, a sadzenie wykonano wiosną 2004 roku.

Na każdej z tych powierzchni wykonano 4 powtórzenia doświadczenia, przyjmując jako jedno powtórzenie, poletko o liczbie drzewek 50 szt. W każdym powtórzeniu doświadczenia pomiarowi podlegały: wysokość całkowita drzewka oraz wielkość ostatniego przyrostu. Pomiarów dokonano z dokładnością do 1 cm, przy użyciu łąty oraz taśmy pomiarowej, w trzeciej dekadzie listopada 2008 r. Wyniki posłużyły do obliczenia średniej wysokości drzew oraz średniej wielkości przyrostu. Istotność różnic mierzonych cech oceniano statystycznie, jednoczynnikową analizą wariancji w programie Excel.



Fot.5. Oddz. 332 przed zalesieniem



Fot. 6. Oddz. 332 – wyorywanie pasów pługiem LPz-75 z pogłębiaczem (2003 r.)

Średnia wysokość drzew mierzonych na powierzchni doświadczalnej przygotowanej przez podwójne naoranie wałków wynosi 149,9 cm, natomiast na powierzchni przygotowanej przez orkę w bruzdy ze spulchnieniem wynosi 83,7 cm i jest mniejsza o 44,2% w porównaniu z wariantem przygotowania gleby w wałki (ryc.1).

Ryc. 1. Średnia wysokość sosny zwyczajnej na powierzchni z podwójnym naoraniem wałków, oraz na powierzchni przygotowanej przez orkę w bruzdy ze spulchnieniem



Analiza wariancji przeprowadzona na poziomie istotności $p=0,001$ wykazuje, że różnice w wysokości sosny pomiędzy badanymi wariantami przygotowania gleby są bardzo istotne (Tab.1).

Tab. 1. Porównanie wysokości sosny w dwóch wariantach - analiza wariancji

Źródło wariancji	SS	df	MS	F	Wartość-p	Test F
Pomiędzy wariantami	439701,6	1	439701,6	688,1754	8,57E-89	10,99033
W obrębie wariantów	254297,4	398	638,9383			
Razem	693999	399				

Średnia wielkość przyrostu z ostatniego roku drzew mierzonych na powierzchni doświadczalnej przygotowanej przez podwójne naoranie wałków wynosi 30,8 cm, natomiast na powierzchni przygotowanej przez orkę w bruzdy ze spulchnieniem wynosi 21,3 cm i jest o 30,8% mniejsza od średniej wielkości przyrostu sosny rosnącej na wałkach. (ryc. 2).



Ryc. 2. Średnia wysokość ostatniego przyrostu sosny zwyczajnej na powierzchni z podwójnym naoraniem wałków, oraz na powierzchni przygotowanej przez orkę w bruzdy pługiem LPz-75 ze spulchnieniem

Analiza wariancji przeprowadzona na poziomie istotności $p=0,001$ wykazuje, że różnice w wielkości ostatniego przyrostu pomiędzy badanymi wariantami przygotowania gleby są bardzo istotne (Tab.2).

Tab. 2. Porównanie wielkości ostatniego przyrostu sosny w dwóch wariantach - analiza wariancji

Źródło wariancji	SS	df	MS	F	Wartość-p	Test F
Pomiędzy wariantami	9139,36	1	9139,36	107,5689	1,81E-22	10,99033
W obrębie wariantów	33815,2	398	84,96281			
Razem	42954,56	399				

DYSKUSJA

Wyniki doświadczenia jednoznacznie wskazują, że spośród dwóch badanych wariantów przygotowania gleby korzystniejszy okazał się sposób z podwójnym naoraniem wałków. Ma to ścisły związek ze specyficznymi warunkami terenów byłego poligonu „Borne Sulinowo”, do których należą m.in.:

- ubogie warunki glebowe – korzystny wpływ naorania wałków spowodowany jest pozostawieniem najżyźniejszej części materiału glebowego w obrębie wałka, natomiast w wariacie z zastosowaniem pługa LPz-75 materia organiczna z wierzchniej warstwy gleby zostaje odrzucona na bok, co utrudnia dostęp do niej korzeniom sadzonek;

- zmrozowiska powstające przy braku osłony górnej oraz bocznej na zalesieniach wielkopowierzchniowych - podczas których mniej narażone są sadzonki rosnące na wałkach, gdzie panuje temperatura wyższa niż wewnątrz bruzdy;

- coraz silniejsza presja zwierzyny – korzystny wpływ naorania wałków przejawia się w zmniejszonej dostępności sadzonek dla zwierzyny, spowodowanej wysokością wałka.

Z doświadczeń Gornowicza i in. (2007) wynika, że najwyższą przeżywalność uprawy stwierdzono na naoranych wałkach pługo-frezarką. Wyoranie bruzd pługami LPz-75 i U-162 spowodowało, że przeżywalność sosny była istotnie mniejsza.

W przypadku średniej wielkości przyrostu uzyskano mniejsze różnice pomiędzy badanymi powierzchniami, niż w przypadku średniej wysokości całkowitej mierzonych drzew. Może to świadczyć o tym, iż rozpoczął się proces wyrównywania wzrostu drzew rosnących w obu badanych wariantach przygotowania gleby. Jednak w przypadku 25 letniego drzewostanu rosnącego na powierzchni o różnym przygotowaniu gleby, w doświadczeniu założonym na terenie Puszczy Noteckiej (Nadleśnictwo Wronki), (Kocjan 2002), w warunkach boru suchego stwierdzono korzystny wpływ powyższych zabiegów na cechy taksacyjne (pierśnicę, wysokość i miąższość) sosny zwyczajnej, intensywność wydzielania się drzew oraz kształtowanie się struktury biologicznej. Po 36 latach wzrostu drzewostany z Puszczy Noteckiej wyrosłe na różnych wariantach przygotowania gleby, nie wykazują już istotnego zróżnicowania cech wzrostowych Patalan 2009 (dane nie publikowane).

WNIOSKI

1. Analizowane sposoby przygotowania gleby wywarły znaczący wpływ na wzrost sosny zwyczajnej po 5 latach od posadzenia na uprawie.

2. Na podstawie wyników pomiaru wysokości stwierdzono, że sosna zwyczajna posadzona na podwójnie naoranych wałkach jest istotnie wyższa i ma większy przyrost od drzewek posadzonych w brzdach ze spulchnieniem.

3. W przypadku średniej wielkości ostatniego przyrostu uzyskano mniejsze różnice pomiędzy badanymi powierzchniami, niż w przypadku średniej wysokości całkowitej mierzonych drzew.

4. Potwierdzono przyjętą hipotezę badawczą mówiącą, że sosna zwyczajna posadzona w brzdach wyoranych pługiem LPz-75 z pogłębiaczem, w pierwszych latach po posadzeniu różni się wzrostem od sosny zwyczajnej rosnącej na podwójnie naoranych wałkach.



Fot. 7. Oddz. 332 - różnice wzrostu sosny w poszczególnych wariantach przygotowania gleby najbardziej są widoczne na poletkach położonych obok siebie.

LITERATURA

1. Ceitel J., Barzdajn W., Zientarski J.: 2003. Wpływ przygotowania gleby po pożarze na przeżywalność i wzrost wybranych gatunków drzew. Sylwan 147 (6), s. 3-13.
2. Fraszewski D.: 1994. Rozwój sosny zwyczajnej na słabych siedliskach borowych zdegradowanych pożarzyskami. Sylwan 138 (6), s. 95-100.
3. Gornowicz R., Pilarek Z., Gałązka S.: 2007. Przeżywalność sosny zwyczajnej w okresie 5 lat od założenia uprawy w zależności od przygotowania powierzchni pozrębowej do odnowienia. Acta Scientiarum Polonorum - Leśnictwo i Drzewnictwo, nr 6 (3), s. 33–39.
4. Kocjan H.: 2002. Wzrost sosny zwyczajnej [*Pinus sylvestris* (L.)] w 25-letnim drzewostanie na powierzchni z różnym przygotowaniem gleby, Acta Scientiarum Polonorum - Leśnictwo i Drzewnictwo, nr 1 (1), s. 59–65.
5. Kopka P.: 1999. Tu był kiedyś poligon. Las Polski, nr 13-14, 1999, s. 18-19.

Anna Kannenberg

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

ROZDZIAŁ IV

STRUKTURA BIOMASY NADZIEMNEJ SOSNY ZWYCZAJNEJ W ODNOWIENIACH SPONTANICZNYCH NA PRZYKŁADZIE NADLEŚNICTWA WŁOCŁAWEK

WSTĘP

Jednym z najistotniejszych kryteriów pozwalających na dokonanie ilościowej waloryzacji odkształceń środowiska naturalnego jest określenie struktury biomasy nadziemnej sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* L. jako głównego gatunku lasotwórczego w Polsce (Ebiś 2001). Badania nad biomasą sosny młodszych klas wieku odnawiającej się w sposób spontaniczny były dotychczas rzadko prowadzone ze względu na niewielką rolę, jaką pełnią drzewostany tego typu odnowień w gospodarce leśnej Polski. W Polsce zaledwie 8% powierzchni pokrytej drzewostanami sosnowymi odnawia się samosiewem (Wolski 2008, za Bernadzkim 1996) Jest to liczba bardzo niewielka biorąc pod uwagę, że sosna porasta około 69% powierzchni leśnej kraju. Jeszcze mniej jest drzewostanów, w których odnowienie sosny pojawia się spontanicznie, bez jakichkolwiek działań sprzyjających ze strony leśników (Wolski 2008, za Głaz, Zajączkowski 2002). Poruszany problem dotyczy nie tylko stosunku fitomasy fotosyntetyzującej do części niezielonych pojedynczego osobnika, czy prawidłowości zachodzących w obrębie danej frakcji biomasy drzewa, bowiem omawiana problematyka dotyczy także, stosunków panujących w całej populacji sosny zwyczajnej.

Pod pojęciem biomasy nadziemnej rozumie się całkowitą masę żywej rośliny, będącą sumą biomasy liści, gałęzi oraz pnia (u roślin drzewiastych).

Biomasa może być też miarą ekonomicznej wartości danego siedliska lub stosowanego zabiegu agrotechnicznego i wyraża funkcyjną zależność natężenia procesów fizjologicznych i biologicznych, których wynikiem jest obniżona lub powiększona masa drewna o określonej strukturze. Biomasa jest prostym ale jednocześnie syntetycznym i dokładnym wskaźnikiem produktywności fitocenozy. Struktura biomasy uzależniona jest od cech dziedzicznych związanych z gatunkiem i zewnętrznymi warunków wzrostu (Ebiś 2001). Badania biomasy stanowią również źródło informacji o bilansie węgla w ekosystemach leśnych

i są wykorzystywane do modelowania jego zmian (Grotte 2002 i inni). Niniejsze opracowanie stanowi część pracy magisterskiej autorki pod tytułem „Struktura biomasy nadziemnej sosny zwyczajnej w odnowieniach spontanicznych”.

CEL BADAŃ

Celem badań było określenie struktury biomasy nadziemnej sosny młodszych klas wieku odnawiającej się w sposób naturalny na pożarzysku w różnych typach siedliskowych lasu, wykazanie zależności pomiędzy różnymi komponentami (liście, gałęzie oraz pień) wchodzącymi w skład biomasy nadziemnej oraz określenie różnic w omawianej strukturze w zależności od zagęszczenia drzewostanu.

CHARAKTERYSTYKA TERENU BADAŃ

Badania przeprowadzono na terenie Nadleśnictwa Kowal położonym w Gostyńsko-Włocławskim Parku Krajobrazowym. Teren ten ma charakter leśny, lasy zajmują ponad 60 procent powierzchni Parku. Dominują bory sosnowe i bory mieszane. Pożarzysko znajduje się na terenie Nadleśnictwa Włocławek, w Leśnictwie Ruda, Obręb Czarne. Położone jest między ciągiem jezior „Na Jazach” i Jeziorem Chrapka, z którym bezpośrednio graniczy. Pożar wybuchł 31 lipca 1994 roku w wyniku podpalenia. Opanowano go 3 sierpnia. Spłonęło ogółem 152,80 ha lasu. Wiosną 1995 roku na terenie pożarzyska wytyczono trzy jednohektarowe stałe powierzchnie badawcze Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu oraz Zarządu Parków Krajobrazowych. Z chwilą utworzenia powierzchni badawcze zostały wyłączone z wszelkich działań prowadzonych przez leśników, mających na celu zagospodarowanie terenu po pożarze. Poletka badawcze rozmieszczone są w różnych punktach pożarzyska.

Powierzchnia badawcza nr 1 położona jest na obrzeżach pożarzyska, w oddziale 91i. Od ściany południowej w odległości około 5m graniczy ze ścianą lasu. Od strony zachodniej w odległości około 70m przebiega utwardzona droga leśna. Na powierzchni wypalono resztki poeksploatacyjne. Przed pożarem oddział 91i porastał bór mieszany wilgotny. Spaleniu uległ 66-letni drzewostan sosny zwyczajnej z kruszyną pospolitą w podszyciu. Powierzchnia badawcza nr 2 znajduje się w głębi pożarzyska, w oddziale 112b. Od południa osłonięta jest zboczem wydmy, a od strony zachodniej sąsiaduje z niewielkim fragmentem lasu, który nie uległ spaleni. Granicę północną powierzchni stanowi linia oddziałowa, za którą znajduje się fragment ocalałego drzewostanu. Również na tej powierzchni

wypalono resztki poeksploatacyjne. Przed pożarem obszar oddziału 112b zajmował bór świeży z 38-letnią sosną zwyczajną i świerkiem pospolitym w podszyciu. Powierzchnia badawcza nr 3 położona jest w oddziałach 93f i 94a. Od zachodu graniczy z drogą wywozową, za którą w odległości około 30 m znajduje się Jezioro Chrapka. Na południe od jeziora rozciąga się ściana lasu. Przez środek powierzchni w kierunku północno – południowym przebiega linia oddziałowa. Jedynie po jej wschodniej stronie wypalono resztki poeksploatacyjne. Przed pożarem siedliskowym typem lasu w obu oddziałach był bór świeży. W oddziale 93f spłonęła sosna zwyczajna w wieku 111 lat z jałowcem pospolitym w podszyciu, natomiast w oddziale 94a spłonął 33-letni drzewostan sosny zwyczajnej.

METODYKA

Badania realizowano w trzech etapach.

Pierwszy etap obejmował pracę w terenie. W 2007 roku zmierzono pierśnice wszystkich drzew a następnie ścięto 27 drzew modelowych w różnych klasach wieku, po 9 z każdej powierzchni badawczej. Wybór drzew modelowych opierał się na pomiarze pierśnicy, czyli na grubości (średnicy) drzewa mierzonego na wysokości 1,30 od powierzchni ziemi. Wycięto drzewa o pierśnicach od 1-10 cm, w przedziałach co 1 cm. Ścięte drzewa zostały oznaczone i przewiezione do Instytutu Ekologii i Ochrony Środowiska UMK.

Drugi etap obejmował badania laboratoryjne. Z pobranych drzew modelowych oberwano wszystkie igły, a także wyodrębniono strzały oraz gałęzie. Strzały i gałęzie pocięto na klocki, w celu ich zważenia. Próbki igieł pobrano uwzględniając wiek pędu, z którego pochodzą. Igły zebrane z każdego przyrostu posegregowano do kopert i odpowiednio oznakowano. Uzyskane próbki suszono w temperaturze 80 °C przez 48 godzin, w suszarce w wymuszonym obiegu powietrza. Następnie wszystkie próby igieł zważono w ciągu jednej doby na wadze elektronicznej z dokładnością pomiaru 0,001g. Odpowiednio oznakowane strzały i gałęzie również wysuszono i zważono na wadze elektronicznej z dokładnością pomiaru 0,1 g.

Trzeci etap badań obejmował analizę statystyczną. Obliczenia wykonano w programie Microsoft Excel. Obliczono: średnią arytmetyczną biomasy prób igliwia, odchylenie standardowe, błąd standardowy, wariancję. Następnie na podstawie wyników uzyskanych dla każdej powierzchni badawczej obliczono współczynnik korelacji pomiędzy poszczególnymi zbiorami danych. Określono procentowy stosunek biomasy igliwia do biomasy całkowitej oraz procentowy udział korony. Ostatecznie dopasowano funkcję najlepiej opisującą daną zależność, wykazującą się najwyższym współczynnikiem determinacji R^2 .

WYNIKI BADAŃ

1 Struktura biomasy igliwia

Badania przeprowadzono na 27 drzewach modelowych, z których wyodrębniono strzałę, gałęzie oraz igły. Pobrano łącznie 14 140 próbek igieł z pędów jednorocznych, dwuletnich oraz trzyletnich. Z powierzchni badawczej nr 1 pobrano 4572 próbki igieł, z powierzchni badawczej nr 2, 5296, natomiast z powierzchni badawczej nr 3 uzyskano 4272 próbki igieł. Największą całkowitą biomasa igieł charakteryzowała się powierzchnia badawcza nr 1, gdzie wyniosła ona 8512,72 g, na powierzchni nr 3 całkowity ciężar liści wynosił 7284,12 g, zaś igły pobrane z 9 drzew modelowych z powierzchni badawczej nr 2 ważyły 6808,40 g. Próbką igieł o najmniejszej fitomasie wystąpiła u drzewa o wielkości pierśnicy 5,1-6cm, powierzchni nr 2 pobranej z pędu dwuletniego (0,01 g DW), najcięższa zaś była próbka igieł pobrana z pędu jednorocznego drzewa modelowego o pierśnicy 8,1-9 rosnącego na tej samej powierzchni (18,78g DW). Biomasa liści poszczególnych drzew modelowych przedstawiono w tabeli 1.

Drzewa modelowe pobrane z powierzchni 2, którą przed pożarem porastał bór świeży z sosną w wieku 38 lat, miały generalnie największy ciężar liści. Jedynie sosny o pierśnicach w przedziale od 3 do 5cm i o pierśnicy 7cm cechowały się mniejszym ciężarem igieł niż na powierzchniach nr 1 oraz nr 3.

Tab. 1. Biomasa igliwia uzyskana z poszczególnych drzew modelowych

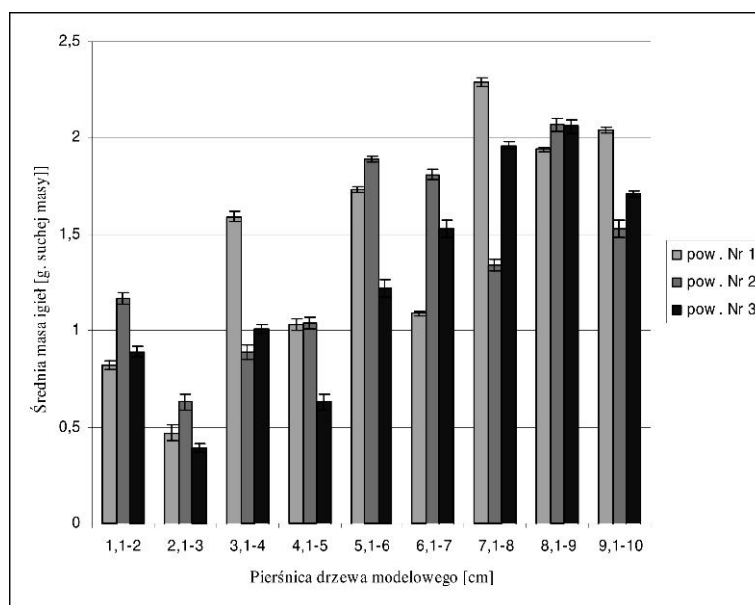
Biomasa igliwia [g. DW]			
Pierśnica sosny [cm]	Powierzchnia nr1	Powierzchnia nr2	Powierzchnia nr3
1,1-2	80,06	128,72	38,4
2,1-3	112,59	229,98	50,62
3,1-4	396,23	426,15	118,98
4,1-5	580,57	373,28	239,14
5,1-6	1237,63	833,45	690,22
6,1-7	700,88	822,69	759,49
7,1-8	1654,52	827,5	1110,74
8,1-9	1600,56	1066,34	1298,95
9,1-10	2148,68	2100,29	2977,58
Suma	8512,72	6808,40	7284,12

Analizując średnie wielkości suchej biomasy próbek igieł trzech roczników zauważono, że największa średnia biomasa liści pobranych z pędów została uzyskana z pierwszej powierzchni badawczej, którą przed pożarem zasiedlał bór mieszany wilgotny (1,45 g. suchej masy), nieco mniejszą średnią biomasa liści uzyskano z drugiej powierzchni badawczej (1,37 g. suchej masy), zaś najmniejsze

wartości średniej biomasy igliwia uzyskano z powierzchni trzeciej, gdzie przed pożarem rósł bór świeży z sosną zwyczajną w wieku 111 lat i 33 lat, (1,27 g. suchej masy). Najwyższy średni ciężar liści cechował sosnę z powierzchni badawczej nr 1 o pierśnicy 7,1-8 cm (2,29 g. suchej masy), najniższy zaś sosnę z powierzchni nr 3 o pierśnicy 2,1-3 cm (0,39 g. suchej masy). Można również zauważyć prawidłowość, że drzewa o mniejszych pierśnicach wykazywały się niższą średnią biomasa igliwia niż te o pierśnicach większych. Zestawienie średnich wartości mas

Tab. 2. Zestawienie wartości średnich mas igliwia trzech roczników w próbach ze wszystkich trzech powierzchni badawczych

Średnia masa igliwia w próbie ze wszystkich trzech powierzchni badawczych [g DW]			
Pierśnica [cm]	Powierzchnia nr 1	Powierzchnia nr 2	Powierzchnia nr 3
1,1-2	0,82 ± 0,02	1,17 ± 0,03	0,89 ± 0,03
2,1-3	0,47 ± 0,04	0,63 ± 0,04	0,39 ± 0,02
3,1-4	1,59 ± 0,03	0,89 ± 0,04	1,01 ± 0,02
4,1-5	1,03 ± 0,03	1,04 ± 0,03	0,63 ± 0,04
5,1-6	1,73 ± 0,01	1,89 ± 0,02	1,22 ± 0,04
6,1-7	1,09 ± 0,01	1,81 ± 0,03	1,53 ± 0,05
7,1-8	2,29 ± 0,02	1,34 ± 0,03	1,96 ± 0,02
8,1-9	1,94 ± 0,01	1,53 ± 0,03	2,06 ± 0,03
9,1-10	2,04 ± 0,02	2,07 ± 0,05	1,71 ± 0,02
Średnia	1,44 ± 0,02	1,37 ± 0,03	1,27 ± 0,03



Ryc. 1. Zestawienie średnich wartości biomasy igliwia w próbach dla wszystkich drzew modelowych

igliwia dla poszczególnych drzew modelowych zostały przedstawione w tabeli 2, oraz zilustrowane na rycinie 4.

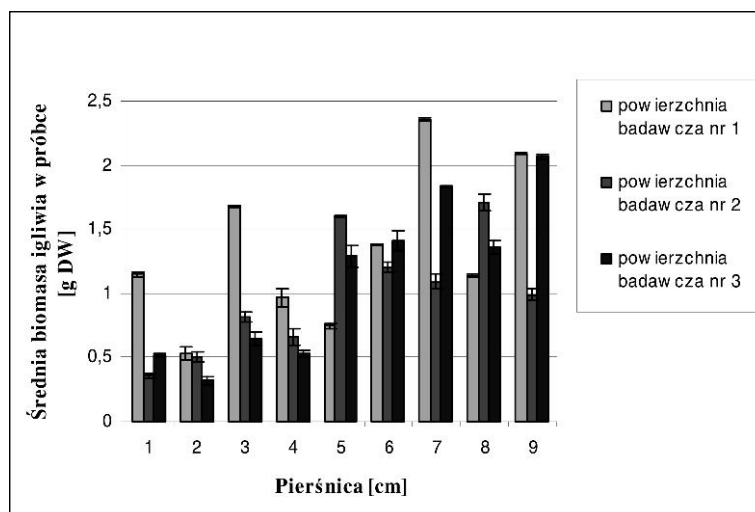
Biorąc pod uwagę strukturę wiekową pędów, z których pobrane zostało igliwie, można stwierdzić, że wraz ze wzrostem pierśnicy drzew modelowych rośnie średnia wartość biomasy igieł w próbach. Zależność ta jest szczególnie dobrze widoczna w próbach igieł pobranych z pędów dwuletnich z poletka badawczego nr 2. Próby igieł pobrane z pędów jednorocznych większości drzew modelowych charakteryzują się najmniejszą średnią wartością biomasy, zaś igły pędów trzyletnich cechują się zazwyczaj mniejszą wartością średniej biomasy niż te z pędów dwuletnich. Największą średnią suchą masę miały próby igieł pobrane z pędów dwuletnich sosny z powierzchni badawczej nr 2 o pierśnicy 7,1-8 cm (3,15 g. DW). Najmniejsza średnia wartość fitomasy igliwia odnotowana została dla prób liści pobranych z pędów trzyletnich drzewa modelowego z powierzchni nr 3 o pierśnicy 2,1-3 cm. Należy również zwrócić uwagę, że w przypadku drzew modelowych o pierśnicach 1,1-2 cm oraz 6,1-7 cm z powierzchni badawczej nr 3 nie występowały ulistnione pędy trzyletnie. Szczegółowe zestawienie średnich wartości biomasy prób igieł pobranych z pędów jednorocznych, dwuletnich oraz trzyletnich ze wszystkich powierzchni przedstawiono w tabeli 3.

Tab. 3. Porównanie średnich wartości biomasy igliwia dla trzech roczników liści ze wszystkich powierzchni badawczych

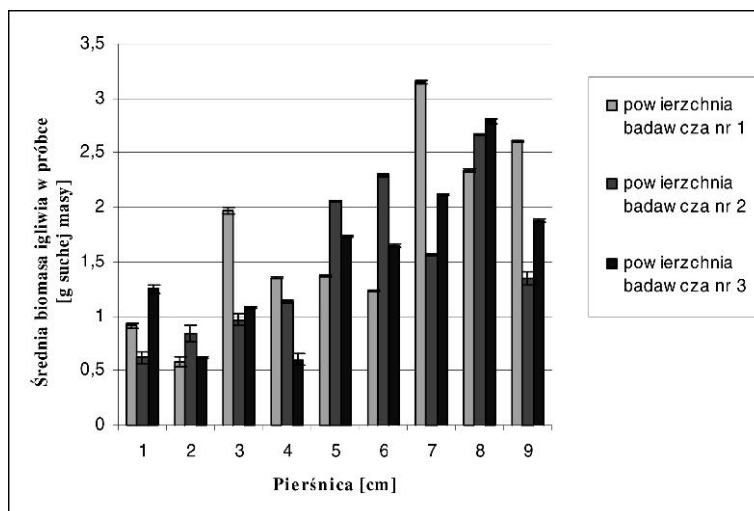
Średnie masy igliwia na pędach ze wszystkich trzech powierzchni badawczych [g. DW]									
Pierśnica [cm]	Powierzchnia badawcza nr1			Powierzchnia badawcza nr 2			Powierzchnia badawcza nr 3		
	1-letnie	2-letnie	3-letnie	1-letnie	2-letnie	3-letnie	1-letnie	2-letnie	3-letnie
1,1-2	1,15	0,91	0,4	0,36	0,62	2,54	0,52	1,25	0
2,1-3	0,53	0,58	0,3	0,5	0,84	0,54	0,32	0,62	0,24
3,1-4	1,68	1,97	1,13	0,82	0,97	0,88	0,65	1,08	1,3
4,1-5	0,97	1,35	0,76	0,66	1,13	1,32	0,53	0,6	0,77
5,1-6	0,75	1,37	1,4	1,6	2,06	2	1,29	1,73	0,64
6,1-7	1,38	1,23	0,65	1,2	2,29	1,95	1,41	1,65	0
7,1-8	2,36	3,15	1,36	1,09	1,57	1,37	1,83	2,12	1,94
8,1-9	1,14	2,34	2,35	1,71	2,67	1,84	1,36	2,79	2,03
9,1-10	2,09	2,61	1,41	0,99	1,34	2,26	2,07	1,88	1,19

Zróznicowanie średnich wartości biomasy igliwia dla poszczególnych roczników igieł w zależności od wielkości pierśnicy drzewa modelowego oraz powierzchni badawczej, z której pobrane zostały próby przedstawiono na poniższych rycinach. Największa średnia fitomasa igliwia pobranego z pędów jednorocznych została stwierdzona u sosny o pierśnicy 7,1-8 cm rosnącej na poletku doświadczalnym nr 1 i wynosiła ona 2,36 g suchej masy., natomiast najmniejszą średnią wartością tej cechy charakteryzowało się drzewo o pierśnicy 2,1-3 cm rosnące na powierzchni nr 3 (0,32 g s.DW.).

Największą średnią biomasa igieł pobranych z pędów dwuletnich uzyskano dla drzewa modelowego o pierśnicy 7,1-8 cm rosnącego na powierzchni nr 1, gdzie średnia ta wyniosła 3,15 g DW. Co ciekawe z tej samej powierzchni pochodziło drzewo, dla którego odnotowano najniższą wartość biomasy igieł obranych

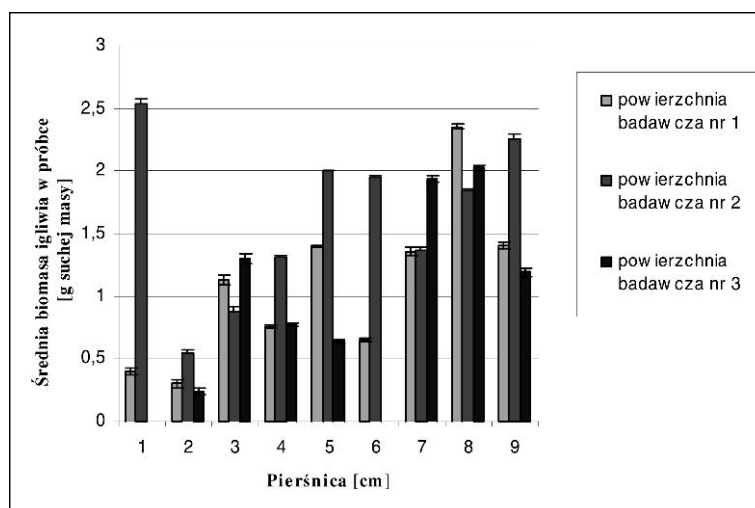


Ryc. 2. Średnia biomasa próbki igieł pobranych z pędów jednorocznych dla wszystkich powierzchni badawczych



Ryc. 3. Średnia biomasa próbki igieł pobranych z pędów dwuletnich dla wszystkich powierzchni badawczych

z pędów dwuletnich. Była to sosna o pierśnicy 2,1-3 cm, a średnia waga igieł dwuletnich w próbce wynosiła 0,58 g. suchej masy. Sosna o pierśnicy 3,1-4 cm również rosnąca na powierzchni nr1, cechowała się prawie dwukrotnie większą



Ryc. 4. Średnia biomasa próbki igliwia pobranych z pędów trzyletnich dla wszystkich trzech powierzchni badawczych

średnią biomasa igiel dwuletnich niż sosny o tych samych pierśnicach rosnące na powierzchniach pozostałych.

Największy średni ciężar igliwia w próbkach igiel pobranych z gałązek trzyletnich zaobserwowano dla drzewa modelowego o pierśnicy 1,1-2 cm rosnącego na powierzchni nr 2 (2,54 g DW). Próbki pobrane z omawianej sosny wykazywały się kilkukrotnie wyższą wagą niż próbki sosny o tej samej pierśnicy rosnącej na poletku nr 2. W przypadku sosny o pierśnicy 5,1-6 cm rosnącej na powierzchni trzeciej odnotowano znacznie mniejszą średnią biomasa igiel trzyletnich w próbie niż na powierzchniach pozostałych. Najmniejszy średni ciężar biomasy liści w próbie uzyskano dla sosny o pierśnicy 2,1-3 cm rosnącej na powierzchni badawczej nr 3. Na poletku doświadczalnym nr 3 w przypadku sosen o pierśnicach 1,1-2 cm oraz 6,1-7 cm nie odnotowano żadnej ulistnionej gałązki trzyletniej.

Obliczono współczynniki korelacji pomiędzy pierśnicą drzew modelowych a średnią wartością biomasy ich igliwia. Wartości tych współczynników mieszczą się w przedziale pomiędzy 0,55 a 0,96, co świadczy o silnej zależności pomiędzy tymi wartościami. Wyjątkiem są próby pobrane z pędów trzyletnich drzew modelowych z powierzchni badawczej nr 2, gdzie współczynnik korelacji pomiędzy wielkością pierśnicy a średnią biomasa igiel wyniósł zaledwie 0,21.

Zależność pomiędzy wielkością średnicy sosen a średnią wartością biomasy igliwia w próbach można opisać za pomocą wzoru funkcji. Dla drzew z powierzchni nr 1 wzór ten ma postać:

$$y=0,18x + 0,55 \quad , \text{gdzie:}$$

y – biomasa igliwia (g. DW),

x – pierśnica drzewa (cm),

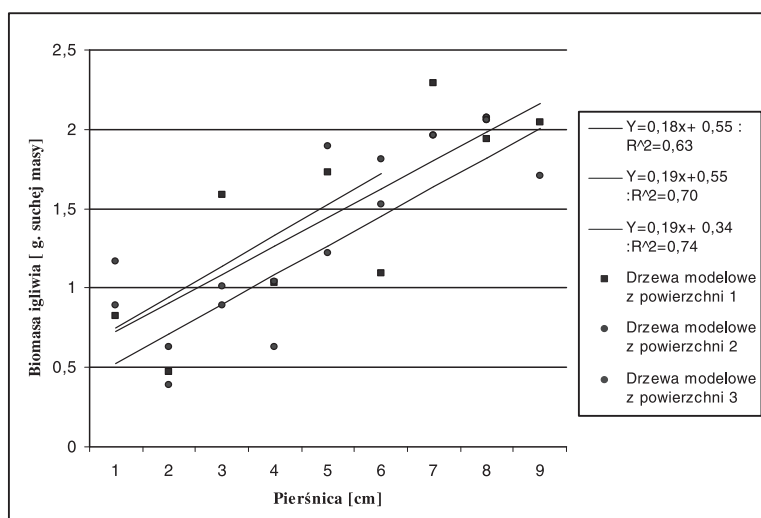
przy współczynniku determinacji $R^2=0,63$, dla drzew z powierzchni nr 2:

$$y=0,19x + 0,55$$

przy współczynniku determinacji $R^2=0,70$, natomiast dla sosen z powierzchni nr 3 zależność ta wyraża się wzorem:

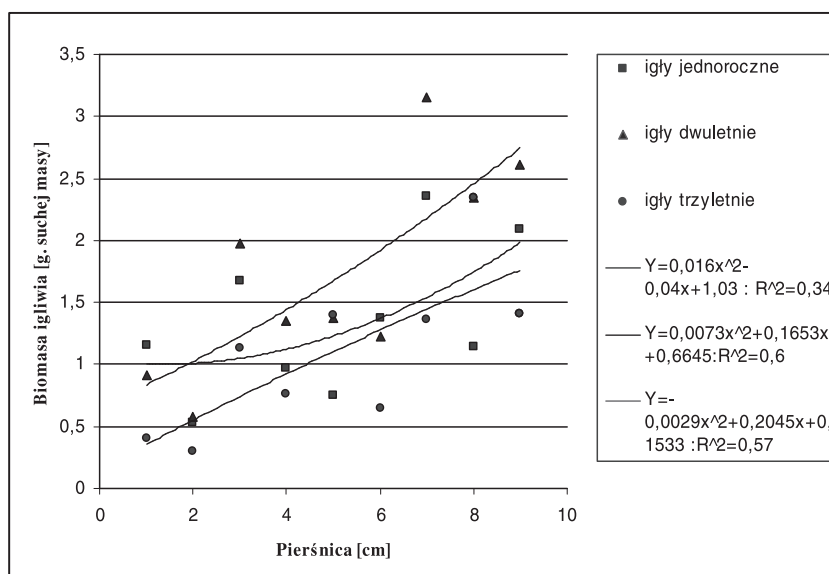
$$y= 0,18x + 0,34,$$

przy współczynniku determinacji $R^2=0,74$. Na uwagę zwraca fakt, że dla powierzchni 2 oraz 3 parametr „a” funkcji $y = ax + b$ przybiera tą samą wartość. Przebieg linii regresji (przedstawiony na rycinie 5) wskazuje, że dla sosen z powierzchni nr 2 wartości biomasy igieł są wyższe niż te na pozostałych powierzchniach, niezależnie od wielkości średnicy sosny mierzonej na wysokości 1,3m.



Ryc. 5. Porównanie regresji średniej biomasy igieł na pędzie w zależności od wielkości pierśnicy sosny ze wszystkich trzech powierzchni badawczych

Analizując przebieg linii regresji biomasy igieł w zależności od wielkości pierśnicy sosny oraz wieku pędu, z którego zostały pobrane próby można zauważyć, że niezależnie od wielkości pierśnicy dla sosen z poletka badawczego nr 1 (Ryc. 6) wartości średnie biomasy igliwia z pędów trzyletnich są znacznie niższe niż prób



Ryc. 6. Porównanie regresji biomasy igieł w próbie w zależności od wielkości pierśnicy oraz wieku pędu, z którego pochodzą z powierzchni badawczej nr 1

igieł młodszych. Wartości suchej masy igliwia pędów jednorocznych przy pierśnicy poniżej 2 cm są wyższe niż tych pobranych z pędów dwuletnich, bądź trzyletnich. Odwrotną zależność można zauważyć przy pierśnicy powyżej 2 cm, gdzie najwyższe średnie wartości biomasy igliwia stwierdzono w przypadku prób igieł pobranych z pędów dwuletnich.

Przebieg linii regresji uzyskany z zależności funkcyjnej omawianego poletka doświadczalnego wskazuje również, że tempo przyrostu biomasy liści jednorocznych było niższe niż liści starszych. Powyższy przypadek najlepiej opisuje funkcja wykładnicza o wzorze:

$$y=0,016x^2 - 0,04x + 1,03$$

gdzie,

y – biomasa igliwia (g DW)

x – pierśnica (cm)

Należy jednak zwrócić uwagę na fakt, że model stworzony dla wartości biomasy igliwia z pędów jednorocznych cechuje się stosunkowo niskim współczynnikiem determinacji R^2 wynoszącym 0,34.

Zależność pomiędzy wielkością pierśnicy a fitomasą igliwia pędów dwuletnich z omawianej powierzchni badawczej najlepiej opisuje funkcja, której wzór ma postać:

$$y = 0,073x^2 + 0,1653x + 0,6645,$$

przy współczynniku determinacji R^2 równym 0,60.

Dla prób igieł pobranych z pędów trzyletnich najlepiej dopasowana funkcja wyrażana jest wzorem :

$$y = 0,0029x^2 + 0,2045x + 0,1533 ,$$

przy współczynniku R^2 równym 0,57.

Model regresji w przypadku sosen z powierzchni badawczej nr 2 kształtuje się odmiennie (Ryc. 7). Zależność między średnicą pnia na wysokości 130 cm a wartością średniej biomasy liści w próbach najlepiej opisuje funkcja wykładnicza, która dla igieł pędów jednorocznych przyjmuje wzór:

$$y = 0,34 e^{0,22x} ,$$

gdzie:

y – średnia biomasa liści (g. DW.),

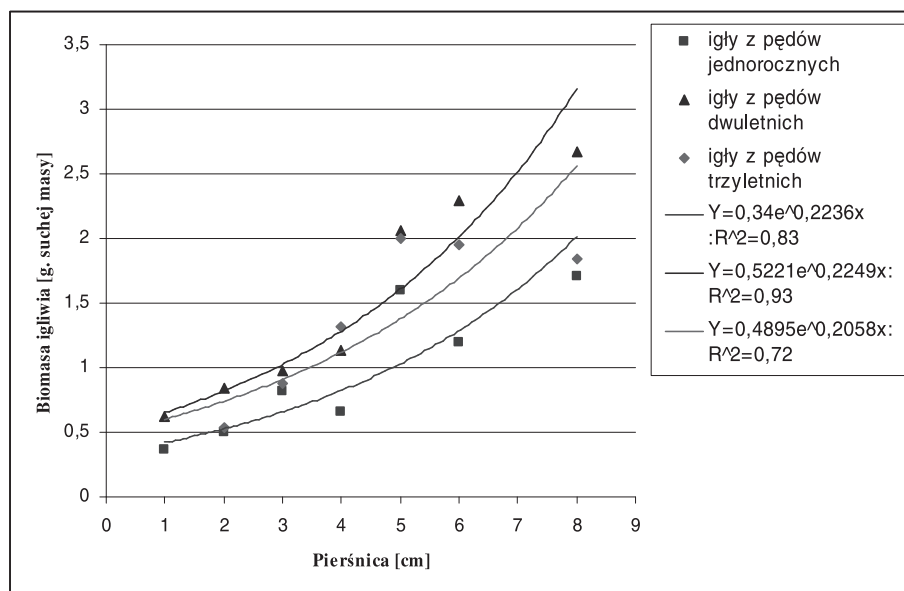
x – pierśnica drzewa (cm)

dla igieł pobranych z gałązek dwuletnich:

$$y = 0,52 e^{0,23x} ,$$

natomiast dla igieł pędów trzyletnich wzór ten ma postać:

$$y = 0,49 e^{0,21x} .$$



Ryc. 7. Porównanie regresji średniej biomasy igieł w próbie w zależności od wielkości pierśnicy oraz wieku pędu, z którego pochodzą z powierzchni badawczej nr 2

Przebieg linii regresji wskazuje, że dla igieł dwuletnich średnie wartości biomasy w próbce są najwyższe (podobnie jak na pierwszej powierzchni badawczej), nieco mniejsze wartości uzyskuje się w przypadku igieł pędów trzyletnich, zaś najmniejsze wartości średnie biomasy liści cechują igły z pędów jednorocznych. Zależności te występują na tej powierzchni niezależnie od wielkości pierśnicy drzew modelowych. Należy zwrócić również uwagę, że model ten charakteryzuje się najwyższymi wartościami współczynnika determinacji R^2 co świadczy istnieniu ścisłej korelacji pomiędzy pomiarami i odpowiadającymi im wielkościami obliczonymi dla najlepiej dopasowanej funkcji.

Strukturę biomasy zielonej na powierzchni badawczej nr 3 najlepiej opisują funkcje wielomianowe. Podobnie jak na powierzchniach nr 1 i nr 2 linia trendu pokazuje, że najwyższe wartości biomasy liści w próbkach cechują igły pobrane z pędów dwuletnich. Analizując średnie wartości biomasy igliwia w próbach z powierzchni nr 3 zauważono zupełnie odmienne zależności pomiędzy wartościami biomasy igliwia pędów jednorocznych i dwuletnich niż obserwowano na powierzchniach pierwszej i drugiej. Stwierdzono bowiem, że przebieg linii trendu wskazuje na większe wartości biomasy igliwia z pędów jednorocznych niż trzyletnich dla sosen o wielkości pierśnicy poniżej 3 cm, oraz dla sosen o wielkości pierśnicy powyżej 7 cm. Odwrotną zależność zauważono dla drzew o pierśnicy w przedziale od 3-7 cm, gdzie wraz ze wzrostem pierśnicy rosła średnie wartości biomasy zielonej w próbach igliwia z pędów trzyletnich. Przebieg linii trendu został zobrazowany na Ryc.8.

Zależność pomiędzy pierśnicą a biomasą igliwia pobranego z gałązek jednorocznych można wyrazić funkcją o wzorze:

$$y=0,006x^2 + 0,15x - 0,177$$

gdzie,

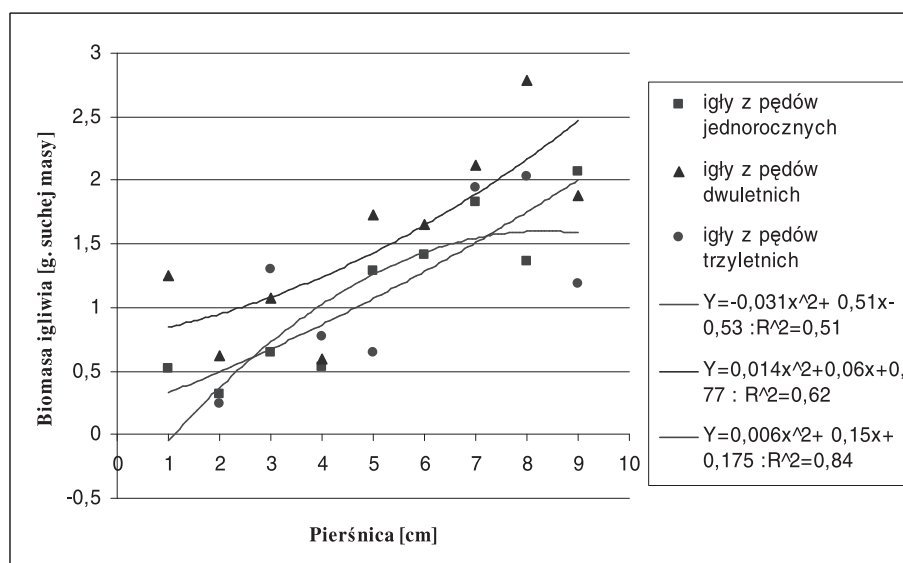
y – biomasa igliwia (g. DW)

x – pierśnica drzewa (cm), przy współczynniku determinacji R^2 równym 0,84.

Zależność między wielkością pierśnicy a wartością fitomasy liści z pędów dwuletnich najlepiej opisuje funkcja wyrażona wzorem:

$$y= 0,014x^2 + 0,06x + 0,77 ,$$

przy współczynniku R^2 równym 0,62 .



Ryc. 8. Porównanie regresji biomasy igieł w próbie zależności od wielkości pierśnicy oraz wieku pędu, z którego pochodzą z powierzchni badawczej nr 3

Dla igieł pobranych z pędów trzyletnich zaś funkcja ta przybiera wzór:

$$y = 0,031x^2 + 0,51x - 0,53, \text{ przy współczynniku } R^2 \text{ równym } 0,51.$$

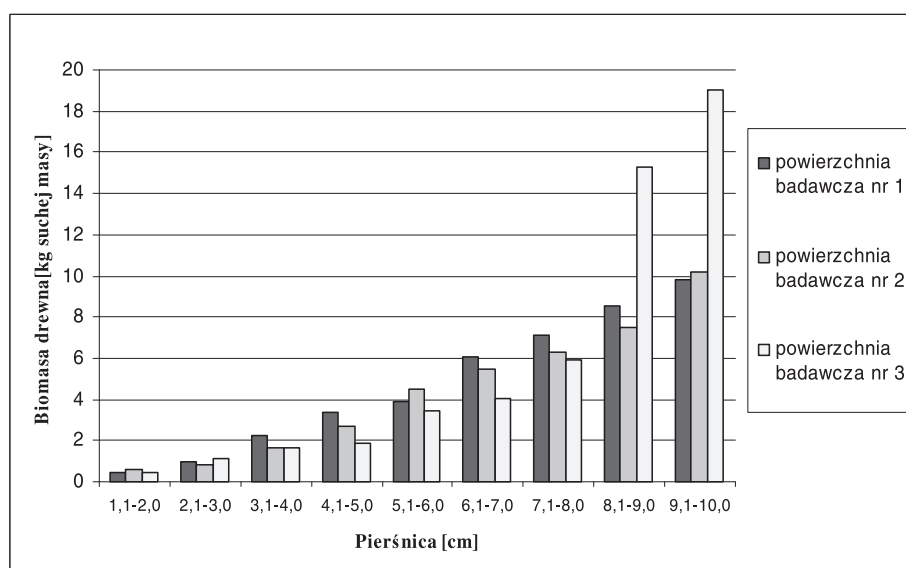
2 Struktura biomasy drewna

Drewno pozyskane z każdego drzewa modelowego zostało podzielone na strzałę oraz gałęzie. Największą masę drewna pobranego ze wszystkich drzew uzyskano na powierzchni 3, gdzie wyniosła ona 52,789 kg suchej masy, mniejszą łączną biomasą drewna cechowała się powierzchnia nr 1, gdzie ciężar drewna wyniósł 42,505 kg suchej masy, zaś najmniejszą wartość biomasy drewna uzyskano z powierzchni nr 2, gdzie wynosiła ona 39,68 kg suchej masy. Największą biomasę strzały odnotowano dla drzewa modelowego o pierśnicy 9,1-10 cm z powierzchni badawczej nr 3 (8,259 kg suchej masy), dla tego samego drzewa odnotowano także największą biomasę gałęzi (10,759 kg suchej masy). Z tej samej powierzchni badawczej pochodziła sosna o najmniejszej wartości biomasy zarówno strzały, jak i gałęzi gdzie przy pierśnicy 1,1-2 cm masy te wynosiły odpowiednio 0,216 oraz 0,199 kg suchej masy. Biorąc pod uwagę stosunek biomasy strzały do biomasy gałęzi u danej sosny uwidacznia się prawidłowość, że masa strzały przyjmuje wartości większe niż masa gałęzi. Odwrotną zależność stwierdzono jedynie u sosen o pierśnicy powyżej 8 cm rosnących na powierzchni nr 3. Szczegółowy rozkład

Tab. 5. Zestawienie mas strzał i gałęzi drzew modelowych ze wszystkich powierzchni badawczych (kg DW)

Pierśnica [cm]	Powierzchnia badawcza nr 1			Powierzchnia badawcza nr 2			Powierzchnia badawcza nr 3		
	m strzały	m gałęzi	Suma	m strzały	m gałęzi	Suma	m strzały	m gałęzi	Suma
1,1-2	0,243	0,212	0,455	0,354	0,267	0,621	0,216	0,199	0,415
2,1-3	0,601	0,370	0,971	0,414	0,384	0,798	0,682	0,417	1,099
3,1-4	1,408	0,838	2,246	0,939	0,696	1,635	0,946	0,706	1,652
4,1-5	2,016	1,355	3,371	1,573	1,114	2,687	1,059	0,806	1,865
5,1-6	2,091	1,828	3,919	2,786	1,689	4,475	2,156	1,281	3,437
6,1-7	3,839	2,243	6,082	3,349	2,12	5,469	2,735	1,337	4,072
7,1-8	4,121	2,999	7,12	3,723	2,573	6,296	3,242	2,706	5,948
8,1-9	4,625	3,882	8,507	4,223	3,254	7,477	6,110	9,172	15,282
9,1-10	5,684	4,149	9,833	5,985	4,227	10,212	8,259	10,759	19,018
Suma	24,638	17,656	42,505	23,346	16,324	39,675	25,405	27,386	52,789

biomasy drewna dla poszczególnych drzew modelowych z każdej powierzchni badawczej przedstawiono w tabeli 5.



Ryc. 9. Całkowita biomasa drewna uzyskana z drzew modelowych na wszystkich powierzchniach badawczych

Porównanie całkowitej biomasy drewna uzyskanej z poszczególnych poletek doświadczalnych dla każdego drzewa modelowego zilustrowano na rycinie 9.

Zależność pomiędzy wielkością pierśnicy a biomasa strzały można najlepiej wyrazić funkcją wielomianową, która dla drzew z powierzchni nr 1 przyjmuje

postać:

$$y=0,0184x^2+0,501x - 0,351$$

gdzie:

y - biomasa strzały (kg DW),

x - wielkość pierśnicy (cm)

Współczynnik determinacji R^2 dla tego modelu wynosi 0,98.

Dla sosen rosnących na powierzchni nr 2 zależność ta wyrażana jest wzorem :

$$y= 0,036x^2 + 0,328x - 0,187$$

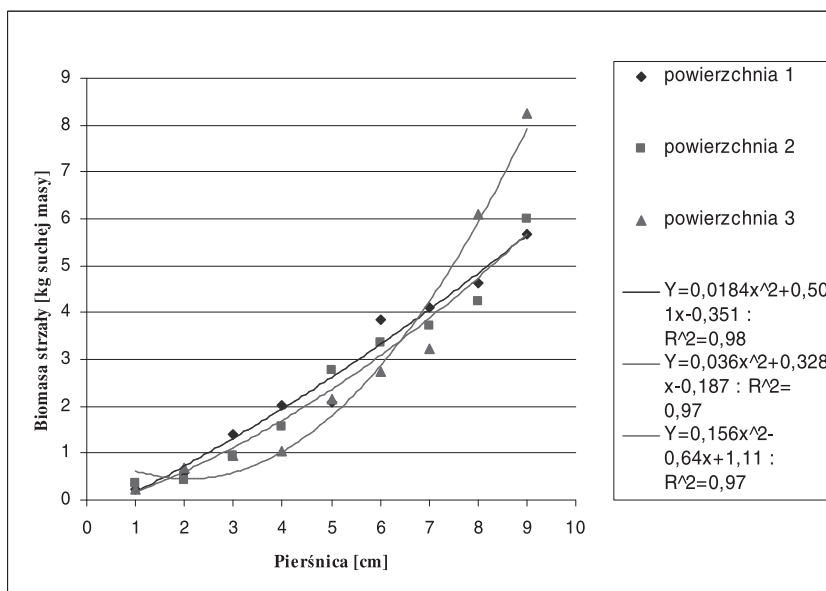
Współczynnik determinacji R^2 równy jest 0,97, natomiast zależność między wielkością

pierśnicy a biomasa strzały dla drzew z powierzchni nr 3 najlepiej opisuje funkcja wyrażona wzorem:

$$y=0,156x^2 - 0,64x + 1,11,$$

przy współczynniku determinacji R^2 równym 0,97.

Przebieg linii trendu wskazuje, że dla sosen rosnących na powierzchni 3 wartości biomasy strzały przy pierśnicach poniżej 1,5 cm oraz powyżej 6,5 cm są wyższe niż te odnotowane dla drzew z powierzchni 1 oraz 2. Odwrotną zależność stwierdzono dla drzew o pierśnicach większych niż 1,5 cm lecz mniejszych niż 6,5 cm. W tym przedziale, drzewa rosnące na powierzchni 3 osiągają najmniejsze



Ryc. 10. Porównanie relacji pomiędzy masą strzały a wielkością pierśnicy z poszczególnych powierzchni badawczych

wartości biomasy, w porównaniu z pozostałymi poletkami badawczymi. W przedziale pierśnicy od 1,5 do 7 cm najwyższe wartości biomasy strzały uzyskano dla sosen z powierzchni pierwszej, natomiast nieco mniejsze- dla sosen rosnących na powierzchni nr 2. Dla drzew o wielkości pierśnic powyżej 6,5 cm lecz poniżej 9 cm najniższe wartości biomasy strzały zaobserwowano dla sosen rosnących na powierzchni nr 2.

Zależność pomiędzy masą gałęzi a wielkością pierśnicy najlepiej opisują funkcje: wielomianowa dla drzew rosnących na powierzchniach nr 1 oraz nr 2, oraz funkcja wykładnicza dla drzew rosnących na poletku doświadczalnym nr 3. Dla drzew modelowych z powierzchni nr 1 przybiera ona wzór:

$$y = 0,029x^2 + 0,234x - 0,142$$

gdzie,

y – biomasa gałęzi (kg DW)

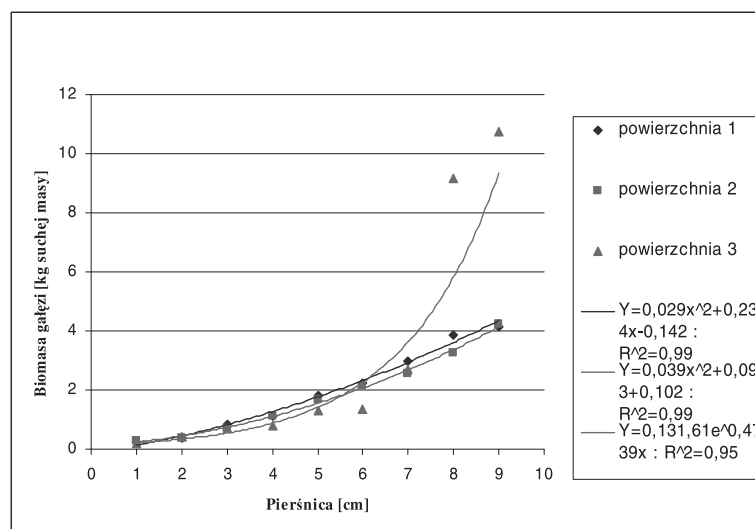
x - pierśnica drzewa (cm).

Współczynnik determinacji $R^2=0,99$.

Dla sosen rosnących na poletku doświadczalnym nr 2 funkcję tą można wyrazić wzorem:

$$y = 0,039x^2 + 0,093x + 0,102,$$

przy współczynniku determinacji $R^2=0,99$.



Ryc. 11. Porównanie relacji pomiędzy masą gałęzi a pierśnicą z poszczególnych powierzchni badawczych

Dla drzew modelowych z powierzchni trzeciej natomiast zależność funkcyjna pomiędzy pierśnicą a biomasa gałęzi można opisać za pomocą wzoru:

$$y=0,1317 e^{0,4739x},$$

przy współczynniku determinacji $R^2=0,95$.

Należy zwrócić uwagę, że w przypadku zastosowanego modelu współczynniki determinacji mają bardzo wysokie wartości co świadczy o tym, że w bardzo wysokim stopniu opisuje on omawianą zależność.

Przebieg linii trendu wskazuje, że dla sosen o pierśnicach powyżej 6 cm wartości biomasy gałęzi są wyższe na powierzchni 3 niż na pozostałych poletkach. Dla sosen o pierśnicach powyżej 6cm najniższe wartości biomasy gałęzi stwierdzono na powierzchni badawczej nr 2. Odwrotna zależność uwidacznia się dla sosen o pierśnicach poniżej 6 cm. W tym przedziale (1-6 cm pierśnicy) sosny rosnące na powierzchniach pierwszej oraz drugiej charakteryzują się wyższą wartością biomasy gałęzi niż sosny rosnące na powierzchni 3. Przebieg krzywych opisujących wyżej omawiane zależności przedstawiono na rycinie 11.

Analizując stosunek biomasy strzały do biomasy gałęzi na poszczególnych powierzchniach badawczych zaobserwowano, poza dwoma przypadkami (sosny o pierśnicach 8,1-9 cm oraz 9,1-10 cm rosnące na powierzchni nr 3) wyższy ciężar strzały niż gałęzi. Wszystkie współczynniki korelacji między biomasa gałęzi a biomasa strzały wynosiły od 0,98-0,99, co świadczy o ścisłej zależności między tymi wielkościami.

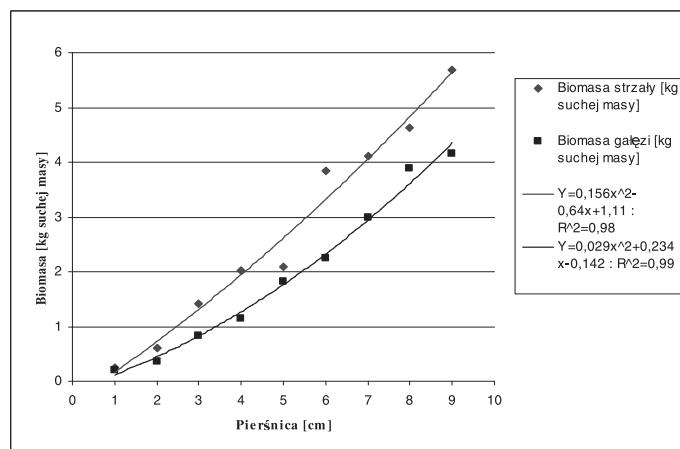
Ryciny ilustrujące stosunek masy strzały do masy gałęzi w zależności od wielkości pierśnicy drzewa dla każdej z trzech powierzchni badawczych przedstawiono na stronie następnej.

3 Struktura całkowitej biomasy nadziemnej sosny

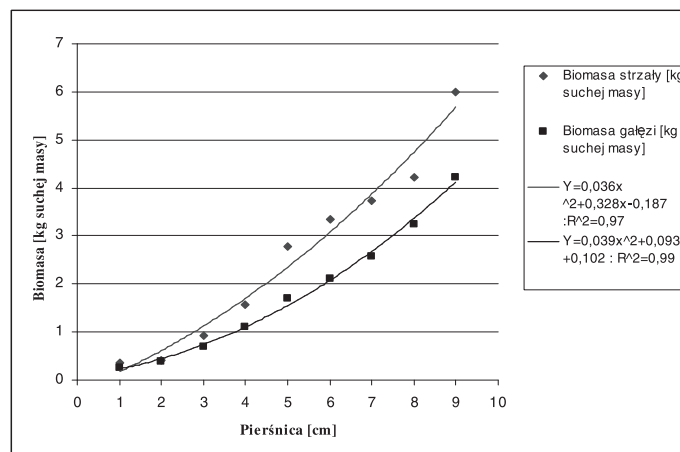
Uzyskaną biomasa drewna oraz igliwia zsumowano dla każdego drzewa modelowego. Na powierzchni badawczej nr 3 uzyskano najwyższą wartość biomasy, gdzie suma mas wszystkich drzew modelowych wynosiła 60,07 kg suchej

Tab. 6. Współczynniki korelacji pomiędzy suchą masą strzały a suchą masą gałęzi w stanie suchym

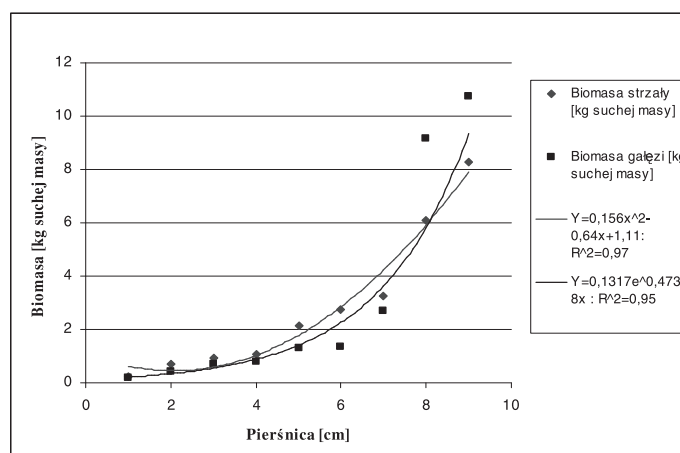
Biomasa	Powierzchnia nr1	Powierzchnia nr 2	Powierzchnia nr 3
Masa strzały [kg]	5,684	5,985	8,259
Masa gałęzi [kg]	4,149	4,227	10,759
Współ. korelacji	0,98	0,99	0,97



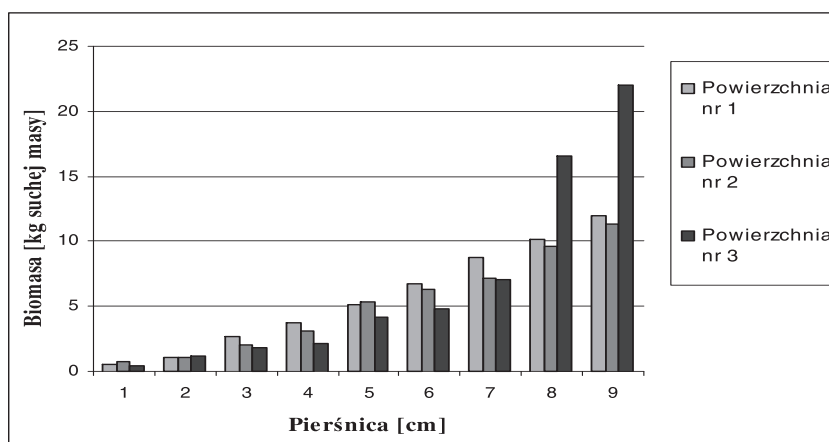
Ryc. 12. Porównanie masy strzały i masy gałęzi sosen z powierzchni badawczej nr 1



Ryc. 13. Porównanie masy strzały i masy gałęzi sosen z powierzchni badawczej nr 2



Ryc. 14. Porównanie masy strzały i masy gałęzi sosen z powierzchni badawczej nr 3



Ryc. 15. Porównanie całkowitej biomasy nadziemnej drzew modelowych sosny na wszystkich poletkach doświadczalnych

Tab. 7. Struktura biomasy części nadziemnych drzew *Pinus sylvestris* L. dla powierzchni nr 1

Struktura biomasy sosny zwyczajnej na powierzchni nr 1				
Pierśnica [cm]	m strzały [kg DW]	m gałęzi [kg DW]	m liści [kg DW]	Suma
1,1-2	0,243	0,212	0,08	0,535
2,1-3	0,601	0,37	0,113	1,084
3,1-4	1,408	0,838	0,396	2,642
4,1-5	2,016	1,135	0,581	3,732
5,1-6	2,091	1,829	1,238	5,158
6,1-7	3,839	2,243	0,701	6,783
7,1-8	4,121	2,998	1,655	8,774
8,1-9	4,635	3,882	1,601	10,118
9,1-10	5,684	4,149	2,149	11,982
Suma	24,638	17,656	8,514	50,808

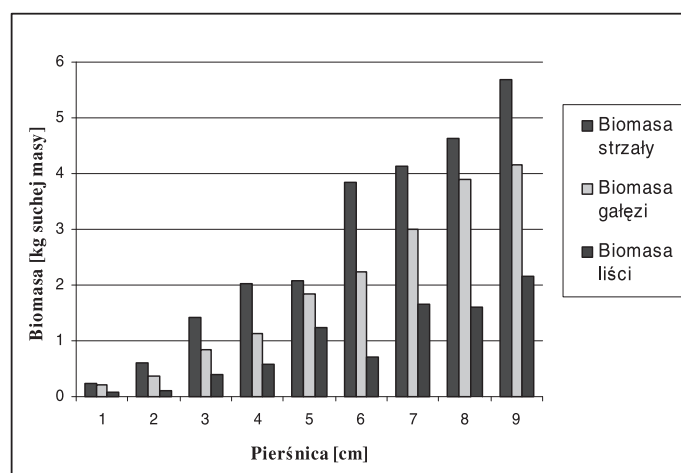
Tab. 8. Struktura biomasy części nadziemnych drzew *Pinus sylvestris* L. dla powierzchni nr 2

Struktura biomasy sosny zwyczajnej na powierzchni nr 2				
Pierśnica [cm]	m strzały [kg DW]	m gałęzi [kg DW]	m liści [kg DW]	Suma
1,1-2	0,354	0,267	0,129	0,75
2,1-3	0,414	0,384	0,23	1,028
3,1-4	0,939	0,696	0,426	2,061
4,1-5	1,573	1,114	0,373	3,06
5,1-6	2,786	1,689	0,834	5,309
6,1-7	3,349	2,12	0,823	6,292
7,1-8	3,723	2,573	0,828	7,124
8,1-9	4,223	3,254	2,1	9,577
9,1-10	5,985	4,227	1,07	11,282
Suma	23,346	16,324	6,813	46,483

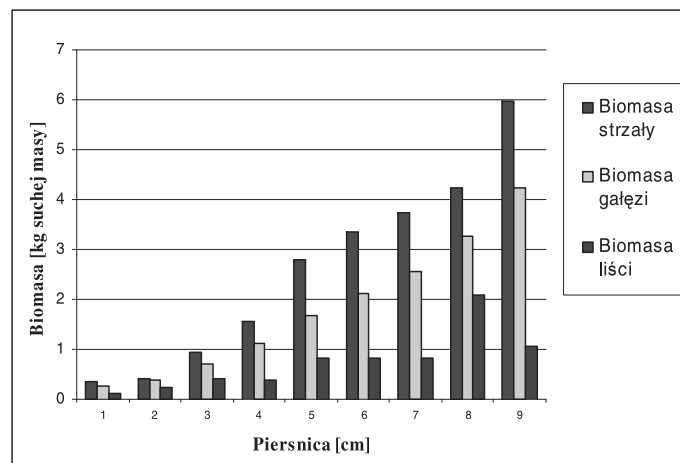
Tab. 9. Struktura biomasy części nadziemnych drzew *Pinus sylvestris* L. dla powierzchni nr 3

Struktura biomasy sosny zwyczajnej na powierzchni nr 3				
Pierśnica [cm]	m strzały [kg.DW]	m gałęzi [kg DW]	m liści [kg DW]	Suma
1,1-2	0,216	0,199	0,038	0,453
2,1-3	0,682	0,417	0,051	1,15
3,1-4	0,946	0,706	0,119	1,771
4,1-5	1,059	0,806	0,239	2,104
5,1-6	2,156	1,281	0,69	4,127
6,1-7	2,735	1,337	0,76	4,832
7,1-8	3,242	2,706	1,111	7,059
8,1-9	6,11	9,172	1,299	16,581
9,1-10	8,259	10,759	2,978	21,996
Suma	25,405	27,383	7,285	60,073

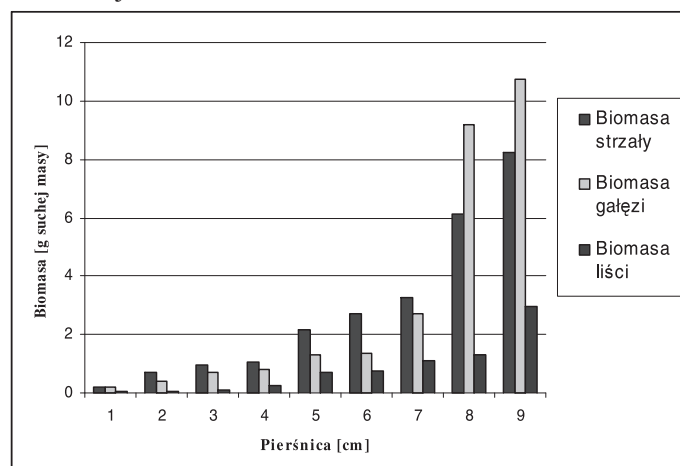
masy, nieco mniejsze wartości stwierdzono na powierzchni nr 1 (50,81), zaś najmniejszą wartość biomasy nadziemnej dla wszystkich drzew modelowych odnotowano na powierzchni nr 2 (46,48 kg suchej masy) Największą całkowitą wartość biomasy nadziemnej stwierdzono u sosny o wielkości pierśnicy 9,1-10 cm rosnącej na powierzchni nr 3, gdzie wynosiła ona prawie 22 kg suchej masy, najmniejszą zaś - u sosny o wielkości pierśnicy 1,1-2 cm rosnącej na tej samej powierzchni (0,45 kg suchej masy). Dla sosen o pierśnicach powyżej 8 cm rosnących na powierzchni nr 3 stwierdzono dwukrotnie wyższe wartości biomasy niż na innych poletkach doświadczalnych, natomiast sosny o pierśnicach w przedziale od 3-7 cm rosnące na tej powierzchni wykazywały się biomasa niższą niż drzewa o tych samych pierśnicach rosnące na powierzchniach pierwszej



Ryc. 16. Struktura biomasy nadziemnej drzew modelowych sosny rosnącej na pierwszej powierzchni badawczej



Ryc. 17. Struktura biomasy nadziemnej drzew modelowych sosny rosnącej na drugiej powierzchni badawczej



Ryc. 18. Struktura biomasy nadziemnej drzew modelowych sosny rosnącej na trzeciej powierzchni badawczej

Tab. 10. Udział biomasy zielonej w stosunku do biomasy całkowitej

Pierśnica [cm]	Udział biomasy igliwia w stosunku do biomasy całkowitej [%]		
	Powierzchnia nr 1	Powierzchnia nr 2	Powierzchnia nr 3
1,1-2	15,09	17,2	8,38
2,1-3	10,19	22,37	4,43
3,1-4	14,77	20,67	6,72
4,1-5	14,65	12,19	11,36
5,1-6	23,88	15,71	16,71
6,1-7	10,32	13,08	15,73
7,1-8	18,81	11,61	15,74
8,1-9	15,84	21,93	7,83
9,1-10	17,95	10,47	13,54
Średnia	15,72	16,14	11,16

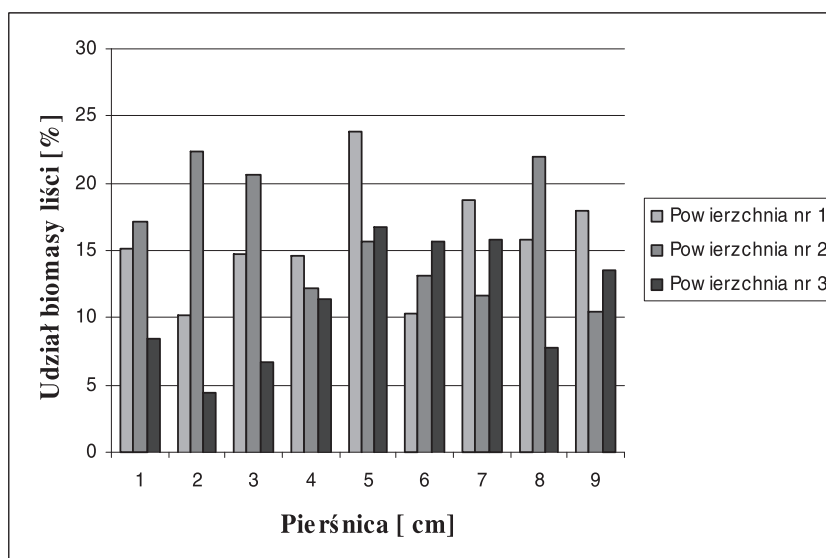
i drugiej. W przedziale od 3-8 cm pierśnicy największą biomasa odnotowano dla drzew z powierzchni nr 1. Zestawienie uzyskanych wyników biomasy nadziemnej przedstawiono w tabelach oraz zobrazowano na rycinie 15.

Rozkład fitomasy igliwia w stosunku do biomasy gałęzi oraz strzał dla każdego poletka doświadczalnego przedstawiono na rycinach 16, 17, 18.

Porównując stosunek biomasy liści do biomasy strzały i gałęzi stwierdzono, że wartości biomasy aparatu fotosyntetyzującego są niższe niż biomasy niezielonych części drzewa niezależnie od wielkości pierśnicy na każdej powierzchni badawczej.

Procentowy udział biomasy igliwia w stosunku do całkowitej biomasy nadziemnej mieścił się w przedziale od 10,19% do 23,88% (średnio 15,72%) - dla sosen rosnących na poletku nr 1, 10,47% do 22,37% (średnio 16,14%) - dla sosen rosnących na poletku nr 2 oraz 4,43% do 15,74% (średnio 11,16%) - dla sosen rosnących na poletku nr 3. Najniższą wartość udziału procentowego biomasy igieł w stosunku do biomasy całkowitej uzyskano dla sosny o pierśnicy 2,1-3 cm rosnącej na powierzchni trzeciej, gdzie wynosiła ona 4,43%, natomiast najwyższą - dla sosny o pierśnicy 5,1-6 cm pochodzącej z powierzchni badawczej nr 1. Procentowy udział biomasy liści w stosunku do biomasy niezielonej przyjął tu wartość 23,88%. Rozkład udziału masy zielonej w stosunku do całkowitej masy nadziemnej sosny wyrażony w procentach przedstawiono w tabeli 11 oraz zobrazowano na rycinie 19.

Wszystkie współczynniki korelacji pomiędzy biomasa igliwia a biomasa całkowita drzew modelowych obliczone dla sosen z każdej powierzchni wynosiły 0,95.

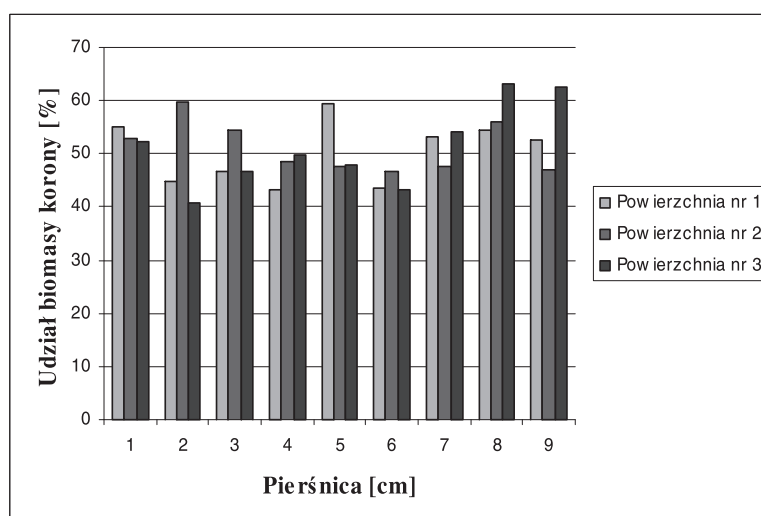


Ryc. 19. Udział procentowy biomasy igliwia w stosunku do biomasy całkowitej

Tab. 11. Udział biomasy korony w stosunku do całkowitej biomasy nadziemnej

Pierśnica [cm]	Udział biomasy korony w stosunku do biomasy całkowitej [%]		
	Powierzchnia nr 1	Powierzchnia nr 2	Powierzchnia nr 3
1,1-2	55,09	52,8	52,32
2,1-3	44,72	59,73	40,7
3,1-4	46,74	54,44	46,58
4,1-5	43,33	49,59	49,67
5,1-6	59,55	47,52	47,76
6,1-7	43,42	46,77	43,4
7,1-8	53,06	47,74	54,07
8,1-9	54,29	55,9	63,16
9,1-10	52,57	46,84	62,45
Średnia	50,31	51,15	51,12

Kolejnym etapem pracy było ustalenie stosunku procentowego między biomasą korony a całkowitą biomasą nadziemną sosny. Pod pojęciem biomasy korony rozumiemy sumę mas liści oraz gałęzi. Udział biomasy korony w całkowitej biomasie sosen rosnących na poletku nr 1 wynosił średnio zawierał się w przedziale 43,33% - 59,55% (średnio 50,31%), na poletku nr 2 wartości te mieściły się w granicach 46,77% - 59,73% (średnio 51,15%), natomiast udział biomasy korony



Ryc. 20. Udział procentowy biomasy korony w stosunku do całkowitej biomasy nadziemnej

do całkowitej biomasy nadziemnej sosen rosnących na powierzchni badawczej nr 3 zawierał się w przedziale: 46,7% - 63,16%. Średni udział biomasy korony do biomasy całkowitej sosen rosnących na tej powierzchni wynosił 51,12%. Drzewo modelowe o wielkości pierśnicy 8,1-9 cm z powierzchni badawczej nr 3 cechowało się najwyższym procentowym udziałem korony, zaś drzewo modelowe o wielkości

pierśnicy 2,1-3 pochodzące z tej samej powierzchni charakteryzowało się najmniejszym udziałem korony wynoszącym 40,7%.

Stwierdzono także, że istnieje silny związek pomiędzy biomasą korony a całkowitą biomasą nadziemną badanych drzew modelowych. Współczynniki korelacji dla omawianej prawidłowości zawierały się w przedziale 0,99-1,00. Współczynnik korelacji $r=1$ otrzymano dla tej zależności dla sosen z trzeciej powierzchni badawczej. Przyjmując, że współczynnik korelacji przyjmuje wartości w zakresie 0-1 w analizowanym przypadku mamy do czynienia z korelacją zupełną.

Zauważono również, że zależność pomiędzy biomasą aparatu fotosyntetyzującego a biomasą niezielonych części drzew jest bardzo ścisła. Świadczą o tym wysokie współczynniki korelacji pomiędzy tymi wielkościami, które przyjmowały wartości w granicach 0,92-0,93. Wartości tych współczynników obliczone dla każdej powierzchni zamieszczono w tabeli 12.

Tab. 12. Współczynniki korelacji pomiędzy masą liści a masą drewna

Biomasa	Powierzchnia nr 1	Powierzchnia nr 2	Powierzchnia nr 3
Biomasa liści [kg DW]	8,513	4,915	7,284
Biomasa drewna [kg DW]	42,505	39,675	52,789
Współ. korelacji	0,93	0,92	0,93

Zależność funkcyjną między biomasą igliwia a biomasą drewna drzew modelowych przedstawiono na rycinach: 21 – dla sosen rosnących na powierzchni nr 1, 22 – dla sosen rosnących na powierzchni nr 2 i na rycinie 23 – dla sosen rosnących na powierzchni nr 3. Analizowany związek najdokładniej opisuje funkcja wielomianowa. Współczynniki determinacji obliczone dla każdej funkcji mieszczą się w przedziale od 0,91-0,99, co świadczy o dużej korelacji pomiarami i dopasowanym modelem funkcyjnym. Relację pomiędzy wielkością pierśnicy a biomasą drewna drzew rosnących na poletku pierwszym najlepiej opisuje funkcja wyrażona wzorem:

$$y = 0,047x^2 + 0,772x + 0,524$$

gdzie:

y – biomasa drewna (kg suchej masy)

x – pierśnica drzew (cm)

Współczynnik determinacji R^2 dla tego modelu równy jest 0,99.

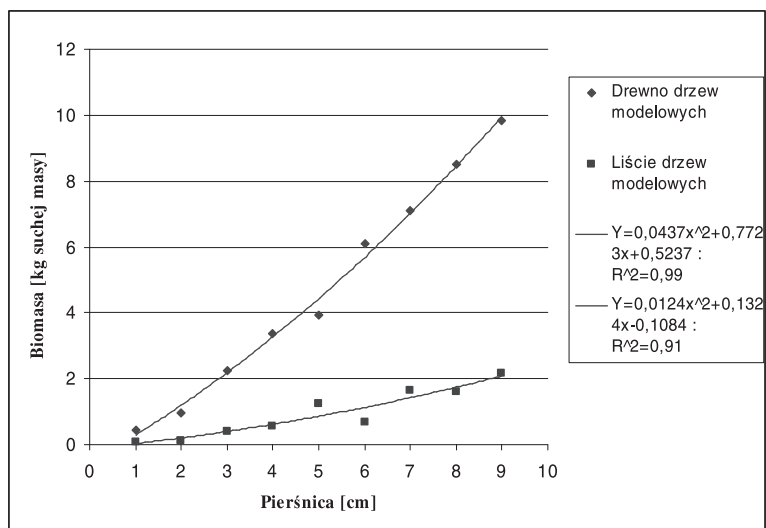
Związek między wielkością pierśnicy a biomasą igliwia natomiast, najlepiej wyraża wzór:

$$y = 0,0124x^2 + 0,7723x + 0,5237$$

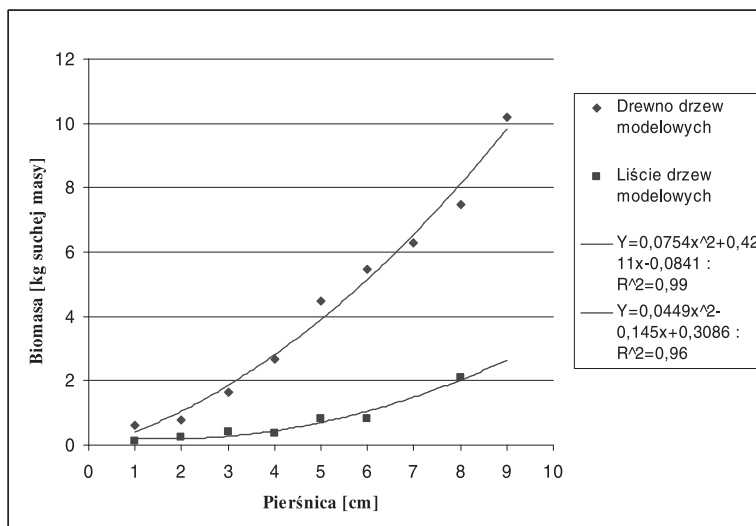
gdzie:

y – biomasa igliwia (kg suchej masy)

x – pierśnica (cm), przy współczynniku determinacji $R^2=0,91$.



Ryc. 21. Porównanie biomasy drewna i igieł sosny z powierzchni nr 1



Ryc. 22. Porównanie biomasy drewna i igieł sosny z powierzchni nr 2

Zależność wymiarów pierśnicy i biomasy drewna drzew rosnących na drugiej powierzchni badawczej opisuje równanie wyrażone wzorem:

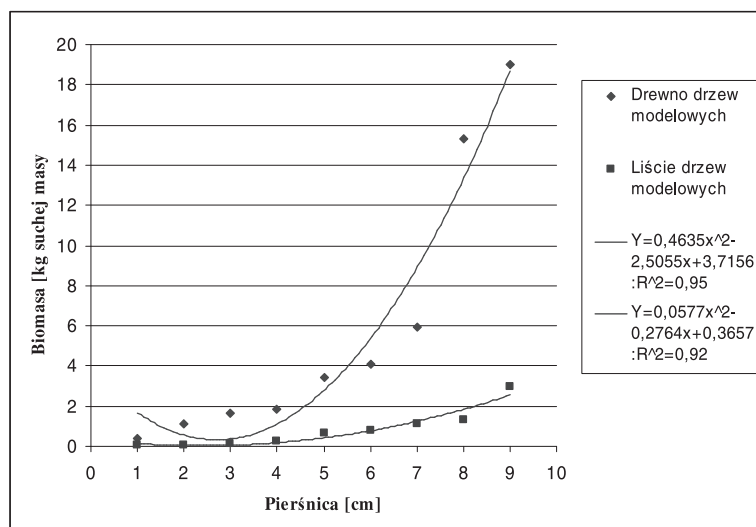
$$y = 0,0754x^2 + 0,4211x - 0,0841$$

gdzie:

y – biomasa drewna (kg DW)

x – pierśnica (cm)

Współczynnik determinacji R^2 dla tego modelu przyjmuje wartość 0,99.



Ryc. 23. Porównanie biomasy drewna i igieł sosny z powierzchni nr 3

Zależność między wymiarami pierśnicy a masą igliwia drzew rosnących na omawianej powierzchni dobrze opisuje funkcja, która ma postać:

$$y = 0,0449x^2 - 0,145x + 0,3086$$

gdzie:

y – biomasa igliwia (kg DW)

x – pierśnica (cm), przy współczynniku determinacji $R^2 = 0,96$.

Zależność pomiędzy wielkością pierśnicy a biomasa drewna drzew rosnących na poletku pierwszym najlepiej opisuje wzór funkcji, który ma postać:

$$y = 0,4635x^2 - 2,5055x + 3,7156$$

gdzie:

y – biomasa drewna (kg DW)

x – pierśnica drzew (cm)

Współczynnik determinacji R^2 dla tego modelu równy jest 0,95.

Związek funkcyjny między wielkością pierśnicy a biomasa igliwia, najlepiej wyraża wzór:

$$y = 0,0577x^2 - 0,2764x + 0,3657$$

gdzie:

y – biomasa igliwia (kg DW)

x – pierśnica (cm), przy współczynniku determinacji $R^2 = 0,92$.

DYSKUSJA

Uzyskane wyniki wskazują na istotne zależności między wielkością pierśnicy a biomasa igliwia i drewna u sosen młodszych klas wieku odnawiających się spontanicznie po zaburzeniu, jakim jest pożar. Relacje te występują zarówno w strukturze biomasy igliwia jak i w strukturze biomasy drewna, o czym świadczą wysokie wartości współczynników korelacji obliczone dla poszczególnych związków. Stwierdzono ścisły związek pomiędzy wielkością pierśnicy a biomasa nadziemną sosny zwyczajnej. Dotyczy to nie tylko biomasy całych drzew ale również aparatu fotosyntetyzującego i drewna. W przypadku drewna stwierdzono, że biomasa strzały jest ściśle skorelowana z biomasa gałęzi. Stosunkowo najmniejsza korelację obserwowano pomiędzy pierśnicą a biomasa igieł. Podobne zależności w alokacji biomasy nadziemnej u sosny zauważyli Orzeł i Forgiel (2006), którzy prowadzili badania nad biomasa i roczną produkcją drzewostanów w Puszczy Niepołomickiej. Również Barcikowski i Loro (1995) oraz Lemke (1983) w swoich pracach wykazali związek pomiędzy masą aparatu asymilacyjnego a wielkością pierśnicy.

Analizując średnie wielkości suchej biomasy prób igieł zauważono, że największa średnia biomasa igliwia pobranego z pędów została uzyskana z pierwszej powierzchni badawczej, którą przed pożarem zasiedlał bór mieszany wilgotny (1,45 g. DW), nieco mniejszą średnią biomasa liści uzyskano z drugiej powierzchni badawczej, którą porastał bór świeży (1,35 g. DW), zaś najmniejsze wartości średniej biomasy igliwia uzyskano z powierzchni trzeciej, gdzie przed pożarem rósł bór świeży z sosną zwyczajną w wieku 111 lat i 33 lat, (1,27 g. DW). Potwierdzają to wyniki badań uzyskane przez Lemke (1980), który stwierdził, że w odpowiadających sobie wiekiem drzewostanach sosnowych ciężary świeżego igliwia i uiglonych gałęzi koron drzew na siedlisku boru świeżego są przeciętnie mniejsze niż na siedlisku boru mieszanego wilgotnego. Należy zauważyć, że według Barcikowskiego (1995) wartości biomasy igliwia sosny o pierśnicy poniżej 8 cm odczytane z tablic Lemkego nie wykazują istotnych różnic s stosunku do wartości biomasy uzyskanej empirycznie.

Biorąc pod uwagę strukturę wiekową pędów, z których pobrane zostało igliwie zauważono, że wraz ze wzrostem pierśnicy drzew modelowych rośnie średnia wartość biomasy igieł w próbach. Zależność ta jest szczególnie dobrze widoczna w próbach igieł pobranych z pędów dwuletnich z poletka badawczego nr 2. Największe wahania biomasy nadziemnej zaobserwowano analizując strukturę biomasy igliwia w zależności od wieku pędu, z którego zostały pobrane igły. Dotyczy to głównie masy igieł w próbkach pędów trzyletnich, gdzie zastosowany model dopasowany jest w najmniejszym stopniu. Igliwie z pędów trzyletnich wykazuje duże różnice w suchej masie zarówno między poszczególnymi pierśnicami jak i pomiędzy powierzchniami badawczymi.

Procentowy udział masy zielonej badanych drzew wynosił średnio około 15%. Według Ebiś (2001) wskazuje to na właściwe proporcje zachodzące w fitocenozie sośniny.

WNIOSKI

1. Struktura biomasy nadziemnej u sosny zwyczajnej (w 13 roku regeneracji na pożarzystku) jest ściśle powiązana z wielkością pierśnicy drzewa. Dotyczy to zarówno relacji pomiędzy biomasą zieloną i biomasą drewna, jak i relacji zachodzących pomiędzy poszczególnymi komponentami struktury drzewa składającymi się na biomasę całkowitą.

2. Stwierdzono wysoką korelację pomiędzy wielkością pierśnicy drzewa a biomasą igliwia sosny. Odnosi się to zarówno do całej biomasy igliwia, jak i igieł jednorocznych, dwuletних a niekiedy trzyletnich..

3. Największą biomasą charakteryzowały się igły pędów dwuletних.

4. Najsilniejszą korelację stwierdzono pomiędzy biomasą strzały a biomasą korony.

5. Wzrost zagęszczenia osobników sosny prowadzi do zmniejszenia całkowitej biomasy nadziemnej, jak i poszczególnych frakcji (igliwia, gałęzi i strzały).

LITERATURA

1. Assman E., 1968. Nauka o produktywności lasu. PWR i L. Warszawa.
2. Barcikowski A., Loro M., Biomasa igliwia oraz cechy dendrometryczne samosiewów sosny (*Pinus sylvestris* L.) młodszych klas wieku, rozwijającej się na siedlisku boru świeżego. Sylwan 1995. R.139(2) s. 53-62.
3. Barcikowski A., Loro M., Porównanie biomasy igliwia sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) młodszych klas wieku ocenianej za pomocą metody pośredniej Lemkego i na podstawie drzew modelowych. Sylwan 1995. R.139(1) s. 73-78.
4. Białobok S., Boratyński A., Bugała W., 1993. Biologia sosny zwyczajnej. Sorus. Poznań-Kórnik.
5. Białobok S., Żelawski W.(red.) 1967. Zarys fizjologii sosny zwyczajnej. PWN. Warszawa-Poznań.
6. Biały K., 1997. Środowisko przyrodnicze województwa wrocławskiego. Wojewódzkie Towarzystwo Naukowe. Wrocław.
7. Borowski M., 1974. Przyrost drzew i drzewostanów. PWR i L. Warszawa.
8. Cyzman W., Gogońkiewicz E., Kukliński A., Klebuch I., Ogrodowicz J., Wiśniewski Z. 1999. Charakterystyka szaty roślinnej, Aktualizacja operatu glebowo-siedliskowego, Nadleśnictwo Wrocław, „Lasy Gostynińsko-Wrocławskie”. mscr., wyk. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej. Oddział w Gdyni dla RDLP Toruń.

9. Cyzman W., 1997. Środowisko przyrodnicze województwa wrocławskiego. Wojewódzkie Towarzystwo Naukowe. Wrocław.
10. Czarnowski M.S., 1989. Zarys ekologii roślin lądowych. PWN, Warszawa.
11. Ebiś M., 2001. Struktura biomasy sosny zwyczajnej. PWN. Warszawa-Wrocław.
12. Geudens G., Allometric biomass equations for Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings during the first years of establishment in dense natural regeneration., *Annals of Forest Science* 2004. nr 61 s. 653-659.
13. Grotte R., 2002, Foliage Branch Biomass Estimation of Coniferous and Deciduous Tree Species, *Silva Fenn.* 36(4) s. 779-788.
14. Lemke J. Ciężar igliwia, ulistnionych gałązek a przyrost miąższości strzały w drzewostanach sosnowych. *Sylwan* 1974, R.118 (5) s. 10-20.
15. Lemke J., Szacowanie ciężaru świeżego igliwia sosny zwyczajnej. *Sylwan* 1974, R. 118 (9) s. 33-38.
16. Lemke J., Tabele do szacowania ciężaru igliwia i uiglonych gałązek sosny zwyczajnej. *Sylwan* 1983. R.127(2) s. 21-30.
17. Lemke J., Woźniak A., Szacowanie masy igieł nasłonecznionej i ocienionej części korony sosny zwyczajnej. *Sylwan* 1991. R.136(2) s. 25-32.
18. Lethonen A., Estimating foliage biomass of Scott Pine (*Pinus sylvestris*) and Norway spruce (*Picea abies*) plots, *Tree Physiology* 2005, nr 25 s. 803-811.
19. Obmiński Z., 1970, Zarys ekologii, [w:] Białobok S.(red.), *Sosna zwyczajna. Nasze drzewa leśne*, s. 152-231, PWN, Warszawa-Poznań.
20. Odum E., 1982, Podstawy ekologii, PWRiL, Warszawa.
21. Oleksyn J., 1994, Wewnątrzgatunkowa zmienność produktywności populacji sosny zwyczajnej i wrażliwość na działanie czynników abiotycznych., Akademia Rolnicza w Poznaniu.
22. Orzeł S., Biomasa sześciolletnich sosen wyrosłych z niemikoryzowanych i mikoryzowanych sadzonek, *Sylwan* 2009, R. 153(4) s. 274-280.
23. Orzeł S., Forgiel M., Nadziemna biomasa i roczna produkcja drzewostanów sosnowych Puszczy Niepołomickiej., *Sylwan* 2005, R. 149 (9), s.16-32.
24. Przybylski T., 1993, Ekologia [w:] Białobok S. (red), 1993, *Biologia sosny zwyczajnej*, s. 255-300, Sorus, Poznań-Kórnik.(1993).
25. Puchalski T., 1968, Wzrost drzew i drzewostanów, PWRiL, Warszawa.
26. Trampler T. i inni, 1990, Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno- fizjograficznych., PWRiL, Warszawa.
27. Wolski P., Robakowski P., Przydatność hodowlana naturalnego odnowienia sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w Nadleśnictwie Bytów, *Sylwan* 2008, R.152 (10), s. 17-26.
28. Wołek J., 2006. Wprowadzenie do statystyki dla biologów. Wydawnictwo Naukowe.
29. Zasada M., i inni, Wzory empiryczne do określania suchej biomasy nadziemnej części drzew i ich komponentów, *Sylwan* 2008, nr 3 s. 27-39.

Wojciech Szewczyk, Robert Kuźmiński

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

ROZDZIAŁ V

ROLA CZYNNIKÓW ŚRODOWISKOWYCH W ZAMIERANIU DRZEWOSTANÓW DĘBOWYCH

WSTĘP

Dąb szypułkowy (*Quercus robur* L.) to najcenniejszy pod względem gospodarczym jak i przyrodniczym lasotwórczy gatunek drzewa liściastego w Polsce. Drzewostany dębowe stanowią ok. 6% ogólnej powierzchni leśnej kraju (Ceitel 2006). W ostatnich latach na terenie całego kraju obserwowane jest masowe zamieranie drzewostanów dębowych. Pierwsze doniesienia dotyczące złej kondycji zdrowotnej dębów pochodzą z początku XVIII wieku z terenów Westfalii. Przyjmuje się jednak, że do początku XX wieku dęby były gatunkami niezagrażonymi (Wachter 1999). Poważne symptomy zamierania dębów w Europie wystąpiły w 1911 roku, wraz z okresem suszy. W Polsce zjawisko zamierania dębów wystąpiło na Płycie Krotoszyńskiej w latach 30-tych XX wieku (Filipiak i Zaradny 1991). Do lat 80-tych ubiegłego wieku nie obserwowano zamierania dębów na większą skalę.

Zamierają drzewostany różnego pochodzenia, na różnych siedliskach i w różnym wieku (Przybył 1995), niezależnie od stanowiska biosocjalnego (Paluch 2006). Ze względu na duży obszar występowania tego zjawiska wyklucza się by powodem był tylko jeden czynnik sprawczy (Oszako 2002). Najczęściej przyjmuje się, że działanie czynników abiotycznych i biotycznych odpowiada za ten stan rzeczy (Oszako 2007). W ostatnich latach panuje pogląd, że choroba jest wynikiem długotrwałego procesu, w którym dochodzi do spadku żywotności dębów na skutek działania czynników stresowych, które upodabniają drzewa na czynniki biotyczne (Mańka 2005). Według Houston'a (1987) czynnikiem pierwotnym, który determinuje zamieranie drzewostanów dębowych jest m.in. defoliacja, której przyczynami mogą być żery owadów, przymrozki późne, czy zanieczyszczone powietrze.

Bardzo często za pierwotną przyczynę uważa się zmianę warunków glebowych spowodowaną niekorzystnym układem warunków atmosferycznych, jak również mogącą być wynikiem działalności człowieka. Niekiedy gwałtowne obniżenie

poziomu wody powoduje tak szybkie usychanie drzew, że nie zostają one zasiedlane przez szkodniki wtórne występujące w niskich stanach ilościowych (Szujewski 1980).

Czynnikami dodatkowymi są elementy biotyczne – takie jak grzyby patogeniczne i szkodliwe owady. Spośród owadów bardzo dużą rolę przypisuje się przede wszystkim owadom z rodzaju *Agrilus*. Należy jednak pamiętać, że dąb jest gatunkiem żywicielskim dla bardzo wielu gatunków z gromady *Insecta*. Uważa się, iż zasiedla go największa liczba ksylobiontów (Palm 1959), a ogólna liczba gatunków owadów z nim związanych sięga ok. 1400 (Szmidt i Luterek 1991).

Obniżenie poziomu wody gruntowej w drzewostanach dębowych powoduje powstawanie suchoczubów, które są masowo zasiedlane przez owady z rodzajów *Plagionotus*, *Mesosa*, *Agrilus*, czy *Scolytus*. Prowadzi to do usychania całych drzew lub przyspieszonego wyrębu drzewostanu (Szujewski 1980).

Mimo, iż zjawisko zamierania drzewostanów dębowych jest szeroko opisywane w literaturze, przedstawiane są symptomy zjawiska (m.in. Kuźmiński i in. 2006) to brak jest wypracowanego modelu postępowania ochronnego w drzewostanach zagrożonych.

Celem pracy była analiza czynników środowiskowych osłabiających, bądź dobijających dęby na przykładzie wybranych drzewostanów.

METODYKA

Ocenę stanu zdrowotnego wybranych drzewostanów dębowych przeprowadzono w Nadleśnictwie Wołów.

Powierzchnie obserwacyjne zostały wybrane w drzewostanach w dolinie rzeki Odry. Okres wegetacyjny trwa 226 dni, średnia temperatura roczna wynosi +8,2°C, średnia opadów 612mm. Tereny te są zaliczane do I i II strefy zagrożeń przemysłowych ze względu na bliskość Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego. Obniżenie koryta Odry na tym terenie dochodzi do 3 m, wskutek erozji spowodowanej funkcjonowaniem stopnia wodnego w Wałach.

W każdym z wybranych drzewostanów ponumerowano i trwale oznaczano 100 drzew. Ocenę ubytku aparatu asymilacyjnego dokonano na przełomie lipca i sierpnia 2005 oraz w 2007 przy pomocy atlasu opracowanego przez Boreckiego i Keczyńskiego (1992). Na podstawie uzyskanych w ten sposób danych, każde drzewo przypisano, zgodnie z klasyfikacją europejską (Wyrzykowski i Zajęczkowski 1995) do stopni defoliacji wg następującej skali: „0” (bez defoliacji – do 10% ubytku aparatu asymilacyjnego), „1” (lekka defoliacja – 11-25% ubytku aparatu asymilacyjnego), „2” (średnia defoliacja – 26-60% ubytku aparatu

asymilacyjnego), „3” (duża defoliacja – 61–100% ubytku aparatu asymilacyjnego). W przypadku drzewa zmarłego zastosowano stopień „4”.

WYNIKI

Pierwsze wyraźne symptomy zamierania drzewostanów dębowych na tym terenie zaobserwowano w roku 2004. Rok później założono 14 powierzchni obserwacyjnych. Na podstawie przeprowadzonej oceny stwierdzono, że najmniej uszkodzony był drzewostan w wydzieleniu 97b, w stopniu defoliacji „0” i „1” (odpowiadającym ubytkowi aparatu asymilacyjnego maksymalnie do 25%) było w sumie 77% drzew. Dobrym stanem zdrowotnym charakteryzował się również drzewostan 223b (stopień „0” – 41% i „1” – 37%), 178l („0”- 28% i „1” stop 41%) oraz 195c („0” – 20% i „1” – 39%). Najliczniej reprezentowanym stopniem defoliacji był stopień „2”, czyli drzewostan średnio uszkodzony, zaliczono do niego 35% drzew licząc wszystkie drzewa ze wszystkich powierzchni łącznie. Stopień defoliacji „1” liczył 33,6% drzew, nieuszkodzonych było 16,4 %. W pierwszym roku obserwacji stwierdzono również 3,4% drzew zmarłych. Z drugiej obserwacji wykonanej w 2007 roku wynika, że nastąpiło przemieszczenie się drzew w stopniach defoliacji w kierunku stopni wyższych, czyli nastąpiło pogorszenie się stanu ulistnienia. Liczba drzew w stopniu „0” - bez uszkodzeń, zmniejszyła się blisko czterokrotnie, z 16,4 do 4,5%, a drzew z uszkodzeniem słabym było o 10% mniej w porównaniu do obserwacji z roku 2005. Najmniejszym wahaniem uległ 2 stopień defoliacji (zmiana o 1%), należy jednak pamiętać, że w tym stopniu w porównaniu z pierwszą obserwacją nastąpiło przesunięcie drzew do stopnia wyższego. Zwiększyła się również liczba drzew obumierających z 11,6 do 27,4%, jak również drzew zmarłych z 3,4 do 11,4%. W jednym przypadku - w drzewostanie w wydzieleniu 223b nastąpiło polepszenie stanu ulistnienia. Relatywnie dobrą kondycją charakteryzowały się drzewostany 178l i 195c. Wraz z wiekiem drzewostanu można zauważyć wzrost stopnia defoliacji (odrzucając drzewostany 122a i 223b). Biorąc pod uwagę zwarcie drzewostanu trudno jest dopatrywać się jego związku ze stopniem defoliacji, jak również z zajmowanym siedliskiem.

Analiza wyników stanu zdrowotnego drzewostanów dębowych w Nadleśnictwie Wołów przeprowadzona na podstawie defoliacji wykazała, że są one uszkodzone w bardzo wysokim stopniu. Według danych Instytutu Badawczego Leśnictwa w 2007 roku bez defoliacji było 15,44% dębów, o lekkiej defoliacji 54,13%; średniej 29,97%; dużej 0,42% oraz drzew martwych 0,04% (GUS 2008). Z danych tych wynika, że sytuacja w drzewostanach dębowych na terenie kraju jest

zdecydowanie lepsza. Potwierdzają to również badania nad zdrowotnością dębu szypułkowego na terenie Pomorza Zachodniego (Szewczyk 2008). Dmyterko i Bruchwald (2002) podają, że nadleśnictwa: Niepołomice, Nowa Sól i Wołów mają najbardziej uszkodzone drzewostany dębowe w Polsce. W tutejszym nadleśnictwie nie ma drzewostanów dębowych bez oznak uszkodzenia, gwałtownie maleje ilość drzew bez uszkodzenia (w stopniu „0”), zwiększa się ilość drzew uszkodzonych w stopniu „3” i obumarłych. Gatunkiem panującym w drzewostanach jest dąb szypułkowy (*Quercus robur*), który posiada dużą zdolność do regeneracji korony i powrotu do stanu witalnego, po ustąpieniu czynnika szkodliwego (Dmyterko i Bruchwald 2006). Siły witalne drzewa będącego pod wpływem długotrwałego stresu wyczerpują się, po kilku tak wyczerpujących okresach wegetacyjnych drzewo osiąga stan rezygnacji i obumiera. W tej fazie zamierania znajdują się drzewa sklasyfikowane w stopniu „3” - to jest 40% drzewostanów rosnących na lesie łągowym i 30% rosnących na lesie świeżym. Drzewa zamierają grupowo, powstają luki, które nie odnawiają się w sposób naturalny (odnowienie naturalne rokujące sukces hodowlany odnotowano tylko w wydzieleniu 336d).

Las łągowy jest optymalnym siedliskiem dla hodowli dębów szypułkowego i bezszypułkowego, występują tu najlepsze warunki wilgotnościowe i troficzne dla wzrostu, rozwoju i rozmnażania się. Najlepsze siedliska stwarzają, paradoksalnie, większe zagrożenia dla występujących tam gatunków. Według Oszako (2007) drzewa narażone na niedostatek wody lepiej tolerują suszę, stąd efekty suszy bardziej widoczne są w drzewostanach rosnących w lepszych warunkach wilgotnościowych. Najdłuższy okres suszy w drzewostanach nadleśnictwa trwał dwanaście lat i obejmował lata 1986-1997. Przerwała ją „powódź tysiąclecia” w lipcu 1997 roku, a kolejne lata suszy to 2002, 2005 i 2007 rok.

Stosunki wodne na omawianym obszarze zostały zakłócone w 1903 roku, wybudowano wtedy wał przeciw powodziowy, Odra została uregulowana, a obszary łągów pozbawione zostały podstawowego czynnika swego istnienia to jest okresowego podtapiania. Wyniki uzyskane w omawianym nadleśnictwie wskazują, że zamierają najbardziej drzewostany V i VI klasy wieku. Według dotychczasowych doniesień, zamierają najczęściej stosunkowo młode drzewostany. W Westfalii fakt ten miał miejsce między 40 a 80-tym rokiem życia (Wachter 1991). W Brandenburgii zamieranie obserwowano w ponad 60-letnich drzewostanach dębu szypułkowego (Luthardt i Kätzel 2006). Polepszanie się stanu zdrowotnego drzewostanów starszych związane jest z objęciem ich użytkowaniem rębny, wiek rębności dla dębów na tym terenie wynosi 140 – 160. Ciekawym przypadkiem są wydzielania: 1781 i 195c, gdzie dęby zachowały zdolność regeneracji koron. Czynnikiem sprzyjającym, według autorów, jest skolonizowanie

kompleksu leśnego przez rodzinę bobra europejskiego (*Castor fiber*). Najcenniejsze partie lasu objęte są ochroną przed szkodnikami liściożernymi z zastosowaniem oprysków lotniczych. Brak zabiegu w 2006 roku był powodem pogorszenia stanu ulistnienia w wydzieleniu 97b. Dobra kondycja zdrowotna w wydzieleniu 322a jest wynikiem stosowania zabiegów ochronnych przeciw owadom liściożernym w każdym sezonie wegetacyjnym.

Problemy z foliofagami prawdopodobnie występowały na tym terenie już w XIX wieku, próbą ich rozwiązania było sadzenie formy późnej dębu szypułkowego (wydzielenie 61a – forma późna, 61b – forma wczesna rozwoju liści). Od kilku lat obserwowany jest wzrost zagrożenia ze strony kuprówki rudnicy (*Euproctis chrysorrhoea* L.), w 2007 roku stwierdzono obecność tego gatunku w litych drzewostanach dębowych, a zadrzewienia i pojedyncze egzemplarze opanowane były wcześniej.

Dla porównania badania przeprowadzone przez zespół pod kierunkiem Prof. Korczyńskiego w Lesie Rędzińskim (lasy komunalne Wrocławia) również potwierdziły wzrastającą aktywność gatunków liściożernych. Przykładowo w roku 2006 na wyznaczonych 3 powierzchniach badawczych zlokalizowanych w oddziałach 8d, 13d i 20a wytypowano po 25 drzew, a następnie określono ich stan zwracając m.in. uwagę na procent defoliacji. Stwierdzono, iż średnio wynosił on dla poszczególnych powierzchni od poniżej 5% (oddz. 20a) do ok. 13% (oddz. 8d i 13d), przy czym dla pojedynczych drzew osiągał nawet do 70% (Korczyński i in. 2006). Jak stwierdzono za defoliację odpowiadały gatunki z rodzaju *Operophtera*, a ponadto *Tortrix viridana* L. oraz sporadycznie *Euproctis chrysorrhoea*.

Badania kontynuowane przez kolejne lata wykazały na poszczególnych powierzchniach różny stopień defoliacji. I tak w oddz. 13d w roku 2007 zauważono spadek średniego procentu defoliacji dla całej powierzchni (poniżej 10%) i ponowny znaczny wzrost - powyżej 30% w 2008 roku. W oddz. 8d i 20a przeciętna redukcja aparatu asymilacyjnego przez owady liściożerne sukcesywnie się powiększała osiągając w 2008 roku średnie wartości dla powierzchni powyżej 30%. Ponadto w roku 2008 stwierdzono oprócz wspomnianych foliofagów takie gatunki jak: *Erannis* sp., *Neuroterus quercusbaccarum* L. oraz *Andricus albipes* Hart., a na strzałach oprócz otworów wylotowych i żerowisk opiótków obecność *Xyleborus dispar* (F.) i *Platypus cylindrus* (F.) (Korczyński i in. 2008).

Jak widać owady współuczestniczą w zamieraniu dębów. Spośród gatunków foliofagicznych najczęściej wymienia się kuprówkę rudnicę, brudnicę nieparkę, zwójkę zieloneczkę, piędzika przedzimka i siewieraka. Z kambiofagów opiótka dwupłatkowego i ogłodka dębowca (Michalski i Mazur 2001). Wraz z ogłodkiem w koronach żerują także inne gatunki jak np. opiótek bruzdkowany, *Acanthoderes*

clavipes (Schr.), *Pogonocherus hispidulus* (Pill. et Mitt.) i *P. hispidus* (L.), *Xiphydria* spp. Równocześnie z kambiofagami zasiedlane są przez ksylofagi: *Xyleborus monographus* (Fabr.), *X. dryographus* (Ratz.), *X. dispar* (Fabr.), *Xyleborinus saxesenii* (Ratz.), *Xyloterus domesticus* (L.) i *Xyloterus signatus* (Fabr.), czasami także przez wyrynnika – *Platypus clindrus* Fabr. (Michalski i Mazur 2001).

Chociaż wiadomo, że żerowanie szkodników pierwotnych na liściach powoduje obniżenie przyrostu i prowadzić może do zamierania drzew i drzewostanów, to uważa się, że dęby stosunkowo dobrze znoszą defoliację, a zamieranie drzew liściastych pod wpływem foliofagów ma nieznaczny rozmiar (Szujewski 1995). Jednak powtarzające się żery tych owadów nie są bez wpływu na ogólną kondycję drzew. Jak podaje Szujewski (1995) powtarzające żery np. zwójki zieloneczki prowadzić mogą do obumierania gałęzi i powstawania suchoczubów, co wraz z działalnością kambiofagów prowadzić może do zamierania drzew i drzewostanów. W średniowiekowych drzewostanach dębowych przeciętne straty przyrostu masy i pierśnicy pod wpływem foliofagów wynoszą od 15- 50%, natomiast w młodnikach żer zupełny ogranicza przyrost pierśnicy o 75%, a przyrost wysokości od 60-40% (Szujewski 1995).

Podsumowując można stwierdzić, iż, szkodniki wtórne są tymi gatunkami, których żerowanie jest łatwo zauważalne i powoduje zamieranie i wydzielanie się drzew. Jednak duży wpływ na proces chorobowy mają gatunki liściożerne - i im większą aktywność przejawiają foliofagi – tym tempo zamierania jest szybsze.

LITERATURA

1. Borecki T., Keczyński A., 1992. Atlas ubytku aparatu asymilacyjnego drzew leśnych. Agencja ATUT. Warszawa.
2. Ceitel J., 2006. Lasy dębowe w Polsce. W: Nasze drzewa leśne. Monografie popularnonaukowe. Dęby. Tom 11. PAN. ID. Poznań Kórnik. 114-145.
3. Dmyterko E., Bruchwald A. 2002. Metody oceny stanu zdrowotnego drzewostanów dębowych w Polsce. W: Zamieranie dębów w Europie. CILP, Warszawa: 22-27.
4. Filipiak T., Zaradny S. 1991. Oak decline in the Krotoszyn Forest District. W: Oak decline in Europe. Proceedings of the International Symposium. Kórnik, Poland, May 15-18, 1990. Polish Academy of Sciences, Institute of Dendrobiology Kórnik, Ed. By R. Siwecki and W. Liese. PWRiL, Poznań: 299-305.

5. Houston D. R. 1987. Forest tree declines of past and present: current understanding. *Can J. For Res.* 7: 447-461.
6. Korczyński I., Kuźmiński R., Łakomy P., Mazur A. 2006: Monitoring stanu zdrowotnego drzewostanów dębowych w lasach komunalnych miasta Wrocławia. Materiały niepublikowane.
7. Korczyński I., Kuźmiński R., Łakomy P., Mazur A. 2008: Monitoring stanu zdrowotnego drzewostanów dębowych w lasach komunalnych miasta Wrocławia – Las Rędziński. Materiały niepublikowane
8. Kuźmiński R., Łakomy P., Mazur A. 2006: Zamieranie dębów – historia przyczyny i objawy [w: Kannberg K., Szramka H. (red.): Zarządzanie ochroną przyrody w lasach]. Wyd. WSZŚ, Tuchola, 194-208.
9. Luthardt M.E., Kätzel R. 2006. Schlussbetrachtung und Ausblick. W: Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 25: 183-185.
10. Mańka K. 2005. Fitopatologia leśna. PWRiL. Warszawa.
11. Michalski J., Mazur A. 2001: Ochrona lasu przed szkodliwymi owadami [w: Łęski O. 2001: Poradnik Ochrony Lasu]. Wydawnictwo Świat, Warszawa.
12. Michalski J., Mazur A. 2001: Ochrona lasu przed szkodliwymi owadami [w: Łęski O. 2001: Poradnik Ochrony Lasu]. Wydawnictwo Świat, Warszawa.
13. Oszako T. 2007. Przyczyny masowego zamierania drzewostanów dębowych. *SYLWAN* 6: 62-72.
14. Palm T. 1959: Die Holz- und Rindekäfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. *Opuscula Entomologia*, supl. 14: 1-374.
15. Paluch R. 2006: Zamieranie lasu – problem wciąż aktualny. *Głos Lasu* nr 1:13-16.
16. Szewczyk W., 2008. – Wstępne wyniki oceny zdrowotności dębu szypułkowego na podstawie stopnia ubytku aparatu asymilacyjnego wybranych drzewostanów dębowych Nadleśnictwa Chojna. *ZPPNR* za rok 2008 str.: 211-215.
17. Szmidt A., Luterek R. 1991: *Entomologia leśna*. Wyd. AR w Poznaniu.
18. Szujecki A. 1980: *Ekologia owadów leśnych*. PWN, Warszawa.
19. Szujecki A. 1995: *Entomologia leśna*. Wyd. SGGW, Warszawa.
20. Wachter H. 1999. Untersuchungen zum Eichensterben In Nordheim-Westfalen, Teil I (1900-1950). In: *Eichensterben. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Nordrhein-Westfalen* 9: 1-61.
21. Wyrzykowski S., Zajączkowski S. 1995. Wskazówki metodyczne w sprawie sporządzania ocen stanu lasu. *PIOŚ. Biblioteka Monitoringu Środowiska*. Warszawa.

Małgorzata Baran

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

ROZDZIAŁ VI

OCHRONA PRZYRODY W NADLEŚNICTWIE GDAŃSK

WSTĘP

Lasy Nadleśnictwa Gdańsk położone są w północno-wschodniej części województwa pomorskiego w powiatach grodzkich: Gdańsk, Gdynia i Sopot, oraz w powiatach ziemskich wejherowskim, puckim i kartuskim. Ich zasięg obejmuje teren z północnego zachodu na południowy wschód – od Wejherowa do Świbna, na odcinku 62 km.

Tereny obecnego Nadleśnictwa Gdańsk od kilkuset lat posiadały zorganizowaną służbę leśną, która prowadziła gospodarkę w sposób racjonalny, zgodny z obowiązującymi w danym okresie zasadami hodowli lasu i wymogami ekonomicznymi.

Z dużym prawdopodobieństwem można przyjąć, że po rozbiorach Polski w XVIII wieku, lasy te były zagospodarowane zgodnie z ustawami leśnymi, jakie obowiązywały w Prusach od 1775 roku. Ustawy te – między innymi – zobowiązywały służbę leśną do przestrzegania określonych wieków rębności i odnawiania lasu z nasion miejscowego pochodzenia (poprzez obsiew z ręki). Skąpe dane historyczne pozwalają stwierdzić, że zasady zagospodarowania lasów, wymagały przestrzegania określonych wieków rębności, wykorzystywania pożądanych samosiewów, ochrony lasów na stromych zboczach i innych ograniczeń. Stosowano w zasadzie zręby zupełne z kolejną rębą 120 lat dla sosny i 160 lat dla dębu, wykorzystując jednak naturalne odnowienia bukowe.

Ujemną stroną gospodarki leśnej w okresie do roku 1950 było preferowanie drzewostanów jednogatunkowych, co – przy niedostatecznych zabiegach pielęgnacyjnych – spowodowało obniżenie ich jakości.

Nie uwzględniano również wymagań siedliskowych, zwłaszcza na glebach porolnych, co doprowadziło do obniżenia naturalnej odporności zbiorowisk leśnych. Działania wojenne w latach 1939 – 1945 spowodowały znaczne straty w drzewostanach. Poza rabunkowym wyrębem i licznymi pożarami znaczny odsetek drzew został uszkodzony przez pociski i odłamki, co z kolei spowodowało nadmierne wydzielanie się posuszu. Stąd też w pierwszych latach powojennych prowadzono gospodarkę bezzrębową dla uporządkowania stanu sanitarnego lasów.

Nadleśnictwo Gdańsk w obecnych granicach utworzono w 1977 roku, w skład weszły obręby (dawne samodzielne nadleśnictwa) Oliwa, Gniewowo, Kamień i Leśnictwo Sobieszewo (z Nadleśnictwa Elbląg). Jego powierzchnia wynosi aktualnie 20670,5784 ha, z tego lasy stanowią 19927,3673 ha.

Według rocznika statystycznego województwa pomorskiego z 2007 roku lesistość województwa wynosi 36,0 %, a powiatu wejherowskiego 43,5 % i puckiego 30,4 %, miasta Gdańsk 17,4 %, miasta Gdyni 44 % i miasta Sopot 51,8 %. Natomiast lesistość zasięgu działania Nadleśnictwa wynosi 33,1 %. Omawiane tereny położone są w regionie bardzo silnie zurbanizowanym, aglomeracja trójmiejska ze swoim przemysłem zapewnia miejsca pracy, a miejscowości gminne pełnią lokalne funkcje administracyjno – usługowe. Posiadają też dość liczną sieć sklepów i kilka zakładów usługowych. W okresie letnim tereny te, a zwłaszcza Leśnictwo Sobieszewo, są masowo odwiedzane przez turystów i wczasowiczów. Natomiast pozostałe lasy stanowią bazę codziennych spacerów mieszkańców okolicznych osiedli. Regionalne plany zagospodarowania przestrzennego przewidują dla tych terenów (poza aglomeracją trójmiejską) rozwój turystyki, leśnictwa i rolnictwa. Większość terenu Nadleśnictwa znajduje się w zasięgu Trójmiejskiego Parku Krajobrazowego lub w jego otulinie, natomiast południowo – wschodnia część (Leśnictwa Sobieszewo) położona jest w Obszarze Chronionego Krajobrazu Wyspy Sobieszewskiej, a oddział 184 tego Leśnictwa w Obszarze Chronionego Krajobrazu Żuław Gdańskich.

Większość lasów ochronnych, rezerwaty przyrody oraz drzewostany stanowiące otuliny ośrodków wypoczynkowych zaliczono do gospodarstwa specjalnego, gdzie limituje się użytkowanie rębne do wysokości potrzeb hodowlanych lub sanitarnych.

Główne kompleksy leśne leżą na wysoczyźnie morenowej utworzonej w fazie pomorskiej ostatniego zlodowacenia. Tereny te poprzecinane są licznymi dolinami erozyjnymi i rynnami glacialnymi, co tworzy niezwykle urozmaiconą rzeźbę nadając krajobrazowi tej strefy charakter podgórski. Na zapleczu bogato urzeźbionej wysoczyzny znajdują się pradoliny Redy – Łeby i Kaszubska oraz równiny Sopocko – Gdańska i Chwaszczyńsko – Rębiechowska. Położone peryferyjnie tereny uroczyska Sobieszewo mają charakter wydm przymorskich powstałych pod wpływem działalności fal i wiatrów przechodząc od południa (na niewielkich powierzchniach) w równinne mady napływowe Żuław Wiślanych.

Hydrograficznie nadleśnictwo usytuowane jest w zlewni rzek Reda i Wisła, a niezależnie od tego kilka potoków wpływa bezpośrednio do Zatoki Gdańskiej.

Różnica poziomów w poszczególnych kompleksach Nadleśnictwa jest dość znaczna, od zera w pasie nadmorskim do 228 m nad poziom morza na wysoczyźnie

morenowej w okolicach jeziora Okuniewo (oddział 262 obrębu Gniewowo). Zestawienie siedlisk w Nadleśnictwie, stan na 1.01.2005r., przedstawia tabela 1.

Tab. 1. Zestawienie typów siedliskowych lasu w Nadleśnictwie Gdańsk

Lp.	Typ siedliskowy lasu	Nadleśnictwo Gdańsk	
		ha	%
1	Bs	40,27	0,2
2	Bśw	761,08	3,9
3	Bw	19,95	0,1
4	Bb	62,09	0,3
5	BMśw	2525,93	13,1
6	BMw	32,99	0,2
7	BMb	155,46	0,8
8	LMśw	11161,07	57,9
9	LMw	34,47	0,2
10	LMb	43,87	0,2
11	Lśw	4293,24	22,3
12	Lw	31,30	0,2
13	Ol	36,26	0,2
14	OIJ	63,96	0,3
15	Lł	19,14	0,1
Razem		19281,08	100,0

powierzchniowego jest buk zajmujący 31,9 % powierzchni drzewostanów. Gatunkiem zmniejszającym swój udział w drzewostanach Nadleśnictwa jest świerk, który zajmuje obecnie 5,2 % powierzchni zalesionej. Jakość drzewostanów świerkowych jest słaba gdyż jest ciągle nękany przez korniki i huraganowe wiatry. Kolejnymi gatunkami, ale o mniejszym znaczeniu, są dąb – 2,9 % i brzoza – 1,6 % oraz modrzew – 1,7 %.

Pod względem struktury wiekowej lasy Nadleśnictwa Gdańsk należą do wyjątkowych. Największy jest udział drzewostanów starych – powyżej 80 lat, stanowią one 49,63 % udziału powierzchniowego. Przeciętny wiek drzewostanów wynosi obecnie 80 lat.

Powierzchnię leśną wg kategorii ochronności przedstawia tabela 2.

Lasy Nadleśnictwa Gdańsk uznane w całości jako ochronne funkcjonują od 1982 roku. W drzewostanach przeznaczonych do cięć rębnych stosuje się rębnie: zupełna pasowa, częściowa, gniazdowa, stopniowa. Rębnie zupełne stosuje się przede wszystkim w przypadku zrębów sanitarnych w drzewostanach świerkowych. Użytkowanie rębne jest realizowane w rozmiarze wynikającym z potrzeb hodowlanych drzewostanów i młodego pokolenia.

Głównym gatunkiem panującym w Nadleśnictwie jest sosna posiadająca 55,0% udziału powierzchniowego i 54,7 % udziału miąższościowy. Przeciętne pierśnice w sosnowych drzewostanach rębnych wynoszą od 30,0 cm na BMw do 42,7 cm na Lśw. Jakość techniczna tych drzewostanów jest dość mizerna z uwagi na postrzelanie w okresie II wojny światowej. Znaczna część drzewostanów sosnowych, zwłaszcza w pasie przysiedlowym, osiąga wiek 150 – 180 lat. Istotnym gatunkiem pod względem udziału

Tab. 2. Powierzchnia poszczególnych funkcji lasów w Nadleśnictwie Gdańsk, stan na 1.01.2005 r.

Kategoria ochronności	Obręb			Razem Nadleśnictwo
	Chylonia	Oliwa	Gniewowo	
	Powierzchnia w ha			
1	2	3	4	5
1. Rezerваты przyrody	23,26	75,69	76,22	175,17
2. Lasy glebochronne	751,37	1232,85	489,66	2473,88
3. Lasy wodochronne	67,51	74,62	210,62	352,75
4. Lasy cenne przyrodniczo	9,98	44,80	32,69	87,47
5. Lasy stanowiące ostoję zwierząt chronionych			102,84	102,84
6. Lasy badawczo – doświadczalne			0,94	0,94
7. Lasy obronne	468,35		55,70	524,05
8. D-stany nasienne wyłączone z otuliną		8,16	33,24	41,40
9. Lasy w granicach administracyjnych miast	3595,49	4344,59	864,74	8804,82
10. Lasy stanowiące otulinę 10 km wokół miast	1325,78		5391,98	6717,76
Razem	6241,74	5780,71	7258,63	19281,08

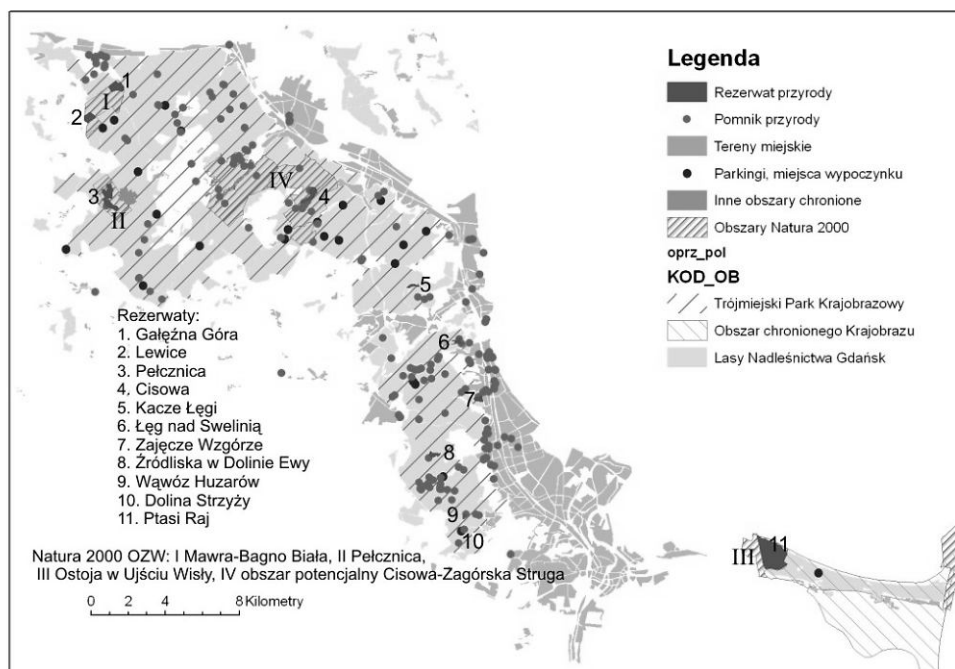
Przy prowadzeniu prac hodowlanych przestrzega się, aby skład gatunkowy upraw zakładanych na otwartych terenach dostosować do typów gospodarczych z uwzględnieniem mozaikowości siedlisk. Na wszystkich siedliskach preferowane są naturalne odnowienia lasu dobrej jakości i zgodne z typem gospodarczym drzewostanu. Składy gatunkowe drzewostanów wzbogacane są o domieszki gatunków takich jak: lipa, wiąz, jawor, jesion, klon. Przy granicach z gruntami nieleśnymi tworzy się, w miarę możliwości, strefy ekotonowe. Zaniechano wprowadzania gatunków obcego pochodzenia.

Wszystkie zabiegi gospodarcze: użytkowanie, hodowla i ochrona lasu, prowadzone są w oparciu o zasady przyjazne środowisku przyrodniczemu.

SZCZEGÓLNE FORMY OCHRONY PRZYRODY

Rezerваты przyrody położone na gruntach Nadleśnictwa

1. Rezerwat „Ptasi Raj” – utworzony w 1959 roku, przy ujściu Wisły Śmiałej, na terenie Obszaru Chronionego Krajobrazu Wyspy Sobieszewskiej i w granicach Obszaru Specjalnej Ochrony Ptaków Ujścia Wisły. Jednak już znacznie wcześniej administracja Wolnego Miasta Gdańska utworzyła tu obszar ochrony ptaków, o czym świadczą napisy na dawnych mapach topograficznych z 1925 roku. Powierzchnia rezerwatu wynosi 188,86 ha. Rezerwat ten utworzono w celu umożliwienia badań w zakresie biologii i wędrówki ptaków. Stwierdzono tu występowanie ponad 40 gatunków ptaków gniazdujących oraz ponad 165 przelotnych przebywających w okresie zimy. Spośród ptaków lęgowych należy wymienić: perkozy, kaczki krzyżówki, łabędzie nieme, łyski, rybitwy, ostrojady, sieweczki, błotniaki stawowe itd. W wodach jeziora Ptasi Raj spotyka się nieliczne



Ryc. 1. Mapa ochrony przyrody w Nadleśnictwie Gdańsk

ryby: karasie, liny, cierniki, rzadziej flądry. Głównym przedmiotem ochrony w rezerwacie jest ostoja ptactwa wodnego i błotnego na mozaice ekosystemów. Ochrona ma na celu zachowanie bagien z dwoma zarastającymi jeziorami stanowiącymi naturalną ostoję ptactwa wodnego i błotnego oraz miejsce wypoczynku ptaków przelotnych.

2. Rezerwat „Źródlika w Dolinie Ewy” – utworzony w 1983 roku, o powierzchni 12,04 ha, położony w jednej z dolin erozyjnych nad Potokiem Prochowym w odległości 3 km od centrum Gdańska-Oliwy. Jest to jeden z 10 rezerwatów w Polsce północnej utworzonych w celu ochrony źródeł. W rezerwacie występują naturalne zbiorowiska łęgowe, źródlikowo zaroślowe i szuwarowe. Przedmiotem ochrony są zbiorowiska leśne lasów mieszanych nizinnych o zróżnicowanej strukturze gatunkowej i wiekowej.

3. Rezerwat „Zajęcie Wzgórze” – utworzony w 1983 roku, o powierzchni 11,74 ha, położony w leśnictwie Sopot. Celem ochrony jest kwaśna buczyna *Luzulo-Fagetum* z występującym starodrzewem w wieku 170-210 lat i dolnym piętnem bukowym. Sosny i dęby osiągają parametry zbliżone do pomnikowych; pierśnice 75-95 cm i wysokość w przedziale 20-30 m.

4. Rezerwat „Kacze Łęgi” – utworzony w 1983 roku, o powierzchni 8,97 ha, obejmuje teren wzdłuż rzeki Kaczej w leśnictwie Witomino. Celem ochrony w rezerwacie jest zbiorowisko łągu jesionowo-wiązowego i grądu pomorskiego z wieloma drzewami pomnikowymi.

5. Rezerwat „Cisowa” – utworzony w 1983 roku, powierzchnia 24,76 ha. Celem ochrony jest zachowanie fragmentu buczyny pomorskiej i łągu jesionowo-olszowego oraz stanowisk roślin rzadkich i chronionych. W rezerwacie położonym w dolinie strumienia dominują drzewostany mieszane z przewagą buczyn, głównie na siedlisku lasu świeżego.

6. Rezerwat „Lewice”- utworzony w 1988 roku, o powierzchni 22,90 ha. Położony na skraju kompleksu leśnego w pobliżu wsi Gowino. Środkową część chronionego terenu zajmuje rezerwat ścisły o powierzchni 5,33 ha, zajęty przez torfowisko wysokie z mszarem dolinkowym i bardzo rzadkimi gatunkami roślin. Pozostały obszar rezerwatu częściowego porastają drzewostany sosnowe z udziałem świerka i brzozy.

7. Rezerwat „Gałęzna Góra”- utworzony w 1990 roku, o powierzchni 34,06 ha. Położony na wzniesieniach morenowych w pobliżu Wejherowa, z najwyższym punktem o nazwie Zamkowa Góra (102 m n.p.m.). Znajdują się tam wały po wczesnośredniowiecznym grodzisku oraz ślady cmentarzyska kurhanowego. Celem ochrony jest zachowanie naturalnych zbiorowisk leśnych, głównie buczyny pomorskiej i rzadkich gatunków roślin oraz obiektów zabytkowych.

8. Rezerwat „Pełcznica” – o powierzchni 56,88 ha. Położony na terenie leśnictwa Przetoczyno, obejmuje obszar śródleśnych jezior lobeliowych wraz z otaczającymi je zbiorowiskami bagiennymi i drzewostanami.

9. Rezerwat „Wąwóz Huzarów” – utworzony w 2005 roku, o powierzchni 2,80 ha. Celem ochrony jest zachowanie stanowiska podrzenia żebrowca w naturalnym wąwozie w strefie krawędziowej wysoczyzny morenowej.

10. Rezerwat „Łęg nad Sweliną” – utworzony w 2005 roku, o powierzchni 13,65 ha. Celem ochrony są lasy łągowe i grądy oraz stanowiska gatunków rzadkich i chronionych w dolinie potoku Swelina.

11. Rezerwat „Dolina Strzyży” – utworzony w 2007 roku, o powierzchni 38,52 ha. Jest to rezerwat leśny, znajdujący się w leśnictwie Matemblewo. Powołany w celu

ochrony zbiorowisk łągowych i łągowych w dolinie potoku Strzyża oraz stanowisk roślin chronionych i rzadkich. Rezerwat posiada otulinę o powierzchni 39,31 ha.

Powierzchnia rezerwatów przyrody w Nadleśnictwie, według stanu na 31.12.2008r. wynosi 415,18 ha., co stanowi około 2% powierzchni leśnej Nadleśnictwa.

Rezerваты przyrody położone poza gruntami Nadleśnictwa

1. Rezerwat „Kępa Redłowska” – utworzony w 1938 roku, o powierzchni 118,16 ha, znajduje się na terenach komunalnych miasta Gdyni. Celem ochrony jest zachowanie fragmentu nadmorskiego krajobrazu z resztkami naturalnego lasu bukowego i mieszanego rosnącego na zboczu klifu i na wzniesieniach rezerwatu. W rezerwacie tym występują naturalne stanowiska jarzębu szwedzkiego.

2. Rezerwat „Mewia Łacha” – utworzony w 1991 roku, o powierzchni 150,46 ha. Obejmuje obszary stożka ujściowego przekopu Wisły po obu jej stronach. Celem ochrony jest zachowanie kolonii łągowych rzadkich gatunków rybitw, miejsc łągowych, odpoczynku i żerowania ptaków siewkowatych i blaszkodziobych. Oprócz ochrony ptaków rezerwat ma na celu również ochronę krajobrazu stożka ujściowego Wisły.

3. Rezerwat słonorośli nadmorskich „Beka” – utworzony w 1988 roku, o powierzchni 193,01 ha. Obejmuje obszar łąk i pastwisk oraz odcinka ujściowego rzeki Redy. Celem ochrony jest zachowanie awifauny łąkowej i przelotnej oraz wilgotnych słonych łąk, tzw. słonaw.

Trójmiejski Park Krajobrazowy

Trójmiejski Park Krajobrazowy utworzono w 1979 roku. Obecnie powierzchnia jego wynosi 19930 ha, a powierzchnia otuliny – 16542 ha. W zasięgu TPK znajduje się około 85 % gruntów należących do Nadleśnictwa Gdańsk (17670,56 ha). Szczegółowe wytyczne w sprawie zakazów, ograniczeń i obowiązków dotyczących Parków Krajobrazowych zawarte są w Rozporządzeniu Wojewody Gdańskiego nr 5/94 z dnia 08.11.1994 roku.

Nas obszarze Parku stwierdzono występowanie 283 gatunków podlegających ochronie ścisłej: 51 gatunków roślin, 58 gatunków grzybów i porostów, 30 gatunków bezkręgowców, 1 gatunek minoga, 13 gatunków płazów, 5 gatunków gadów, 108 gatunków gniazdujących ptaków i 17 gatunków ssaków, a także 181 gatunków wpisanych na czerwone listy gatunków zagrożonych w Polsce: 36

gatunków roślin, 109 gatunków grzybów i porostów, 28 gatunków bezkręgowców, 1 gatunek minoga, 2 gatunki płazów i 3 gatunki ptaków.

W TPK znajduje się 13 jezior o powierzchni ponad 1 ha, w tym 5 lobeliowych. Teren rozcinają liczne potoki, często o charakterze górskim, najważniejsze z nich to: Cedron, Zagórska Struga, Cisowska Struga, Kaczy Potok, Potok Oliwski, Ewelina, Strzyża. W zasięgu terytorialnym TPK znajduje się 14 obiektów wpisanych do rejestru zabytków.

Obszar Chronionego Krajobrazu Wyspy Sobieszewskiej

Obszar ten o powierzchni całkowitej 1228 ha (w tym 974,50 ha w Nadleśnictwie Gdańsk), obejmuje tereny leśno-wydmowe, podmokłości i rozlewiska fragmentu Mierzei Wiślanej w rejonie Sobieszewa. Północno-wschodnia i północno-zachodnia część chronionego obszaru jest miejscem gniazdowania i przelotu ptaków (rezerwaty: „Ptasi Raj” i „Mewia Łacha”).

Drzewostany na Wyspie Sobieszewskiej, ze względu na charakter wydmowy i zagrożenie ze strony fal morskich, zaliczono w całości do glebochronnych. Tereny te stanowią miejsce masowego wypoczynku ludności, turystyki oraz zaplecze rekreacyjne Gdańska.

Obszar Chronionego Krajobrazu Żuław Gdańskich obejmuje fragmenty południowej części Wyspy Sobieszewskiej. Obszar ten znajduje się w zasięgu terytorialnym Nadleśnictwa Gdańsk, ale obejmuje grunty nieleśne. Zasadniczym walorem krajobrazu jest tu silnie rozbudowana sieć hydrologiczna i namuły wiślane.

Obszary Natura 2000

Obszar specjalnej ochrony ptaków

1. Obejmuje teren o nazwie „Ujście Wisły” i powierzchni 188,86 ha. Kod obszaru PLB220004. W skład obszaru wchodzi dwa rezerwaty przyrody: „Ptasi Raj” i „Mewia Łacha”. Mozaika siedlisk w rezerwatach obejmuje przymorskie, płytkie, słodkowodne jeziora, rozległe płaty szuwaru trzcinowego oraz piaszczyste mierzeje. Znaczne fragmenty terenu zajmują wydmy, pokryte typową roślinnością wydmy białej lub szarej.

Na obszarze tym stwierdzono co najmniej 22 gatunki ptaków wodno – błotnych odbywających tu lęgi i przynajmniej 120 gatunków ptaków wodno – błotnych w okresie nielegowym, 11 gatunków znajduje się na liście w Polskiej Czerwonej Księdze. W okresie wędrówek ptaki wodno – błotne występują w koncentracjach powyżej 20 000 osobników.

Specjalne obszary ochrony siedlisk

1.,,Mawra- Bagno Biała". Kod obszaru PLH220016, powierzchnia 295,39 ha.

Na obszarze występują cenne starodrzewie bukowe i mieszane z domieszką buka. Dobrze zachowały się torfowiska wysokie i przejściowe z fitocenozy boru bagiennego i brzeziny bagiennnej, w tym z wieloma gatunkami zagrożonymi i chronionymi prawnie.

Stwierdzono także cenne obiekty archeologiczne – pozostałości wczesno-średniowiecznego grodziska i cmentarzyska kurhanowego. Obszar ten w całości znajduje się na terenie Trójmiejskiego Parku Krajobrazowego i Leśnego Kompleksu Promocyjnego Lasy Oliwko- Darżlubskie. Ponadto obejmuje rezerwat przyrody: „Gałęzna Góra” i „Lewice”.

2.,,Pełcznica". Kod obszaru PLH220020, powierzchnia 253,06 ha.

Obszar ten obejmuje grupę jezior oligotroficznym i lobeliowych otoczonych lasami bukowym. Wśród nich znajdują się zagłębienia bezodpływowe zajęte przez śródlądne jeziora lobeliowe Pałsznik i Wygoda oraz jezioro Krypko. Są to jeziora oligotroficzne o specyficznych właściwościach fizykochemicznych i rzadkimi zbiorowiskami roślinnymi z porybinem jeziornym (*Isoetes lacustris* L.) i kolczastym (*Isoetes setacea* L.) oraz lobelią jeziorną (*Lobelia dortmana* L.). W bezpośrednim otoczeniu jezior występują torfowiska wysokie i przejściowe, w części porośnięte borami i brzezynami bagiennymi. Roślinność obszaru składa się ponadto ze zbiorowisk szuwarowych, lasów liściastych i mieszanych oraz borów sosnowych. Licznie występują również gatunki roślinności łąkowej. Na obszarze tym występują cenne gatunki roślin zagrożonych, reliktowych i objętych ochroną prawną, w tym elisma wodna (*Luronium natans* L.).

Obszar ten w całości znajduje się na terenie Trójmiejskiego Parku Krajobrazowego i Leśnego Kompleksu Promocyjnego Lasy Oliwko- Darżlubskie. Ponadto obejmuje rezerwat przyrody: „Pełcznica”.

3.,,Ostoja w Ujściu Wisły". Kod obszaru PLH220044, powierzchnia 883,51 ha.

Obszar ten obejmuje dwa spośród kilku lejkowatych ujść utworzonych przez ramiona największej polskiej rzeki Wisły, tzw. Wisły Śmiałej koło Sobieszewa i Przekop koło Mikoszewa, a także otaczającymi je piaszczystymi terenami fragmentami porośniętymi lasem. Do obszaru należą także wody przybrzeżne mające znaczenie dla ptaków. Mimo silnej presji ludzkiej i znacznego przekształcenia terenu, dobrze zachowały się niektóre zbiorowiska roślinne związane z wydmami. Obszar ten obejmuje dwa rezerwat przyrody, utworzone dla ochrony ptaków: „Ptasi Raj” i „Mewia Łacha”. Stanowi także część OSO (tzw. „ptasiego”) obszaru Natura 2000 PLB220004.

Pomniki przyrody

Na terenie Nadleśnictwa istnieje 118 pomników przyrody. W większości są to pojedyncze drzewa, grupy drzew i głązy. Zestawienie pomników przyrody przedstawia tabela 3.

Tab. 3. Zestawienie pomników przyrody w Nadleśnictwie Gdańsk

Lp.	Wyszczególnienie	Nadleśnictwo Gdańsk
		Ilość pomników/egzemplarzy
1.	Pojedyncze drzewa	59/59
2.	Drzewa zrosnięte	4/8
3.	Grupy drzew i aleje	13/50
4.	Głązy	37/47
5.	Drzewa z gładem	2/2
6	Bluszcz	2/2
7	Podgrzybek pasożytniczy	1 – 0,15 ha
	Razem	118/168

W zasięgu terytorialnym, na gruntach innych własności, znajdują się również pomniki przyrody. Liczba tych cennych przyrodniczo obiektów wynosi 210. Ponadto w trakcie inwentaryzacji urzędniowej wytypowano 73 obiekty o cennych walorach przyrodniczych: pojedyncze i zrosnięte drzewa oraz grupy drzew o cechach zbliżonych do pomnikowych, pomnikowych także głązy.

Stanowiska dokumentacyjne

W obrębie Nadleśnictwa nie ma stanowisk dokumentacyjnych. Natomiast poza gruntami Nadleśnictwa utworzono dwa takie stanowiska:

1. Klif Oksywski – odcinek klifowy Kępy Oksywskiej długości około 1800 m,
2. Odkrywka po eksploatacji żwiru we wsi Kazimierz.

Użytki ekologiczne

W Nadleśnictwie wyodrębniono 9 użytków ekologicznych o łącznej powierzchni 14,28 ha.

Wykaz tych użytków przedstawia tabela 4.

Zespoły przyrodniczo-krajobrazowe

Na terenie Nadleśnictwa Gdańsk wyznaczono dwa zespoły przyrodniczo-krajobrazowe:

1. Dolina Potoku Toruńskiego,
2. Dolina Strzyży.

W Planie Ochrony TPK przewiduje się utworzenie kolejnych pięciu zespołów przyrodniczo-krajobrazowych.

Tab. 4. Wykaz użytków ekologicznych w Nadleśnictwie Gdańsk

Nazwa	Powierzchnia w ha	Numer w rejestrze	Rodzaj i cechy użytku
Nowiński Moczar	0,30	299	torfowisko przejściowe
Szuwary Jeziora Wyspowskiego	0,53	300	
Wypowska Łąka	0,33	301	mokra łąka nad brzegiem jeziora
Miętowe Bagienko	0,28	302	torfowisko przejściowe z gniazdami żurawi
Okuniewko	0,89	303	torfowisko przejściowe z gniazdami żurawi
Żabno	2,32	339	zbiornik dystroficzny okolony płem torfowym
Sopieszyńska Młaka	2,55	340	torfowisko przejściowe
Borowe Oczko	6,60	341	zbiornik dystroficzny okolony płem torfowym
Salwinia w Owczarni	0,48	342	stanowisko salwinii pływającej w zbiorniku po eksploatacji torfu

Ochrona gatunkowa roślin, zwierząt i grzybów

Według najnowszych danych, na terenie Nadleśnictwa występuje około 850 gatunków flory naczyniowej. Ścisłej ochronie podlega 49 gatunków, a 17 podlega ochronie częściowej.

Fauna Nadleśnictwa nie jest całkowicie rozpoznana, zwłaszcza świat owadów. Źródła wymieniają 39 gatunków ptaków, 13 gatunków płazów, 5 gatunków gadów, 20 gatunków ryb, 1 gatunek minoga.

W Nadleśnictwie wyznaczono 1 strefę ochronną gniazda bielika, w przygotowaniu jest strefa ochronna kani rudej. Istnieje także strefa ochronna ważki – iglicy małej.

KOSZTY OCHRONY LASU W NADLEŚNICTWIE GDAŃSK

Koszty ochrony rezerwatów

Prace wykonywane w rezerwach przyrody przez Nadleśnictwo polegają głównie na porządkowaniu terenu (zbieranie i wywóz śmieci), naprawie lub wymianie tablic informacyjnych. Poniesione koszty przedstawia tabela 5.

Tab. 5. Koszty ochrony przyrody w rezerwach Nadleśnictwa Gdańsk

Lata	Koszty ochrony rezerwatów w zł	Zwrot kosztów z budżetu państwa	
		zł	%
2006	6600	6600	100
2007	7300	0	0
2008	6600	5000	75

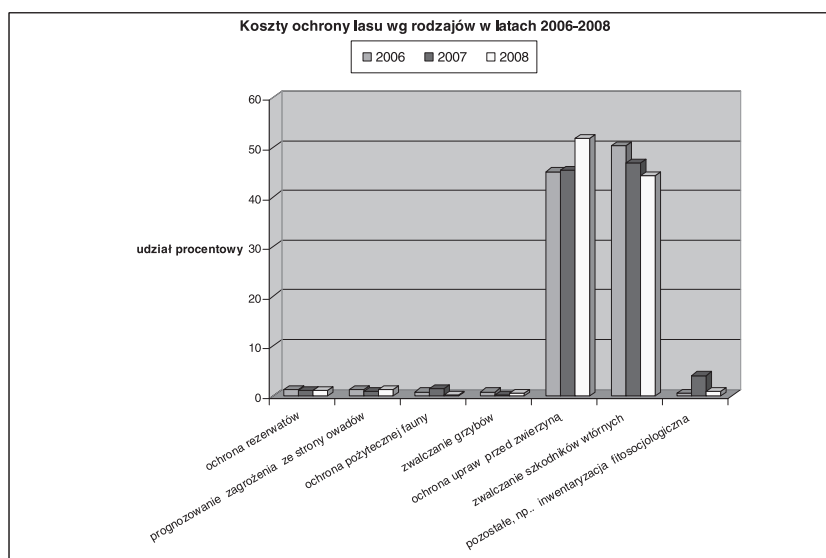
Koszty ochrony lasu

Koszty ochrony lasu obejmujące prognozowanie zagrożeń ze strony owadów, zwalczanie szkodników owadzych, grzybowych, ochrona przed zwierzyną, przedstawia tabela 6.

Tab. 6. Koszty ochrony lasu w Nadleśnictwie Gdańsk

Lata	Koszty ochrony lasu ogółem w zł	Koszty ochrony lasu według rodzajów czynności w zł						
		Ochrona rezerwatów	Prognozowanie zagrożenia ze strony owadów	Ochrona pożytecznej fauny	Zwalczanie grzybów	Zwalczanie szkodników wtórnych	Ochrona upraw przed zwierzyną	Pozostałe, np. inwentaryzacja fitosocjologiczna
2006	572391	6617	7690	4506	4536	288387	257986	2669
2007	663363	7301	6405	9967	1473	310544	300983	26990
2008	674536	6621	9136	895	3221	298914	349749	6000

Obrazowo wykonanie kosztów w poszczególnych rodzajach czynności obejmujących ochronę lasu przedstawia rycina 2.



Ryc. 2. Koszty ochrony lasu w Nadleśnictwie Gdańsk według rodzajów czynności

Tab. 7. Udział procentowy poszczególnych rodzajów kosztów ochrony lasu

Lata	Koszty ochrony lasu według rodzajów czynności						
	Udział poszczególnych kosztów w % w stosunku do kosztów ogółem						
	Ochrona rezerwatów	Prognozowanie zagrożenia ze strony owadów	Ochrona pożytecznej fauny	Zwalczanie grzybów	Ochrona upraw przed zwierzyną	Zwalczanie szkodników wtórnych	Pozostałe, np. inwentaryzacja fitosocjologiczna
2006	1,2	1,3	0,8	0,8	45,1	50,4	0,5
2007	1,1	0,9	1,5	0,2	45,4	46,8	4,1
2008	1,0	1,3	0,1	0,5	51,9	44,3	0,9

Powyższa analiza przedstawia strukturę kosztów ochrony lasu w Nadleśnictwie. Na całym obszarze tegoż Nadleśnictwa prowadzone są zabiegi gospodarcze mające na celu nie tylko ochronę najcenniejszych fragmentów lasu w rezerwachach, ale kompleksową ochronę lasu, czyli przyrody.

PODSUMOWANIE

W Nadleśnictwie Gdańsk występuje 9 z 10 form ochrony przyrody, wymienionych w Ustawie z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Formalnie obiekty te są uznane za ochronne od stosunkowo niedługiego czasu. Dla przyrody okres kilku, czy nawet kilkudziesięciu lat może charakteryzować się niewielkimi zmianami. Fakt, iż na terenie Nadleśnictwa zachowały się tak liczne i cenne przyrodniczo obiekty, świadczy o tym, że leśnicy od wielu pokoleń zajmowali się ochroną przyrody. Gospodarka leśna była ukierunkowana na zachowanie trwałości lasów, co przekazują wspomniane źródła historyczne.

Dorobek wieloletniej pracy leśników należałoby bardziej eksponować. Lasy Nadleśnictwa Gdańsk, uznane w całości za ochronne, prowadzą racjonalną gospodarkę opartą na zasadach powszechnej ochrony lasów, trwałości utrzymania lasów, ciągłości i zrównoważonego wykorzystania wszystkich funkcji lasów, powiększania zasobów leśnych, zgodnie z Ustawą o lasach z dnia 28 września 1991 r.. Społeczeństwo, często nieświadome tego, że leśnicy racjonalnie gospodarują w lasach, postrzega niesłusznie, prawidłowo prowadzoną gospodarkę, jako rabunkową. Działania promujące właściwe zarządzanie zasobami przyrody przez leśników są niezbędne, zwłaszcza w sytuacji negatywnego postrzegania prac prowadzonych w lasach gospodarczych.

Poza Państwowym Gospodarstwem Leśnym Lasy Państwowe, istnieją inne instytucje państwowe zajmujące się ochroną przyrody. W przedmiotowym terenie jest to Trójmiejski Park Krajobrazowy, Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska,

inspekcje ochrony środowiska przy urzędach miejskich i powiatowych. Instytucje te pełnią rolę nadzoru i opiniodawczą. Nie dysponują one budżetem na ochronę konkretnych obiektów przyrodniczych. Realizowane przez nich prace skupiają się na opracowaniu planów ochrony. Większość kosztów ochrony lasu ponosi Nadleśnictwo. W planie jest utworzenie kolejnych rezerwatów, między innymi „Dolina Zagórskiej Strugi”, „Dolina Radości”. Wiadomo, że warto i należy chronić cenne przyrodniczo, zbliżone do naturalnych fragmenty lasu, ale należy również brać pod uwagę koszty utworzenia i utrzymania chronionych obiektów.

LITERATURA I ŹRÓDŁA

1. Program ochrony przyrody Nadleśnictwa Gdańsk 2005-2014.
2. Plan urządzenia lasu Nadleśnictwa Gdańsk według stanu na dzień 01.01.2005 rok.
3. Plany ochrony rezerwatów: „Ptasi Raj”, „Źródlika w Dolinie Ewy”, „Kacze Łęgi”, „Zajęcze Wzgórze”, „Cisowa”, „Lewice”, „Gałęźna Góra” z 1995 roku.
4. GUS – Rocznik statystyczny województwa pomorskiego, 2007.
5. Baza SILP Nadleśnictwa Gdańsk.
6. Mapa ochrony przyrody w Nadleśnictwie Gdańsk; opracowanie Nadleśnictwa z 2008 roku.
7. Trójmiejski Park Krajobrazowy – www.tpkgdansk.pl

Mariusz Brunka

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

ROZDZIAŁ VII

OCENA SKUTECZNOŚCI REZERWATOWEJ FORMY OCHRONY PRZYRODY NA PRZYKŁADZIE NADLEŚNICTWA WOZIWODA

WSTĘP

Ochrona przyrody pojmowana współcześnie wykształciła się w wyniku wielowiekowych zmian stosunku człowieka do środowiska jego życia. Najdawniejsze troski o trwałość przyrody wyrażały się w datującej się od czasów Bolesława Chrobrego ochronie bobra, we wprowadzonym za panowania Władysława Jagiełły w 1423 r. prawie chroniącym cisa, jak również ogłoszonemu w 1443 r. ograniczeniu polowania na dzikie konie, łosie i tury. Początek ruchu ochrony przyrody sięga przełomu XVIII i XIX wieku i wiąże się z wprowadzeniem pojęcia pomnika przyrody przez A. Humboldta (1769–1859).

W dniu 10 marca 1934 r. uchwalono pierwszą polską ustawę o ochronie przyrody dzięki której ukształtował się oryginalny, polski system ochrony przyrody. Stopniowo ochrona przyrody przyjmowała kierunek biocenotyczny rozszerzając ochronę na całe zbiorowiska przyrodnicze na określonych terenach, utworzono pierwsze parki narodowe oraz rezerваты przyrody. Aktualnie są to podstawowe formy przestrzenne realizowania ochrony przyrody.

Rezerваты przyrody zgodnie z ustawą o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. są to obszary zachowane w stanie naturalnym lub mało zmienionym, ekosystemy, ostoje i siedliska przyrodnicze, a także siedliska roślin, siedliska zwierząt i siedliska grzybów oraz twory i składniki przyrody nieożywionej wyróżniające się szczególnymi wartościami przyrodniczymi, naukowymi, kulturowymi lub walorami krajobrazowymi.

Bory Tucholskie, na przykładzie których została napisana ta praca, to największy zalesiony obszar w Polsce (Barcikowski i in. 1999). Rosnący tu prawie jednolity bór sosnowy jest dziełem gospodarki człowieka, często nieprzemyślanej, rabunkowej, krótkowzrocznej. A jednak w monotonii borów zachowały się relikty dawnej szaty leśnej tej ziemi, prawdziwe perły, które zostały zamienione na

rezerwy przyrody. Są to najcenniejsze zbiorowiska Borów Tucholskich, a każda spędzona w nich chwila jest pożyteczną lekcją przyrody.

CEL I METODYKA

Podstawowym celem pracy jest przedstawienie istniejących rezerwatów na terenie nadleśnictwa Woziwoda, wskazanie celów ochrony, wskazanie różnorodności biologicznej oraz ocena skuteczności tej formy ochrony przyrody. Ponadto w pracy tej zostaną przedstawione propozycje dalszego rozszerzenia tej formy ochrony przyrody i objęcia nią dalszych części terenu. Rezerwy przyrody na terenie Lasów Państwowych są najważniejszą formą ochrony obszarowej. W rezerwach stosuje się ochronę ścisłą (czyli bierną) oraz częściową (czyli czynną).

Rezerwy ścisłe mają na celu pozostawienie całkowitej swobody biegowi procesów ekologicznych, ewolucyjnych, geologicznych i innych na obszarze rezerwatu, dlatego wyklucza się wszelką ingerencję w te procesy i stan składników przyrody. Wyklucza się poprawianie, ratowanie, kierowanie procesami i życiem organizmów, cały zaś wysiłek skupia się na zabezpieczeniu rezerwatu przed zakłóceniami zewnętrznymi.

Rezerwy częściowe mają na celu utrzymanie istniejącego stanu przyrody (np. stanowiska jakiegoś gatunku rośliny lub zwierzęcia, ekosystemu murawowego lub torfowiskowego itp.), albo osiągnięcie jakiegoś postulowanego stanu (np.: lasu z różnozielonym drzewostanem zgodnym z siedliskiem w miejsce obecnego lasu, z drzewostanem ujednoliconym w uprawie i niezgodnym z siedliskiem). W rezerwach częściowych dopuszczalne są więc czynności i działania ingerujące w stan przyrody lub bieg procesów np.: usuwanie niektórych drzew, odsłanianie młodych drzewek, ułatwianie obsiewu i odnawiania się drzew, a nawet sadzenie drzew, usuwanie roślin lub zwierząt konkurujących z gatunkiem ochranianym w rezerwacie, koszenie lub wypasanie, eliminowanie zarośli, regulacja populacji niektórych zwierząt, zmiana stosunków wodnych itp. Zabiegi te mają na celu osiągnięcie celów ochrony.

Praca ta szeroko omawia zagadnienia ochrony rezerwatowej i została napisana na podstawie własnej obserwacji oraz przeprowadzonej inwentaryzacji i licznych wizji w terenie jak również w oparciu o obszerną literaturę, artykuły i materiały konferencyjne. Wszystkie zawarte zdjęcia wykonane zostały przez autora pracy.

OCENA SKUTECZNOŚCI OCHRONY PRZYRODY PRZEZ FORMĘ REZERWATOWĄ

Rezerваты przyrody obok parków narodowych są podstawowymi formami przestrzennymi realizowania ochrony przyrody. Wymienione kategorie obszarów chronionych różnią się między sobą przede wszystkim niejednakowym zakresem wyznaczonych im celów ochrony, które w parkach narodowych są złożone i mają charakter całościowy podczas gdy w rezerwach są one z reguły określone w sposób bardziej szczegółowy i różnicujący. Na terenach Lasów Państwowych rezerваты przyrody są najważniejszą formą ochrony obszarowej.

Rezerwat przyrody jest to obszar obejmujący zachowane w stanie naturalnym lub mało zmienionym ekosystemy, w tym siedliska przyrodnicze, a także określone gatunki roślin i zwierząt bądź też elementy przyrody nieożywionej mające istotną wartość ze względów naukowych, przyrodniczych, kulturowych lub krajobrazowych. Wokół rezerwatu może być tworzona otulina, zabezpieczająca chroniony obszar przed szkodliwym oddziaływaniem czynników zewnętrznych. Tworzenie rezerwatów należy do kompetencji wojewody. Wojewoda powołując rezerwat, określa jego nazwę, położenie, szczególne cele ochrony, ograniczenia, zakazy i nakazy oraz organ sprawujący bezpośredni nadzór nad rezerwatem. Może również wyznaczyć otulinę. Ze względu na cel ochrony można wyróżnić następujące typy rezerwatów:

1. **rezerваты biocenotyczne**, w których chroniona jest cała biocenoza, czyli zespoły roślinne i zwierzęce w swoich naturalnych środowiskach. Do tej kategorii należą rezerваты leśne, stepowe, słonoroślne, torfowiskowe i wodne;
2. **rezerваты florystyczne**, obejmujące stanowiska rzadkich i chronionych gatunków roślin zielnych, krzewów i drzew, a także gatunków endemicznych i reliktowych;
3. **rezerваты faunistyczne**, do których należą rezerваты tworzone dla ochrony zagrożonych lub rzadkich gatunków ssaków, ptaków, gadów, mięczaków i owadów;

Tab. 1. Zestawienie powierzchni rezerwatów przyrody ścisłych i częściowych w Polsce według stanu na dzień 31.12.2007 r. (Rocznik Statystyczny za 2007 r.)

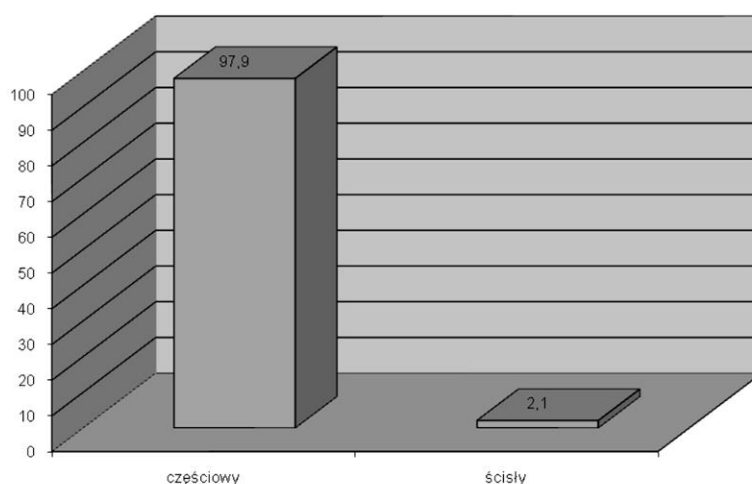
Lp.	Rezerwat	Powierzchnia	
		ha	%
1.	Częściowy	165329	97,9
2.	Ścisły	3469	2,1
	Ogółem	168798	100,0

4. **rezerwy przyrody nieożywionej**, chroniące odkrywki geologiczne, zjawiska krasowe, profile glebowe, formy erozyjne;

5. **rezerwy krajobrazowe**, powoływane w celu zachowania charakterystycznych krajobrazów naturalnych, często z zabytkami historycznymi lub kultury materialnej.

W rezerwach stosuje się ochronę ścisłą (czyli bierną) oraz częściową (czyli czynną). W rezerwach ścisłych obowiązuje ochrona ścisła. Wszystkie procesy naturalne przebiegają bez ingerencji ze strony człowieka. Rezerwy ścisłe tworzone są na obszarach, na których osiągnięcie lub zrealizowanie celu ochrony nie wymaga aktywnych działań. W rezerwach takich chronione są najczęściej naturalne zbiorowiska leśne w końcowym stadium sukcesji, a także obszary objęte ochroną w celu zabezpieczenia i śledzenia przebiegu spontanicznych procesów przyrodniczych. Ochrona ścisła stosowana jest rzadko, gdyż zmiany środowiskowe powodowane przez człowieka modyfikują warunki przyrodnicze, co w efekcie może negatywnie oddziaływać na obiekt chroniony (ryc. 1).

Znacznie częściej niż rezerwy ścisłe tworzone są rezerwy częściowe, czyli takie, w których prowadzone są działania na rzecz zachowania konkretnego obiektu ochrony. Klasycznymi przykładami prac ochronnych w rezerwach jest przebudowa drzewostanów, wykaszanie lub wypasanie łąk, odtwarzanie zachwianych stosunków wodnych. W rezerwach częściowych dopuszcza się prowadzenie działalności gospodarczej, o ile nie koliduje ona z zachowaniem obiektu ochrony. W rezerwach częściowych ochrona realizowana jest na podstawie planów ochrony, przygotowywanych na 20 lat. Opracowania takie



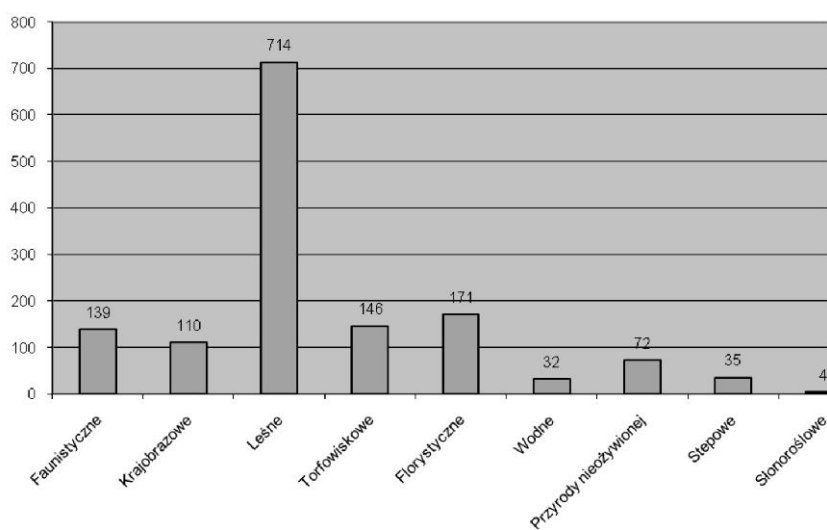
Ryc. 1. Procentowy udział rezerwatów przyrody: ścisłych i częściowych w Polsce

zawierają wykaz i harmonogram działań niezbędnych dla utrzymania celu ochrony, a także wyszczególniają prace, których na terenie rezerwatu nie wolno prowadzić. Zgodnie z treścią ustawy o ochronie przyrody plany ochrony rezerwatów powinny uwzględniać ocenę stanu przyrody, skuteczność dotychczasowych sposobów ochrony, aktualne zagrożenia oraz uwarunkowania społeczne i gospodarcze. Ustalenia zawarte w planach ochrony muszą być uwzględnione w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego. Zgodnie z art. 54 ustawy o lasach wykonywanie ochrony przyrody na podstawie planów jest obowiązkiem zarządcy terenu. Oznacza to, że za realizację zapisów planów ochrony w rezerwach utworzonych na terenie Lasów Państwowych odpowiadają leśnicy. Realizacja zleconych przez wojewodę prac w rezerwach częściowych powinna być finansowana dotacjami celowymi z budżetu państwa.

Obecnie w Lasach Państwowych znajduje się 1423 rezerwatów przyrody, zajmujących powierzchnię 168798 ha według stanu na dzień 31.12.2007 r. (Rocznik Statystyczny za 2007 r.). Rozmieszczenie ich nie jest przypadkowym zbiorem obiektów przyrodniczych objętych ochroną, lecz stanowią planowo rozmieszczoną sieć i są realizowane pod nazwą „racjonalnej sieci rezerwatów przyrody”. Jest oczywiste, że ma ona charakter otwarty i jest stopniowo uzupełniana w miarę rozwoju badań nad przyrodą kraju i rozpoznawania jej walorów, godnych objęcia tą formą ochrony (ryc. 2).

Tab. 2. Zestawienie powierzchni rezerwatów przyrody rodzajami w Polsce według stanu na dzień 31.12.2007 r. (Rocznik Statystyczny za 2007 r.)

Lp.	Wyszczególnienie	Obiekty	Powierzchnia w hektarach					
			ogółem szt.	ogółem	w tym pod ochroną ścisłą	z ogółem w hektarach		
						Lasy	Pozostałe grunty	Przeciętna 1 obiektu
1.	Faunistyczne	139	38696	462	9106	29590	278	
2.	Krajobrazowe	110	38972	472	18910	20062	354	
3.	Leśne	714	63440	1478	60620	2820	89	
4.	Torfowiskowe	146	16427	817	9320	7107	113	
5.	Florystyczne	171	4503	201	2680	1823	26	
6.	Wodne	32	3973	5	671	3302	124	
7.	Przyrody nieożywionej	72	2220	25	1485	735	31	
8.	Stepowe	35	516	8	265	251	15	
9.	Słonoroślowe	4	51	-	-	51	13	
	Razem	1423	168798	3469	103057	65741	119	



Ryc. 2. Ilościowy udział poszczególnych rodzajów rezerwatów przyrody w Polsce

Najliczniejszą grupę polskich rezerwatów tworzą rezerwaty leśne, usytuowane głównie na terenach zarządzanych przez Lasy Państwowe. Stanowią one ponad połowę wszystkich obiektów ochronnych, w których chroni się głównie drzewostany o naturalnym lub półnaturalnym pochodzeniu i urozmaiconej, dobrze wykształconej strukturze. Większość rezerwatów leśnych ma status ochrony częściowej. Forma taka pozwala na skuteczniejszą realizację celów i zabiegów ochronnych.

W zagospodarowaniu rezerwatów przyrody na terenie Nadleśnictwa Woziwoda dominuje wprowadzenie ochrony w formie czynnej, jaką jest ochrona częściowa. Formą tą zostały objęte wszystkie rezerwaty w Nadleśnictwie Woziwoda. Zastosowanie takiej formy ochrony wiąże się z realizacją wyznaczonego celu ochrony. Pozostawienie przyrody „samej sobie” nie zawsze sprzyja osiągnięciu celu ochrony, najczęściej zaś konieczne jest określenie oddziaływania na przebieg procesów przyrodniczych.

Skuteczność rezerwatowej formy ochrony przyrody na terenie Nadleśnictwa Woziwoda przedstawia się następująco:

1. Rezerwat przyrody „Jezioro Zdręczno” – stan naturalności środowiska przyrodniczego jest ogólnie dobry. Badany obiekt wyróżnia się:

- naturalnymi fitocenozaami torfowisk wysokich, przejściowych i częściowo niskich oraz szuwarowych,
- znaczną grupą gatunków „specjalnej troski” (pod ochroną prawną, reliktowych, rzadkich i ginących w skali regionu i kraju, o specyficznym zasięgu itp.), występujących dość obficie w rezerwacie jak i otulinie.

Zagrożenia zewnętrzne i wewnętrzne dla przedmiotu ochrony są ogólnie niskie. Potencjalne zagrożenia zewnętrzne, jakie mogą wystąpić, związane są z gospodarką leśną w otoczeniu rezerwatu i penetracją ludzką w samym rezerwacie. Ustanowienie Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Bory Tucholskie” zakładającego utrzymanie walorów przyrodniczych lasu i prowadzenie gospodarki metodami opartymi na podstawach ekologicznych, zmniejsza w znacznym stopniu możliwość niekorzystnego oddziaływania na obiekt.

Rezerwat ten jest objęty ochroną częściową i w związku z powyższym dopuszczalna jest ochrona czynna mająca na celu utrzymanie w stanie równowagi zbiorowisk roślinnych torfowisk przejściowych i wysokich oraz utrzymanie stabilności mszaru sosnowego – *Sphagnetum magellanicum pinetosum*. W tym celu stosuje się według potrzeb rozluźnienie warstwy a/b na mszarze zwłaszcza sosnowym wycinając sukcesywnie najstarsze i najwyższe okazy sosny zwyczajnej. Dopuszczalna granica zwarcia tej warstwy to 30%. Chodzi o to, aby zagwarantować naturalny rozwój i trwanie „żywego” torfowiska wysokiego z zachowaniem w pełni procesów torfotwórczych. Poza tymi pracami w programie ochrony rezerwatu nie przewiduje się innych zadań do wykonania z wyjątkiem bieżącej konserwacji tablic informacyjnych i ostrzegawczych.

Istotnym zagadnieniem jest niedopuszczenie do zmiany warunków ekologicznych, a przede wszystkim do zmiany warunków wodnych w rezerwacie. Trwałe obniżenie poziomu wody w obiekcie doprowadziłoby do nieodwracalnego zaniku chronionych i rzadkich gatunków roślin oraz zespołów roślinności wodnej, szuwarowo–bagiennej i torfowiskowej. W tym celu należy utrzymywać drożność rowu doprowadzającego wodę z jeziora Sztuczno do jeziora Zdręczno. Czyszczenie i konserwacja rowu wykonywane są na bieżąco.

Otulinę rezerwatu stanowią monokultury sosnowe. Dlatego też wszelkie zabiegi gospodarczo–leśne w otulinie należy wykonywać pod kątem stopniowego przywracania zbiorowiskom leśnym cech naturalności, stosując jeśli to możliwe odnowienia naturalne. Zabiegi te wykonywane są zgodnie z wytycznymi dla Leśnych Kompleksów Promocyjnych. Z uwagi na charakter chronionego obiektu (rezerwat torfowiskowo–wodny) nie przewiduje się możliwości turystycznego wykorzystania rezerwatu, stąd nie widzi się konieczności szerokiego propagowania miejsca położenia rezerwatu.

2. Rezerwat przyrody „Jezioro Kozie” – stan naturalności środowiska przyrodniczego jest bardzo dobry. Środowisko przyrodnicze rezerwatu ma wybitne cechy naturalne, unikalne w skali regionu i kraju. Badany obiekt wyróżnia się:

- naturalnymi fitocenozy turzycowo–mszarnymi,

- dystroficznymi jeziorami w stanie równowagi ekologicznej,
- naturalnymi zespołami mszarów wysokotorfowiskowych,
- naturalnymi zespołami boru bagiennego,
- znaczną grupą gatunków „specjalnej troski” (pod ochroną prawną, rzadkich i ginących w skali regionu i kraju, o specyficznym zasięgu, itp.) występujących w licznych populacjach.

Podobnie jak w rezerwacie „Jezioro Zdręczno” zagrożenia zewnętrzne i wewnętrzne dla przedmiotu ochrony są ogólnie niskie. Potencjalne zagrożenia zewnętrzne, jakie mogą wystąpić, związane są z gospodarką leśną w otoczeniu rezerwatu i penetracją ludzką w samym rezerwacie. Ze względu na położenie



Ryc. 3. Rosiczki okrągłolistne w rezerwacie przyrody „Jeziora Kozie” w Leśnym Kompleksie Promocyjnym „Bory Tucholskie” i prowadzenie gospodarki metodami opartymi na podstawach ekologicznych, zmniejsza się możliwość niekorzystnego oddziaływania na obiekt.

Cały rezerwat objęty jest ochroną częściową, co umożliwia ochronę czynną mającą na celu utrzymanie w stanie dynamicznej równowagi zbiorowisk roślinnych na granicy bór bagienny (*Vaccinio uliginosi Pinetum*) – mszar sosnowy (*Sphagnetum magellanicum pinetosum*). W tym celu podobnie jak w rezerwacie „Jezioro Zdręczno” stosuje się według potrzeb rozluźnienie warstwy a/b na ple

a zwłaszcza na mszarze sosnowym wycinając sukcesywnie niektóre okazy sosny zwyczajnej, tak aby zwarcie tej warstwy wynosiło maksymalnie 30%. Chodzi o to aby przejście torfowiska wysokiego w mszar sosnowy – *Sphagnetum magellanicum pinetosum*, a tego z kolei w kontynentalny bór bagienny – *Vaccinio uliginosi pinetum* miało charakter płynny i stabilny i gwarantowało naturalny rozwój i trwanie „żywego” torfowiska wysokiego z zachowaniem w pełni procesów torfotwórczych.

Jest to rezerwat torfowiskowy i w związku z tym istotnym zagrożeniem jest niedopuszczenie do zmiany warunków ekologicznych, a zwłaszcza warunków wodnych w rezerwacie i na terenach przyległych. Odwodnienie terenu doprowadziłoby do nieodwracalnego zaniku chronionych i rzadkich gatunków roślin oraz zespołów roślinności wodnej i torfowiskowo–bagiennej (ryc. 3).

Rezerwat ten jest bardzo dobrym poligonem do prowadzenia badań i jest we właściwy sposób wykorzystywany do tego typu badań z zakresu siedliskoznawstwa, fitosocjologii, historii roślinności, badań nad wtórną i naturalną regeneracją zbiorowisk leśnych itp. Rezerwat przyrody „Jeziorka Kozie” ma szczególnie duże walory kwalifikujące go do rangi obiektu o istotnych wartościach dydaktycznych. Spełnia i może spełniać bardzo ważną rolę w kształceniu i wychowywaniu młodzieży szkolnej i akademickiej. Jest ten obiekt miejscem atrakcyjnych wycieczek przyrodniczych oraz zajęć terenowych z różnych dziedzin przyrodoznawstwa.

W skali kraju jest on jednym z kilkudziesięciu obiektów chroniących dystroficzne jeziora „suchary”, zbiorowiska roślinności wodnej, torfowisk przejściowych i wysokich oraz okalające je zbiorowiska borów bagiennych. Tego typu zbiorowiska w skali kraju występują rzadko. Rezerwat ten ma znaczenie ponadregionalne ze względu na skupienie trzech oddzielnych dystroficznych jezior z okalającymi je torfowiskami oraz jednego torfowiska porośniętego borem bagiennym. Wokół dystroficznych jezior, na niewielkiej powierzchni, występują naturalne zbiorowiska turzycowe i mszarne. Na terenie rezerwatu znajduje się wiele roślin chronionych, reliktowych i zagrożonych jak: rosiczka długolistna - *Drosera anglica*, rosiczka pośrednia - *Drosera intermedia*, rosiczka okrągłolistna - *Drosera rotundifolia*, bażyna czarna - *Empetrum nigrum*, przygielka brunatna - *Rhynchospora fusca*, żurawina drobnoowocowa - *Oxycoccus microcarpum* = *Vaccinium microcarpum*, grzybień pólnocny - *Nymphaea candida*, turzyca bagienna - *Carex limosa* i inne. Regionalne znaczenie obiektu polega na ochronie torfowisk zarastających strefę brzegową dystroficznych jezior (tzw. suchary). W regionie Borów Tucholskich obiekty te są bardzo ważnym elementem krajobrazu choć występują dość rzadko. Wiele z tych obiektów zostało zdewastowane melioracjami, część jednak zanikła w wyniku naturalnych procesów sukcesyjnych.

3. Rezerwat przyrody „Bagno Grzybna” – stan naturalności środowiska przyrodniczego jest ogólnie dobry. Wyróżnia się on:

- naturalnymi fitocenoząmi torfowisk wysokich, przejściowych i częściowo niskich,
- znaczną grupą gatunków „specjalnej troski” (pod ochroną prawną, reliktowych, rzadkich i ginących w skali regionu i kraju o specyficznym zasięgu itp.), występujących dość obficie.

Zagrożenia zewnętrzne i wewnętrzne rezerwatu są ogólnie niskie. Potencjalne zagrożenia zewnętrzne jakie mogą wystąpić są związane z gospodarką leśną w otoczeniu rezerwatu i penetracją ludzką. Podobnie jak w przypadku poprzednich rezerwatów ustanowienie Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Bory Tucholskie” korzystnie wpływa na ochraniający obiekt.

Ze względu na to, że obiekt objęty jest ochroną częściową zachowana jest dynamiczna równowaga zbiorowisk roślinnych na granicy torfowisk przejściowych i wysokich. W tym celu stosuje się według potrzeb rozluźnienie warstwy a/b zwłaszcza na mszarze sosnowym – *Sphagnetum magellanicum pinetosum*, wycinając najstarsze i najwyższe egzemplarze sosny zwyczajnej. Dzięki temu przejście torfowiska przejściowego w torfowisko wysokie ma „charakter płynny” i stabilny i gwarantuje naturalny rozwój i trwanie „żywego” torfowiska wysokiego z zachowaniem w pełni procesów torfotwórczych.

Rezerwat „Bagno Grzybna” jest rezerwatem torfowiskowym i w związku z tym istotnym zagadnieniem jest niedopuszczenie do zmiany warunków ekologicznych, a przede wszystkim do zmian warunków wodnych w rezerwacie i na terenach przyległych. W związku z tym wskazana jest w otulinie stopniowa eliminacja świerka z drzewostanu i podszytu, co w konsekwencji może zapobiec obniżeniu się poziomowi wód gruntowych i ich ustabilizowaniu w obiekcie ochrony. Usuwanie świerka wykonywane jest systematycznie i stopniowo. Ze względu na dużą penetrację obszaru rezerwatu przez zbieraczy runa leśnego, szczególnie w okresie dojrzewania owoców żurawiny konieczna jest jego ochrona przed tą penetracją.

W specyficznych warunkach siedliskowych rezerwatu występuje szereg wyspecjalizowanych i rzadkich gatunków roślin. Ostały się tu również jako relikty – przeżytki z minionych okresów klimatycznych np. relikty glacialne, gatunki przybyłe z północy, gatunki subatlantyckie i inne. Z gatunków niezbyt często spotykanych w florze polski zanotowano: przygielka biała - *Rhynchospora alba*, turzyca nitkowata - *Carex limosa*, bagnica torfowa - *Scheuchzeria palustris*, rosiczka okrągłolistna - *Drosera rotundifolia* a z bardzo rzadkich żurawina drobnokępkowa - *Oxycoccus microcarpus*, narecznica grzebieniasta - *Dryopteris*

cristata i fiołek torfowy - *Viola epipsila*. Z gatunków reliktowych na omawianym terenie występują trzcinnik leśny - *Calamagrostis stricta*, żurawina drobnokępkowa - *Oxycoccus microcarpus*, fiołek torfowy - *Viola epipsila*.

4. Rezerwat przyrody „Ustronie” – stan naturalności środowiska przyrodniczego rezerwatu jest dobry. Badany obiekt wyróżnia się:

- lasem mieszanym o charakterze naturalnym z bardzo starymi sosnami, dębami i bukami,
- naturalnym występowaniem jarzębu brekinia - *Sorbus torminalis*,
- znaczną grupą gatunków „specjalnej troski”- pod ochroną prawną, reliktowych, rzadkich i ginących w skali kraju itp.,
- występowaniem zasiedlonego gniazda bociana czarnego – *Ciconia nigra*.

Zagrożenia zewnętrzne i wewnętrzne rezerwatu są ogólnie niskie. Podobnie jak w przypadku poprzednich rezerwatów ustanowienie Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Bory Tucholskie” korzystnie wpływa na ochraniający obiekt.

Ze względu na to, że obiekt objęty jest ochroną częściową zachowana jest dynamiczna równowaga zbiorowisk roślinnych. W rezerwacie obecnie następuje powolny proces wydzielania się starodrzewia sosnowego opanowanego w znacznym stopniu przez grzyby. W jego miejsce następuje wyraźna sukcesja gatunków liściastych rozwijających się pod okapem górnego piętra drzewostanu głównie buka i graba. Proces ten przebiega w sposób naturalny i zapewnia ciągłość trwania drzewostanu, jest to naturalna przemiana pokoleń. Prawdopodobnie w ciągu najbliższych 10 – leci nastąpi tu wykształcenie się pierwotnego zbiorowiska leśnego. Dowodem tego jest stopniowy zmniejszający się udział starodrzewia sosnowego w zapasie drzewostanów. Z zachowanego opisu taksacyjnego wynika, że w 1956 r. stara sosna stanowiła około 50% zapasu, obecnie jej udział spadł do około 20%. Oceniając ogólnie stan tego rezerwatu można stwierdzić że nie zaszły tu w minionym 10 – leciu niekorzystne zmiany, które obniżyłyby jego wartości naukowe i dydaktyczne.

Teren rezerwatu pokryty jest bardzo urozmaiconym gatunkowo drzewostanem mieszanym o charakterze naturalnym, a obecny układ wiekowy zapewnia ciągłość trwania tego drzewostanu bez szczególnych zabiegów gospodarczych. W drzewostanie tym występuje naturalnie jarząb brekinia – *Sorbus torminalis*, który odnawia się naturalnie. Dlatego jednym z głównych celów ochrony jest stworzenie właściwych warunków ekologicznych dla rozwoju występujących tu egzemplarzy. Zabiegi pielęgnacyjne natomiast w drzewostanach powinny obejmować tylko usuwanie drzew chorych, obumarłych, złomów i wywrotów oraz powinny być ukierunkowane na usuwanie z nich elementów niewłaściwych dla

siedliska - daglezji, świerka. Bardzo ciekawym elementem przyrodniczym w rezerwacie jest występowanie zasiedlonego gniazda bociana czarnego - *Ciconia nigra*. Gniazdo to znajduje się na starym egzemplarzu dęba.

5. Rezerwat przyrody „Cisy nad Czerską Strugą” – stan naturalności środowiska przyrodniczego bardzo dobry. Badany obiekt wyróżnia się:

- naturalnym występowaniem cisa pospolitego - *Taxus baccata*,
- naturalnym odnawianiem się cisa pospolitego,
- występowaniem bardzo starych egzemplarzy cisa pospolitego,
- wielogatunkowym drzewostanem z przewagą gatunków liściastych z bardzo starymi bukami, lipami, dębami, brzoźami, daglezwami oraz świerkami i jodłami,
- znaczną grupą gatunków „specjalnej troski”- pod ochroną prawną, reliktowych, rzadkich i ginących w skali kraju itp.,

Potencjalne zagrożenia zewnętrzne, jakie mogą wystąpić, związane są z gospodarką leśną w otoczeniu rezerwatu i penetracją ludzką w samym rezerwacie. Ze względu na położenie w Leśnym Kompleksie Promocyjnym „Bory Tucholskie” i prowadzenie gospodarki metodami opartymi na podstawach ekologicznych, zmniejsza się możliwość niekorzystnego oddziaływania na obiekt.

Cały rezerwat objęty jest ochroną częściową, co umożliwia ochronę czynną mającą na celu utrzymanie w stanie dynamicznej równowagi zbiorowisk roślinnych. Występujący tu cis pospolity – *Taxus baccata*, odnawia się w sposób naturalny, co jest ogromną rzadkością w skali kraju i Europy. Występujące tu stare egzemplarze pochodzą prawdopodobnie z odnowienia sztucznego i zostały posadzone przez nieznanego leśnika na początku XIX w. Natomiast młode pokolenie cisów, które w rezerwacie występuje bardzo licznie powstało z odnowienia naturalnego. Naturalne odnawianie się cisa jest tutaj bardzo korzystnym zjawiskiem, a występowanie tu egzemplarzy w różnym wieku potwierdza, że przetrwa on tutaj w składzie tego drzewostanu.

Występujący tu drzewostan jest wielogatunkowy i wielowiekowy, co dodaje uroku rezerwatowi, a występujące tu cisy w różnym wieku tworzą specyficzny i niepowtarzalny klimat. W ramach zabiegów ochronnych przed penetracją ludzką najcenniejsza część rezerwatu została ogrodzona i pozwala na dalszy jego rozwój. W rezerwacie nie można dopuścić do pogorszenia warunków wilgotnościowych w glebie. Niewielkie pogorszenie tych warunków może być zgubne dla rozwoju nalu czy podrostu cisowego o nierozwiniętym jeszcze w pełni systemie korzeniowym. Inną przyczyną wyginięcia cisa mogą być warunki świetlne związane ze zbyt silnym ocienieniem dna lasu. Dlatego też zabiegi hodowlane

ukierunkowane powinny być na stworzenie warunków ekologicznych właściwych dla chronionego obiektu. Głównie chodzi tu o stworzenie odpowiednich warunków świetlnych w poszczególnych fazach jego rozwoju. W ramach tych zabiegów wykonano cięcia odsłaniające powodujące nadmierne ocienienie cisa. Wpływ na pozostałe czynniki ekologiczne, głównie wspomniane wcześniej warunki wodne jest w warunkach rezerwatu ograniczony. W partiach drzewostanu w których cis nie występuje wykonuje się zabiegi hodowlane zgodnie z zasadami hodowli lasu i wytycznymi dla Leśnych Kompleksów Promocyjnych. Występujące tu cisy wykazują dużą żywotność i zapewniają trwałość występowania.

6. Rezerwat przyrody „Dolina Rzeki Brdy” - stan naturalności środowiska przyrodniczego jest bardzo dobry. Badany obiekt wyróżnia się:

- niezwykle wysokimi walorami krajobrazowymi,
- występowaniem wielu osobliwości florystycznych regionu i kraju,
- różnorodnością siedlisk,
- bogactwem fauny zwłaszcza kręgowców,
- naturalnymi fitocenozy występującymi w dolinie rzeki Brdy,
- licznymi drzewami pomnikowymi,
- bogatą lichenoflorą.

Cały rezerwat objęty jest ochroną częściową, co umożliwia ochronę czynną mającą na celu utrzymanie w stanie dynamicznej równowagi zbiorowisk roślinnych. Na terenie rezerwatu zachowała się w wielu miejscach naturalna rzeźba doliny i przylegających do niej wysoczyzn. Dolina posiada tutaj niezwykle wysokie walory krajobrazowe. Jest ona przy tym bardzo zróżnicowana. Uwarunkowania geologiczne i rzeźba terenu w dużej mierze zdecydowały o dużej różnorodności ekosystemów i związanych z nimi zespołów roślinnych.

Zasoby przyrodnicze rezerwatu „Dolina rzeki Brdy” są bardzo bogate. Występuje tu wiele osobliwości florystycznych regionu i kraju. Różnorodność siedlisk spotęgował człowiek przekształcając naturalne ekosystemy w układy ekologiczne półnaturalne i antropogeniczne, jak np.: potorfia, lasy ze zmienionymi drzewostanami, użytki zielone, agrocenozy, szlaki komunikacyjne, siedliska ludzkie itd. Zasadlają je często gatunki obce dla naturalnych ekosystemów zwiększając pulę gatunkową, nie zawsze pożądaną. Różnorodność biotopów sprawia, że bogata jest tu również fauna kręgowców.

Obszar rezerwatu jest bardzo silnie zróżnicowany pod względem stopnia naturalności. Przy zachowaniu prawie w całości, poza miejscami, gdzie przebiegają szlaki komunikacyjne pierwotnych form morfologicznych i rzeźby terenu szata roślinna i związany z nimi świat zwierząt uległ w wielu miejscach silnym

przekształceniom antropogenicznym. Świadectwem dawnej puszczy nad Brdą są liczne drzewa pomnikowe, które zachowały się na całej długości rzeki w rezerwacie.

Największą powierzchnię rezerwatu zajmują lasy i to ich stopień naturalności będzie decydował w dalszym ciągu o jego randze ochroniarskiej. Aktualnie obserwuje się bardzo dużą „siłę regeneracyjną” zbiorowisk leśnych, zwłaszcza żyznych siedlisk, występujących na zboczach doliny. W starodrzewiach, gdzie kończy się wiek biologiczny sosny, jej miejsce w górnych piętrach zajmują drzewa liściaste – dęby, lipy, graby i inne. Pod nimi tworzą się kolejne piętra zbudowane przez właściwe dla potencjalnych zespołów gatunki. Następuje także różnicowanie się drzewostanu w lasach wilgotnych na dnie doliny. Zmniejsza się w nich udział olszy na rzecz wiązów, jesionów, jaworów i innych drzew. Dla tego typu zbiorowisk, gdzie proces regeneracji zachodzi w dużym tempie i we właściwym kierunku w planie ochrony przewidziano ochronę zachowawczą. Jedyne w miejscach, które już poddano przebudowie zaleca się kontynuację zabiegów hodowlanych.

Jednak na przeważającym obszarze rezerwatu procesy degeneracyjne w zbiorowiskach leśnych zaszły bardzo daleko. Podstawową ich przyczyną jest



Ryc. 4. Ośrodek edukacji przyrodniczo– leśnej w Nadleśnictwie Woziwoda

preferowane na prawie wszystkich siedliskach nasadzeń sosny. W niektórych miejscach zmiany zaszyły tak daleko, że struktura i skład florystyczny fitocenozy na żyznych siedliskach łąkowych nie odbiega prawie w niczym od borów mieszanym, a niekiedy nawet borów sosnowych.

Jak wyżej stwierdzono dużą wartość przyrodniczą i ochroniarską mają niektóre ekosystemy nieleśne – wodne, szuwarowe, półnaturalne - ekstensywnie użytkowane łąki, murawy, ciepłolubne i nitrofilne okrajki i inne. Ukształtowały się w nich specyficzne zespoły roślinne i zwierzęce, które zwiększają różnorodność biologiczną rezerwatu. Niektóre z nich są ostoją rzadkich, chronionych i zagrożonych roślin i zwierząt. Dlatego ich zachowanie jest bardzo istotne dla utrzymania zasobów przyrodniczych rezerwatów. W związku z tym na ogół zalecono na tego typu gruntach wszystkich własności ich utrzymanie w dotychczasowym stanie. Służyć temu mają tradycyjne metody gospodarowania, jak np. wykaszanie i wypasanie łąk. Inne ekosystemy, które w związku z zaniechaniem gospodarki rolnej są odłogowane powinny podlegać procesowi wtórnej sukcesji.

Bogata jest na terenie rezerwatu lichenoflora. Występuje tu dużo cennych gatunków, a mianowicie: brodaczka kędzierzawka – *Usnea subfloridana*, brodaczka kępkowa – *Usnea hirta*, brodaczka zwyczajna – *Usnea filipendula*, chrobotek najeżony – *Cladonia portentosa*, chrobotek reniferowy – *Cladonia rangiferina*, chrobotek leśny – *Cladonia arbuscula*, chrobotek smukły – *Cladonia ciliata*, płucnica zielonawa – *Cetraria chlorophylla*, płucnica płotowa – *Cetraria sepincola*, płucnica islandzka – *Cetraria islandica*, mąkla tarniowa – *Evernia prunastri*, odnożyca rynienkowata – *Ramalina calicaris*. Flora porostów nie jest jeszcze w pełni rozpoznana, dlatego zaleca się by w przyszłości została przeprowadzona gruntowna inwentaryzacja porostów, szczególnie w północnej części rezerwatu - głównie na odcinku Woziwoda - Rudzki Most. Jest bardzo prawdopodobne, że znajdują się tam także liczne stanowiska porostów uznanych za interesujące z różnych powodów. Dotychczasowe penetracje tego terenu pozwalają na sformułowanie takich przypuszczeń. Ponadto powinien zostać gruntownie przebadany lichenologicznie południowy (poniżej Piły – Młyn) fragment rezerwatu.

Z punktu widzenia ochrony wód rzecznych jednym z najbardziej istotnych zagrożeń dla ich jakości są zanieczyszczenia odprowadzane z Zakładu Hodowli Pstrąga w Mylofie. Od wielu lat nie poczyniono żadnych kroków w celu eliminacji lub chociaż ograniczenia emitowanych zanieczyszczeń, a co znacznie poprawiłoby jakość tych wód.

W rezerwacie „Dolina Rzeki Brdy” ochronie podlega jeden z najcenniejszych i najpiękniejszych fragmentów rodzimej przyrody województwa kujawsko-

pomorskiego. Utworzono go jednak nie dlatego by został odizolowany od ludzi, ale dlatego, by człowiek dzisiejszy i przyszłe pokolenia mogli cieszyć się jego wysokimi walorami przyrodniczymi i krajobrazowymi i wciąż podziwiać piękno jego zakątków.

Rezerwat jest doskonałym obiektem do badań naukowych. Może być i jest wykorzystywany na zajęciach z biologii, ekologii, botaniki, zoologii i innych dziedzin przyrodniczych, we wszystkich typach i poziomach szkół. Ze względu na umiejętne pogodzenie funkcji przyrodniczych i gospodarczych jest on szczególnie polecany jako środek dydaktyczny dla uczniów techników leśnych, studentów leśnictwa i ochrony środowiska. Spełnia także ważną funkcję w edukacji dorosłych. W jego najbliższym otoczeniu, w Woziwodzie znajduje się bogato wyposażony w pomoce naukowe „Ośrodek Edukacji Przyrodniczo–Leśnej” (ryc. 4), na którego potrzeby utworzono „Ścieżkę Przyrodniczo–Leśną”, biegnącą na dużym odcinku przez obszar rezerwatu. Wysokie walory krajobrazowe dzisiejszego rezerwatu były już dawno odkryte. Dlatego przez jego obszar poprowadzono kilka szlaków turystycznych. Do najbardziej atrakcyjnych szlaków wodnych w Polsce zalicza się Brdę meandrującą wśród lasów i bagien rezerwatu. Jednak ze względu na niezbyt dużą pojemność turystyczną, zagrożenia erozją stoków doliny, obecność gatunków roślin i zwierząt zagrożonych wyginięciem turystyka, rekreacja, wypoczynek, natężenie zajęć dydaktycznych i badań naukowych musi podlegać stałej kontroli. Grupy dydaktyczne i wycieczki mogą poruszać się na terenie rezerwatu, po wcześniej uzgodnionej trasie jedynie za zgodą gospodarzy terenu – kierownictwa nadleśnictw: Woziwoda i Tuchola. Ze względu na występowanie dużej ilości gatunków zwierząt, których miejscem rozrodu jest rezerwat spływy kajakowe powinny odbywać się jedynie w grupach zorganizowanych, pod opieką instruktora oraz przewodnika. Celowość i zakres badań naukowych powinny być ustalone z Wojewódzkim Konserwatorem Przyrody i realizowane dopiero po uzyskaniu jego zgody i zgłoszeniu ich w nadleśnictwach. Turyści indywidualni zobowiązani są do poruszania się po ściśle oznakowanych trasach turystycznych i stosowania się do zakazów i nakazów przyjętych w rozporządzeniu o powołaniu rezerwatu. Są one umieszczone na estetycznie wykonanych tablicach informacyjnych.

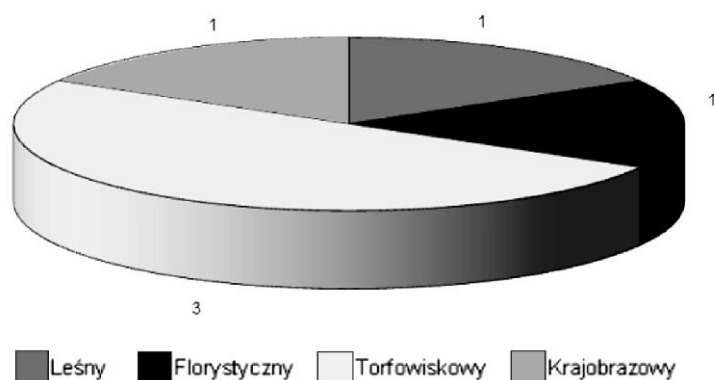
Podsumowując skuteczność rezerwatowej formy ochrony przyrody w Nadleśnictwie Woziwoda należy podkreślić, że sprawdza się ona i osiąga się cel ochrony w poszczególnych rezerwach różnych rodzajów (ryc. 5). Część z nich stanowi świetną bazę do prowadzenia badań naukowych i zajęć dydaktycznych. Przystosowane są one do przyjmowania turystów i osób przybywających na niedzielny wypoczynek. W rezerwach są wyznaczone trasy zwiedzania wyłącznie

po których mogą się oni poruszać np.: przez rezerwat „Dolina Rzeki Brdy” przebiega w dużej części ścieżka dydaktyczna przyrodniczo-leśna. Stosując tę formę ochrony przyrody zachowało się na terenie Nadleśnictwa Woziwoda wiele

Tab. 3. Zestawienie powierzchni rezerwatów przyrody rodzajami w Nadleśnictwie Woziwoda

Lp.	Wyszczególnienie	Obiekty	Powierzchnia	Forma
		szt.	ha	Ochrony
1.	Leśny	1	9,64	Częściowy
2.	Florystyczny	1	17,19	Częściowy
3.	Torfowiskowy	3	34,30	Częściowy
4.	Krajobrazowy	1	228,79 ¹⁾	Częściowy
	Razem	6	289,92	

1) na terenie Nadleśnictwa Woziwoda



Ryc. 5. Ilościowy udział poszczególnych rodzajów rezerwatów przyrody w Nadleśnictwie Woziwoda

gatunków fauny i flory rzadkich dla całych Borów Tucholskich, a niektóre nawet i Polski. Przykładem może być występowanie grzybienia północnego – *Nymphaea candida*, bażyny czarnej – *Empetrum nigrum* czy rosiczki okrągłolistnej – *Drosera rotundifolia*. Bardzo rzadkim zjawiskiem w naszym kraju jest naturalne odnowienie cisa pospolitego – *Taxus baccata*, które występuje w rezerwacie „Cisy nad Czerską Strugą”, czy występowanie zasiedlonego gniazda bociana czarnego - *Ciconia nigra* w rezerwacie „Ustronie”. Stosując tę formę ochrony przyrody udało zachować się naturalny las mieszany z jarzębem brekinia – *Sorbus torminalis*. Udało zachować się również niespotykane piękne walory krajobrazowe tego regionu. Meandrująca

rzeka Brda, starorzecza, strome skarpy, usuwiska, wyspy oraz wywroty przegradzające koryto czynią ten teren niezwykle urokliwym oraz nadają mu naturalny charakter.

Stosowanie we wszystkich rezerwach przyrody ochrony czynnej powoduje podniesienie jakości ochraniających obiektów, co jest bardzo korzystnym zjawiskiem. Dowodem tego jest ustępowanie miejsca ze składu gatunkowego starych sosen na rzecz gatunków liściastych co ma miejsce w rezerwacie „Ustronie” i „Dolina Rzeki Brdy”.

DYSKUSJA

W zagospodarowaniu rezerwatów dominuje wprowadzenie ochrony w formie czynnej, jaką jest ochrona częściowa, której zastosowanie wiąże się z realizacją wyznaczonego celu ochrony. Jego osiągnięciu nie zawsze sprzyja pozostawienie przyrody „samej sobie”, najczęściej zaś konieczne jest określenie oddziaływania na przebieg procesów przyrodniczych. Toteż dla prawidłowej realizacji ochrony rezerwatowej, zarówno ścisłej, jak i częściowej, niezbędna jest znajomość szczególnego celu ochrony, dla którego utworzono dany rezerwat. Warto przypomnieć, że w zarządzeniu o uznaniu obszaru za rezerwat przyrody określony jest taki cel, przy czym dla danego rezerwatu może być wyznaczony do równoczesnej realizacji tylko jeden lub więcej szczególnych celów ochrony. Dokładna ich znajomość jest podstawą do bliższego określenia sposobów prowadzenia gospodarki rezerwatowej i ustalenie zakresu racjonalnej ingerencji w życie zbiorowisk leśnych i ekosystemów, niezbędnej dla osiągnięcia zamierzonego efektu wprowadzonej ochrony.

Dla poszczególnych rezerwatów przyrody sporządza się plany ich ochrony na mocy „Ustawy o ochronie przyrody” z dnia 16 kwietnia 2004 r. i w oparciu o „Wytyczne sporządzania planów ochrony rezerwatów przyrody” opracowanych przez Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa w 1997 roku.

Niezbędna dla leśników, zwłaszcza pracujących w terenie, znajomość zagadnień ochrony rezerwatowej nie może ograniczać się tylko do rezerwatów leśnych, jako grupy obszarów wyodrębnionej w sieci rezerwatów przyrody. Również wśród rezerwatów leśnych występuje znaczne zróżnicowanie pod względem przedmiotu i celów ochrony. Chronią one ekosystemy zachowane jako pozostałości dawnych puszczy i lasów o charakterze naturalnym, określone typy zbiorowisk leśnych, naturalne stanowiska niektórych lasotwórczych gatunków drzew na granicy zasięgu, jak również stanowiska rzadkich gatunków drzew,

krzewów i roślin zielnych. Problemy leśnej gospodarki rezerwatowej odnoszą się bowiem również do rezerwatów nie należących do wspomnianej grupy, lecz położonych na terenach leśnych. Należą do nich np. liczne rezerваты faunistyczne, w których zbiorowiska leśne tworzą środowisko życia gatunków zwierzęcych objętych ochroną. Zbiorowiska leśne o określonym charakterze występują także w rezerwach torfowiskowych i torfowiskowo-wodnych, często tworzą również otoczenie chronionych obiektów w rezerwach przyrody nieożywionej. Ponadto las jest dominującym elementem w rezerwach krajobrazowych. Zbiorowiska leśne, które chronione są w rezerwach leśnych bądź występują w innych rezerwach, zajmują łącznie według stanu na 31.12.2007 r. – 61,1 % powierzchni wszystkich rezerwatów przyrody (Rocznik Statystyczny za 2007 r.). Świadczy to o szerokim zakresie zagadnień wynikających ze zróżnicowania gospodarki rezerwatowej oraz określa zadania ciążące na organach odpowiedzialnych za prawidłową realizację ochrony rezerwatowej. Zadania te należą zarówno do terenowych organów administracji państwowej, tj. wojewódzkich konserwatorów przyrody, jak i do organów przedsiębiorstw Lasów Państwowych, sprawujących bezpośrednią pieczę nad rezerwatami na terenie poszczególnych nadleśnictw. Wyjątkowo ważne jest należyte wykonanie w rezerwach częściowych prac przewidzianych w planie ochrony rezerwatu. Zaniedbania mogą prowadzić do zniekształcenia bądź przekreślenia celu ochrony i sensu istnienia rezerwatu.

Rezerваты przyrody mają służyć przede wszystkim potrzebom nauki. Liczne spośród nich są miejscem prac badawczych, podejmowanych przez różne placówki naukowe lub przez poszczególnych pracowników naukowych. Rezerваты leśne mają jednak również bezpośrednie znaczenie dla gospodarki. Chronią zasoby genowe gatunków drzew lasotwórczych bądź gatunków rzadkich. Nasiona tych drzew mogą stanowić cenny materiał do odnowienia lasu, przyczyniają się do jego trwałości. Rezerваты spełniają również doniosłą rolę dydaktyczną, będą m.in. celem wycieczek młodzieży szkolnej. Są również przedmiotem zainteresowania turystyki, która jednakże na tych terenach może mieć jedynie charakter krajoznawczy. Ze względu na pierwszeństwo celów naukowych, niektóre rezerваты powinny być wyłączone z udostępnienia dla ruchu turystycznego.

Zapewnienie właściwej ochrony rezerwatowej wymaga również niezbędnych czynności i prac zabezpieczających, jak np. oznakowania granic, umieszczenia znaków i tablic informacyjno - ostrzegawczych itp. Ochrona rezerwatów stwarza, jak wspomniano, odpowiedzialne zadania dla pracowników Lasów Państwowych, zwłaszcza zatrudnionych w terenie. Wypełnianie tych zadań to kontynuacja pracy wielu pokoleń leśników na rzecz zachowania dla przyszłości najcenniejszych obiektów ojczystej przyrody. W Nadleśnictwie Woziwoda leśnicy dokładają troski

aby zachować w jak najlepszym stanie istniejące rezerваты przyrody. Rezerваты te są dobrze ochraniańe, czego przykładem może być fakt występowania w otulinach rezerwatów wielu rzadkich i ginących roślin w skali regionu i kraju. Często w otulinie rezerwatów występuje sam przedmiot ochrony. Dlatego też w przyszłości wskazane byłoby powiększenie rezerwatów i włączenie istniejących otulin do ich powierzchni.

Ponadto na terenie Nadleśnictwa Woziwoda istnieje jeszcze wiele miejsc cennych pod względem przyrodniczym, które należałoby w przyszłości objąć ochroną rezerwatową, a mianowicie:

1. Projektowany rezerwat przyrody „Zwierzynka” - proponuje się objęcie ochroną ze względu na walory krajobrazowe najbardziej malowniczego fragmentu rzeki Zwierzynki tj. od miejscowości Zwierzyniec do jej ujścia do jeziora Białe. Na tym odcinku o długości ok. 6 km rzeka płynie pośród pięknych terenów leśnych oraz pól i łąk. Meandrując tworzy niewielkie zalewiska z bogatą awiofauną. Na swojej drodze rzeczka napotyka jeziora Ościanek i Osna z mnogością gatunków roślin i zwierząt. Szczególnie cenne i rzadkie są występujące tu turzyce - *Carex*, szereg gatunków torfowców - *Sphagnum*, widłak - *Lycopodium*, żurawina - *Oxycoccus*.

2. Projektowany rezerwat przyrody „Rytki” - projektowana powierzchnia rezerwatu wynosi 94,58 ha, znajduje się w obrębie leśnym Woziwoda, leśnictwie Biała, oddz. 128, 129, 149, 150 i 151. Rezerwat ma mieć charakter krajobrazowy. Jako cel ochrony przedkłada się zachowanie dwóch cennych śródleśnych jeziorzek oraz torfowiska z typową roślinnością charakterystyczną dla torfowisk wysokich i przejściowych, a wokół jeziorzek siedlisk borowych. W wodach jeziorzek występują grzybienie - *Nymphaea*, a na przyległych torfowiskach rosiczki - *Drosera* i torfowce - *Sphagnum*. W sąsiedztwie spotkać można porost brodaczkę kępkową - *Usnea barbata* świadcząca o wyjątkowej czystości powietrza.

3. Projektowany rezerwat przyrody „Wilcze Doły” - ochroną powinno zostać objęte około 25,0 ha powierzchni znajdującej się w obrębie leśnym Twaróżnica, leśnictwie Wilcze Doły, oddz. 170. Projektowany rezerwat ma charakter florystyczno-krajobrazowy. Jako cel ochrony proponuje się zachowanie naturalnego krajobrazu, ochronę dla celów dydaktycznych przebiegającej sukcesji jeziora w torfowisko wysokie (ryc. 51). Jest to unikalne na Pomorzu zbiorowisko roślinności bagiennej zajmującej tak dużą powierzchnię. Powierzchnia ta charakteryzuje się licznym występowaniem roślin prawnie chronionych takich jak: rosiczki - *Drosera*, bagno zwyczajne - *Ledum palustre*, żurawina błotna - *Oxycoccus palustris*, modrzewnica - *Andromeda*. Dodatkowo wartość tego rezerwatu podnosi fakt braku ingerencji człowieka i występująca naturalna sukcesja.

4. Projektowany rezerwat przyrody „Bielska Struga” - jako cel ochrony proponuje się ochronę wód rzeki Bielska Struga przed degradacją oraz zachowanie cennych walorów przyrodniczych i krajobrazowych (ryc. 6). Przeprowadzone badania dowiodły, że Bielska Struga niesie wody I kl. czystości, zasilające najważniejszą rzekę regionu Brdę i posiada duże zdolności do samooczyszczania się. Na uwagę zasługuje bogata flora związana z wodami przepływowymi oraz liczne gatunki ptactwa i zwierzyny leśnej. Zaobserwowano tu również interesujące zespoły roślinne m. in. *Iridetum pseudoacori*, *Caricetum rostratae*. Ogólna powierzchnia wynosić ma 198,80 ha, w tym 98,84 ha to grunty Nadleśnictwa Woziwoda (obręb Woziwoda). Pozostałą część stanowią mają grunty Nadleśnictwa Tuchola (obręb Zalesie) oraz innych właścicieli.



Ryc. 6. Projektowany rezerwat przyrody „Bielska Struga”

WNIOSKI

1. Na terenie Nadleśnictwa Woziwoda istnieje 6 rezerwatów przyrody o łącznej powierzchni 289,92 ha, co stanowi 2 % powierzchni nadleśnictwa, które charakteryzują się wysokimi walorami przyrodniczymi oraz edukacyjnymi.

2. Rezerваты przyrody dzięki dużym walorom przyrodniczym wkomponowane są w system ochrony przyrody Borów Tucholskich.

3. Istniejące rezerваты przyrody w Nadleśnictwie Woziwoda chronione są w sposób prawidłowy, zamierzone cele ochrony są zachowane.

4. Rezerваты przyrody są cennymi obiektami przyrodniczymi i dlatego też należy w dalszym ciągu prowadzić w nich ochronę czynną mającą na celu utrzymywanie w stanie dynamicznej równowagi zbiorowiska roślinne jak również zagwarantowanie stabilnego oraz naturalnego ich rozwoju i trwanie „żywych” rezerwatów.

5. Istniejące rezerваты przyrody stanowią doskonałą bazę do prowadzenia zajęć dydaktycznych, jednak ze względu na ochraniający obiekt, obecność gatunków roślin i zwierząt zagrożonych wyginięciem, natężenie zajęć oraz turystyka muszą podlegać stałej kontroli. Mogą poruszać się oni tylko po wyznaczonych trasach, a w przypadku zagrożenia obiektu należy wyłączyć go z udostępnienia dla ruchu turystycznego.

6. Ze względu na negatywne oddziaływanie otoczenia na rezerваты przyrody należy dążyć do ich likwidacji np.: dążyć do wybudowania oczyszczalni ścieków przez Zakłady Hodowli Pstrąga w Myłofie celem ochrony wód rzeki Brdy.

7. Ze względu na występowanie w rezerwacie przyrody „Dolina Rzeki Brdy” licznych gatunków fauny, dla których jest on miejscem rozrodu, spływy kajakowe powinny odbywać się jedynie w grupach zorganizowanych, pod opieką instruktora oraz przewodnika.

8. Ze względów przyrodniczych, naukowych i dydaktycznych oraz negatywnego oddziaływania człowieka na środowisko należy z projektowanych rezerwatów przyrody utworzyć rezerваты przyrody.

LITERATURA

1. Amann G. 1994. Drzewa i krzewy (Atlas). Oficyna wydawnicza MULTICO. Warszawa.
2. Barcikowski A., Boiński M., Nienartowicz A. 1999. Wielofunkcyjna rola lasu – ochrona przyrody – gospodarka – edukacja (materiały pokonferencyjne) Oficyna wydawnicza „Turpress”, Toruń.
3. Biuro Usług Ekologicznych i Leśnych „QUERCUS”. 2003. Plan ochrony rezerwatu przyrody „Dolina Rzeki Brdy” na lata 2003 – 2022.
4. Boiński M., 1992. Osobliwości szaty roślinnej Borów Tucholskich (Przewodnik). Toruń.

5. BULiGLO/Toruń. 1998. Operat glebowo–siedliskowy Nadleśnictwa Woziwoda na lata 1998 - 2007.
6. BULiGLO/Toruń. 1998. Program ochrony przyrody Nadleśnictwa Woziwoda na lata 1998 - 2007.
7. BULiGLO/Toruń. 1988. Plan urządzania gospodarstwa rezerwatowego rezerwatu przyrody „Cisy nad Czerską Strugą” na lata 1989 – 1998.
8. BULiGLO/Toruń. 1988. Plan urządzania gospodarstwa rezerwatowego rezerwatu przyrody „Ustronie” na lata 1989 – 1998.
9. BULiGLO/Toruń. 1998. Plan urządzania lasu Nadleśnictwa Woziwoda a lata 1998 – 2007.
10. GUS. 2008. Rocznik Statystyczny za 2007 r., Warszawa.
11. OIKOS – M. Boiński. 2002. Plan ochrony rezerwatu przyrody „Jeziorka Kozie” na lata 2003 – 2022.
12. OIKOS – M. Boiński, 2003. Jednolity program gospodarczo–ochronny dla LKP „Bory Tucholskie” na lata 2004 – 2013.
13. OIKOS – M. Boiński. 2003. Plan ochrony rezerwatu przyrody „Bagno Grzybna” na lata 2004 – 2023.
14. OIKOS – M. Boiński. 2003. Plan ochrony rezerwatu przyrody „Jeziorko Zdręczno” na lata 2004 – 2023.
15. Olaczek R. 1996. Ochrona przyrody w Polsce. Wydawnictwo Ligi Ochrony Przyrody. Warszawa.
16. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Toruniu. 1995. Zasady postępowania hodowlanego i ochronnego w LKP „Bory Tucholskie”.
17. Rejewski M., Nienartowicz A., Boiński M. 1993. Bory Tucholskie, Walory przyrodnicze – problemy ochrony – przyszłość (materiały pokonferencyjne) Wydawnictwo Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń.
18. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Dz. U. nr 92. poz. 880.
19. Zawadzka D. 2002. Ochrona Przyrody w Lasach Państwowych. Wydawnictwo Centrum Informatyczne Lasów Państwowych. Warszawa.

Krzysztof Adamowicz

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

Remigiusz Pieciewicz

Student Wyższej Szkoły Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

Krzysztof Woźny

Student Wyższej Szkoły Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

ROZDZIAŁ VIII

WPLYW REJONU I OKRESU POZYSKANIA NA MASĘ TUSZY JELENIA SZLACHETNEGO (*CERVUS ELAPHUS L.*) NA PRZYKŁADZIE OKRĘGOWYCH ZARZĄDÓW POLSKIEGO ZWIĄZKU ŁOWIECKIEGO W SZCZECINIE I OLSZTYNIE

WSTĘP

Spadek jakości osobniczej populacji jelenia szlachetnego wywołał burzliwą dyskusję na temat potrzeby zmiany w zasadach selekcyjnego odstrzału i spowodował lawinę propozycji jakimi metodami można przywrócić populację do normy (Bobek i inni 1992). W Polsce stosuje się prawie wyłącznie selekcję osobników męskich, czyli połowy puli genowej. Druga połowa jest traktowana zawsze po macoszemu, bo przecież sprawy nie załatwi zapis, że strzelamy łanie odbite i cherlawe, nie ucząc, co to znaczy. Chronimy licówki jako ten najcenniejszy genotyp, pozwalając na strzelanie do jeleni w pędzeniach, konia z rzędem temu co zapewni, że z chmary ruszonej przez naganę pierwsza idzie licówka. Dlatego należy zwrócić uwagę na selekcję samic, ucząc jej przyszłych selekcjonerów, i nie tylko bo przecież nie tylko oni na nie polują (Szerszeniewski 2007).

Kolejnym bardzo ważnym zagadnieniem jest wpływ na populację czynników środowiskowych. Należy się spodziewać, że korzystniejsze warunki ekologiczne bytowania poszczególnych populacji będą wpływały na kondycję osobników wchodzących w jej skład. Dlatego też bardzo istotnym zagadnieniem jest analiza regionalnych morfologicznych cech bytowania jeleni w różnych rejonach Polski.

Współcześnie uważa się, że na cechy danego osobnika wpływ matki jest większy niż wpływ ojca. Może to oznaczać, że selekcja prowadzona wyłącznie w odniesieniu do samców nie przyniesie praktycznie żadnego skutku, ponieważ genotyp matki, dominujący w określonych „loci” genowych, może przykrywać

fenotypowe efekty genotypu ojca. Fenotypowy efekt odziedziczalności po matce może być zatem większy niż po ojcu, szczególnie w zakresie formy poroża, co jest istotne dlatego, że masa poroża – poza tą częścią, która wynika z jego formy (dziesiątak z istoty będzie miał większą masę niż szpicak lub szydlarz) – jest kształtowana przez warunki pokarmowe, w jakich żyje samiec w okresie poprzedzającym budowę oraz w okresie budowy poroża (Jeziński 2008).

Korzystny wpływ na populacje jelenia wywierać może dostosowanie kryteriów selekcji do konkretnych rejonów hodowlanych. Jednym z takich kroków byłaby zamiana klas wiekowych byków, tak aby spełniała ona potrzeby danej populacji. Depczyki i inni (1997) proponują dla populacji jelenia bytującego na obszarze Pomorza Zachodniego wyróżnienie w planowanej do pozyskania liczbie byków klasy Ia., tj. szpicaków. Ustalenie poziomu odstrzału dla tej grupy w wysokości 40 %. Odstrzał byków 3- 5- letnich (klasa Ib.) w wysokości 30 % a w II. i III. klasie wieku w wysokości 30 % łącznego planu odstrzału.

Zalewski i Szczepański (2004) stawiają jeszcze dalej idące propozycje polegające na wyodrębnieniu w populacji jelenia mazurskiego sześciu grup wiekowych, w których zalecane byłoby prowadzenie selekcji (brakowania) w ramach odstrzałów: I grupa- drugi rok życia, II grupa- trzeci rok życia, III grupa- czwarty- piąty rok życia, IV grupa- szósty- ósmy rok życia, V grupa- dziewiąty – dziesiąty rok życia, VI grupa- jedenasty rok życia i starsze (Zalewski, Szczepański 2004).

Zagadnienia poruszane w niniejszym opracowaniu nie stanowią co prawda bezpośredniego odniesienia do zasad selekcji stosowanych w kraju jednak pośrednio poprzez porównanie dwóch OZ PZŁ pozwalają na ocenę różnic między populacjami wskazujących na konieczność regionalnego podejścia do selekcji osobniczej.

CEL I ZAKRES BADAŃ

Podstawowym celem badawczym pracy była analiza wpływu rejonu oraz okresu pozyskania osobników męskich gatunku Jeleń szlachetny (*Cervus elaphus L.*) na masę ich tusz. Osiągnięcie zamierzonego celu oparto o szczegółowe analizy porównawcze dwóch rejonów występowania jeleni. W celu realizacji podstawowych problemów pracy sformułowano następujące pytania badawcze:

1. Jak kształtowało się pozyskanie jeleni byków na terenie poszczególnych OZ PZŁ?
2. Jaka była wiekowa struktura pozyskania?

3. W jaki sposób kształtowała się średnia masa pozyskanych tusz byków jelenia w poszczególnych miesiącach i rejonach?
Zakres badań obejmował dwa sezony łowieckie sezon 2006/2007 i 2007/2008.

METODYKA BADAŃ

Podstawowy materiał źródłowy stanowiły dane uzyskane z Zarządów Okręgowych Polskiego Związku Łowieckiego w Olsztynie i Szczecinie.

Analizy oparto na informacjach pochodzących z wyceny prawidłowości odstrzałów oraz jakości trofeów byków jelenia szlachetnego (*Cervus elaphus L.*) wykonywanej przez komisję oceny prawidłowości odstrzałów na terenie w. wym. ZO PZŁ podczas sezonów łowieckich 2006/2007 i 2007/2008. Dane wykorzystane w pracy zawarte były w arkuszu oceny prawidłowości odstrzału jeleni byków. Z analiz wyeliminowano informację na temat osobników, których tusze uległy rozkładowi lub znajdowały się w fazie rozkładu. W związku z brakiem wyczerpujących danych w pracy nie ujęto również informacji na temat byków pozyskanych przez myśliwych dewizowych, a także jeleni pochodzących z terenów OHZ-ów.

W celu realizacji podstawowych problemów badawczych posegregowano i skatalogowano dane dotyczące daty odstrzału (miesiąc) poszczególnych osobników, masy ich tuszy (kg) oraz wiek (lata).

W oparciu o zgromadzone materiały źródłowe wykonano ilościową analizę względnego udziału pozyskania byków Jelenia szlachetnego (*Cervus elaphus L.*) w trójstopniowej skali wiekowej. Przyjęto i sklasyfikowano poszczególne osobniki do odpowiedniej grupy wiekowej zgodnie ze stosowanymi w Polsce zasadami selekcji osobniczej. Względny udział pozyskania poszczególnych klas wieku w całkowitym pozyskaniu określono z następującej formuły:

$$UP = \frac{P_{k.II.III}}{\Sigma P} \times 100$$

gdzie:

UP- udział poszczególnych klas wieku w całkowitym pozyskaniu

$P_{k.II.III}$ – liczba osobników pozyskanych w I, II lub III klasie wieku

P - pozyskanie

Szczegółowej analizie poddano masę tuszy pozyskiwanych osobników w poszczególnych klasach wieku. Przeciętną masę tuszy określono na podstawie średniej arytmetycznej masy tusz pozyskiwanych osobników w różnym wieku.

WYNIKI BADAŃ

Podczas prowadzenia badań poddano analizie 2016 informacji dotyczących masy tuszy byków jelenia szlachetnego (*Cervus elaphus L.*) pozyskanych w sezonach łowieckich 2006/2007 i 2007/2008. Z terenu ZO PZŁ Olsztyn pochodziło 1033 informacje, a z terenu ZO PZŁ Szczecin 983.

W oparciu o wykonane analizy stwierdzono, że w sezonach 2006/2007 i 2007/2008 w obu okręgach największy udział procentowy pozyskanych jeleni stanowiły byki w I klasie wieku. W ZO PZŁ Szczecin w sezonie 2006/2007 pozyskanie tej grupy wiekowej stanowiło 73,42 %, natomiast w sezonie 2007/2008- 78,54 % (ryc.1). Mniejszy procent pozyskanych byków w I klasie wieku odnotowano w ZO PZŁ Olsztyn, w sezonie 2006/2007 wynosił on 54,25 %, w sezonie 2007/2008 – 56,25 % (ryc.1). Porównując poszczególne sezony łowieckie stwierdzono, iż pozyskanie osobników w pierwszej klasie wieku zwiększyło się kosztem pozyskania osobników starszych (o 2 punkty procentowe w ZO PZŁ w Olsztynie i ponad 5% na terenie łowisk ZO PZŁ w Szczecinie).

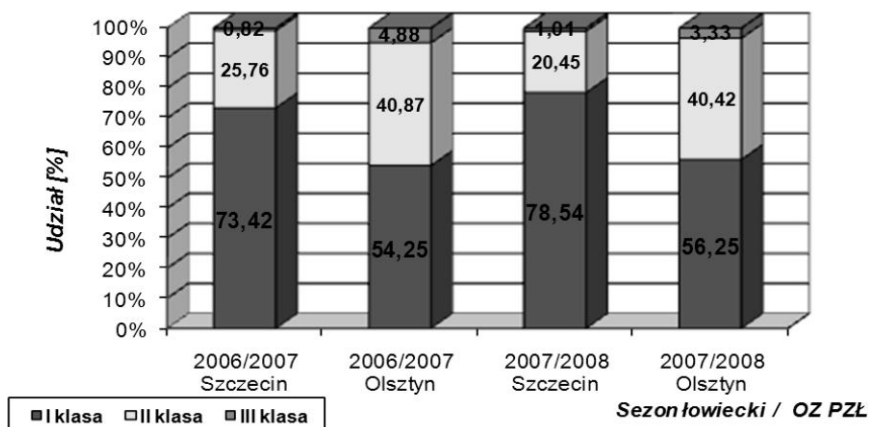
Odmianą sytuację odnotowano w II klasie wieku, gdzie procentowy udział pozyskanych byków był w obu okręgach większy w sezonie 2006/2007. W Okręgu szczecińskim różnica ta wyniosła ponad 5 %, natomiast w Okręgu olsztyńskim zaledwie 0,45 % (ryc.1). Na tej podstawie można stwierdzić, że wzrost pozyskania osobników w I klasie wieku w szczecińskim rejonie został w całości pokryty spadkiem pozyskania w II klasie wieku natomiast w rejonie olsztyńskim proces ten odbywał się głównie za sprawą ograniczenia pozyskania osobników najstarszych.

Najmniejszy udział procentowy pozyskanych jeleni stanowią byki w III klasie wieku. W ZO PZŁ Szczecin w sezonie 2006/2007 strzelono 4 byki, co stanowiło 0,82 %, natomiast w sezonie 2007/2008 – 5 byków (1,01%). Znacznie większy procent byków strzelonych w III klasie wieku odnotowano w ZO PZŁ Olsztyn, odpowiednio w sezonie 2006/2007- 4,88% (16 byków), w sezonie 2007/2008- 3,33% (27 byków).

W oparciu o wykonane analizy można stwierdzić, iż w okręgu szczecińskim pozyskiwano głównie byki w I klasie wieku, co stanowi aż $\frac{3}{4}$ łącznej liczby pozyskanych jeleni. W okręgu olsztyńskim pozyskanie byków strzelonych w I klasie wieku stanowiło nieco ponad połowę łącznej liczby strzelonych jeleni (ryc.1).

Porównując dane z dwóch rozpatrywanych okręgów stwierdzono, że osobniki o większej masie ciała pozyskano na terenie łowisk OZ PZŁ w Olsztynie. Byki pozyskiwane na terenie tego okręgu posiadały średnio o 15% większą masę od byków pozyskanych w okręgu szczecińskim.

Ryc. 1. Względny udział w całkowitym pozyskaniu poszczególnych klas wieku byków Jelenia szlachetnego (*Cervus elaphus L.*) pozyskanych na terenie ZO PZŁ Szczecin i Olsztyn w sezonach 2006/2007 i 2007/2008.



Źródło: Badania własne.

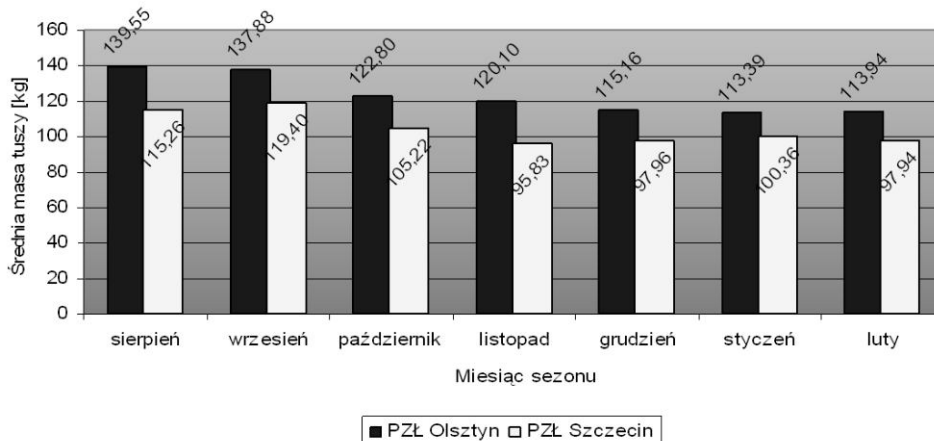
Na uwagę zasługuje fakt, że masa tuszy jelenia związana jest w dużej mierze z obszarem występowania. W ujęciu globalnym można stwierdzić, że najmniejsze Jelenie szlachetne (*Cervus elaphus L.*) występują na terenie Szkocji i Północnej Afryki. Cielęta męskie ważą tam 24 kg, a żeńskie 26 kg (Mithell i inni 1977). Największe z kolei jelenie występują na Bałkanach (Bajcevic 1967).

Na podstawie wykonanych analiz stwierdzono, że w badanym okresie przeciętna masa tusz jelenia szlachetnego zmieniała się. Najwyższą masę odnotowano przed okresem rykowiska (ok. 140 kg- sierpień PZŁ Olsztyn) i w trakcie jego trwania (wrzesień ok. 119 kg -PZŁ Olsztyn). Następnie stopniowo masa pozyskiwanych osobników zmniejszała się. Najwyższy spadek masy tuszy odnotowano w obu okręgach między wrześniem a październikiem i wynosił on 15kg.- olsztyński, 14kg.- szczeciński. Byki osiągnęły najniższą masę tuszy w PZŁ Szczecin w miesiącu listopadzie, natomiast w PZŁ Olsztyn- w styczniu.

Należy zwrócić uwagę, iż spadek masy ciała, mimo nierównomiernego przebiegu, utrzymywał się do końca okresu polowań na jelenie byki, choć średnia masa pozyskanych osobników na terenie OZ PZŁ w Szczecinie wzrosła między grudniem a styczniem o ok. 3 kg, a na terenie OZ PZŁ w Olsztynie między styczniem i lutym o ok. 0,5kg. W syntetycznym ujęciu nie wpływało to jednak na spadkowy trend zmiany masy tusz pozyskanych osobników (ryc. 2).

W oparciu o wykonane badania wykazano, że w miesiącu wrześniu pozyskano ponad połowę, czyli 54,35% całkowitej pozyskanej masy tuszy byków w sezonach łowieckich 2006/2007 i 2007/2008 w obu okręgach.

Ryc. 2. Średnia masa (kg) tusz pozyskanych osobników męskich gatunku Jeleń szlachetny (*Cervus elaphus* L.) pozyskanych na terenie ZO PZŁ Olsztyn i ZO PZŁ Szczecin w sezonach 2006/2007 i 2007/2008.

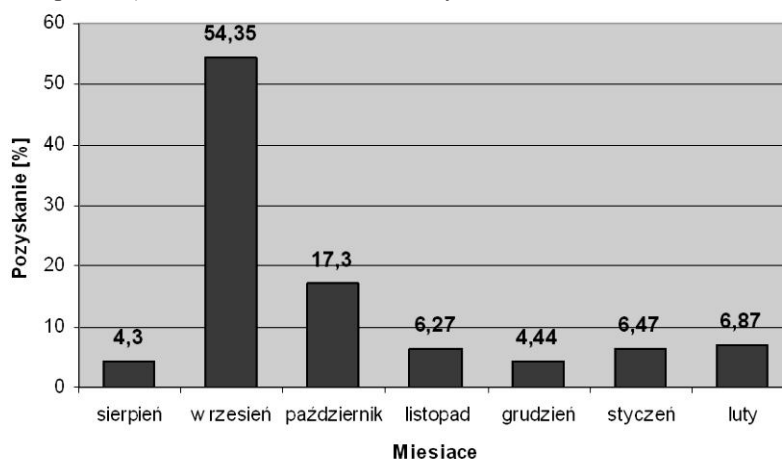


Źródło: Badania własne.

Wpływ na tak duże pozyskanie byków w tym okresie ma niewątpliwie rykowisko, w czasie którego byki zdradzają swoją obecność oraz intensywnie przemieszczają się. Podczas trwania rykowiska myśliwy ma czas na ocenę selekcyjną i oddanie skutecznego strzału. Nie bez znaczenia jest również fakt, iż w tym czasie znacznie łatwiej spotkać dorodne okazy.

Względny udział pozyskanej tuszy w całkowitym pozyskaniu był najniższy w grudniu i wynosił 4,44% (ryc. 3).

Ryc. 3. Procentowy udział pozyskanej łącznie masy tuszy gatunku Jeleń szlachetny (*Cervus elaphus* L.) w ZO PZŁ Szczecin i Olsztyn w sezonach 2006/2007 i 2007/2008



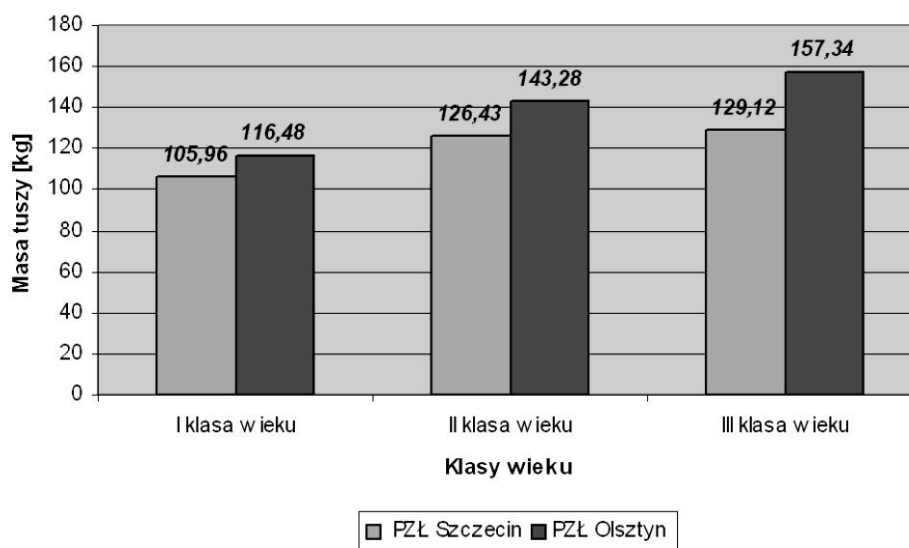
Źródło: Badania własne.

Pozyskanie masy tuszy stopniowo wzrastało w miesiącach styczniu i lutym odpowiednio o 2,03% i 2,43% w stosunku do grudnia.

Porównując na podstawie przeprowadzonych analiz średnią masę tuszy jeleni pozyskanych w Okręgach szczecińskim i olsztyńskim w trzech klasach wieku, należy stwierdzić, iż najmniejszą średnią masę tuszy miały byki w I klasie wieku, a największą w III klasie (ryc.4). Na uwagę zasługuje fakt, że wyraźnie widoczna jest różnica w średniej masie tuszy między bykami strzelonymi w ZO PZŁ Szczecin i ZO PZŁ Olsztyn. W każdej klasie wieku znacznie większą tuszą charakteryzują się byki pozyskane w okręgu olsztyńskim. Różnice te wynosiły odpowiednio: w I klasie wieku-10,52kg, II klasie wieku- 16,85kg, III klasie wieku – 28,22kg. Wynika z tego, że dysproporcja w poszczególnych klasach wieku między rozpatrywanymi okręgami zwiększała się wraz z wiekiem pozyskiwanych osobników.

Przeciętna masa tuszy osobników męskich pozyskanych w okręgu olsztyńskim w II klasie wieku była nawet większa o 20,16 kg od masy tuszy byków pozyskanych w III klasie wieku w okręgu szczecińskim (ryc.4).

Ryc. 4. Średnie masy tuszy pozyskanych osobników gatunku Jeleń szlachetny (*Cervus elaphus* L.) w łowiskach ZO PZŁ Olsztyn i ZO PZŁ Szczecin w sezonach 2006/2007 i 2007/2008.



Źródło: Badania własne.

PODSUMOWANIE

W oparciu o zgromadzone informacje źródłowe i wykonane badania stwierdzono, że w rozpatrywanym okresie w obu OZ PZŁ pozyskiwano jelenie we wszystkich klasach wieku. Największe pozyskanie odnotowano w I klasie wieku które w zależności od sezonu i rejonu pozyskania wahało się w granicach 54% do blisko 79% wszystkich pozyskanych osobników. W świetle najnowszych przepisów (Uchwała PZŁ nr 63/2009), w których plan odstrzału musi wynikać z rzeczywistego stanu populacji i nie może być prostym przełożeniem wskaźników modelowych, wydaje się, że wzmożone pozyskanie byków najmłodszych w analizowanych OZ PZŁ było błędne. W populacjach o zachwianej strukturze wiekowej, w grupie jeleni - byków i przewadze osobników w I klasie wieku, a taką sytuację obserwujemy w większości łowisk w Polsce, należy podjąć zdecydowane kroki prowadzące do zmiany tej sytuacji.

Winno to nastąpić poprzez ochronę byków prawidłowo rozwijających się w II klasie wieku oraz ograniczenie nadmiernego odstrzału w klasie I. Odstrzał w I klasie wieku nie może w żadnym przypadku przekraczać 50% stanu jeleni - byków przeznaczonych do odstrzału w danym sezonie, a tym samym niedopuszczalnym jest, aby jelenie - byki były zamiennie odstrzeliwane w innych niż zaplanowane klasach wiekowych. Autorzy stoją na stanowisku, iż jeśli jest to możliwe należy realizować odstrzał jeleni byków w pierwszej klasie wieku na poziomie dolnej dopuszczalnej granicy ok. 30%, natomiast odstrzał byków w II klasie wieku realizować z dominującym udziałem osobników w przedziale 8-10 lat (7-9 poroża). Postarzanie populacji jelenia szlachetnego w Polsce ma zarówno charakter ekologiczny jak i ekonomiczny. Z wykonanych badań wynika, że wraz z wiekiem zwiększa się masa pozyskiwanych osobników. Ma to wymierny efekt ekonomiczny związany z przychodami ze sprzedaży tusz pozyskanych osobników.

Nasilenie pozyskania w okresie rykowiska (wrzesień ponad 54%) należy ocenić jako prawidłową praktykę stosowaną w Polsce. Oczywistymi są tu aspekty ekologiczne związane z możliwością wykonania lepszej oceny osobników dominujących. Poza tym niemałą rolę w realizacji gospodarki łowieckiej odgrywają przychody ze sprzedaży tuszy. Z wykonanych badań wynika, iż masa tuszy pozyskanych osobników jest największa na początku sezonu łowieckiego, dlatego też przychody do kas kół z tytułu sprzedanych tusz są największe. Przykładowo przy hipotetycznej cenie 5zł/kg jeleniny za przeciętnej masy osobnika ok. 140 kg pozyskanego we wrześniu koła łowieckie i OHZ otrzymają 700 zł, natomiast osobnik pozyskany na końcu sezonu łowieckiego którego przeciętna masa wynosi ok. 114 kg przyniesie dochód w wysokości 570 zł. Z łatwością można policzyć,

że pozyskanie byka łojnego we wrześniu przyniesie dodatkowy przychód w wysokości 130 zł. Relacje te zwiększą się jeszcze wraz ze wzrostem ceny. Przykładowo przy cenie 7zł/kg różnica ta będzie wynosiła już 182 zł.

LITERATURA

1. Bajcev S. 1967 Zandemanat na mesoto ot blagorodnija jelen. Gorsko stopanstvo 11.
2. Bobek B., Morow K., Perzanowski K., Kosobucka M. 1992. Jeleń. Wydawnictwo Świat, Warszawa.
3. Depczyk K., Łogin M., Pielowski Z., Przybyłksi A., Weksej K., Wędziński A. 1997. Warunki i zasady gospodarowania populacją jelenia na Pomorzu.
4. Jezierski W. 2008. Selekcjonowanie płowej- zakończmy ten biologiczny nonsens. Brać Łowiecka 7.
5. Mithell B., Staines B., Welch D. 1977 Ecology of red der: a research review relevant to their management in Scotland. Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge
6. Szerszeniewski W. 2007. Co z tą selekcja? Łowiec Polski. 10.
7. Uchwała nr 63/2009 Naczelnej Rady Łowieckiej z dnia 16 kwietnia 2009 r. w sprawie: zmiany uchwały nr 57/2005 Naczelnej Rady Łowieckiej z dnia 22 lutego 2005 r. w sprawie przyjęcia: zasad selekcji osobniczej i populacyjnej zwierząt łownych w Polsce oraz zasad postępowania przy ocenie prawidłowości odstrzału.
8. Zalewski D., Szczepański W. 2004. Grupy wiekowe byków jelenia szlachetnego (*Cervus elaphus* L.), w ramach których powinna być prowadzona selekcja osobnicza na Warmii i Mazurach. Sylwan. 8.
9. Zasady selekcji osobniczej i populacyjnej zwierząt łownych w Polsce oraz zasady postępowania przy ocenie prawidłowości odstrzału. Załącznik do uchwały NRL nr 57/2005 z dnia 22 lutego 2005r.

Krzysztof Frydel

Nadleśnictwo Kaliska

Urszula Nawrocka-Grześkowiak

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny

Katedra Dendrologii i Kształtowania Terenów Zieleni w Szczecinie

ROZDZIAŁ IX

CIS POSPOLITY (*Taxus baccata* L.) W NADLEŚNICTWIE KALISKA

WSTĘP

Cis pospolity był jeszcze w średniowieczu gatunkiem pospolicie występującym w naszych lasach. z uwagi na właściwości użytkowe drewna, był też masowo wycinany. Drewno tego gatunku wykorzystywano do wyrobu galanterii drzewnej na wszelkiego rodzaju ozdoby jak również w stolarstwie meblowym¹. Próby ochrony cisa pospolitego (*Taxus baccata* L.) w Polsce mają długą historię. Już w 1423 roku, Król Władysław Jagiełło w statutach Wiślickich pisze „... *Jeśliby kto wszedłszy w las, drzewa które znajdują się być w wielkiej cenie jako jest cis albo im podobne, porąbał, ten może być przez pana albo dziedzica pojman*”. Nie do końca jest jednak jasnym, czy Król Władysław Jagiełło wydał statut, który miał chronić gatunek cis (*Taxus*), czy chronić prawo własności do wyłącznej dyspozycji i handlu drewnem cisowym².

Cis Nie jest gatunkiem zbyt wymagającym pod względem żyzności gleby³, ale wymaga dużej wilgotności powietrza⁴. Odnowa tego gatunku w rezerwach i na stanowiskach naturalnych jest jednak ogólnie słaba. Świadczą o tym doniesienia i artykuły⁵, a także obserwacje własne autorów prowadzone na terenie rezerwatów: Cisy Staropolskie im. L. Wyczółkowskiego w Wierzchlesie, Choczewskie Cisy, rezerwat w Jasieniu, Cisy Tychowskie. Są miejsca gdzie cis pospolity rozwija się

¹ Cis pospolity *Taxus baccata* L. pod red. S. Białoboka. PWN Warszawa-Poznań 1975, s. 22

² Grzywacz A., Grzywacz P. 2008. Problemy interpretacji postanowień Statutu Warckiego z 1423 roku w zakresie ochrony cisa. Sylwan. 3: s. 9, (za Wiśniewskim i Gwiazdowiczem 2004)

³ Król S. 1975. Zarys ekologii cisa. W: Cis pospolity *Taxus baccata* L. PWN Warszawa - Poznań: s. 78-103.

⁴ Szeszycki T. 2007. Cis pospolity – *Taxus baccata* przeszłość, ochrona, hodowla, przyszłość. Softvision 2007: s. 52

⁵ Głowacka M., Michalski G., Gancarczyk-gola M. 2004. Populacja cisa pospolitego (*Taxus baccata* L.) w rezerwacie „Cisy w Hucie Starej” w województwie śląskim. Parki nar. Rez. Przyr. 23: s. 550

i odnawia naturalnie bardzo dobrze np. rezerwat Wiadernik na terenie Nadleśnictwa Dukla, czy rezerwat Cisy w Czarnem, gdzie są zabezpieczane, indywidualnymi osłonami z siatki, młode siewki.

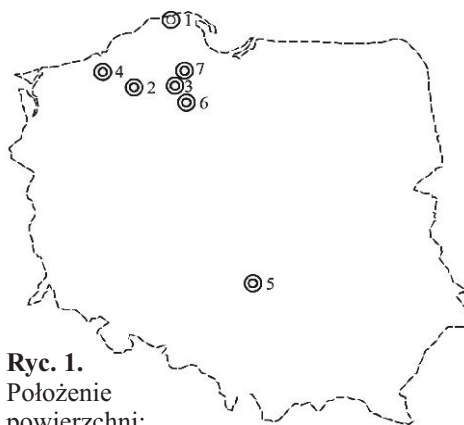
W Nadleśnictwie Kaliska o powierzchni administracyjnej 40200 ha zachowały się tylko cztery niewielkie i prawdopodobnie naturalnego pochodzenia egzemplarze cisa pospolitego⁶.

Suche i słabe gleby na terenie nadleśnictwa Nie dawały nadziei na wdrożenie programu restytucji cisa pospolitego na większą skalę. w latach 1996 – 2003 zrealizowano w Nadleśnictwie Kaliska program małej retencji wodnej, który zdecydowanie zmienił wilgotność powietrza w wielu miejscach tej części Borów Tucholskich i pozwolił na opracowania planu restytucji cisa pospolitego. Udane próby wprowadzania cisa pospolitego do drzewostanów w kilku nadleśnictwach dały podstawy do wydania w 2006 roku przez Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych Zarządzenia Nr 29, które wdraża „Program ochrony i restytucji cisa pospolitego w Polsce”⁷.

Celem pracy było wykazanie, zależności między ilością opadów a rozwojem młodych roślin, jak również i to, że na ubogich siedliskach borowych można także prowadzić restytucję cisa pospolitego.

MATERIAŁ I METODY BADAWCZE

Doświadczenia założono wiosną 1998, roku. Pierwsze czteroletnie siewki cisa pospolitego w ilości 35 szt. otrzymano z Instytutu Dendrologii Polskiej Akademii Nauk w Kórniku. Rośliny wyhodowano z nasion pozyskanych z cisów rosnących w rezerwacie w Wierzchlesie położonego na terenie Nadleśnictwa Zamrzenia w Dyrekcji Regionalnej Lasów Państwowych w Toruniu. w następnych latach nasiona pozyskano z rezerwatów:



Ryc. 1.
Położenie powierzchni:
1- 6 pozyskania nasion i siewek,
7 - wysadzenia

⁶ Frydel K. 2005. Restytucja cisa pospolitego (*Taxus baccata* L.). Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych z.507: s. 143

⁷ Zarządzenie Nr 29 z dnia 30.06.2006 r. Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych w sprawie wprowadzenia w jednostkach organizacyjnych Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe „Programu Ochrony i Restytucji Cisa Pospolitego (*Taxus baccata* L.) w Polsce” Znak: ZG - 710/ Tb / 4 / 2006.

Choczewskie Cisy (1), Cisy w Czarnem (2), Cisy nad Czerską Strugą (3), Tychowskie Cisy (4), z rezerwatu Cisy w Jasieniu (5) oraz z Wierzchlasu (6). Lokalizację miejsc pozyskania nasion i siewek przedstawia Ryc.1.

W drzewostanach Nadleśnictwa Kaliska wytypowano 26 powierzchni o areale 10.74 ha, na których będzie możliwa restytucja cisa pospolitego. Większość tych powierzchni (7.40 ha), została zlokalizowana na suchych i ubogich siedliskach borowych, ale zawsze w okolicy jeziora, czy bagna odtworzonego w wyniku realizacji programu małej retencji wodnej.

Wybierano powierzchnie powstałe w wyniku żerów przyplaszczka granatka (luki i przerzedzenia) i gniazda po planowych cięciach rębnych, ale zawsze o odpowiednim dostępie światła dla wysadzanych cisów. Na niektóre powierzchnie wprowadzono gatunki liściaste jako podszyt, a jednocześnie miały one stanowić osłonę przed przymrozkami dla przyszłych nasadzeń cisa. W celu ochrony przed zgryzaniem sadzonek przez zwierzyne płową i zajacę⁸ wszystkie powierzchnie restytucji cisa są ogrodzone siatką o wysokości 1.6 m z zagęszczonymi oczkami w dolnej części.

Na niektórych powierzchniach gleba była zadarniona. Zadarnienie gleby lub konkurencja agresywniej rosnących roślin mogą wpływać niekorzystnie na wzrost i rozwój sadzonek cisa pomimo jego dużej tolerancji na ocienienie⁹. Niezależnie od pokrycia gleby przed wysadzeniem sadzonek cisa pospolitego przygotowywano miejsca o średnicy około 60 cm, które przekopano na głębokość około 30 cm. Początkowo wysadzono cisa w więźbie 6x6 metrów, a na następnych zakładanych powierzchniach stosowano rozstaw 3x3 metry.

W latach 1998 – 2008 wysadzono łącznie 3806 sadzonek cisa pospolitego z czego przeżyło do jesieni 2008 roku 3741 co stanowi 98.29%.

Corocznie po zakończeniu wegetacji, w październiku lub listopadzie, dokonywano pomiaru długości przyrostu rocznego sadzonek. Pomiary prowadzone są w latach 1998 – 2008 na wszystkich roślinach (w analizie przedstawionej w tabeli 1 Nie uwzględniono przyrostów cisa sadzonego w 2008 roku).

Na terenie Arboretum Wirty, które należy do Nadleśnictwa Kaliska, usytuowana jest stacja meteorologiczna, która daje możliwość wykonania dokładnych pomiarów opadów atmosferycznych i innych czynników klimatycznych dla obszaru restytucji. Na podstawie tych pomiarów określić można długość sezonu wegetacyjnego i czas wystąpienia przymrozków wiosennych i jesiennych, które istotnie wpływają na młode cisy¹⁰ wysadzone w drzewostanie.

⁸ Dobrowolska D., Farfał D. 2002. Cis pospolity (*Taxus baccata* L.) w naszych lasach wczoraj i dziś. *Sylvan* 7: s. 43

⁹ Krysztofik E. 1983. Kłopoty z restytucją cisa w lesie. *Las Polski* 5: s. 27

¹⁰ Nawrocka-grzeškowiak U., Frydel K. 2009. Rozmnażanie cisa (*Taxus baccata* L.) oraz możliwości jego restytucji w lasach na przykładzie Nadleśnictwa Kaliska. w druku

DYSKUSJA I WYNIKI

W Nadleśnictwie Kaliska znaleziono cztery niewielkie egzemplarze cisa pospolitego w leśnictwach Cis i Borzechowo. Cisy te mają wysokość od 0.6 do 2 metrów, a ich wiek można ocenić na około 80 lat. Nazwa wsi i leśnictwa Cis świadczy o tym, że drzewa tego gatunku w przeszłości występowały na tym terenie w większej ilości.

Na najstarszej powierzchni założonej w 1998 roku przeżyło 68.57% roślin. Przyczyną było porażenie roślin hubą korzeniową (*Fomes annosus*) i kradzież 6 sztuk. na wszystkich powierzchniach, corocznie po zakończeniu sezonu wegetacyjnego wykonywano pomiar długości przyrostu i ocenę zdrowotności sadzonek. Pomiary prowadzone na 470 rosnących na pięciu powierzchniach o areale 1.04 hektara, poddano analizie długości przyrostów w odniesieniu do średniej temperatury i wielkości opadów. Wyniki analizy przedstawiono w tabeli 1.

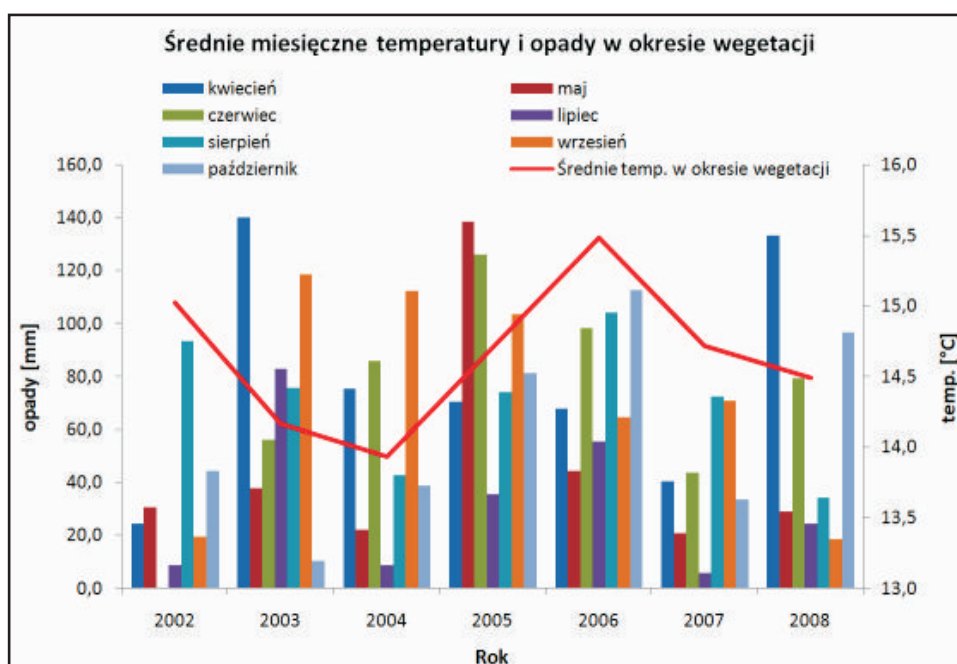
Tab. 1. Średni przyrost roczny cisa pospolitego w zależności od sumy rocznych opadów i średnich temperatur rocznych

Lata badań	Średni przyrost roczny [mm]	Roczna suma opadów [mm]	Średnia temperatura roczna [°C]
2002	105.0	783.0	9.2
2003	70.0	461.4	8.5
2004	44.0	788.1	8.4
2005	89.0	594.2	8.8
2006	48.0	666.7	9.1
2007	102.0	740.9	9.6
2008	70.0	651.1	9.5

Wyniki pomiaru przyrostów pędów analizowano w odniesieniu do średnich temperatur i sum opadów w okresie wegetacji za lata 2002 – 2008, które przedstawiono na wykresie (Ryc.2). Przedstawione dane wskazują, że w latach 2005, 2006 oraz 2008 w okresie wegetacji występowało więcej opadów co z pewnością przyczyniło się do dobrego rozwoju roślin np. rok 2005 (Tab. 1). Jednak nie zawsze duża ilość opadów w ciągu roku miała wpływ na przyrost pędów. Takim przykładem może być rok 2004 i 2006, gdzie przyrosty w porównaniu z innymi latami były niewielkie a opadów było dużo. Można to tłumaczyć niekorzystnymi w tym okresie temperaturami – niska w 2004 r, a wysokie (w porównaniu do innych lat) w 2006 lub nierównomiernym rozłożeniem opadów (Ryc.2). Cis jest drzewem które wymaga dużej wilgoci i łagodnych zim – najlepiej rośnie w klimacie morskim¹¹. o podobnych wymaganiach, a szczególnie dużej ilości

¹¹ Bugała W. 2000. Drzewa i krzewy. PWRiL. Warszawa.: s. 90

opadów deszczu pisze Szeszycki¹², który także podkreśla złą reakcję cisa na długotrwałą suszę i obniżenie poziomu wód gruntowych, ale z drugiej strony cisy świetnie sobie radzą w warunkach miejskich, gdzie często brak wody¹³. Wyniki pomiarów w 2003 roku, pokazują natomiast jak duże znaczenie mają opady w pierwszych miesiącach wegetacji, a głównie w kwietniu (Ryc.2). Wilgoć może pochodzić z opadów atmosferycznych, zwiększonej wilgotności powietrza i podniesienia poziomu wód gruntowych. Dzięki realizacji programu małej retencji wodnej i odtworzeniu niewielkich zbiorników zmieniono znacznie wilgotność powietrza. Sąsiadujące z takimi zbiornikami powierzchnie, na których wysadzono cisy to głównie gleby słabe i o małym uwilgotnieniu. na ogół przyjęte jest, że cisy lubią glebę próchniczną, żyzną i wilgotną^{14,15}. Przeprowadzone wyniki pomiarów cisa pospolitego wysadzanego na glebach słabych wskazują na możliwość uprawy tego gatunku nawet na ubogich siedliskach borowych, pod warunkiem zapewnienia dużej wilgotności powietrza.



Ryc. 2. Miesięczne opady dla sezonu wegetacyjnego w mm za lata 2002 – 2008.

¹² Szeszycki T. 2005. Cis pospolity w lasach gospodarczych. Las Polski 6: s. 14

¹³ Nawrocka-grzeškowiak U. 2009. Cis w terenach zieleni i jego rozmnażanie. w „Produkcja drzew i krzewów ozdobnych oraz ich wykorzystanie w terenach zurbanizowanych. Mat. Konf. XIII Ogólnopolskiej Konf. Nauk. Skierniewice 3-4 marca: 29-34: s. 31

¹⁴ Bugała W. 2000. Drzewa i krzewy. PWRiL. Warszawa.: s. 90

¹⁵ Markowski R., Fałtynowicz W. 1991. Zbiorowiska roślinne i flora rezerwatu „Choczewskie Cisy” na Pomorzu Zachodnim. Uniwersytet Gdański, Zeszyty Naukowe – Biologia 9: 5-26: s. 7

W trakcie realizacji programu restytucji cisa pospolitego wypadły z przyczyn naturalnych na żadnej z powierzchni Nie przekroczyły 5%. Zdarzały się kradzieże sadzonek przez osoby przebywające w lesie (zbieracze owoców runa leśnego i „pseudo turystów”), ale Nie ma to większego znaczenia dla prowadzonych badań.

WNIOSKI

1. Restytucja cisa pospolitego jest możliwa na ubogich, słabo uwilgotnionych siedliskach Bśw i BMśw pod warunkiem zapewnienia wysokiej wilgotności powietrza.

2. Wprowadzanie tego gatunku do drzewostanów Nie wymaga gleb żyznych i o dużej wilgotności.

3. Warunkiem niezbędnym do wyprowadzenia nasadzeń cisa pospolitego jest grodenie, albo ochrona indywidualna sadzonek przed zwierzyną.

4. Konieczna jest szeroka akcja informacyjna na terenach gdzie realizowana jest restytucja cisa pospolitego z włączeniem do niej Gmin i Starostw Powiatowych.

LITERATURA

1. Białobok S., Bartkowiak S., Bugała W., Czartoryski A., Hejnowicz A., Król S., 1975, Cis pospolity *Taxus baccata* L. pod red. S. Białoboka. PWN Warszawa-Poznań
2. Dobrowolska D., Farfał D. 2002. Cis pospolity (*Taxus baccata* L.) w naszych lasach wczoraj i dziś. *Sylwan* 7: 37-46
3. Bugała W. 2000. Drzewa i krzewy. PWRiL. Warszawa
4. Frydel K. 2005. Restytucja cisa pospolitego (*Taxus baccata* L.). *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* z.507: 143-148
5. Głowacka M., Michalski G., Gancarczyk-Gola M. 2004. Populacja cisa pospolitego (*Taxus baccata* L.) w rezerwacie „Cisy w Hucie Starej” w województwie śląskim. *Parki nar. Rezerw. Przym.* 23: 541 – 553
6. Grzywacz A., Grzywacz P. 2008. Problemy interpretacji postanowień Statutu Warckiego z 1423 roku w zakresie ochrony cisa. *Sylwan*. 3: 3-12
7. Król S. 1975. Zarys ekologii cisa. W: *Cis pospolity Taxus baccata* L. PWN Warszawa - Poznań: s.: 78-103.
8. Krysztofik E. 1983. Kłopoty z restytucją cisa w lesie. *Las Polski* 5: 26-30
9. Markowski R., Fałtynowicz W. 1991. Zbiorowiska roślinne i flora rezerwatu „Choczewskie Cisy” na Pomorzu Zachodnim. *Uniwersytet Gdański, Zeszyty Naukowe – Biologia* 9: 5-26

10. Nawrocka-Grzeškowiak U. 2009. Cis w terenach zieleni i jego rozmnażanie w „Produkcja drzew i krzewów ozdobnych oraz ich wykorzystanie w terenach zurbanizowanych”. Mat. Konf. XIII Ogólnopolskiej Konf. Nauk. Skierniewice 3-4 marca: 29-34
11. Nawrocka-Grzeškowiak U., Frydel K. 2009. Rozmnażanie cisa (*Taxus baccata* L.) oraz możliwości jego restytucji w lasach na przykładzie Nadleśnictwa Kaliska. w druku
12. Szeszycki T. 2005. Cis pospolity w lasach gospodarczych. *Las Polski* 6: 14-15
13. Szeszycki T. 2007. Cis pospolity – *Taxus baccata* przeszłość, ochrona, hodowla, przyszłość. SOFTVISION 2007
14. ZARZĄDZENIE Nr 29 z dnia 30.06.2006 r. Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych w sprawie wprowadzenia w jednostkach organizacyjnych Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe „Programu Ochrony i Restytucji Cisa Pospolitego (*Taxus baccata* L.) w Polsce” Znak: ZG - 710/Tb/4/2006.

Stefan Sikora

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

ROZDZIAŁ X

WYSTĘPOWANIE W POLSCE ORAZ SKŁAD POŻYWIENIA WYDRY *LUTRA LUTRA* (LINNAEUS, 1758)

WSTĘP

Podrodzina *Lutrinae*, do której zaliczana jest wydra *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758), stanowi wysoce wyspecjalizowaną jednostkę systematyczną i rozwojową rodziny *Mustelidae*. Wszystkie gatunki z rodzajów *Amblonyx*, *Paraonyx*, *Lutra*, *Aonyx*, *Pteronura* i *Enhydra* cechują się ścisłym i koniecznym związkiem ze środowiskiem wodnym przy jednoczesnym przystosowaniu do ziemnowodnego trybu życia.

Wydra *Lutra lutra* (L.) (ryc.1) jest jednym z 11-tu gatunków wchodzących w skład rodzaju (Heran 1982). Cechuje się ona przede wszystkim najszerszym w rodzaju arealem występowania i szerokim zasięgiem geograficznym. Zasiedla bowiem różne biotopy wodne w całej Europie, w większej części Azji łącznie



Ryc. 1. Młoda wydra w warunkach hodowlanych.

z Japonią, Sri Lanką, Jawą i Tajwanem oraz północną część Afryki. Granica jej północnego zasięgu dochodzi nawet do kręgu polarnego (Kuntze 1935, Kowalski 1964). W granicach zasięgu gatunek ten nie jest spotykany tylko na nielicznych wyspach (Sumiński i in. 1993, Sikora 2004). W ostatnich latach w obrębie rodziny *Lutrinae* wprowadzono jednak wiele systematycznych zmian. Proces zmian z pewnością nie jest jeszcze zakończony.

Wydra zasiedlająca obszar naszego kraju jest ściśle uzależniona od zbiorników wodnych i cieków zasobnych w odpowiedni skład oraz masę ryb, a także innych zwierząt stanowiących potencjalny pokarm tego drapieżnika (Kuntze 1935, Sikora 1984). Przede wszystkim w ciągu całego roku uzależniona jest od śródlęśnych rzek (Sikora 1984, 2004). Na znacznej części arealu swego występowania wydra zaliczana jest do gatunków względnie rzadkich, a nawet w niektórych częściach naszego kontynentu do ginących i zagrożonych wyginięciem (Reuther 1980). Liczebności wydry w Polsce podlegały i nadal podlegają wyraźnym wahaniom. Brak jednak do tej pory precyzyjnych, dokładnych metod określania tego stanu rzeczy. W związku z tym liczeniom podlegają głównie jej stanowiska i częstotliwość spotykania śladów, w tym głównie znaków pozostawianych celowo przez to zwierzę w swym terytorium i środowisku. Jedynie odłowy, których skuteczną metodę opracowano w Polsce (Sikora 1986, 1989) i znakowanie tych zwierząt mogą umożliwić bliższe poznanie liczebności na niewielkim terenie, chociaż należy i przy stosowaniu tej metody pamiętać o rozległych terenach życia osobników, głównie samców.

MATERIAŁ I METODY

Mimo zainteresowania jakim od dawna cieszyła się wydra jej znajomość naukowa przynajmniej do 1980 roku była fragmentaryczna. W celu bliższego poznania wydry od 1974 roku podjęto badania zmierzające do poznania ekologii, etologii i możliwości hodowli gatunku w różnych warunkach (Sikora 1996, 1996a). Praca niniejsza dotyczy głównie występowania wydry w różnych środowiskach oraz jej pożywienia na terenach naturalnych zbiorników i wód zagospodarowanych, w tym głównie stawów hodowlanych. Z literatury naukowej i zebranych opinii wynika, że to zwierzę uważane jest często przez rybaków za ograniczające ich możliwości produkcyjne. Niejednokrotnie już wskazywano, że właśnie gospodarstwa rybackie przystępując do redukcji liczebności wydry na swoim terenie wywierały wpływ na liczebność tych zwierząt znacznie szerzej jak sięgają granice ich własności. Wydra bowiem cechując się urozmaiconym i o okazałej biomasy pożywieniem często przemieszcza się na znaczne odległości. W związku

z tym ukazywanie rybakom składu pożywienia wydry może ukształtować właściwy pogląd dotyczący jej ochrony i znaczenia w zasiedlanych różnych biotopach.

Badania występowania i składu pożywienia wydry na terenie Polski realizowano różnymi metodami. Początkowo z terenu całej Polski zebrano drogą ankiet uzyskanych od nadleśnictw i różnych gospodarstw rybackich dane dotyczące występowania tego prowadzącego skryty tryb życia gatunku, a następnie bezpośrednio w terenie sprawdzano wiarygodność tych informacji. Niezależnie od tego realizując długoletni program badań systematycznie zbierano materiały do poznania występowania wydry w Polsce i pobierano przy różnych zbiornikach wodnych próby do poznania składu jej pożywienia oraz znaczenia w gospodarce rybackiej. Zebrany materiał stanowiący niestrawione resztki pożywienia przemywano i suszono, a następnie oznaczano znajdujące się w nim elementy. W badaniach składu pożywienia w warunkach naturalnych zastosowano metodę oznaczania niestrawionych resztek pożywienia, które wydry pozostawiają zawsze na brzegach zbiorników wodnych, często w wyeksponowanych miejscach. Z pobranych w terenie prób wybierano oznaczalne elementy i przy zastosowaniu nastawnych lup oznaczano ofiary w miarę możliwości do gatunku. Wydry nie trawią pancerzy chitynowych stawonogów, kości, piór oraz włosów strunowców, a także części roślin. Pokarm połykają kęsami i dlatego w odchodach napotykamy np. duże fragmenty odnóży raków, skrzydła chrząszczy, zęby gardłowe ryb karpionatych, łuski, kości i inne oznaczalne elementy zwierząt. Badając dokładniej łuski i kości, a także duże fragmenty pancerzy chitynowych możemy dość dokładnie określić wiek i masę zjadanych zwierząt. Poza tym w terenie oznaczano napotkane, nieskonsumowane pozostawione przez wydry fragmenty ich ofiar.

Wiele uwagi poświęcono możliwościom odłowu nieuszkodzonych osobników. Odławiane oryginalną metodą wydry opisywano i między innymi ważono. Okazało się bowiem, że w zakresie wiedzy dotyczącej chociażby masy i wymiarów osobników w literaturze spotykane są rozbieżności. Część odłowionych osobników przeznaczono do badań hodowlanych i w utworzonym przez autora ośrodku zbierano porównawcze materiały dotyczące biologii i etologii. Poza tym opracowano skład pożywienia w warunkach hodowli zamkniętej, m.in. określając masę pokarmu jaką przeciętnie dziennie muszą pobrać różne osobniki.

W hodowli zamkniętej pierwszy raz w Polsce rozmnożono wydry i przebadano ich rozwój oraz etologię różnych okresów życia. Obok potomstwa uzyskanego w pierwszym pokoleniu od dzikich odłowionych wydr w hodowli uzyskano drugie pokolenie. Dzięki temu można było rozszerzać interpretację obserwacji terenowych.

Z przeprowadzonych w latach 1974-1990 badań wynika, że w Polsce wydra występowała we wszystkich dorzeczeniach głównych rzek (tab. 1.).

W okresie tym w niektórych krajach wydra była gatunkiem ginącym. Dotyczyło to przede wszystkim Holandii, Belgii, zachodniej części Niemiec, Włoch, a nawet w znacznej części Francji. Polska była więc i jest do tej pory krajem gdzie wydra jako gatunek stojący na końcu łańcucha troficznego występuje tak licznie, że nie jest zagrożona wyginięciem. Przyczynia się do tego skuteczna, racjonalna prawna ochrona oraz głównie zasobność wód. To jednak może się wkrótce zmienić, gdyż obecna ustawa w części dotyczącej ochrony wydry umożliwia w wielu przypadkach redukcję jej liczebności na obiektach do których może docierać ze znacznych odległości. Już w 1968 r. i 1993 r. (Erlinge 1968, 1983) nauka dysponowała informacjami świadczącymi o przemieszczaniu się samców na odległość ponad 40 km, a samic 15 km. Redukcja może więc istotnie niekorzystnie dla populacji zmienić jej strukturę płciową.

Tab. 1. Występowanie wydry w zlewniach Polski w latach 1974 - 1990 (Podział hydrograficzny Polski wg Białuk i inni, 1983)

Nazwa obszaru	Liczby Pól podstawowych	% zasiedlanych pól podstawowych
Dorzecze Odry	42	84
Dorzecze Wisły	74	68
Dorzecza rzek przymorza	17	77
Dorzecza rzek przymorza wypływających z Polski i uchodzących do morza za granicami Kraju	27	52
Łącznie	160	70

Z tabeli 1 wynika, że zagęszczenie stanowisk wydry nie było równe w całym kraju. Zdecydowanie najliczniej, biorąc pod uwagę liczby zasiedlanych i penetrowanych pól podstawowych, występowała w dorzeczu Odry. W dorzeczu tym, zgodnie z podziałem hydrograficznym są wydzielone 42 pola podstawowe, z których wydra zasiedlała przynajmniej 84 %. Również w znacznym zagęszczeniu zwierzę to i jego ślady spotykano w dorzeczeniach rzek przymorza. W dorzeczu Wisły wydra penetrowała przynajmniej 68 % pól podstawowych, natomiast w polach rzek wypływających z Polski, a uchodzących do morza za granicami tylko 52%. Biorąc jednak pod uwagę liczby zasiedlanych zlewni elementarnych, których w granicach Polski znajduje się 9613, wydra najwięcej tych części pól penetrowała na obszarach

rzek przymorza i obszarach rzek wypływających z Polski, a uchodzących do morza za naszymi granicami.

Wyniki badań Biniek (1995), Romanowskiego i in.(1996, 1999), Ruprechta (1996), Sikory (1983, 2004) i Włodka (1980, 1987) wskazują, że w Polsce wydra znajdując dogodne warunki bytowania penetruje prawie wszystkie wody naszego kraju. Szczególnie stałe miejsca jej licznego występowania w latach 1974-1990 zarejestrowano w wymienionych w wykazie polach rzek głównych i ich dopływach. Przedstawiony wykaz takich miejsc uporządkowano wg podziału hydrograficznego Polski (Bialuk i inni, 1983). Pola od 101-123 tworzą obszar dorzecza Odry, pola od 201 - 239 C obszar dorzecza Wisły, pola 301 - 317 dorzecza rzek przymorza uchodzących bezpośrednio do Bałtyku, a 401 - 417 to dorzecza rzek wypływających z Polski i uchodzących do morza za naszymi granicami.

**Wykaz pól oraz zlewni stałego i licznego występowania wydry
w latach 1974 – 1990.**

104 : Mała Panew

107 A : Odra, Stobrawa

109 : Odra

112 : Barycz z wielkimi kompleksami stawów hodowlanych

113 B : Młynówka Koszczorska, Obrzyca

114 A : Bóbr, Szprotawa, Szprotawica

114 B : Kwisa

114 C : Czerna Wielka, Czerna Mała, Dębowa

115 : Gryżynka

116 : Lubsza, Skroda, Skrodzica

117 : Pliszka

118 B : Widawka

118 C : Warta

118 D : Prosna

118 E : Kanały Obry, Samica, Kanał Mosiński

118 F : Wełna, Struga Gołaniecka, Mała Wełna, Flinta

118 G : Warta, Kończak

118 H : Obra, Dojca

119 A : Noteć, Łobżonka, Gąsawka, Orla

119 B : Gwda, Piława, Dobrzyca

119 D : Drawa

121 : Odra

204 : Soła, Koszarawa

210 A : Dopływy Dunajca
210 C : Kamienica
212 C : Nida
214 B : Ropa
214 D : Jesiołka, Panna
216 A : Osława, Tarnawka, Hoczewka, San, Solinka, Wetlina, Halicz, Wołosaty,
Muczny, Jawornik, Dwernik
216 C : Lubaczówka, Szkło
216 D : Wisłok
216 F : Tanew
216 G : San
220 A : Wieprz
222 : Pilica, Czarna
224 : Supraśl, Płoska, Narew, Narewka
225 : Biebrza, Czarna Struga, Blizna, Ełk, Kanał Augustowski, Rospuda
226 : Narew
227 A : Kanał Kozielski, Krutynia Wigrynia
227 B : Pisa
228 : Orzyc, Sasek, Sawica, Pisa, Wigrynia, Krutynia
229 B : Włodawka i Tarasienka
229 E : Nurzec, Leśna
232 : Bzura, Bobrówka
233 D : Rakutówka
234 : Drwęca, Kanał Elbląski, Kanał Hławski
236 : Brda
237 B : Wda
237 B : Trzebiocha, Graniczna, Czarna Woda
237 C : Osa, Wierzycza
239 B : Liwa
239 C : Kanał Elbląski
239 A – Radunia
301 Zalew Szczeciński
305 Brzeźnicka Węgorza
307 : Parsęta
309 : Wieprza, Studnica, Grabowa
311 : Słupia
312 : Łupawa
314 : Reda

317 : Pasłęka
403 A : Marózka
404 A : Sapina
404 B : Jarka, Gołdapa
405 : Czernica
408 A : Czarna Hańcza
408 B : Marycha
409 A : Świsłocz

W wykazie wymieniono numery pól i nazwy rzek. Nie podano nazw stawów hodowlanych i jezior również często zasiedlanych i penetrowanych przez wydry w zlewniach tych rzek. Wydry przy zasobnych jeziorach i stawach hodowlanych często nawet wychowują potomstwo. Należy jednak podkreślić, że licznie mogą występować wydry tam, gdzie baza pokarmowa przez cały rok jest wystarczająca. Urozmaicone środowiska, gdzie obok rybnych rzek występują inne zbiorniki to właśnie zapewniają. Wydra, jak każdy gatunek, podlega okresowym wahaniom liczebności. W Polsce do około 1980 roku obserwowano stopniowy spadek jej liczebności. Po tym okresie nastąpił dość dynamiczny wzrost liczby miejsc występowania i obserwowanych na niektórych obiektach osobników. Obecnie, przynajmniej od około 2000 roku wydra do roku 2008 swą liczebność zmniejszyła. Przyczyny tego stanu rzeczy są dość trudne do jednoznacznego wyjaśnienia. Śmiertelność tego gatunku z pewnością wzrasta w czasie ostrych zim, w których zbiorniki wodne na dłuższy okres szczelnie zamarzają i wydra cierpi z tego powodu głód. W takim okresie przemieszczające się głównie na stawy hodowlane osobniki giną z rąk kłusowników, względnie ponoszą śmierć w różnych wypadkach. Przeprowadzone w tym zakresie wieloletnie badania wykazały, że wiele wydr ginie w różnych porach roku topiąc się w sieciach rybackich, a także na drogach pod samochodami (Sikora 2004). W dwóch znanych przypadkach wydry przejechał pociąg. Do tej pory udało się dokładnie określić przyczyny śmierci ponad 300 wydr. Trzy z nich zostały przejechane przez samochody w mieście Poznaniu na ruchliwych ulicach. Z zebranych materiałów wynika poza tym, że wydry wpływając pod lód nocą i następnie spłoszone przez wędkarzy mogą zatrzymywać się w podlodowych przestrzeniach z powietrzem. Próbując zbyt późno opuścić miejsce łowów zastają już mocno zamarznięty przerębel. Po rozmarznięciu jezior wypływające martwe wydry widziano na niektórych wielkopolskich jeziorach.

Z przeprowadzonych badań terenowych i wieloletnich badań hodowlanych (Sikora 1991, 1996b, 1996a) wynika, że to zwierzę posiada pokaźne zapotrzebowanie energetyczne. W związku z tym musi regularnie codziennie

pobierać znaczne ilości pożywienia. Najwięcej w stosunku do masy ciała pobierają osobniki młode (ryc.1) oraz ciężarne samice i samice wychowujące potomstwo. Samice poza tym, aby wychować potomstwo muszą pobierać pożywienie w odpowiednim składzie. Z badań hodowlanych wynika bowiem, że samice żywione nawet obficie, ale zbyt monotonicznie mogą wytwarzać za mało pokarmu dla swych, przeważnie 3 młodych. Z pewnością wydra nie znajdując na wolności odpowiedniego pożywienia o wystarczającej masie w sposób naturalny traci potomstwo stopniowo zjadając je. Dlatego też aby zapewnić sobie i potomstwu pożywienie samice muszą być do tego kondycyjnie przygotowane i wykazywać silną tendencję do zajmowania odpowiedniego terytorium. W to właśnie samice wydry wyposażyła natura.

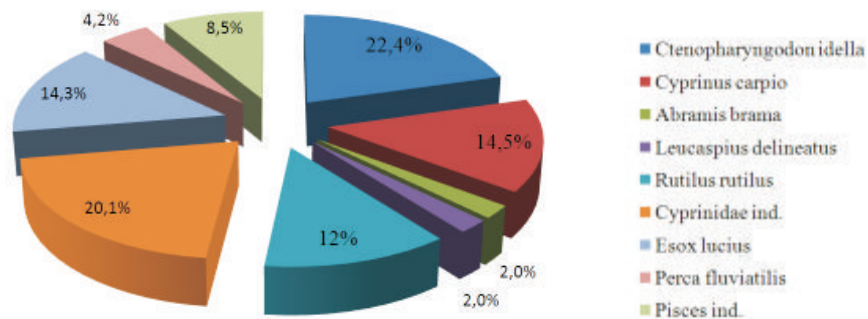
Badania składu pożywienia, których wyniki przedstawiono na rycinach 2,3,4,5,6 i 7 wskazują, że skład pożywienia wydr jest urozmaicony i zależy od obecności w środowisku ich życia potencjalnych ofiar. Zależność ta nie jest jednak prosta, gdyż niektóre ryby, a wśród nich karp, nie mogą być spożywane zbyt często. Znajdująca się w nich tiaminaza niszcząca tiaminę wywołuje groźny dla tych zwierząt paraliż Chasteka. Bakterie beztlenowe i ich toksyny są dla wydr także zabójcze. Stąd też zasadniczo nie mogą pobierać padliny. Zjadają pożywienie nie wykazujące żadnych objawów rozkładu. Nawet bardzo młode osobniki w hodowli mimo głodu nie interesowały się rybami minimalnie nieświeżymi. Zmysł węchu informował je o zagrożeniu.

Łącznie w niestrawionych resztkach wyodrębniono 2093 osobników ofiar. Nie wszystkie jednak, co wynika z rycin, udało się oznaczyć do gatunku.

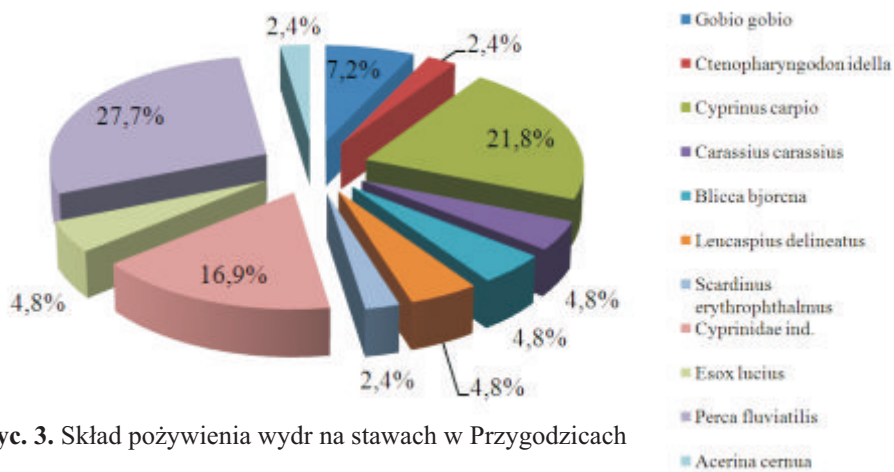
W pożywieniu wydr występujących na śródleśnych stawach hodowlanych w Potaszach dominował amur, a karp i szczupak łowione były często. Należy podkreślić, że stawy te w roku badań zarybiono wprowadzając znaczne ilości amurów. Podobnie jak w pożywieniu wydr najliczniejszym więc w tych stawach był amur (ryc. 2).

Na terenie dużego rybackiego kompleksu stawów w Przygodzicach od kilku wieków trwa głównie hodowla karpia. Pobierana z różnych cieków woda niesie ze sobą do stawów także inne ryby. Na tym terenie wydry głównie odżywiały się nie karpem, a okoniem, chociaż karp był dla nich istotnym w pożywieniu gatunkiem (ryc.3).

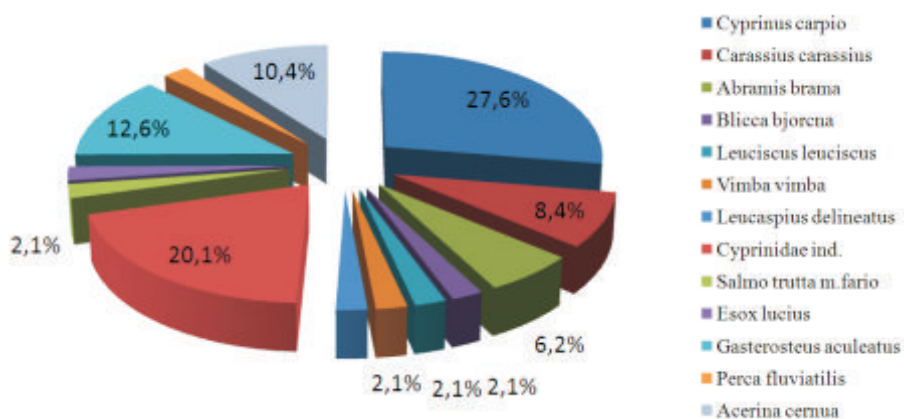
Stawy hodowlane w Stobnicy zlokalizowane są przy rzece Kończak w pobliżu jej ujścia do Warty. Wydry więc z pewnością pokarm zdobywały w wymienionych rzekach i stawach. W związku z tym, że w okresie badań w stawach hodowano głównie karpie, ten gatunek dominował w analizowanych próbach. Występujące w rzece pstrągi łowione były natomiast rzadko, zaś jazgarz z okoniem



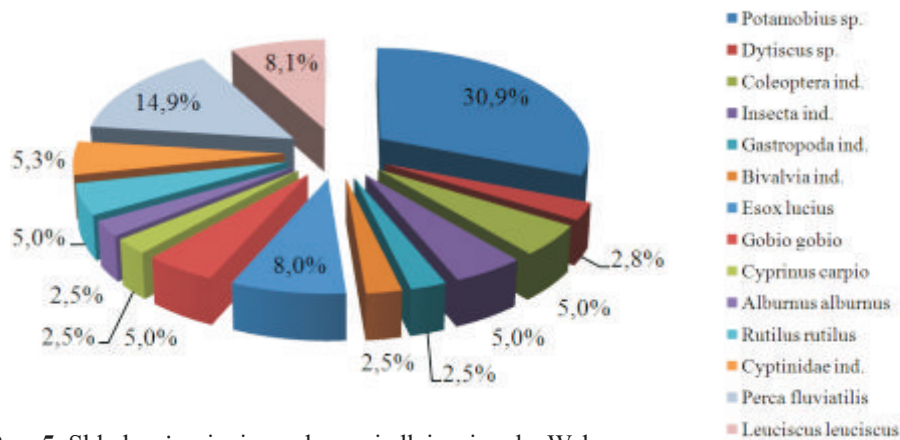
Ryc. 2. Skład pożywienia wydry na stawach w Ptaszkach



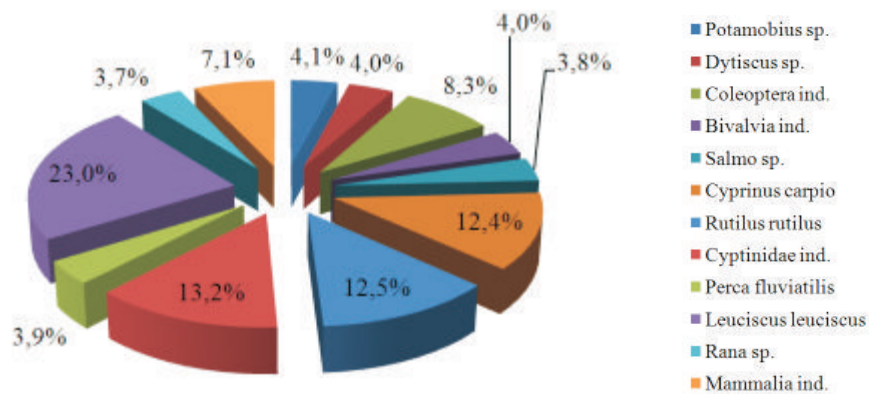
Ryc. 3. Skład pożywienia wydr na stawach w Przygodzicach



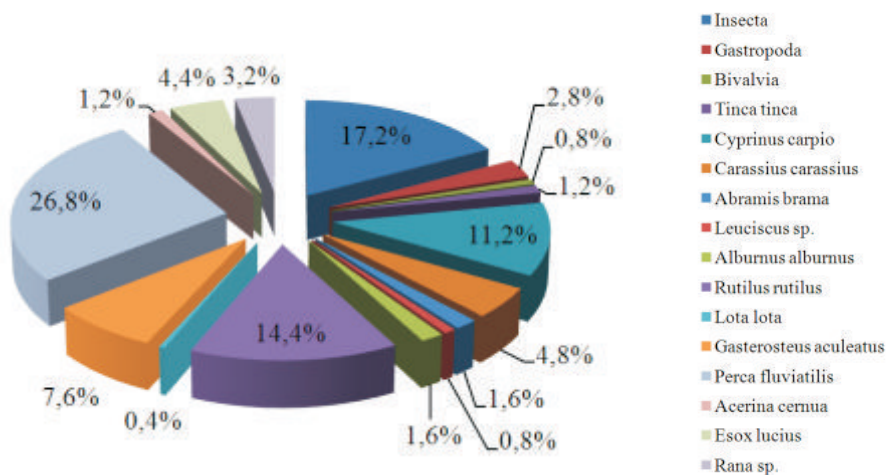
Ryc. 4. Skład pożywienia wydry zasiedlającej stawy w Stobnicy



Ryc. 5. Skład pożywienia wydry zasiedlającej rzekę Wełnę



Ryc. 6. Skład pożywienia wydry zasiedlającej rzekę Samicę



Ryc. 7. Skład pożywienia wydr na stawach i rzekach zlewni Dębowej

reprezentowane były w próbach zdecydowanie liczniej (ryc. 4.). Często też w odchodach wydr znajdowano łuski ciernika, licznej tam ryby. Ciernik jednak mógł być pobierany przez wydry znajdując się w przewodach pokarmowych innych ryb.

Rzeka Wełna zapewnia wielu zwierzętom urozmaicone pożywienie. Licznie występuje tam zimorodek, a wydra penetruje całą jej długość. W wynikach na szczególną uwagę zasługuje fakt, iż w tej rzece najczęściej łowiła wydra raki. Odchody wydr posiadały więc charakterystyczną barwę i głównie składały się z pancerzy tych skorupiaków. W próbach pobranych przy Wełnie często spotykano także okonia, szczupaka i jelca.

Samica jest rzeką mało zasobną w pokarm dla wydr. Tam też jej ofiarami były niechętnie spożywane drobne ssaki. Często wydry pobierały stawonogi i małże (ryc. 6). Dominowały jednak karpowate z jelcem na pierwszym miejscu. Ta ryba mogła pochodzić także z Warty, do której wpada Samica.

Stawy hodowlane w Parowej (Zlewnia Dębowej) to śródleśne obiekty hodowlane bardzo często odwiedzane przez różne gatunki czapli, bieliki, i stada kormoranów zlatujących się tam z różnych części Europy. Licznie też występuje na nich i pobliskich ciekach wydra. Ryc. 7 ukazuje, że bytujące tam wydry najczęściej łowiły nie karpie, a okonie i płocie, chociaż karp był w tam zebranych próbach istotnym składnikiem.

Z analizy zebranego materiału wynika, że wydra posiada urozmaicony pokarm. Należy jednak zdecydowanie podkreślić, że gatunek ten, także na stawach karpowych, w wielu przypadkach może istotnie obniżyć ekonomiczne efekty gospodarowania.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Wydra stojąca na końcu łańcucha troficznego, będąc ssakiem wybitnie związanym ze środowiskiem wodnym, występuje w całej Polsce na licznych stanowiskach. Mimo wrodzonej silnej antropofobii zasiedla różne zbiorniki wodne, nawet w miastach. Badając przyczyny śmierci wydr w 3 przypadkach znaleziono te zwierzęta na drogach miejskich. Zasiedla obiekty naturalne i hodowlane. Jej życie uzależnione jest od możliwości zdobywania pożywienia codziennie przez cały rok. Z konieczności w okresie zimowym musi przemieszczać się na znaczne odległości i odwiedzać dostępne dla łowów stawy. W czasie trwania silnych mrozów jeziora bowiem szczerlnie zamarzają i tam żyjące ryby nawet dla tak sprawnego drapieżnika są niedostępne.

Informacje zawarte w cytowanej literaturze i badania mówiące o licznych w Polsce wydrach, gatunku o wybitnie dużym zapotrzebowaniu energetycznym,

są świadectwem środowiska przyrodniczego i wielowiekowych naszych tradycji ochrony przyrody.

Z analizy prób pokarmowych (ryc. 2-7) pobranych w różnych warunkach wynika, że głównym pożywieniem wydr są różne gatunki ryb. Wydry żyjąc nawet na stawach hodowlanych, gdzie karp może być dla nich niezwykle łatwym do zdobycia pobierają go w ilościach nie zagrażających ich życiu. Niezwykle dla nich atrakcyjnym pożywieniem są natomiast różne gatunki raków. Przy Wełnie właśnie rak łowiony był najczęściej. W hodowli stwierdzono, że raki wydra trawi sprawnie i już po 70-90 minutach wydalą niestrawione pancerze. Badając pożywienie wydr nad Wełną stwierdzono poza tym, że nie trawi ona także węglanu wapnia magazynowanego w postaci białych soczewek przez układ pokarmowy raka. Te elementy często spotykano wraz z pancerzami raków. Na uwagę zasługuje fakt, że wydry rzadko łowią ptaki i ssaki. W hodowli zamkniętej, mając do dyspozycji ryby w ogóle nie zjadały upolowanych gryzoni i ptaków. Bawiły się nimi w wodzie, a następnie porzucały. Ssaki znalazły się jednak w odchodach wydr zebranych nad Samicą. Nie tylko raki, ale także niektóre owady wydra łowi chętnie (ryc. 4, 5, 6 i 7). Ważnym dla nich jest okoń, którego obecność w próbach przeważnie stwierdzano.

LITERATURA

1. Bialuk J., Czarnecka H., Hołdakowska J., Majewska I., Malinowska M., Marcinkowska Z., Stephan W., Sztreker A., Woroncow T., 1983: Podział hydrograficzny Polski. IMiGW, Warszawa.
2. Biniak M., 1995: *Lutra lutra* (Linne 1758). Polska czerwona księga zwierząt: 76-77.
3. Erlinge S., 1968: Territoriality of the otter *Lutra lutra* l. Oikos 19 : 81-98.
4. Erlinge S., 1983: Ecology of the European otter *Lutra lutra*. International Ottersymp. Strasbourg.
5. Heran I., 1982: Kunovite Selmy. Statni Zemedelske Nakladatelstvi. Praha.
6. Kowalski K., 1964: Klucze do oznaczania kręgowców Polski, Cz. V, PWN, Warszawa, Kraków: 209-212.
7. Kuntze R., 1935: Fauna słodkowodna Polski. Wyd. Kasy im. Mirowskiego, Inst. Pop. Nauk. Warszawa: 38-40.
8. Reuther C., 1980: Zur Situation des Fischotters In Europa., Der Fischotter In Europa - Verbreitung, Bedrohung, Erhaltung (Reuther, Festetics). Oderhaus und Gottingen: 71-92.
9. Romanowski J., 1999: Powrót wydry. Łowiec Polski 7: 22-23.

10. Romanowski J., Brzeziński M., Cygan J., 1996: Otter (*Lutra lutra*) distribution in Poland. *Acta Theriologica* 41 : 113-126.
11. Ruprecht A. L., 1996: Materiały do rozmieszczenia bobra i wydry w Polsce. *Przegląd zoologiczny* 40: 3-4.
12. Sikora S., 1984: Występowanie wydry *Lutra lutra* (L.) w Polsce. *Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk. Wydz. Nauk Rol. i Leś. Prace Kom. Nauk Rol. I Nauk Leś.:* 253-268.
13. Sikora S., 1986: Metoda odłowu wydr *Lutra lutra* (L.) w celach hodowlanych. *Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk. Wydz. Nauk Rol. i Leś. Prace Kom. Nauk Rol. i Nauk Leś.*
14. Sikora S., 1989: Das vorcommen von *Lutra lutra* im Polnischen flussgebiet. *Wiss. Beitr. Univ. Halle:* 35-43.
15. Sikora S., 1991: Zachowanie się wydr (*Lutra lutra*) związane z miejscami schronienia w warunkach hodowli zamkniętej. *Rocz. AR Pozn. Zoot.* 43: 192-196.
16. Sikora S., 2004: *Lutra lutra* (L., 1758) Wydra. *Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000- podręcznik metodyczny. Tom 6:* 412-416.
17. Sikora S., 1992: Znaczenie wydry *Lutra lutra* (L.) w gospodarce rybackiej. *Przegląd rybacki*, XIX,1
18. Sikora S., 1996: Metoda sztucznego odchowu wydry *Lutra lutra* (L.) urodzonej w warunkach zagrodowych w Potaszach. *Prz. Zool.* XXXX,1-2.: 91-99.
19. Sikora S., 1996a: Możliwości sztucznej hodowli wydry *Lutra lutra* (L.) *Ogólnopolska Konferencja Teriologiczna, Puszczykowo:* 36-38.
20. Sikora S., 1996b: Występowanie wydry *Lutra lutra* (L.) w Polsce oraz problemy gospodarcze związane z tym gatunkiem. *Ogólnopolska Konferencja Teriologiczna, Puszczykowo:* 34.
21. Sumiński P., Goszczyński J., Romanowski J., 1993: *Ssaki drapieżne Europy. PWRiL, Warszawa* 300 s.
22. Włodek K., 1980: Der Fischotter In der Prowinz Pomorze Zachodnie (West-Pommern) In Polen. *Der Fischotter In Europa - Verbreitung, Bedrohung, Erhaltung (Reuther, Festetics). Oderhaus und Gottingen:* 187-194.
23. Włodek K., 1987: Występowanie wydry *Lutra Lutra* w Polsce. *XIV Zjazd PTZool. Szczecin:* 236.

CZEŚĆ DRUGA

**EKONOMICZNE, PRAWNE,
ORGANIZACYJNE I TECHNICZNE
ASPEKTY OCHRONY PRZYRODY
W LASACH**

Janusz Kocel, Ryszard Kwiecień

Instytut Badawczy Leśnictwa w Sękocinie Starym

ROZDZIAŁ XI

METODA OCENY EFEKTÓW GOSPODAROWANIA ZASOBAMI PRZYRODNICZYMI, LUDZKIMI I EKONOMICZNYMI NADLEŚNICTW

WSTĘP

Cechą wyróżniającą jednostkę gospodarczą funkcjonującą w warunkach rynkowych jest jej efektywność. Do jej mierzenia niezbędne jest przyjęcie właściwego kryterium. Kryterium efektywności jednostki gospodarczej wynika z celu, dla którego została utworzona i prowadzi działalność. Nadleśnictwo wchodzące w skład Lasów Państwowych reprezentuje Skarb Państwa w zakresie zarządzanego mienia, którym są zasoby przyrodnicze, ludzkie i ekonomiczne. Zasoby przyrodnicze to drzewostany w różnym wieku i o różnym składzie gatunkowym rosnące na siedliskach o zróżnicowanym potencjale produkcyjnym. Nadleśnictwo dla realizacji postawionych przed nim celów zatrudnia wykwalifikowaną, dobrze przygotowaną kadrę pracowników, których liczba powinna wynikać z warunków gospodarowania. Proces gospodarowania nadleśnictwem jest związany z ponoszeniem nakładów w celu uzyskania określonych efektów. Na efekty uzyskiwane przez nadleśnictwa znacząco wpływają warunki środowiska naturalnego, w których prowadzą działalność gospodarczą.

Tematem referatu jest przedstawienie metody oceny efektów gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi nadleśnictw. Metoda została opracowana w Instytucie Badawczym Leśnictwa i jest pierwszym tego rodzaju opracowaniem z zakresu ekonomiki leśnictwa w Polsce.

PRZEGLĄD LITERATURY PROBLEMU

W polskiej literaturze przedmiotu jest zaledwie kilka prac poświęconych grupowaniu, kategoryzacji bądź rejonizacji nadleśnictw (Dmuchowski 1979, Kwiecień 1980, Patalas 1987). Niektóre prace mają już tylko znaczenie historyczne. Na tym tle korzystnie wyróżnia się literatura czeska i słowacka.

Opublikowano tam w ostatnich 30 latach kilkanaście prac poświęconych

obiektywizacji warunków działania jednostek organizacyjnych w leśnictwie oraz próbom ich grupowania na zasadzie podobieństw, głównie warunków przyrodniczo-leśnych. Następnie analizowano w wyodrębnionych grupach wpływ tych warunków, zwłaszcza składu gatunkowego, m.in. na rentowność produkcji leśnej (BARTUNEK 1971, BLUDOVSKY 1980, BLUDOVSKY, SYROVATKA 1981, BLUDOVSKY 1990, BLUDOVSKY 1995, , KUDRELOVA, BARTUNEK 1988).

Obiektywizacją warunków produkcyjnych i pozaprodukcyjnych poprzez kategoryzację nadleśnictw zajmowali się Bartunek i Kudrelowa (1988). Przy zastosowaniu metod wieloczynnikowej analizy statystycznej przeprowadzili podział 109 nadleśnictw na bardziej jednorodne grupy. Jako kryterium tej klasyfikacji zastosowali 14 wskaźników specjalnie w tym celu wytypowanych. Wśród tych wskaźników na uwagę zasługują następujące wskaźniki ekonomiczno-finansowe: 1) płace ogółem, 2) wynik finansowy z działalności nadleśnictwa, 3) przeciętna cena 1 m³ drewna, 4) przychody ze sprzedaży drewna przypadające na 1 jednostkę przeliczeniową, 5) przychody ze sprzedaży drewna na 1 ha powierzchni leśnej, 6) bezpośrednie koszty pozyskania 1 m³ drewna.

Różne aspekty obiektywizacji warunków produkcyjnych jednostek organizacyjnych w leśnictwie podnosił w swoich opracowaniach Bludovsky (BLUDOVSKY 1980, BLUDOVSKY, SYROVATKA 1981, BLUDOVSKY 1990, BLUDOVSKY 1995). W swojej pracy na temat ekonomicznego modelu wielofunkcyjnego gospodarstwa leśnego zdecydowanie podkreśla, że obiektywizacja wpływu zróżnicowanych warunków produkcyjnych poszczególnych gospodarstw leśnych na poziom ich wyników gospodarowania należy do najważniejszych celów ekonomiki leśnictwa (BLUDOVSKY 1990).

W Polsce, począwszy od 1975 r., w Lasach Państwowych funkcjonowała kategoryzacja nadleśnictw, która zmierzała do odzwierciedlenia naturalnej różnorodności i złożoności warunków pracy w poszczególnych jednostkach, a także różnej wielkości i struktury zadań gospodarczych oraz związanego z tym różnego stopnia wkładu pracy i odpowiedzialności kierowniczych i samodzielnych stanowisk pracy. Po raz pierwszy kryteria tej kategoryzacji sformułowano w Zarządzeniu nr 103 Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 30 września 1974 r. Przyjęto zestaw 5 wskaźników do określenia kategorii poszczególnych nadleśnictw. (Zarządzenie Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego 1974). Suma punktów stanowiła podstawę do zaliczenia nadleśnictwa do jednej z trzech kategorii.

Od 1987 r. kategoryzację jednostek organizacyjnych Lasów Państwowych przeprowadzano według metodyki opracowanej przez Patalasa (1987), której

podstawą było obliczanie tzw. wskaźnika trudności (WT). Kryteria tej kategoryzacji zawarto w Zarządzeniu nr 4 Naczelnego Dyrektora LP z dnia 11 stycznia 1985 r. (Zarządzenie Naczelnego Dyrektora LP, 1985). W roku 1990 metoda ta została udoskonalona, głównie przez włączenie do zestawu wskaźników cząstkowych udziału typów siedliskowych lasu (PATALAS, KOCEL, RYBCZYŃSKI 1990).

Na początku lat dziewięćdziesiątych nie podejmowano nowych prób kategoryzacji nadleśnictw. Dopiero w 1995 r. niektóre RDLP rozpoczęły takie prace. Dyrektor RDLP w Szczecinie w lutym 1995 r. wydał zarządzenie w sprawie kategoryzacji nadleśnictw (Zarządzenie Dyrektora RDLP w Szczecinie, 1995). Kryterium podziału nadleśnictw na 5 grup trudności stanowiły współczynniki trudności obliczone według metody Patalasa, ale znacznie zmodyfikowanej. W IV kwartale 1996 r. i w I kwartale 1997 r. siedmioosobowy zespół powołany przez Dyrektora RDLP w Katowicach, opracował metodę określania stopnia trudności nadleśnictw w celu wykorzystania go, jako narzędzia pomocniczego, do ustalenia limitów zatrudnienia w poszczególnych nadleśnictwach tej RDLP (Materiały RDLP w Katowicach 1997).

W związku z zarządzeniem Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych o dodatkach funkcyjnych określono w roku 2000 w wielu RDLP wskaźniki trudności dla podległych nadleśnictw na podstawie doraźnie opracowanych metodyk przez pracowników tych RDLP (Materiały RDLP w Katowicach 1997).

Problemem kategoryzacji nadleśnictw i leśnictw pod względem trudności gospodarowania i określenia standardów zatrudnienia zajmował się, tzw. „Zespół Majchrzaka” (Raport 2002).

Można więc zauważyć, że dotychczasowe opracowania dotyczyły kategoryzacji jednostek organizacyjnych Lasów Państwowych pod względem utrudnień wynikających z warunków przyrodniczo-leśnych. Nie opracowano jednak metody, która pozwalałaby na określenie – dla poszczególnych nadleśnictw - efektów gospodarowania zasobami przyrodniczymi, a także zasobami ludzkimi i ekonomicznymi.

CEL I ZAKRES PRACY

Nadleśniczy, zgodnie z artykułem 13 ustawy o lasach, obowiązany jest do efektywnego gospodarowania zasobami przyrodniczymi nadleśnictwa, w tym m.in. do: odnawiania, pielęgnowania i ochrony lasu (w tym również ochrony przeciwpożarowej), przebudowy drzewostanów, które nie zapewniają osiągnięcia celów gospodarki leśnej, a także racjonalnego użytkowania lasu w sposób trwale

zapewniający optymalną realizację wszystkich jego funkcji przez pozyskiwanie drewna w granicach nieprzekraczających możliwości produkcyjnych lasu (Ustawa 1991).

Z kolei, w artykule 35 ustawy (1991) ustawodawca nałożył na nadleśniczego obowiązek efektywnego gospodarowania zasobami ludzkimi. Znalazło to odzwierciedlenie w zapisach dotyczących powoływania i odwoływania niektórych pracowników nadleśnictwa oraz zatrudniania i zwalniania pozostałych pracowników nadleśnictwa. Do obowiązków nadleśniczego należy ponadto inicjowanie, koordynowanie, a także nadzorowanie działalności pracowników nadleśnictwa.

Obowiązek efektywnego gospodarowania zasobami ekonomiczno-finansowymi nadleśnictwa przez nadleśniczego znalazł odzwierciedlenie w ustawie o lasach oraz aktach wykonawczych dotyczących gospodarki finansowej w Lasach Państwowych. Mówią o tym postanowienia wynikające z art. 50. ustawy o lasach (1991), które nakładają na Lasy Państwowe (jako całości) obowiązek prowadzenia przez nie działalności na zasadzie samodzielności finansowej i pokrywania kosztów działalności z własnych przychodów. Natomiast, art. 56 i 58 ust.1. ustawy regulują zasady tworzenia i gospodarki funduszem leśnym. Ponadto, nadleśnictwo podejmując się prowadzenia działalności ubocznej i dodatkowej zarobkowej nie może ponosić strat (Rozporządzenie 1994).

A zatem, wychodząc naprzeciw potrzebie oceny realizacji przez nadleśniczego celów określonych w ustawie i aktach wykonawczych celem pracy jest określenie syntetycznych wskaźników oceny efektów gospodarowania nadleśnictwa w odniesieniu do wykorzystania zasobów przyrodniczych, ludzkich i ekonomicznych.

Większość danych źródłowych uzyskano z Hurtowni Danych Lasów Państwowych, część bezpośrednio z nadleśnictw oraz z wydziałów merytorycznych Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych.

METODYKA BADAŃ

Zestaw wskaźników cząstkowych charakteryzujących efekty gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi opracowano na podstawie literatury problemu, konsultacji przeprowadzonych wśród nadleśniczych i specjalistów z komórek merytorycznych regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych i doświadczeń własnych autorów. Przyjętym kryterium wyboru wskaźników cząstkowych tworzących syntetyczny wskaźnik efektów gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi była ich

wartość merytoryczna oraz możliwość wpływu na ich wielkość przez nadleśniczego i załogę nadleśnictwa, w tym przede wszystkim pracowników pełniących funkcję zastępcy nadleśniczego, leśniczych, inżynierów nadzoru i specjalistów zatrudnionych w dziale technicznym nadleśnictwa.

W związku z tym, wyróżniono wśród badanych wskaźników: stymulanty, destymulanty i nominanty. Stymulanty są wskaźnikami cząstkowymi, dla których pożądana jest tendencja wzrostowa, zaś za destymulanty uznano wskaźniki, dla których pożądana jest tendencja spadkowa. Wśród wskaźników cząstkowych wyróżniono również nominanty, które należy traktować jako wzorce normatywne. Najczęściej każde odchylenie w górę lub w dół jest oceniane negatywnie. W tabeli 1 przedstawiono zestawienie zbiorcze dotyczące metody obliczania poszczególnych wskaźników cząstkowych tworzących syntetyczny wskaźnik efektów gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi.

Syntetyczne wskaźniki efektów gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi nadleśnictw zastosowane w praktyce gospodarczej mają przede wszystkim służyć porównywaniu między sobą wymienionych jednostek organizacyjnych Lasów Państwowych pod względem efektów gospodarowania. Intencją opracowania wskaźników jest syntetyczne liczbowe przedstawienie tych efektów. Przedstawiony zestaw 18 wskaźników cząstkowych (stymulanty, destymulanty i nominanty) podzielono na trzy grupy: I grupa – wskaźniki wykorzystania warunków przyrodniczo-leśnych nadleśnictwa (8 wskaźników), II grupa – wskaźniki gospodarowania zasobami ludzkimi (4 wskaźniki), III grupa – wskaźniki oceny ekonomiczno-finansowej nadleśnictwa (6 wskaźników, tab. 1).

Dla dwóch wskaźników cząstkowych, ze względu na ich strukturę złożoną z kilku elementów, zostały określone wielkości przeliczeniowe lub zastosowano metodę punktacji przedziałowej, na podstawie dostępnych w literaturze wyników badań i opinii ekspertów. Są to następujące wskaźniki: 1) liczba zajęć realizowanych w różnych formach edukacji leśnej społeczeństwa prowadzonych przez pracowników nadleśnictwa (złożony z 8 elementów), zweryfikowana wskaźnikiem gęstości zaludnienia, 2) ocena kondycji finansowej nadleśnictwa (złożony z 5 elementów metod oceny finansowej).

W niniejszej pracy, aby sprowadzić różnoimienne wskaźniki cząstkowe do porównywalności, przeprowadzono ich normalizację. Dla danych o charakterze stymulanty i destymulanty przeprowadzono normalizację ich wartości, dzieląc wartość wskaźnika w jednostkach naturalnych przez wartość maksymalną tego wskaźnika, zgodnie z formułą:

$$x' = \frac{x}{x_{\max}}$$

gdzie:

x' - wartość znormalizowana,

x - wartość cechy (w jednostkach naturalnych);

x_{max} - wartość maksymalna cechy (w jednostkach naturalnych).

W wyniku takiej normalizacji, najwyższy wskaźnik osiągać będzie wartość 1. Nie przeprowadzono normalizacji wartością maksymalną dla wskaźników o charakterze nominanty (w tych przypadkach normalizacja przyjmowałaby postać dzielenia przez 1.

Dla wskaźników o charakterze nominanty przeprowadzono standaryzację danych. W przypadku takich wskaźników właściwą wartością, która powinna być oceniana w niniejszym opracowaniu jest odchylenie wartości danych od przyjętej normy równej 100%. Wartość tego odchylenia otrzymuje się przez odjęcie od 100% wartości danych dla nadleśnictwa, zgodnie z poniższą formułą:

$$x_s = 100 - x$$

gdzie:

x_s - wartość zestandaryzowana,

100 - przyjęta wartość nominanty,

x - faktyczna wartość cechy (w jednostkach naturalnych).

Po zastosowaniu takiego przeliczenia nadleśnictwa o wartości cechy:

- równej 100% otrzymują wskaźnik równy 0,
- mniejszej od 100% otrzymują wskaźnik większy od 0,
- większej od 100% otrzymują wskaźnik mniejszy od 0.

W celu umożliwienia porównania nadleśnictw, wartość bezwzględną obliczonego odchylenia x_s odjęto od wartości przyjętej normy (100%), uzyskując wartość punktową wskaźnika Y :

$$Y = 100 - [100 - x]$$

Dzięki takiemu przeliczeniu nadleśnictwa o wartości cechy:

- równej 100% otrzymują wskaźnik równy 1,
- różnej od 100% otrzymują wskaźnik mniejszy od 1.

Szczególnym przypadkiem jest wartość cechy przekraczająca 200%, wówczas wskaźnik otrzymuje wartość ujemną. W niniejszym opracowaniu przyjęto, że dla nadleśnictw o wartości cechy większej niż 200%, a więc w przypadkach, kiedy wskaźnik jest ujemny, będzie mu przypisywana wartość 0.

Uwzględniając zróżnicowany wpływ poszczególnych wskaźników cząstkowych na syntetyczny wskaźnik efektów gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi nadleśnictw ustalono wagę (rangę) dla

każdego ze wskaźników. Praktyczne zastosowanie wag polega na tym, że obliczone wcześniej poszczególne wskaźniki cząstkowe dla każdego nadleśnictwa w kraju mnoży się przez wartości liczbowe odpowiednich wag. Wielkości wag wpływają na wskaźnik efektów gospodarowania nadleśnictwem, zgodnie z treścią merytoryczną poszczególnych wskaźników cząstkowych. Do określenia wag (rang) zastosowano metodę rangowania (STABRYŁA 2007). W metodzie rangowania wskaźników cząstkowych syntetycznego wskaźnika efektywności gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi wykorzystano narzędzie wspomagające, którym jest „metoda ekspertów”. Polega ona na niezależnym rangowaniu wskaźników cząstkowych składających się na syntetyczny wskaźnik efektywności gospodarowania. W tym celu wybrano 43 nadleśniczych (ekspertów), z nadleśnictw o zróżnicowanych warunkach gospodarowania. Wśród kryteriów wyboru nadleśniczych należy wymienić, m.in.: wieloletni staż na stanowisku nadleśniczego, przebyta droga zawodowa, a także prestiż w środowisku leśników. Wybrani nadleśniczkowie dokonali rozdziału 100 punktów między 18 wskaźników cząstkowych (stymulanty, destymulanty i nominanty) odzwierciedlających efekty gospodarowania nadleśnictwem.

Opierając się na założeniu, że rangi tym bardziej są prawidłowo wyznaczone, im większa jest zgodność między szeregami preferencyjnymi, zastosowano „metodę badania zgodności opinii ekspertów”. Miarą tej zgodności jest tzw. współczynnik konkordancji M. G. Kendalla i B. Babingtona-Smitha. Im wyższy jest ten współczynnik, tym większa jest zgodność opinii ekspertów, a zatem wyższy stopień obiektywizacji. Obliczony wskaźnik konkordancji W^* dla 18 wskaźników uzyskał wartość 0,27. Wskazuje on na dostateczną zgodność opinii ekspertów. Uwzględniając opinie ekspertów, doświadczenia własne autorów tej pracy oraz nieliczne wyniki prac naukowych (KWIECIEN, KOCEL 2006, BURACZEWSKI, WYSOCKI 2000, BLUDOVSKY 1990) określono ostateczne wagi dla 18 wskaźników cząstkowych (tab. 1).

Zgodnie z przyjętymi założeniami metodycznymi, dla liczby zajęć realizowanych w różnych formach edukacji leśnej społeczeństwa prowadzonych przez pracowników nadleśnictwa zostały określone wartości przeliczeniowe, natomiast do oceny kondycji finansowej nadleśnictwa została zastosowana metoda punktacji przedziałowej.

Przy wyznaczaniu wskaźnika liczby zajęć realizowanych w różnych formach edukacji leśnej społeczeństwa prowadzonych przez pracowników nadleśnictwa uwzględniono podział form edukacji leśnej zgodnie z zarządzeniem nr 57 dyrektora generalnego Lasów Państwowych z 9 maja 2003 r. w sprawie wytycznych prowadzenia edukacji leśnej społeczeństwa w Lasach Państwowych

Tab. 1. Zestawienie zbiorcze dotyczące metody obliczania poszczególnych wskaźników cząstkowych syntetycznego wskaźnika efektów gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi

Wskaźnik	Jednostki naturalne	Rodzaj wskaźnika	Forma realizacji	Waga
Wskaźniki wykorzystania warunków przyrodniczo-leśnych nadleśnictwa				
Stopień zgodności składu gatunkowego upraw z wytycznymi zawartymi w planie urządzenia lasu	%	stymulanta	normalizacja wartością max. × waga	9
Udatność upraw 5-letnich – przeciętna z ostatnich 5 lat	%	stymulanta	normalizacja wartością max. × waga	8
Udział powierzchniowy rębni złożonych w cięciach ogółem – przeciętna z ostatnich 5 lat – w stosunku do rozmiaru zaprojektowanego w planie urządzenia lasu	%	nominanta	standaryzacja × waga	6
Wykonanie – narastająco w 10-leciu – rozmiaru powierzchniowego zadań planu urządzenia lasu w odniesieniu do czyszczeń wczesnych	%	nominanta	standaryzacja × waga	5
Wykonanie – narastająco w 10-leciu – rozmiaru powierzchniowego zadań planu urządzenia lasu w odniesieniu do czyszczeń późnych	%	nominanta	standaryzacja × waga	5
Wykonanie – narastająco w 10-leciu – rozmiaru powierzchniowego zadań planu urządzenia lasu w odniesieniu do trzebieży wczesnych	%	nominanta	standaryzacja × waga	6
Stopień realizacji użytkowania głównego – narastająco w 10-leciu – w stosunku do zadań planu urządzenia lasu w zakresie użytkowanie rębne	%	nominanta	standaryzacja × waga	4
Udział powierzchniowy istotnych szkód od zwierzyny – przeciętna z ostatnich 5 lat – w: powierzchni lasów I klasy wieku	%	destymulanta	100-jedn. nat. × waga	5
Wskaźniki gospodarowania zasobami ludzkimi				
Liczba zatrudnionych na stanowiskach nierobotniczych w przeliczeniu na 1 punkt stopnia trudności gospodarowania nadleśnictwa w 2007 roku	osób/1 pkt	destymulanta	jedn. natural. normalizacja wartością max. × waga	10
Wskaźnik intensywności podnoszenia kwalifikacji w okresie ostatnich 5 lat wyrażonych wielkością wydatków ujętych na MPK 117 i MPK 138	zł/osobę na stanowiskach nierobotniczych	stymulanta	normalizacja wartością max. × waga	4
Zintegrowany wskaźnik liczby zajęć realizowanych w różnych formach edukacji leśnej społeczeństwa prowadzonych przez pracowników nadleśnictwa w 2007 roku (lekcje terenowe i wycieczki z przewodnikiem, lekcje w sali edukacji leśnej, spotkania z leśnikiem w szkole i poza szkołą, konkursy leśne, akcje, imprezy edukacyjne, wystawy edukacyjne)		stymulanta	normalizacja wartością max. × waga	4
Wskaźnik liczby skarg wniesionych na pracę (pracowników) nadleśnictwa w ostatnich 5 latach	szt.	destymulanta	jedn. natural. normalizacja wartością max. × waga	2
Wskaźniki oceny ekonomiczno-finansowej nadleśnictwa				
Zintegrowany wskaźnik oceny kondycji finansowej nadleśnictwa		stymulanta	normalizacja wartością max. × waga	11

Wskaźnik	Jednostki naturalne	Rodzaj wskaźnika	Forma realizacji	Waga
Wyniki działalności dodatkowej i ubocznej – przeciętna z ostatnich trzech lat	zł/1 ha powierzchni ogólnej nadleśnictwa	stymulanta /destymulanta	normalizacja wartością max. × waga	4
Koszty administracyjne ogółem (bez amortyzacji) przypadające na 1 punkt stopnia trudności gospodarowania nadleśnictwa	zł/1 pkt	destymulanta	jedn. natural. normalizacja wartością max. × waga	7
Wartość grupy 1 i 2 środków trwałych (budynki i lokale oraz obiekty inżynierii lądowej i wodnej) w przeliczeniu na średnią wartość przychodów z lat 2005–2007 nadleśnictwa		destymulanta	jedn.nat. normalizacja wartością max. × waga	2
Wskaźnik zmian udziału kosztów w przychodach w ostatnich 3 latach		stymulanta /destymulanta	normalizacja wartością max. × waga	4
Wskaźnik wykorzystania środków pozabudżetowych przez nadleśnictwo (przeciętna z ostatnich 3 lat)	zł/ha	stymulanta	normalizacja wartością max. × waga	4

(ZO-733-6/03). Wartości przeliczeniowe ustalono na podstawie opinii ekspertów zajmujących się problematyką edukacji leśnej społeczeństwa prowadzonej w Lasach Państwowych. Ze względu jednak na fakt, że nadleśnictwa zlokalizowane w rejonach o wysokim zaludnieniu mają większe możliwości w zakresie prowadzenia różnych form edukacji leśnej społeczeństwa od tych nadleśnictw, które muszą prowadzić swoją działalność edukacyjną na terenach o niewielkim zaludnieniu postanowiono wskaźnik liczby zajęć realizowanych w różnych formach edukacji leśnej społeczeństwa prowadzonych przez pracowników nadleśnictwa zweryfikować odwrotnością wskaźnika gęstości zaludnienia nadleśnictwa. Oznacza to, że nadleśnictwa prowadzące edukację leśną społeczeństwa w rejonach o wysokim zaludnieniu, po zastosowaniu wskaźnika redukującego, tj. odwrotności wskaźnika gęstości zaludnienia, uzyskają z tego tytułu mniej punktów aniżeli uzyskałyby bez jego zastosowania. Jest to próba sprowadzenia do porównywalności szans nadleśnictw w zakresie prowadzenia różnych form edukacji leśnej społeczeństwa.

Do oceny kondycji finansowej nadleśnictwa zastosowano pięć modeli opracowanych na podstawie ustawy o rachunkowości (1994) i sprawdzonych w polskich warunkach gospodarczych. Są to następujące modele: model J. Gajdki i D. Stosa, zmodyfikowany model J. Gajdki i D. Stosa, wskaźnik A. Hołdy, model D. Hadasik oraz model opracowany na Uniwersytecie Mikołaja Kopernika w Toruniu. Waloryzację punktową modeli opracowano w oparciu o dostępną literaturę przedmiotu (HOŁDA, MICHERDA 2007, Serwis Finansowo Księgowy 2005).

Na podstawie przedstawionej wyżej metodyki obliczone wartości poszczególnych wskaźników cząstkowych (stymulant, destymulant i nominant) sumuje się dla poszczególnych nadleśnictw. Suma wartości odpowiadająca

poszczególnym nadleśnictwom stanowi syntetyczny wskaźnik efektów gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi.

Analiza uzyskanych wartości syntetycznego wskaźnika efektów gospodarowania nadleśnictwa (KN) oraz uwagi do opracowanej metody

Metodykę pracy i wstępnie opracowaną klasyfikację nadleśnictw w zależności od syntetycznego wskaźnika efektywności gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi poddano konsultacji z pracownikami Regionów Inspekcyjnych LP, wybranymi pracownikami merytorycznymi RDLP i nadleśniczymi oraz przeprowadzono wywiad terenowy w nadleśnictwach, które uzyskały skrajne wartości syntetycznego wskaźnika efektywności gospodarowania. Na podstawie zebranych opinii dokonano ostatecznego określenia syntetycznych wskaźników efektywności gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi nadleśnictw, a także opracowano wielkości średnie i optymalne syntetycznych wskaźników efektów gospodarowania. Następnie, metodami statystycznymi ustalono grupy nadleśnictw pod względem efektywności gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi, które zweryfikowano metodami eksperckimi.

Tab. 2. Wstępne zestawienie nadleśnictw o skrajnych wielkościach syntetycznego wskaźnika efektów gospodarowania nadleśnictw (KN) w poszczególnych Regionalnych Dyrekcjach Lasów Państwowych

Lp.	RDLP	Najwyższe wielkości KN nadleśnictw	Najniższe wielkości KN nadleśnictw
1	2	3	4
1	Białystok	6995- Nurzec	4797 - Maskulińskie
2	Katowice	6937 - Chrzanów	4800 - Wisła
3	Kraków	7449 – Nowy Targ	5653 – Nawojowa
4	Krosno	6840 – Głogów Małopolski	5660 - Dukla
5	Lublin	7108 – Nowa Dęba	5848 - Gościeradów
6	Łódź	7331 - Kutno	5586 - Smardzewice
7	Olsztyn	7024 - Ostrołęka	5313 - Iława
8	Piła	7001 - Lipka	5623 - Zdrojowa Góra
9	Poznań	6993 - Grodzisk	5663 - Łopuchówko
10	Szczecin	7055 - Dobrzany	5363 - Trzciel
11	Szczecinek	6874 - Ustka	5593 - Polanów
12	Toruń	7187 - Runowo	5438 - Trzebciny
13	Wrocław	7149 - Miękinia	5624 - Węgliniec
14	Zielona Góra	6771 - Lubsko	5102 - Bytnica
15	Gdańsk	7129 - Kaliska	5556 - Elbląg
16	Radom	6856 - Przysucha	5826 – Starachowice
17	Warszawa	7065 - Chojnów	5766 - Siedlce

W tabeli 2 przedstawiono nadleśnictwa o skrajnych wielkościach syntetycznego wskaźnika efektów gospodarowania nadleśnictw (KN) w poszczególnych RDLP. Z niniejszego zestawienia wynika, że skrajne wielkości KN nadleśnictw w Lasach Państwowych są następujące: 7449 – Nadl. Nowy Targ (RDLP w Krakowie) i 4797 – Nadl. Maskulińskie (RDLP w Białymstoku). Nie wzięto bowiem pod uwagę nowo utworzonego Nadl. Kołaczyce, ze względu na niekompletne dane. Relacje wielkości syntetycznego wskaźnika między Nadl. Nowy Targ a Nadl. Maskulińskie mają się jak 1:1,55.

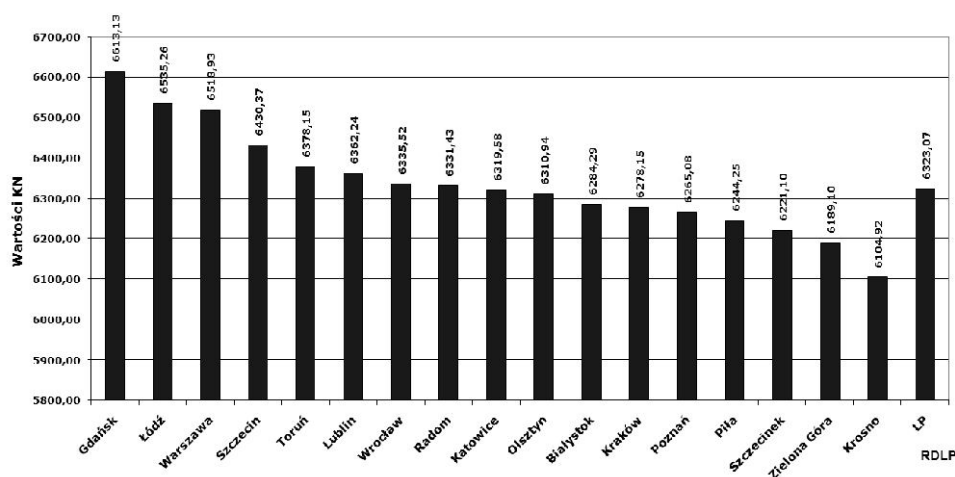
W poszczególnych regionalnych dyrekcjach Lasów Państwowych rozpiętości między nadleśnictwami o największym i najmniejszym wskaźniku efektów gospodarowania KN są mniejsze. Najmniejsze różnice między nadleśnictwami o skrajnych wielkościach syntetycznego wskaźnika efektów gospodarowania występują w 9 RDLP (Radom, Krosno, Warszawa, Poznań, Szczecinek, Piła, Lublin, Wrocław i Gdańsk). Syntetyczny wskaźnik efektów gospodarowania nadleśnictw o wartości najwyższej i najniższej w tych RDLP pozostaje w stosunku - od 1:1,18 do 1:1,28. W 6 RDLP (Łódź, Szczecin, Kraków, Olsztyn, Toruń i Zielona Góra) odpowiednio w stosunku - od 1:1,31 do 1:1,33. Natomiast w 2 RDLP zróżnicowanie skrajnych wielkości stopnia trudności nadleśnictw jest największe; pozostają one w stosunku: RDLP Białystok - 1:1,46 i RDLP Katowice - 1:1,44.

Zgodnie z przyjętym założeniem metodycznym, w roku 2008 wielkość średnia syntetycznego wskaźnika efektywności gospodarowania wyniosła 6323 pkt., co odpowiadało średniej wartości syntetycznego wskaźnika obliczonego w danym roku dla Lasów Państwowych. Najwyższy średni wskaźnik efektów gospodarowania przeciętnego nadleśnictwa uzyskała RDLP w Gdańsku. Syntetyczny wskaźnik przeciętnego nadleśnictwa tej regionalnej dyrekcji LP wyniósł 6613 pkt. Jest on wyższy od średniego wskaźnika efektów gospodarowania w Lasach Państwowych 1,05 razy. Zgodnie z przyjętym założeniem metodycznym jest to wartość optymalna syntetycznego wskaźnika osiągnięta w roku 2008 przez nadleśnictwa (ryc. 1).

Zasadą stosowania syntetycznych wskaźników efektów gospodarowania nadleśnictw jest podział całej zbiorowości na grupy nadleśnictw pod względem efektów gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi. Na podstawie wielkości syntetycznych wskaźników gospodarowania efektów gospodarowania wyróżniono przedziały wielkości KN nadleśnictw, a następnie w wyniku przeprowadzonej analizy statystycznej liczby nadleśnictw w poszczególnych przedziałach wielkości KN, jak również biorąc pod uwagę

doświadczenia autorów niniejszego opracowania wyróżniono 4 następujące grupy KN nadleśnictw:

Grupy nadleśnictw ze względu na uzyskane efekty gospodarowania (KN)	Przedziały wielkości syntetycznego wskaźnika efektów gospodarowania	Liczba nadleśnictw
bardzo wysokie KN	powyżej 7000	14
wysokie KN	6501 - 7000	149
średnie KN	6001 - 6500	176
niskie KN	5501 - 6000	83
bardzo niskie	poniżej 5500	9



Ryc. 1. Syntetyczny wskaźnik efektów gospodarowania przeciętnego nadleśnictwa w poszczególnych regionalnych dyrekcjach Lasów Państwowych w roku 2008 (wersja wstępna)

Syntetyczny wskaźnik efektów gospodarowania nadleśnictw przedstawiony w niniejszej pracy może i powinien być wykorzystany przede wszystkim przez samych nadleśniczych jako materiał pomocniczy wspierający działania zmierzające do poprawy efektywności kierowanych przez nich jednostek. KN nadleśnictw może być również wykorzystany, jako narzędzie pomocnicze przez Inspekcje Lasów Państwowych podczas przeprowadzanych kontroli kompleksowych lub problemowych. Przemawia za tym, przyjęty w pracy podział syntetycznego wskaźnika efektów gospodarowania nadleśnictwa na trzy grupy tematyczne, tj. 1) wykorzystanie warunków przyrodniczo-leśnych, 2) gospodarowanie zasobami ludzkimi oraz 3) ocena ekonomiczno-finansowa nadleśnictwa. W podobny sposób może być wykorzystany opracowany wskaźnik KN do oceny problemowej podległych nadleśnictw przez komórki merytoryczne regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

1. Niniejsze opracowanie jest pierwszą próbą poszukiwania wskaźników określających efekty gospodarowania nadleśnictwami oraz metod ich kwantyfikacji. Opracowywane bowiem dotąd wskaźniki dotyczyły najczęściej określania stopnia trudności gospodarowania jednostkami organizacyjnymi LP. Wśród zestawów tych wskaźników, wskaźniki określające efekty gospodarowania zajmowały najczęściej miejsce marginalne. W pracy została wykorzystana analiza preferencji jako narzędzie zarządzania i związana z nią metoda rangowania i punktacji. Celem zastosowania tych metod było opracowanie wielokryterialnej oceny zagregowanej działalności nadleśnictwa (syntetycznego wskaźnika) ukierunkowanej zarówno na badania analityczne (analizy poszczególnych grup wskaźników), jak i porównawcze (kategoryzacja nadleśnictw w układzie krajowym i regionalnym). Przeprowadzona metodą rangowania i punktacji kategoryzacja nadleśnictw przedstawiona w niniejszej pracy powinna służyć monitorowaniu, controllingowi oraz w przyszłości ocenie postępów nadleśnictw, pod względem osiągniętych efektów gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi.

2. W pracy przedstawiono zestaw 18 wskaźników cząstkowych (stymulanty, destymulanty i nominanty), które podzielono na trzy zasadnicze grupy: I wskaźniki wykorzystania warunków przyrodniczo-leśnych nadleśnictwa, II wskaźniki gospodarowania zasobami ludzkimi, oraz III wskaźniki oceny ekonomiczno-finansowej nadleśnictwa. Na podstawie przede wszystkim opinii ekspertów (nadleśniczych) reprezentujących zróżnicowane warunki przyrodniczo-leśne i ekonomiczne oraz doświadczenia własnego autorów i dostępnej literatury określono rangi (wagi) dla 18 wskaźników cząstkowych.

3. Waloryzacja punktowa wskaźników cząstkowych wykazała dominację wskaźników przyrodniczo-leśnych nad wskaźnikami odzwierciedlającymi efekty gospodarowania zasobami ludzkimi i ekonomiczno-finansowymi nadleśnictw. Oznacza to, że nadleśniczowie obecnie mają na tę pierwszą grupę wskaźników znaczący wpływ, jak również uważają ją za najważniejszą w ocenie działalności nadleśnictwa. Na drugim miejscu znalazły się wskaźniki oceny ekonomiczno-finansowej nadleśnictwa. Pomimo, że nadleśniczowie przyznali najwyższą wagę (11 pkt.) „zintegrowanemu wskaźnikowi oceny kondycji finansowej nadleśnictwa”, tzn. wskaźnik ten uznali za najważniejszy spośród 18 wskaźników cząstkowych.

4. Zasadą stosowania syntetycznych wskaźników efektów gospodarowania nadleśnictwami jest podział całej zbiorowości na grupy nadleśnictw pod względem efektów gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi.

W wyniku przeprowadzonej analizy statystycznej liczby nadleśnictw w poszczególnych przedziałach wielkości KN, jak również biorąc pod uwagę doświadczenia autorów opracowania wyróżniono w roku 2008 pięć grup nadleśnictw: I – o bardzo wysokich efektach gospodarowania (14 nadleśnictw), II – o wysokich efektach gospodarowania (149 nadleśnictw), III – o średnich efektach gospodarowania (176 nadleśnictw), IV – o niskich efektach gospodarowania (83 nadleśnictwa) oraz V - o bardzo niskich efektach gospodarowania (9 nadleśnictw).

5. Metodycznego rozwiązania w przyszłości, nie mającego obecnie odniesienia w Systemie Informatycznym Lasów Państwowych (SILP), wymaga problem retencji wód oraz dostępności drzewostanów. Problemy te powinny znaleźć się w SILP, który umożliwiłby uzyskanie jednoznacznych i kompletnych materiałów do określenia dwóch dodatkowych wskaźników cząstkowych oceniających skuteczność nadleśniczych w zakresie wykorzystania warunków przyrodniczo-leśnych nadleśnictw. Retencja wód jest szczególnie istotna dla nadleśnictw z dominacją siedlisk suchych przyczyniając się do wzrostu ich produktywności, zaś sieć dróg i szlaków zrywkowych zapewnia prawidłowe prowadzenie gospodarki leśnej.

6. W dalszych pracach związanych z doskonaleniem syntetycznego wskaźnika efektów gospodarowania nadleśnictwa rozważenia wymaga również możliwość wprowadzenia do wskaźników oceny ekonomiczno-finansowej nadleśnictwa dwóch dodatkowych wskaźników cząstkowych, tj. 1) wskaźnika poziomu należności utraconych i przeterminowanych, na które sporządzono odpisy aktualizacyjne, oraz 2) wskaźnika wielkości środków pozyskanych przez nadleśnictwo z tytułu dzierżawy, leasingu, najmów itp. Pierwszy z nich jest destymulantą, drugi zaś stymulantą.

Wyniki niniejszego opracowania powinny zostać poddane ocenie i szerokiej konsultacji w Lasach Państwowych. Na tej podstawie powinny zostać podjęte dalsze prace nad weryfikacją wskaźników cząstkowych określających efekty gospodarowania zasobami przyrodniczymi, ludzkimi i ekonomicznymi oraz danych źródłowych do ich ustalania, a także nad doskonaleniem metodyki określania syntetycznego wskaźnika efektów gospodarowania nadleśnictwa. Dopiero wtedy wskaźnik ten mógłby być wykorzystany w praktyce leśnej do oceny poszczególnych nadleśnictw.

LITERATURA

1. BARTUNEK J. 1971: Trideni lesnich zavodu CSR podle podobnosti vyrobnych podminek. Acta Universitatis Agriculturae Facultus Silviculturae, 3: 221-229.

2. BLUDOVSKY Z. 1980: Možnosti objektivizace hodnotenia produktivity prace mechanizacnych prostredkov. Lesn. Pr., 3: 111-115.
3. BLUDOVSKY Z., SYROVATKA K. 1981: Konstrukce a vyuziti zmluvenych ukszatelu produkce v lesnim hospodarstvi. Lesnictvi, 6: 481-497.
4. BLUDOVSKY Z. 1990: Ekonomicky model palyfunkoniho lesniho hospodarstvi. Lesnictvi, 1: 29-44.
5. BLUDOVSKY Z. 1995: Vliv zmeny druhove skladby na zvyseni nakladu. Lesn. Pr., 6: 4-5.
6. BURACZEWSKI A., WYSOCKI F. 2000: Ocena sytuacji finansowej nadleśnictw za pomocą syntetycznego miernika rozwoju. Sylwan, 1: 43-52.
7. DMUCHOWSKI M. 1979: Przestrzenne zróżnicowanie poziomu intensywności gospodarstwa leśnego w OZLP Białystok. Maszynopis pracy doktorskiej. SGGW - AR, Warszawa.
8. HOŁDA A., MICHERDA B. 2007: Kontynuacja działalności jednostki i modele ostrzegające przed upadłością. Wyd. Krajowa Izba Biegłych Rewidentów, Warszawa.
9. KWIECIEŃ R. 1980: Poziom intensywności gospodarstwa leśnego jako kryterium rejonizacji nadleśnictw na przykładzie OZLP Kraków. Maszynopis pracy doktorskiej. Warszawa
10. KWIECIEŃ R., KOCEL J. 2006: Metoda określania stopnia trudności gospodarowania nadleśnictw. Leś. Prace Bad., 2.: 51-71.
11. KUDRELOVA L., BARTUNEK J. 1988: Kategoryzacja nadleśnictw CSR na podstawie wielowymiarowej analizy statystycznej. Lesnictvi, 12: 1113-1137.
12. Materiały RDLP Katowice dotyczące określenia współczynnika trudności dla nadleśnictw. Katowice. Praca zbiorowa 1997:
13. PATALAS Z., KOCEL J., RYBCZYŃSKI J. 1990: Ustalenie metody oceny warunków pracy (WT) działalności gospodarczej jednostek terenowych Lasów Państwowych. Dok. Instytutu Badawczego Leśnictwa, Warszawa.
14. PATALAS Z. 1987: Współczynniki trudności Wt dla nadleśnictw i OZLP. Pr. Inst. Bad. Leś., Seria A, 663: 41-51.
15. Raport z realizacji zarządzenia nr 51 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 6.06.2002 r., Ustroń-Jaszowiec, dnia 25 września 2002 r.
16. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 29 września 1994 r. w sprawie szczegółowych zasad gospodarki finansowej w Państwowym Gospodarstwie Leśnym Lasy Państwowe (Dz. U. nr 134, poz. 692 z późn. zm.).
17. STABRYŁA A. 2007: Zarządzanie strategiczne w teorii i praktyce firmy. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

18. Serwis Finansowo Księgowy (F-K) 37/2005 z 13.09.2005, str. 23.
19. Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (jednolity tekst Dz. U. z 2000 r. nr 56, poz. 679 z późn. zmianami).
20. Ustawa o rachunkowości z dnia 29 września 1994 r. o rachunkowości (Dz. U. nr 121, poz. 591 z późn. zmianami).
21. Zarządzenie Nr 103 Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 30 września 1974 r. w sprawie wprowadzenia drugiego etapu regulacji płac pracowników Lasów Państwowych (załącznik nr 6). Dziennik Urzędowy MLiPD nr 8, poz. 64, 1974.
22. Zarządzenie nr 4 naczelnego dyrektora Lasów Państwowych z dnia 11 stycznia 1985 r. w sprawie kategoryzacji jednostek organizacyjnych Lasów Państwowych, NZLP, Warszawa 1985.
23. Zarządzenie Nr 1 Dyrektora Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Szczecinie z dnia 23 lutego 1995 r., w sprawie kategoryzacji nadleśnictw.
24. Zarządzenie nr 57 dyrektora generalnego Lasów Państwowych z 9 maja 2003 r. w sprawie wytycznych prowadzenia edukacji leśnej społeczeństwa w Lasach Państwowych (ZO-733-6/03).

Hubert Szramka

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

ROZDZIAŁ XII

WPLYW SYSTEMÓW WYNAGRADZANIA NA KOSZTY POZYSKANIA DREWNA

WSTĘP

Koszty pozyskania drewna stanowią kilkanaście procent (15-20) kosztów bezpośrednich działalności nadleśnictw, zatem stanowią one znaczny udział w kosztach nadleśnictwa. Są drugą grupą kosztów, co do wartości, po kosztach utrzymania służby leśnej. Koszty te obejmują koszty operacji ścinki drewna i wyrobu sortymentów. W okresie pojawiającego się kryzysu finansowego, który również dotyka Lasy Państwowe, najważniejszym zadaniem jest racjonalizacja (ograniczenie) kosztów działalności. Pozyskanie drewna jest podstawową działalnością w lasach, w wyniku której, uzyskuje się przychody zapewniające finansowanie innych prac wykonywanych w lesie, a które przychodów nie dają jak np. zalesianie, pielęgnowanie lasu i inne.

W Katedrze Ekonomiki Leśnictwa Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu od kilku lat prowadzone są badania dotyczące szeroko rozumianej efektywności gospodarowania. Wyniki dotychczasowych badań były już częściowo publikowane w różnych pracach. Wyniki badań dotyczące różnych sposobów odnowienia lasu przedstawił Szramka (2001 i 2005). Wpływ prywatyzacji prac leśnych na efektywność gospodarowania przedstawili Szramka i Ziemblicki (2002). Natomiast wyniki badań na temat opłacalności gospodarki łowieckiej przedstawił Szramka (2007). Niniejsze opracowanie jest kolejnym z tego cyklu.

Celem badań było sprawdzenie jak kształtują się koszty pozyskania drewna w cięciach zupełnych i trzebieżach w zależności od przyjętego systemu wynagradzania za wykonaną pracę. Podstawową trudnością w realizacji badań było wybranie nadleśnictwa, w którym wszystkie analizowane systemy wynagradzania były stosowane jednocześnie oraz chęć udostępniania odpowiednich danych źródłowych. Badania przeprowadzono na podstawie danych uzyskanych z Nadleśnictwa Brynek z lat 1999-2003.

METODYKA

Przedmiotem analizy są trzy systemy wynagradzania, tj. system czasowy, akordowy i zleceniowy.

Wynagrodzenie w systemie czasowym (godzinowym) ustalane było na podstawie stawki godzinowej wynikające z „Taryfikatora kwalifikacyjnego zawodów robotniczych”, który zawarty jest w Ponadzakładowym Układzie Zbiorowym Pracy dla pracowników Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe z 1998 roku. System ten w Nadleśnictwie Brynek obowiązywał do 31 maja 2002 roku.

Wynagrodzenie w systemie akordowym obliczane było przez pomnożenie wielkości produkcji przez pracochłonność danej pracy i przez stawkę za godzinę akordową. Ponadto nadleśniczy miał możliwości stosowania mnożników redukcyjnych. Stawka za godzinę odczytywana była z „Taryfikatora kwalifikacyjnego zawodów robotniczych”. System ten został wprowadzony za pomocą zarządzania wewnętrznego Nadleśniczego Nadleśnictwa Brynek, zastąpił on, stosowany dotychczas, system czasowy (godzinowy). System zleceniowy jest powszechnie stosowany przy pracach zlecanych zakładom usług leśnych /ZUL-om/. System zleceniowy jest umową cywilno-prawną zawartą między zleceniodawcą – nadleśnictwem, a zleceniobiorcą- Zakładem Usług Leśnych. Umowy takie zawarte były na określony czas i na dany rodzaj pracy, zawierały również pracochłonność i wartość zleconej pracy. Wskaźniki pracochłonności wynikały z Zakładowego Katalogu wzorcowych wskaźników pracochłonności Nadleśnictwa Brynek. Wszystkie dane potrzebne do obliczania kosztów pozyskania drewna według analizowanych systemów wynagradzania, uzyskano z Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (SILP-u).

W celu zapewnienia porównywalności wyliczonych kosztów pozyskania drewna, według analizowanych systemów wynagradzania, konieczne stało się, przy systemie czasowym i akordowym, doliczenie kosztów ogólnogospodarczych, które w systemie zleceniowym ponosi zleceniobiorca. Koszty ogólnogospodarcze, to koszty wynagrodzeń i świadczeń za urlop, czas choroby, oddelegowanie do prac społecznych, nagrody jubileuszowe, narzuty na te wynagrodzenia, koszty BHP, szkoleń i inne.

Analiza kosztów pozyskania drewna

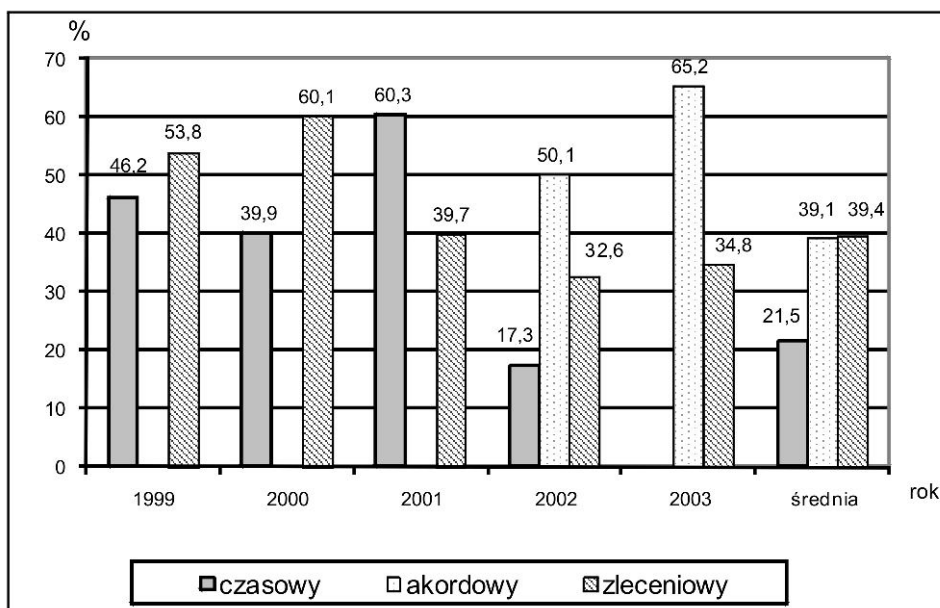
Analizę kosztów pozyskania drewna przeprowadzono oddzielnie dla cięć zupełnych i trzebieży. W analizie pominięto koszty pozyskania drewna w cięciach (rębniach) złożonych. Zatem też zestawione i analizowane dane nie odnoszą się do

Tab. 1. Rozmiar oraz koszty pozyskania drewna w cięciach zupełnych w Nadleśnictwie Brynek w latach 1999-2003

Wyszczególnienie	1999	2000	2001	2002	2003	Razem
System czasowy						
Rozmiar pozyskania (m ³)	4215,44	1935,80	3550,14	3293,14	2,85	12997,37
Suma kosztów bezpośrednich (zł)	70667,09	37518,33	73237,40	58472,59	133,25	240028,66
Bezpośredni koszt jednostkowy (zł/m ³)	16,76	19,38	20,63	17,75	46,75	18,47
Koszty ogólnogospodarcze (zł)	80701,81	48372,38	88961,47	51812,56	158,25	270006,47
Koszt jednostkowy (zł/m ³)	35,90	44,37	45,69	33,50	102,25	39,24
System akordowy						
Rozmiar pozyskania (m ³)	-	-	-	9358,00	14154,08	23692,08
Suma kosztów bezpośrednich (zł)	-	-	-	112273,2	148834,6	261107,84
Bezpośredni koszt jednostkowy (zł/m ³)	-	-	-	11,77	10,51	11,02
Koszty ogólnogospodarcze (zł)	-	-	-	99485,31	176830,4	276315,69
Koszt jednostkowy (zł/m ³)	-	-	-	22,20	23,00	22,68
System zleceńowy						
Rozmiar pozyskania (m ³)	4909,94	2917,73	2335,57	6193,03	7541,61	23897,88
Suma kosztów (zł)	58804,87	39836,54	33515,43	71240,48	85841,35	289238,67
Koszt jednostkowy (zł/m ³)	11,98	13,65	14,35	11,50	11,38	12,10

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: Mrówka K.(2004)

całego pozyskania drewna w Nadleśnictwie Brynek a tylko dwóch wyżej wymienionych rodzajów cięć. Rozmiar pozyskanego drewna oraz koszty jego pozyskania w cięciach zupełnych w Nadleśnictwie Brynek w latach 1999-2003 przedstawione są w tabeli 1. W analizowanych latach, średnio-rocznie, pozyskanie drewna w ramach cięć zupełnych wynosiło ok. 12 tys m³, chociaż w 2003 roku pozyskano ponad 20 tys. m³ a 2000 roku niecałe 5 tys. m³ drewna. Przeprowadzone badania pozwalają stwierdzić, że podstawową formą wynagradzania przy pozyskaniu drewna w cięciach zupełnych była forma zleceńowa, która stanowiła od 32% w 2002 roku do 60% pozyskanego drewna w 2000 roku. Akordowa forma wynagradzania przy pozyskaniu drewna stosowana była tylko w latach 2002 i 2003, ale stanowiła odpowiednio 50 i 65% rozmiaru pozyskanego drewna. Najmniejsze znaczenie, pod względem rozmiaru pozyskanego drewna, miał system czasowy,



Ryc. 1. Udział sposobów wynagradzania przy pozyskaniu drewna w cięciach zupełnych w Nadleśnictwie Brynek w latach 1999 – 2003

choć stosowany był przez wszystkie analizowane lata. Jego udział wynosił od 60% w 2001 roku do wielkości śladowych w 2003 roku. W 2003 roku zaprzestano stosować ten system wynagradzania przy pozyskaniu drewna. Udziały poszczególnych sposobów wynagradzania przy pozyskaniu drewna w cięciach zupełnych przedstawione są na rycinie 1.

Najdroższym systemem wynagradzania przy pozyskaniu drewna z cięć zupełnych był system czasowy, w ramach którego, bezpośredni koszt pozyskania drewna wynosił około 20 zł/m³ a po uwzględnieniu kosztów ogólnogospodarczych około 40 zł/m³. W 2003 roku, w związku z tym, że w ramach tego systemu pozyskano tylko kilka m³ drewna, całkowity koszt jednostkowy pozyskania drewna wynosił ponad 100 zł. Dane z tego roku, nie były w dalszej części pracy szczegółowo analizowane, gdyż wyraźnie odbiegają od kosztów z innych lat. Analizując szczegółowo koszty pozyskania drewna, w tym systemie wynagradzania, należy stwierdzić, że bezpośrednie koszty pozyskania drewna, stanowią mniej niż 50% całkowitych kosztów pozyskania 1 m³ drewna. Zatem wyższy jest udział, kosztów ogólnogospodarczych pośrednio związanych z pozyskaniem drewna. Podobną sytuację zaobserwowano przy akordowym systemie wynagradzania, w którym całkowity koszt pozyskania 1 m³ drewna wynosił ponad 22 zł, a bezpośredni koszt pozyskania 1 m³ drewna wynosił około 11 zł. Zatem też i w tym systemie wynagradzania koszty ogólnogospodarcze posiadały

dominujące znaczenie. Najtańszym systemem wynagradzania przy pozyskaniu drewna w cięciach zupełnych był system zleceńowy, w którym koszt pozyskania 1m³ drewna wynosił od 11 do 14 zł, a w całym okresie wynosił średnio 12 zł.

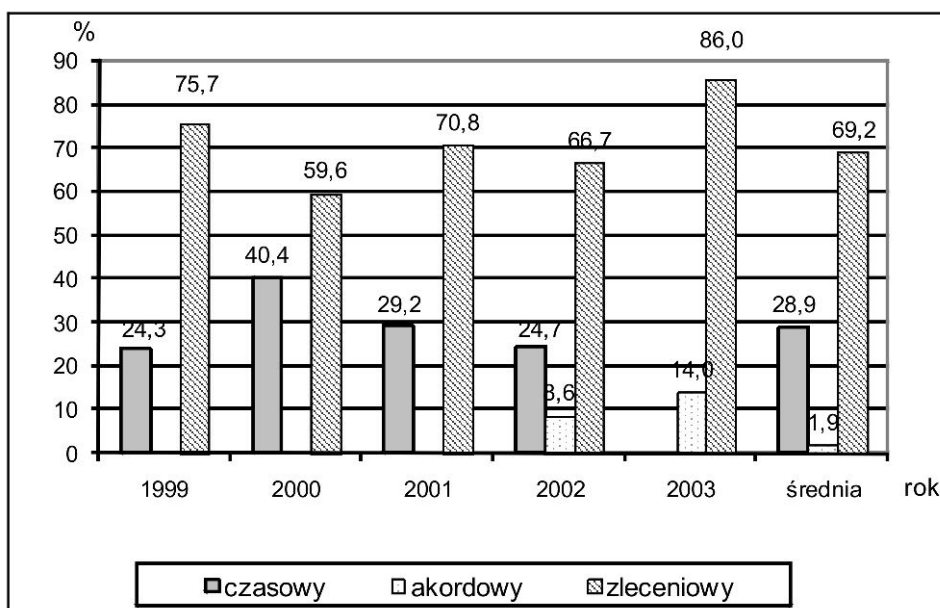
Drugim rodzajem cięć, które analizowano pod kątem kosztów pozyskania drewna, były ciecica trzebieżowe. Rozmiar pozyskanego drewna w ramach cięć trzebieżowych i koszty pozyskania tego drewna w Nadleśnictwie Brynek w latach 1999-2003 przedstawione są w tabeli 2.

W analizowanych latach, w trakcie cięć trzebieżowych, średnio rocznie, pozyskiwano ok. 14 tys. m³ drewna. Rozmiar cięć trzebieżowych, w poszczególnych latach, był bardzo zróżnicowany ponieważ wynosił od 4 tys. m³ w 2003 roku do 24 tys. m³ w 2001 roku. Przeprowadzone badania pozwoliły stwierdzić, że podstawową formą wynagrodzenia za te prace, była forma zleceńowa, która stanowiła od 60% w 2000 roku do 86% w 2003. Średnio rocznie, 70% drewna pochodzącego z trzebieży, pozyskano w ramach prac zleconych zakładom usług leśnych.

Tab. 2. Rozmiar oraz koszty pozyskania drewna w trzebieżach w Nadleśnictwie Brynek w latach 1999-2003

Wyszczególnienie	1999	2000	2001	2002	2003	Razem
System czasowy						
Rozmiar pozyskania (m ³)	3667,77	7941,80	7048,92	2010,26	-	20668,75
Suma kosztów bezpośrednich (zł)	112904,79	208184,72	183132,1	51715,19	-	555936,81
Bezpośredni koszt jednostkowy (zł/m ³)	30,78	26,21	25,98	25,72	-	26,90
Koszty ogólnogospodarcze (zł)	128937,27	268412,55	222450,37	45824,82	-	665625,01
Koszt jednostkowy (zł/m ³)	65,93	60,00	57,54	48,51	-	59,10
System akordowy						
Rozmiar pozyskania (m ³)	-	-	-	696,33	645,42	1341,75
Suma kosztów bezpośrednich (zł)	-	-	-	17469,83	12171,86	29641,69
Bezpośredni koszt jednostkowy (zł/m ³)	-	-	-	25,09	18,86	22,09
Koszty ogólnogospodarcze (zł)	-	-	-	15480,01	14461,38	29941,39
Koszt jednostkowy (zł/m ³)	-	-	-	47,32	41,27	44,41
System zleceńowy						
Rozmiar pozyskania (m ³)	11421,21	11722,44	17109,76	5418,90	3751,29	49423,60
Suma kosztów (zł)	244441,98	281063,76	425071,72	148586,34	118722,14	1217885,94
Koszt jednostkowy (zł/m ³)	21,40	23,98	24,84	27,42	31,64	24,64

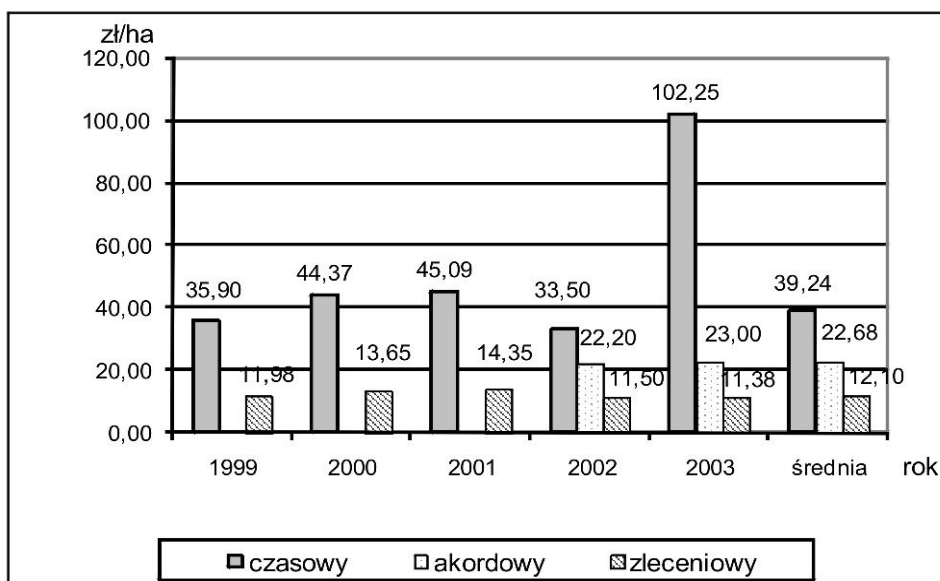
Źródło: jak tab.1



Ryc. 2. Udział sposobów wynagradzania przy pozyskaniu drewna w trzebieżach w Nadleśnictwie Brynek w latach 1999 – 2003

Akordowa forma wykonywania trzebieży miała marginalne znaczenie. Stosowana była w dwóch ostatnich latach i stanowiła ok. 10 % pozyskanego drewna. W ramach systemu czasowego pozyskiwano, średnio rocznie, ok. 30% drewna. Przy czym w 2003 roku w tym systemie wynagradzania, nie pozyskiwano drewna. Udziały poszczególnych systemów wynagradzania przy wykonywaniu prac trzebieżowych przedstawione są na rycinie 2. Najdroższym systemem wynagradzania za prace trzebieżowe był system czasowy, w ramach którego bezpośredni koszt pozyskania 1 m³ drewna wynosił ok. 26 zł, a po uwzględnieniu kosztów ogólnogospodarczych ok. 60 zł. Całkowite koszty pozyskania 1 m³ drewna były zróżnicowane w poszczególnych latach i wynosiły od 48 zł w 2002 roku do 66 zł w 1999 roku. W 2003 roku, w tym systemie wynagradzania nie pozyskiwano już drewna w trzebieżach. Analizując szczegółowo koszty pozyskania drewna, w tym systemie, należy stwierdzić, że bezpośrednie koszty pozyskania drewna stanowią ok. 45% kosztów pozyskania. Zatem 55% kosztów pozyskania, to koszty ogólnogospodarcze, pośrednio związane z pozyskiwaniem drewna.

Podobną sytuację zaobserwowano przy akordowym systemie wynagradzania, w którym bezpośrednie koszty pozyskania 1 m³ drewna wynosiły ok. 22 zł, a całościowy, średnioroczny koszt pozyskania 1 m³ drewna z trzebieży, w analizowanym okresie, wynosił ponad 44 zł, czyli koszty ogólnogospodarcze wynosiły tyle co bezpośrednie koszty pozyskania drewna.



Ryc. 3. Koszty jednostkowe pozyskania drewna w cięciach zupełnych w nadleśnictwie Brynek w latach 1999 – 2003 [zł/m³]

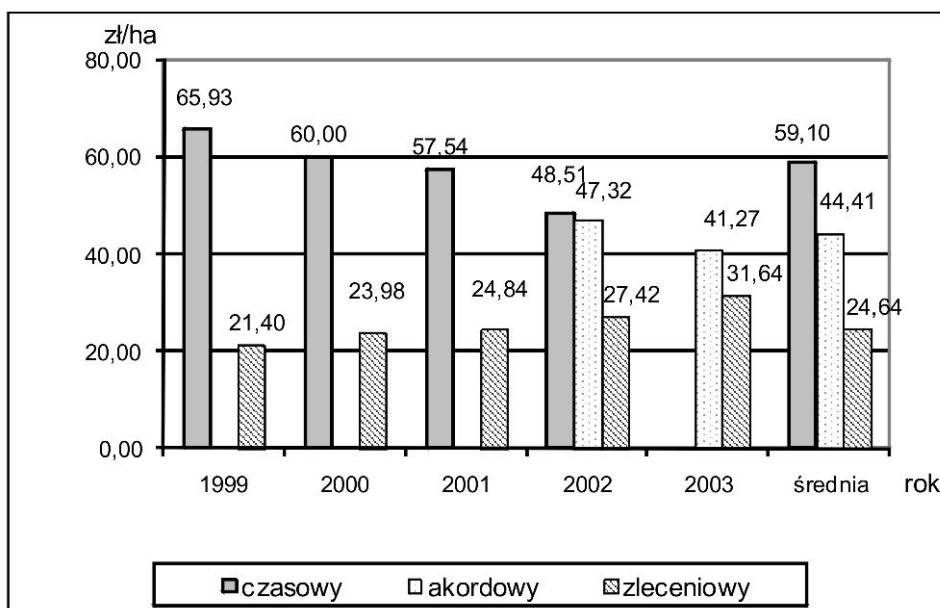
Najtańszym systemem wynagradzania za pozyskanie drewna w trzebieżach był system zleceniowy, w którym koszty pozyskania 1 m³ drewna wynosiły niecałe 25 zł, chociaż w całym analizowanym okresie wzrastały z 21 zł do 31 zł za 1 m³ drewna. Porównanie kosztów pozyskania drewna w trzebieżach, w zależności od form wynagradzania za wykonaną pracę, przedstawione jest na rycinie 4.

Z przeprowadzonych badań wynika, że najdroższym systemem wynagradzania za pozyskane drewno, zarówno w trzebieżach jak i w cięciach zupełnych, był system czasowy. System akordowy, przy pracach trzebieżowych, był niewiele tańszy, natomiast w cięciach zupełnych był nawet o 80% tańszy.

Tab. 3. Relacje kosztów jednostkowych pozyskania drewna w Nadleśnictwie Brynek w latach 1999-2003 [%]

Wyszczególnienie	1999	2000	2001	2002	2003	Razem
Cięcia zupełne						
System czasowy	100	100	100	100	100	100
System akordowy	-	-	-	66	22	58
System zleceniowy	33	31	31	34	11	31
Trzebieże						
System czasowy	100	100	100	100	-	100
System akordowy	-	-	-	97	100	75
System zleceniowy	32	40	43	56	77	42

Źródło: jak tab.1



Ryc. 4. Koszty jednostkowe pozyskania drewna w trzebieżach w Nadleśnictwie Brynek w latach 1999-2003 [zł/m³]

Najtańszym systemem wynagradzania był system zleceniowy, który w cięciach zupełnych stanowił 30%, a w trzebieżach 40% wynagrodzenia z systemu czasowego. Szczegółowe relacje zachodzące między kosztami jednostkowymi pozyskiwania drewna w cięciach zupełnych i trzebieżach przedstawione są w tabeli 3.

PODSUMOWANIE

Pozyskiwanie drewna jest główną czynnością gospodarczą w leśnictwie przynoszącą dochód. Z dochodów uzyskiwanych ze sprzedaży drewna finansowane są pozostałe prace wykonywane w leśnictwie, które nie przynoszą dochodu. Pojawiające się cyklicznie kryzysy gospodarcze, w tym i w leśnictwie, wymagają racjonalnego gospodarowania wszystkimi środkami gospodarczymi. Koszty pozyskiwania drewna stanowią ok. 20% bezpośrednich kosztów działalności nadleśnictw.

Analiza kosztów pozyskiwania drewna w Nadleśnictwie Brynek, przeprowadzona pod kątem stosowanych systemów wynagradzania pozwoliła na sformułowanie następujących uogólnień:

1. W ramach cięć zupełnych, średnio rocznie, w badanym Nadleśnictwie pozyskiwano ok. 12 tys. m³ drewna, z czego 40% w ramach prac zleconych

zakładom usług leśnych. System zleceńowy był najtańszym sposobem pozyskiwania drewna. Koszt pozyskania 1 m³ drewna w tym systemie wynosił niewiele ponad 12 zł. Najdroższym systemem był system czasowy, w którym koszt pozyskania 1 m³ drewna wynosił ok. 40 zł, z których 18-19 zł stanowiły koszty ogólnogospodarcze pośrednio związane z pozyskaniem drewna.

2. Pozyskanie drewna w ramach cięć trzebieżowych, średnio rocznie, wynosiło ok. 14 tys. m³. Najtańszym systemem wynagradzania, przy tych pracach, był również system zleceńowy. Koszt pozyskania 1 m³ drewna, w tym systemie, wynosił ok. 25 zł. Najdroższym systemem wynagradzania był system czasowy, w którym koszt pozyskania 1 m³ drewna wynosił ok. 60 zł. W kosztach tych, bezpośrednie koszty pozyskania drewna wynosiły ok. 27 zł, a koszty ogólnogospodarcze ponad 30 zł na 1 m³ pozyskanego drewna.

3. W świetle uzyskanych wyników, można stwierdzić, że najtańszym sposobem pozyskiwania drewna był system zleceńowy, następnie akordowy, a najmniej korzystnym był system czasowy. Zatem też przy pozyskiwaniu drewna w leśnictwie należy promować zleceńowy system wynagradzania lub akordowy. Należy unikać stosowania systemu czasowego, ze względu na jego wysokie koszty.

LITERATURA

1. Mrówka K. (2000): Próba określenia efektywności różnych sposobów wykonawstwa wybranych prac gospodarczo-leśnych w Nadleśnictwie Brynek w latach 1999-2003. Praca magisterska. Kat. Ekonomiki Leśnictwa Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu.
2. Szramka H. (2001): Analiza kosztów różnych sposobów odnowienia lasu na przykładzie wybranego nadleśnictwa Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Poznaniu. PTPN. Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych. Tom 90, s. 91-95.
3. Szramka H., Ziemblicki M. (2002): Wpływ prywatyzacji prac leśnych na zatrudnienie, stan środków transportowych i koszty w Nadleśnictwie Olsztynek w latach 1990-2000. PTPN. Prace Komisji Nauk Leśnych. Tom 92, s. 83-90.
4. Szramka H. (2005): Ekonomiczne aspekty różnych sposobów odnowienia lasu. Sylwan nr 11, s. 56-65.
5. Szramka H. (2007): Próba oceny opłacalności gospodarki łowieckiej w ośrodkach hodowli zwierzyny na przykładzie Nadleśnictwa Lutówko w latach 2001-2006. Rozdział IX, s. 102-107 w: Zarządzanie Ochroną Przyrody w Lasach. Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi.

Anna Ankudo – Jankowska, Jakub Glura

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Karol Sikora

absolwent Akademii Rolniczej w Poznaniu

ROZDZIAŁ XIII

PODSTAWOWE PROBLEMY SZACOWANIA STRAT W DRZEWOSTANACH USZKODZONYCH PRZEZ WIATR

WSTĘP

Do najgroźniejszych klęsk żywiołowych nawiedzających polskie lasy należą huraganowe wiatry, które do niedawna nawiedzały tylko tereny górskie. W ostatnich dziesięcioleciach silne wiatry o charakterze anomalii pogodowych dotyczą również terenów nizinnych. Powodują one głównie uszkodzenia mechaniczne w postaci połamanych wierzchołków, gałęzi oraz strzał drzew. W związku z nasileniem powstawania szkód w drzewostanach od wiatrów i zwiększaniem powierzchni szkodliwego ich oddziaływania na las powstaje konieczność wyceny strat z tego tytułu. Szkodliwe działanie wiatrów może powodować uszkodzenia lub zniszczenia drzewostanu powodujące konieczność jego odnowienia lub też może powodować uszkodzenia drzewostanu skutkujące obniżeniem się przyrostu. Może ono wyrażać się także w stratach związanych z przedterminowym wyrębem drzewostanu (PODGÓRSKI I IN. 2001)

Szacowanie wartości strat jest zagadnieniem niezwykle trudnym. Wynika to ze złożonej struktury jaką stanowi las, będący układem niezwykle zmiennym w czasie i w przestrzeni (SZRAMKA I IN. 2005). Poza tym kluczowe znaczenie ma tutaj samo zdefiniowanie straty i określenie jej zakresu znaczeniowego. Powstaje więc pytanie jaką sytuację uznamy za stratę i jaki będzie wiek drzewostanu do, którego ją odniesiemy? Czy będziemy ją ustalać w momencie powstania szkody, czy odniesiemy wartość straty do wieku rębności drzewostanu, czyli do osiągnięcia przez drzewostan dojrzałości ekonomicznej i gospodarczej.

Aspekt ekonomiczny strat powstałych w drzewostanach uszkodzonych przez wiatr dotyczy przede wszystkim zwiększenia kosztów pozyskania i zrywki z powierzchni pokłeskowych, przy jednoczesnym spadku przychodów ze sprzedaży drewna (SUWAŁA 2004). W przypadku pozyskiwania drewna z wywrotów czy wiatrolomów nadleśniczy może podwyższyć stawkę wyjściową, ustaloną na

podstawie obowiązującego katalogu norm czasu dla prac leśnych wykonywanych w zagospodarowaniu lasu, maksymalnie o 30%. Powstałe straty, jak twierdzi Suwała (2004) dotyczą także obniżenia wartości drewna, na skutek złamań, pęknięć i deprecjacji „na pniu”, zmniejszenia przyrostów masy drewna. Wynikają one także z trudności lub braku możliwości realizacji podpisanych umów na dostawy drewna, z wydatków poniesionych na walkę z ewentualnymi szkodnikami, patogenami i gryzoniami, napraw uszkodzonej infrastruktury, oraz zachwiania podaży drewna na rynku lokalnym.

Celem niniejszej pracy jest próba wyceny wartości drewna pokłeskowego, a następnie analiza strat w drzewostanach sosnowych, jakie poniosło Nadleśnictwo Syców w wyniku wichur w 2005 roku. W tym okresie nadleśnictwo było trzykrotnie nawiedzane przez klęski żywiołowe w postaci silnego wiatru oraz okiści. W dniach 30 maja i 28 lipca 2005 r. silny wiatr połączony z gradobiciem spowodował duże zniszczenia w drzewostanach. Największe uszkodzenia miały miejsce w obrębie leśnym Syców, w leśnictwach: Wioska, Komorów, Stradomia i Gaszowice¹. Konsekwencją klęsk były głównie wywrócone i pochylone drzewa, złamane gałęzie i wierzchołki oraz naderwane systemy korzeniowe. Straty w drzewostanach oszacowano wstępnie na około 80 tys. m³. W dniu 7 grudnia 2005 r. wystąpiła okiść, która pogłębiła uszkodzenia drzew pochylonych i z naderwanym systemem korzeniowym, powodując głównie ich przewracanie, pochylanie i łamanie. Wstępnie oszacowano miąższość uszkodzonego drewna na około 15-20 tys. m³. Łącznie szacowane straty powstałe przez wiatr i okiść wyniosły 75 – 80 tys. m³ drewna. Dotyczyły one głównie litych drzewostanów sosnowych oraz drzewostanów ze znacznym udziałem sosny.

MATERIAŁ I METODY

W celu ustalenia powierzchni, miąższości i wartości strat w drzewostanach sosnowych powstałych w wyniku wichury w 2005 r. w Nadleśnictwie Syców wykorzystano następujące dane źródłowe:

- Plan Urządzania Lasu dla Nadleśnictwa Syców na lata od 2000 do 2009,
- Bazy danych III rewizji urządzania lasu dla Sycowa wg Raportu Zespołu Badawczego (wersja 4.20, Build 20.02.2008 r.),
- opracowania i zestawienia pracowników Nadleśnictwa Syców dotyczące uszkodzeń drzewostanów z 2005 r.

W badaniach uwzględniono wydzielienia, które charakteryzowały się największymi uszkodzeniami w drzewostanach po wichurze z 2005 r., z 3 leśnictw

¹ Nie objęte badaniami.

z obrębu Syców: Komorów, Wioska i Stradomia. Do badań wybrano lite drzewostany sosnowe, w których procent uszkodzenia od wiatru był równy lub wyższy od 5.

Procentowy wskaźnik uszkodzenia drzewostanu (W_1) obliczono jako iloraz miąższości uszkodzonego drewna (wiatrowałów i wiatrołomów)² w wydzieleniu do zasobności tego wydzielenia:

$$W_1 = \frac{M_u}{Z_w} \times 100\%$$

gdzie:

W_1 - procentowy wskaźnik uszkodzenia drzewostanu,

M_u - miąższość uszkodzonego drewna w badanym wydzieleniu (m^3),

Z_w - zasobność badanego wydzielenia (m^3).

Miąższość uszkodzonego drewna

Na podstawie danych III rewizji urzędniowej dla Sycowa wg Raportu Zespołu Badawczego określono miąższość wszystkich pozyskanych sortymentów oraz miąższość sortymentów pozyskanych z uszkodzonego drewna (wywrotów i złomów) z poszczególnych wydziałów leśnictw Komorów, Wioska i Stradomia. Wielkości te badano z uwzględnieniem 3 kategorii cięć:

- trzebieże wczesne - drzewostany młodszych klas wieku (od 25 do 50 lat),
- trzebieże późne - drzewostany średnich klas wieku (od 51 do 90 lat),
- cięcia rębne - drzewostany rębne (od 91 do 120 lat).

Nadleśnictwo Syców ewidencjonowało jedynie miąższość ogółem pozyskanego drewna z wydzielenia, bez wyodrębnienia miąższości drewna pokłeskowego, w związku z tym w części badanych wydziałów miąższość pozyskanych sortymentów była większa od miąższości uszkodzonego drewna. Powstała zatem konieczność wprowadzenia korekty na podstawie, której ustalono miąższość uszkodzonego drewna według sortymentów. W tym celu zastosowano współczynnik przeliczeniowy miąższości uszkodzonego drewna (W_2). Współczynnik ten określono jako iloraz miąższości uszkodzonego drewna badanego wydzielenia do miąższości ogółem pozyskanych sortymentów w wydzieleniu.

$$W_2 = \frac{M_u}{M_s} \times 100\%$$

gdzie:

W_2 - współczynnik przeliczeniowy miąższości uszkodzonego drewna,

² W pracy przyjęto, że termin „uszkodzone drewno” i termin „wiatrowały i wiatrołomy” są tożsame i stosowane są zamiennie.

M_u - miąższość uszkodzonego drewna w badanym wydzieleniu (m^3),

M_s – miąższość pozyskanych sortymentów ogółem w badanym wydzieleniu (m^3).

W celu ustalenia miąższości uszkodzonego drewna według pozyskanych sortymentów miąższość poszczególnych sortymentów z wydzielenia skorygowano o współczynnik przeliczeniowy miąższości uszkodzonego drewna (W_2):

$$m_u = m_s \times W_2$$

gdzie:

m_u - miąższość danego sortymentu pozyskanego z uszkodzonego drewna,

m_s - miąższość danego sortymentu pozyskanego w badanym wydzieleniu.

Wartość uszkodzonego drewna

Na podstawie ustalonej miąższości pozyskanych sortymentów z wiatrowałów i wiatrołomów, dla poszczególnych leśnictw, wydzieleni i kategorii cięć, wyceniono wartość sortymentów pozyskanych z uszkodzonego drewna. Obliczenia te wykonano w oparciu o średnie ceny sortymentowe $1 m^3$ drewna jakie uzyskiwało Nadleśnictwo Syców w okresie usuwania szkód po wicherze, czyli od czerwca 2005 do końca grudnia 2006 r. Średnie ceny $1 m^3$ drewna sosnowego w Nadleśnictwie Syców w badanym okresie kształtowały się na następującym poziomie:

WB	226,16 zł/ m^3 ,
WC0 i WC1	180,24 zł/ m^3 ,
WD	134,78 zł/ m^3 ,
S10	130,44 zł/ m^3 ,
S2	108,71 zł/ m^3 ,
S3 i M	70,00 zł/ m^3 ,
S4	83,42 zł/ m^3 .

Wartość pozyskanych sortymentów z drewna pokłeskowego dla każdego wydzielenia obliczono jako sumę iloczynów ceny średniej $1 m^3$ drewna danego sortymentu oraz miąższości sortymentów pozyskanych z uszkodzonego drewna w danym wydzieleniu:

$$W_u = \sum C_{m^3} \times m_u$$

gdzie:

W_u - wartość ogółem pozyskanych sortymentów z uszkodzonego drewna w wydzieleniu,

C_{m^3} - cena średniej 1 m³ drewna danego sortymentu,

m_u - miąższość danego sortymentu pozyskanego z uszkodzonego drewna w wydzieleniu.

Wartość strat w drzewostanach

Przy ustalaniu strat w badanych drzewostanach wykorzystano zmodyfikowaną dla potrzeb niniejszej pracy metodę tablicową. Straty w badanych drzewostanach obliczono według dwóch wariantów: z wykorzystaniem średniej ceny 1 m³ drewna wg danych GUS oraz średniej ceny 1 m³ drewna w badanym okresie w Nadleśnictwie Syców. Straty obliczono stosując poniższe wzory:

a) Metoda tablicowa według ceny średniej 1 m³ drewna wg danych GUS (wariant I):

$$O_g = W_{sg} - W_u$$

$$W_{sg} = W_i \times z \times p \times C_{m^3 GUS} \times W_1$$

gdzie:

O_g - wartość straty powstałej w wydzieleniu szacowanej według średniej ceny 1 m³ GUS,

W_{sg} - wartość spodziewana uszkodzonego drzewostanu według średniej ceny 1 m³ GUS,

W_u - wartość ogółem pozyskanych sortymentów z uszkodzonego drewna w wydzieleniu,

W_i - wskaźnik wartości spodziewanej 1ha drzewostanu sosnowego na pniu w wieku rębności³,

z - zadrzewienie,

p - powierzchnia wydzielenia w ha,

$c_{m^3 GUS}$ - średnia cena 1 m³ drewna według raportu Prezesa Głównego Urzędu Statystycznego (GUS)

W_1 - procentowy wskaźnik uszkodzenia drzewostanu.

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 20 czerwca 2002 roku w sprawie jednorazowego odszkodowania za przedwczesny wyrąb drzewostanu (Dz. U. RP Nr 99, poz. 905) w ustalaniu wartości strat wykorzystuje się w obliczeniach aktualną cenę sprzedaży, wynikającą z komunikatu Prezesa GUS ogłaszanego w Dzienniku Urzędowym RP „Monitor Polski” dla celów podatku

³Wskaźnik W_i odczytano z tablicy 1b dla sosny i modrzewia o wieku rębności powyżej 100 lat według załącznika do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 20 czerwca 2002 roku w sprawie jednorazowego odszkodowania za przedwczesny wyrąb drzewostanu (Dz. U. RP Nr 99, poz. 905).

leśnego. Z uwagi na to, że okres badawczy obejmował lata 2005 (od czerwca) do końca 2006 r. przyjęto cenę średnią 1 m³ drewna na poziomie 132,52 zł/m³ (rok 2005 - 131,35 zł/m³ rok 2006 - 133,70 zł/m³).

b) Metoda tablicowa według ceny średniej 1 m³ drewna Nadleśnictwa Syców (wariant II):

$$O_n = W_{sn} - W_u$$

$$W_{sn} = W_i \times z \times p \times C_{m3nadl} \times W_1$$

gdzie:

O_n - wartość straty powstałej w wydzieleniu szacowanej według średniej ceny 1 m³ uzyskanej w Nadl. Syców,

W_{sn} - wartość spodziewana uszkodzonego drzewostanu według średniej ceny 1 m³ uzyskanej w Nadl. Syców,

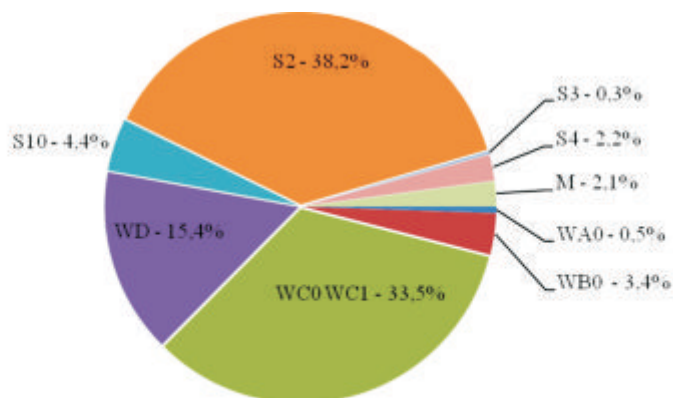
C_{m3nadl} - cena średnia 1 m³ drewna w Nadl. Syców,
pozostałe oznaczenia jak wyżej.

Dla II wariantu przyjęto cenę średnią 1 m³ drewna jaką uzyskało Nadleśnictwo Syców w okresie badawczym - 191,55 zł/m³.

WYNIKI BADAŃ

Miąższość i wartość uszkodzonego drewna

Badaniami objęto 595,57 ha drzewostanów uszkodzonych przez wiatr. Przeprowadzone badania wykazały, że w Nadleśnictwie Syców w badanych



Ryc. 1. Udział procentowy miąższości sortymentów pozyskanych z drewna pokłeskowego w Obrębie Syców
Źródło: Wyliczenia własne na podstawie danych źródłowych Nadl. Syców za okres 01.06.2005 - 31.12.2006

wydzieleniach po wichurze w 2005 r., miąższość drewna pozyskanego z wiatrowałów i wiatrołomów wynosiła łącznie 3 5967 m³, w tym w trzebieżach

Tab. 1. Miąższność (m³) pozyskanych sortymentów z wiatrowałów i wiatrołomów według kategorii cięć w leśnictwie Komorów, Stradomia i Wioska.

pozyskane sortymenty	Leśnictwo Komorów			Leśnictwo Stradomia			Leśnictwo Wioska				pozyskane sortymenty ogółem [m ³]
	kategoria cięć			kategoria cięć			kategoria cięć				
	trzebieże wczesne [m ³]	trzebieże późne [m ³]	cięcia rębne [m ³]	trzebieże wczesne [m ³]	trzebieże późne [m ³]	cięcia rębne [m ³]	trzebieże wczesne [m ³]	trzebieże późne [m ³]	cięcia rębne [m ³]		
WA0		82	114								196
WB0		164	559		77	160		36	243		1239
WC0 WC1	53	2551	2777	23	1475	2654	27	1300	1186		12046
WD	10	978	1245	23	722	1537	20	619	384		5538
S10	356	334		27	143		71	582	61		1574
S2	4566	3954	614	1004	1039	634	755	1013	160		13739
S3	9						49	40			98
S4	53	165	169	10	74	107		181	20		779
M	154	82	55	32	74	211	74	75			757
ogółem	5201	8310	5533	1120	3604	5303	996	3846	2054		35967

Źródło: Wyliczenia własne na podstawie danych źródłowych Nadleśnictwa Syców za okres 01.06.2005 - 31.12. 2006

Tab. 2. Wartość (zł) pozyskanych sortymentów z wiatrowałów i wiatrolomów według kategorii cięć w Lesnictwie Komorów, Stradomia i Wioska.

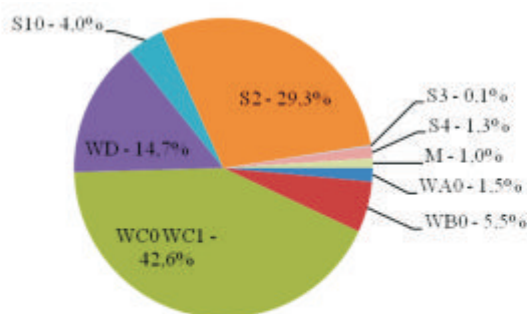
pozytskane sortymenty	Lesnictwo Komorów			Lesnictwo Stradomia			Lesnictwo Wioska			wartość pozytskanych sortymentów ogółem [zł]
	kategoria cięć			kategoria cięć			kategoria cięć			
	trzebieże wczesne [zł]	trzebieże późne [zł]	cięcia rębne [zł]	trzebieże wczesne [zł]	trzebieże późne [zł]	cięcia rębne [zł]	trzebieże wczesne [zł]	trzebieże późne [zł]	cięcia rębne [zł]	
WA0		31 169,84	43 333,68							74 503,52
WB0		37 090,24	126 423,44		17 414,32	36 165,60		8 141,76	54 956,88	280 192,24
WC0 WC1	9 552,72	459 792,24	499 985,76	4 145,52	265 854,00	478 356,96	4 866,48	234 312,00	213 764,60	2 170 630,28
WD	1 347,80	131 814,84	168 070,70	3 054,11	97 311,16	207 156,86	2 695,60	83 428,82	51 755,52	746 635,41
S10	46 436,64	43 566,96		3 564,27	18 652,92		9 261,24	75 916,08	7 956,84	205 354,95
S2	496 369,86	429 839,34	66 639,23	109 144,84	112 949,69	68 922,14	82 076,05	110 123,23	17 393,60	1 493 457,98
S3	630,00						3 430,00	2 800,00		6 860,00
S4	4 421,26	13 764,30	14 097,98	834,20	6 173,08	8 925,94		15 099,02	1 668,40	64 984,18
M	10 780,00	5 740,00	3 850,00	2 239,30	5 180,00	14 770,00	5 180,00	5 250,00		52 989,30
ogółem	569 538,28	1 152 777,76	922 400,79	122 978,91	523 535,17	814 297,50	107 509,37	535 070,91	347 495,84	5 095 604,53

Źródło: Wyciezenia własne na podstawie danych źródłowych Nadlesnictwa Syców za okres 01.06.2005 - 31.12. 2006

wczesnych pozyskano 7 317 m³, trzebieżach późnych -15 760 m³, a w cięciach rębnych 12 890 m³. Miąższość sortymentów pozyskanych z uszkodzonych drzewostanów według badanych leśnictw i kategorii cięć przedstawia tabela 1.

Strukturę sortymentową drewna pokłeskowego prezentuje rycina 1.

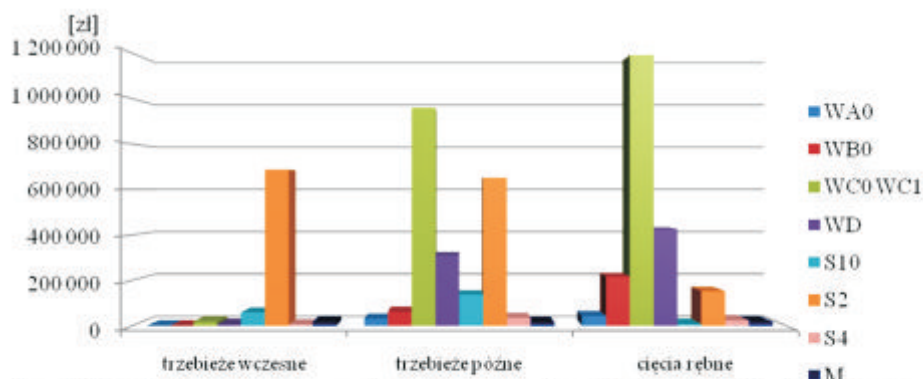
Wartość sortymentów pozyskanych z powierzchni pokłeskowych wyniosła łącznie 5 095 605 zł. W trzebieżach wczesnych pozyskano sortymenty o wartości 800 027 zł, w trzebieżach późnych o wartości 2 211 384 zł, a cięciach rębnych o wartości 2 084 194 zł. Wartość sortymentów pozyskanych z uszkodzonych drzewostanów w badanych leśnictwach według kategorii cięć przedstawia tabela 2. Największym udziałem procentowym w wartości pozyskanego drewna charakteryzowały się sortymenty WC0, WC1 i S2, które stanowiły ponad 70%



Ryc. 2. Udział procentowy wartości sortymentów pozyskanych z drewna pokłeskowego w Obrebie Syców.
Źródło: Wyliczenia własne na podstawie danych źródłowych Nadl. Syców za okres 01.06.2005 - 31.12.2006

wartości pozyskanego drewna (rycina 2).

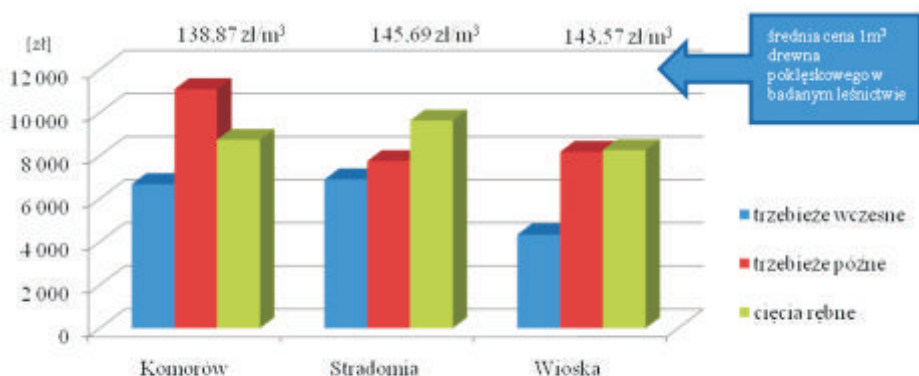
Taki rozkład wynika przede wszystkim z faktu, że pozyskiwanie miało miejsce głównie w drzewostanach średnich klas wieku i w drzewostanach rębnych. Należy



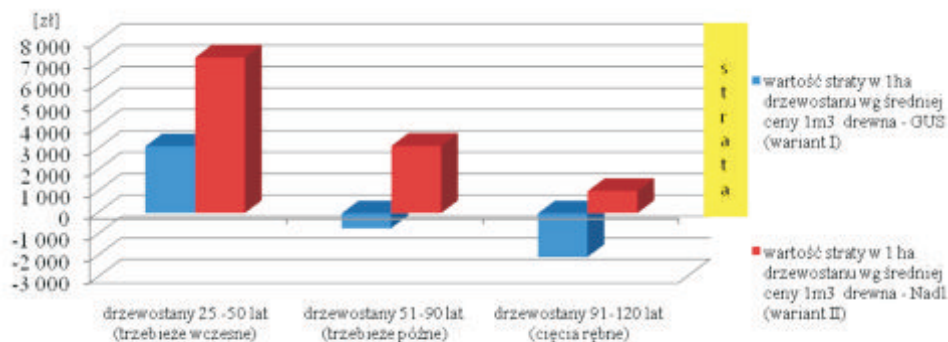
Ryc. 3. Wartość (zł) sortymentów pozyskanych z powierzchni pokłeskowych według kategorii cięć.
Źródło: Wyliczenia własne na podstawie danych źródłowych Nadl. Syców za okres 01.06.2005 - 31.12.2006

przypuszczać, że na strukturę sortymentową pozyskanego drewna mogły mieć również wpływ uszkodzenia drewna powstałe po wicherze. Wartość pozyskanych sortymentów z wiatrołomów i wiatrowałów z podziałem na kategorie cięć prezentuje rycina 3.

Wartość pozyskanego drewna z 1 ha uszkodzonego drzewostanu wynosiła średnio 8 556 zł, przy czym największą wartość uzyskano w trzebieżach późnych – 9 354 zł/ha, następnie w cięciach rębnych 8 997 zł/ha, natomiast najniższą wartość uzyskano w trzebieżach wczesnych – 6 275 zł/ha. Średnia cena sortymentów wyrobionych z drewna pokłeskowego kształtowała się na poziomie 141,67 zł/m³. Najniższą średnią cenę uzyskało nadleśnictwo za surowiec pozyskany w trzebieżach wczesnych - 109,34 zł/m³, w trzebieżach późnych - 140,32 zł/m³, a najwyższą z sortymentów pozyskanych w cięciach rębnych - 161,69 zł/m³.



Ryc. 4. Wartość pozyskanego drewna z 1ha uszkodzonego drzewostanu według leśnictw i kategorii cięć
Źródło: Wyliczenia własne na podstawie danych źródłowych Nadl. Syców za okres 01.06.2005 - 31.12.2006



Ryc. 5. Wartość strat ogółem (zł) w drzewostanach obrębu Syców

Źródło: Wyliczenia własne na podstawie danych źródłowych Nadl. Syców za okres 01.06.2005 - 31.12.2006.

Tab. 3. Wartość strat (zł) w drzewostanach według kategorii cięć w lesnictwie Komorów, Stradomia i Wioska

wyszczególnienie	trzebieże wczesne				trzebieże późne				użytkowanie rębne			
	Komorów [zł]	Stradomia [zł]	Wioska [zł]	razem leśnictwa [zł]	Komorów [zł]	Stradomia [zł]	Wioska [zł]	razem leśnictwa [zł]	Komorów [zł]	Stradomia [zł]	Wioska [zł]	razem leśnictwa [zł]
wartość drewna pozysskanego z uszkodzonych drzewostanów	W u 569538,28	122978,91	107509,37	800026,56	1152777,76	523535,17	535070,91	2211383,84	922400,79	814297,50	347495,84	2084194,13
wartość spozdziewana uszkodzonych drzewostanów wg średniej ceny 1m ³ drewna - GUS	W sg 866860,52	161581,86	178104,82	1206547,21	1092799,18	457072,71	495979,94	2045851,83	700681,511	653920,299	254868,973	1609470,78
wartość spozdziewana uszkodzonych drzewostanów wg średniej ceny 1m ³ drewna - Nadl.	W sn 1252996,78	233557,24	257440,23	1743994,25	1579578,04	660672,19	716910,34	2957160,57	1012794,62	945203,994	368398,368	2326396,99
wartość straty w drzewostanach wg średniej ceny 1m ³ drewna - GUS (wariant I)	O g 297322,24	38602,95	70595,45	406520,65	-59978,58	-66462,46	-39090,97	-165532,00	-221719,28	-160377,20	-92626,87	-474723,35
wartość straty w drzewostanach wg średniej ceny 1m ³ drewna - Nadl. (wariant II)	O n 683458,50	110578,33	149930,86	943967,69	426800,28	137137,02	181839,43	745776,73	90393,83	130906,49	20902,53	242202,85

Tab. 4. Wartość strat (zł/ha) w 1 ha drzewostanu według kategorii cięć w lesnictwie Komorów, Stradomia i Wioska

wyszczególnienie	trzebieże wczesne				trzebieże późne				cięcia rębne			
	Komorów	Stradomia	Wioska	wartość średnia dla lesnictw [zł/ha]	Komorów	Stradomia	Wioska	wartość średnia dla lesnictw [zł/ha]	Komorów	Stradomia	Wioska	wartość średnia dla lesnictw [zł/ha]
wartość drewna pozyskanego z 1ha uszkodzonego drzewostanu	6694,94	6920,59	4359,67	6175,90	11105,76	7773,35	8199,06	9354,02	8759,74	9651,51	8275,68	8996,78
wartość spodziewana 1 ha uszkodzonego drzewostanu wg średniej ceny 1m ³ drewna - GUS	10189,97	9092,96	7222,42	9314,09	10527,93	6786,53	7600,06	8653,83	6654,15	7750,63	6069,75	6947,56
wartość spodziewana 1 ha drzewostanu wg średniej ceny 1m ³ drewna - Nadl.	14729,01	13143,34	10439,59	13462,98	15217,51	9809,54	10985,45	12508,61	9618,18	11203,08	8773,48	10042,29
wartość straty w 1ha uszkodzonego drzewostanu wg średniej ceny 1m ³ drewna - GUS (wariant I)	3495,03	2172,37	2862,75	3138,19	-577,83	-986,82	-599,00	-700,19	-2105,60	-1900,88	-2205,93	-2049,22
wartość straty wg średniej w 1ha uszkodzonego drzewostanu ceny 1m ³ drewna - Nadl. (wariant II)	8034,07	6222,75	6079,92	7287,07	4111,76	2036,18	2786,38	3154,59	858,44	1551,58	497,80	1045,51

Źródło: Wyciecznia własne na podstawie danych źródłowych Nadleśnictwa Syców za okres 01.06.2005 - 31.12. 2006

Wartość pozyskanego drewna w badanych leśnictwach przedstawia rycina 4.

Wartość strat w drzewostanach

Wartość strat w drzewostanach powstałych w Obrębie Syców po wichurze w 2005 r. wykazywała duże zróżnicowanie w zależności od przyjętej do wyceny ceny średniej 1m³ drewna (rycina 5).

Wyższe straty w drzewostanach osiągnięto w przypadku zastosowania II wariantu wyceny. Należy to tłumaczyć wyższą o blisko 45% ceną za 1m³ drewna uzyskiwaną w nadleśnictwie w stosunku do ceny 1m³ drewna ustalonej według GUS. Wartość strat w drzewostanach leśnictw Komorów, Stradomia i Wioska, z podziałem na kategorie cięć, prezentuje tabela 3.

Przy zastosowaniu I wariantu wyceny, badane leśnictwa wykazały stratę jedynie w przypadku drzewostanów młodszych klas wieku (trzebieże wczesne). W drzewostanach średnich klas wieku i drzewostanach rębnych przychody ze sprzedaży drewna pokłeskowego były wyższe od ich szacowanej wartości spodziewanej, tzn. w tych drzewostanach nie powstały straty⁴. W przypadku zastosowania do wyceny strat ceny średniej 1m³ drewna dla Nadleśnictwa Syców (II wariant) we wszystkich grupach wiekowych drzewostanów stwierdzono straty, które łącznie wynosiły blisko 1 932 000 zł. Podobnie, wartość strat przypadających na 1 ha drzewostanu wykazywała duże zróżnicowanie w zależności od wieku drzewostanu, przy czym w obu wariantach najwyższe straty stwierdzono dla drzewostanów młodszych klas wieku. W wariantcie I w drzewostanach średnich klas wieku i drzewostanach rębnych, przychody ze sprzedaży drewna pokłeskowego były wyższe od wyszacowanej wartości spodziewanej tych drzewostanów, a dochody z tego tytułu wynosiły odpowiednio 600 zł/ha i 2050 zł/ha (tabela 4).

PODSUMOWANIE

Wycena wartości lasu jak twierdził T. Molenda jest nauką i sztuką. Wyniki wyceny mogą się różnić w zależności od przyjętego sposobu wyceny, zatem wybór odpowiedniej metody ma tu podstawowe znaczenie. Niezbędna jest nie tylko wiedza teoretyczna z zakresu podstaw, zasad oraz metod szacowania wartości lasu, ale także duże doświadczenie w doborze właściwych, zależnych od sytuacji w lesie, metod wyceny wartości i strat w drzewostanach [Szramka i in. 2005]. Wartość powstałych w drzewostanach strat od wiatrów uzależniona jest w dużej mierze od stopnia uszkodzenia drzewostanu oraz możliwości pozyskania z niego surowca. W przypadku wiatrowałów pozyskuje się praktycznie surowiec „bez strat”

⁴ W tabelach wyższe przychody ze sprzedaży drewna pokłeskowego od szacowanej wartości spodziewanej drzewostanów oznaczone są wartościami ujemnymi.

i wyrabia się z nich wszystkie sortymenty drewna okrągłego. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono zróżnicowanie wartości uszkodzonego drewna w zależności od wieku drzewostanów. W drzewostanach średnich klas wieku i drzewostanach rębnych pozyskuje się cenne, a więc droższe sortymenty, co warunkuje wyższą wartość drewna, w porównaniu z pozyskaniem surowca w młodszych drzewostanach.

Dokonując wyceny strat należy przyjąć założenie, iż wartość spodziewana drzewostanu nie powinna przewyższać wartości pozyskanego z niego drewna. Jednym z czynników warunkujących realizację tego założenia jest przyjęcie, do ustalenia wartości spodziewanej uszkodzonego drzewostanu, odpowiedniej ceny 1 m³ drewna. Mając to na względzie, wyniki badań w przypadku Nadleśnictwa Syców wskazują na celowość zastosowania w szacowaniu strat drzewostanów ceny średniej 1 m³ drewna ustalonej na poziomie nadleśnictwa (wariant II). Przeprowadzone badania mają jednak charakter wstępny oraz wymagają szerszego i wieloaspektowego podejścia do problemu. Oprócz identyfikacji i analizy wpływu czynników bezpośrednio wpływających na wartość strat, takich jak: stopień i powierzchnia uszkodzenia; skład gatunkowy, wiek, zadrzewienie i bonitacja drzewostanu oraz wartość pozyskanych sortymentów, w wycenie należałoby uwzględnić również czynniki pośrednie związane z następstwem ich powstawania.

LITERATURA

1. Podgórski M., Beker C., Biczkowski Z., Najgrakowski T., Turski M. (2001): Podstawy wyceny lasów, Zachodnie Centrum Organizacji, Zielona Góra, s. 194.
2. Sikora K. (2008): Próba analizy strat w drzewostanach Nadleśnictwa Syców powstałych po wichurze z 2005 roku. Maszynopis pracy magisterskiej wykonanej w Katedrze Ekonomiki Leśnictwa AR Poznań.
3. Rozporządzenia Ministra Środowiska z 20 czerwca 2002 r. w sprawie jednorazowego odszkodowania za przedwczesny wyrąb drzewostanu, (Dz. U. nr 99, poz. 905).
4. Suwała M. (2004): Metody oraz koszty i opłacalność pozyskania drewna ze złomów i wywrotów. Sylwan 3: 63-71.
5. Szramka H., Adamowicz K., Ankudo-Jankowska A., Glura J. (2005): Wybrane zagadnienia z ekonomiki leśnictwa, AR Poznań.

Jan Łukaszewicz, Rafał Paluch

Instytut Badawczy Leśnictwa

ROZDZIAŁ XIV

NATURA 2000 W LEŚNICTWIE – PROGNOZY, ZAGROŻENIA I KONSEKWENCJE DLA GOSPODARKI LEŚNEJ

WSTĘP

Powierzchnia leśnych siedlisk przyrodniczych

Europejska sieć Natura 2000 jest podstawowym systemem ochrony przyrody obowiązującym w krajach Unii Europejskiej, który obejmuje zarówno ochronę poszczególnych gatunków, jak i cennych siedlisk przyrodniczych. W skład sieci wchodzi, na podstawie Dyrektywy Siedliskowej (Dyrektywa Rady 92/43/EWG), tzw. specjalne obszary ochrony siedlisk (SOO) oraz na podstawie Dyrektywy Ptasiej (Dyrektywa Rady 79/409/EWG) tzw. obszary specjalnej ochrony ptaków (OSO). Szacuje się, że obecnie zgłoszone obszary SOO i OSO mogą objąć do 16-17 % terytorium Polski. Proponowana sieć obszarów Natura 2000 w około 50% będzie występowała na terenach leśnych. Przykładowo, w RDLP Białystok do sieci Natura 2000 włączone są wszystkie duże kompleksy leśne (w całości lub znacznej części), czyli puszcze: Białowieska, Knyszyńska, Romincka, Borecka, Augustowska i inne mniejsze obszary leśne, co stanowi aż ok. 46% wszystkich lasów RDLP Białystok. W skali kraju szacunkowa powierzchnia siedlisk leśnych chronionych w ramach sieci Natura 2000 sięga setek tysięcy hektarów (tab.1.), a ich gospodarcze typy drzewostanu wg Zasad Hodowli Lasu (2003) często różnią się znacznie od proponowanych składów gatunkowych (tab.2.).

Na kilkudziesięciu procentach powierzchni leśnej Lasów Państwowych objętych siecią Natura 2000 gospodarka leśna podlegać będzie często daleko idącym ograniczeniom, w tym także istotnym zmianom stosowanych zabiegów hodowlanych. Nie wiemy z całą pewnością, jakie będą zasady zagospodarowania obszarów Natura 2000, czy i jaki będzie zakres ograniczenia działalności hodowlanej, jakie będą potrzeby modyfikacji dotychczasowego postępowania hodowlanego. Wraz ze wzrostem znaczenia funkcji ochrony przyrody, ograniczeniu mogą ulec inne funkcje pełnione przez lasy, zwłaszcza produkcyjne. W oparciu o niektóre przesłanki (postulaty prowadzenia gospodarki leśnej

Tab. 1. Wybrane siedliska przyrodnicze chronione w ramach sieci Natura 2000 (Kapuściński 2005)

Kod	Nazwa polska	Nazwa łacińska	Typ siedliskowy lasu	Rozmieszczenie geograficzne	Szacunkowa powierzchnia
9110	Kwaśne buczyny	Luzulo-Fagetum	LMśw	Pomorze, zachodnia Polska, pas wyżyn	100 tys. ha
9130	Żyzne buczyny	Asperulo-Fagetum	Lśw, Lwyż, LG, LMG, Lw	Pomorze, zach. Polska, Karpaty, Sudety, wyżyny	82 tys. ha
9160 (70)	Grądy	Tilio-Carpinetum, Galio-Carpinetum, Stellario-Carpinetum	Lśw, Lw, Lwyż, LMśw, LMwyż	cała Polska	410 tys. ha
91E0-3 (5)	Łęgi olszowe i jesionowe	Fraxino-Alnetum, Carici-Alnetum	OIJ, LIg, Lwyż	cała Polska	50 tys. ha
91P0-1	Jodłowy bór świętokrzyski	Abietetum polonicum	BMśw, BMwyż, BMw	Góry Świętokrzyskie, Roztocze, Pogórze Karpackie	7 tys. ha

Tab. 2. Przykładowy gospodarczy typ drzewostanu, gatunki domieszkowe i pomocnicze wg ZHL na wybranych typach siedliskowych lasu oraz ich skład gatunkowy wg Klubu Przyrodników (KP)

Kod	Nazwa polska	Nazwa łacińska	Typ siedliskowy lasu	GTD	Gat. domieszkowe	Gat. pomocnicze	Proponowany skład wg KP
9110	Kwaśne buczyny	Luzulo-Fagetum	LMśw	DbBkSo, DbSoBk, LpSoBk	Md Dg Św	Jw. Kl Jb Os Lp Brz	Bk
9130	Żyzne buczyny	Asperulo-Fagetum	Lśw	DbBk, Bk	Md, Św, So Dg, Gb	Jw. Kl Jb Os Lp Brz Czpt	Bk
9160 (70)	Grąd subatlantycki	Stellario-Carpinetum	Lśw	BkDb,	Md, Św, So Dg, Gb	Jw. Kl Jb Os Lp Brz Czpt	wielogat. liściaste
91E0-3 (5)	Łęgi olszowe i jesionowe	Fraxino-Alnetum, Carici-Alnetum	OIJ, LIg, Lwyż	OIJs	Brz Św Db Wz	Kl Jw.	OIJs
91P0-1	Jodłowy bór świętokrzyski	Abietetum polonicum	BMśw, BMwyż, BMw	JdSo	Dbb, Bk Md, Sw	Kl Jw. Lp GbOs Jb	Jd

formułowane przez organizacje pozarządowe np. Klub Przyrodników) możemy snuć pewne przypuszczenia na temat prawdopodobnego kształtu zagospodarowania terenów Natura 2000.

Dyrektywa siedliskowa a gospodarka leśna

Dyrektywa Siedliskowa nie określa szczegółowych sposobów ochrony poszczególnych siedlisk i gatunków, ale w artykule drugim jest mowa o tzw. właściwym stanie ich ochrony. W odniesieniu do siedliska przyrodniczego oznacza to, że:

- naturalny jego zasięg nie zmniejszy się,
- zachowa ono specyficzną strukturę i swoje funkcje ekologiczne,
- stan zachowania typowych dla niego gatunków pozostanie właściwy.

Powyższe kryteria właściwego stanu ochrony siedlisk są ogólne, ale jednocześnie bardzo wygórowane. Każdy drzewostan siedliska przyrodniczego będzie oceniany wg pewnych kryteriów, z których powstanie syntetyczna ocena.

Wyjaśnienia wymagają pojęcia: właściwa struktura i funkcje ekologiczne. Według Klubu Przyrodników zachowanie właściwej struktury i funkcji oznacza wymóg nie pogarszania struktury drzewostanów pod względem ocenionego indywidualnie dla każdego drzewostanu stanu ochrony. Gospodarka leśna powinna być tak zaplanowana, aby w skali jednostki kontrolnej (nadleśnictwo i każdy obszar Natura 2000 z osobna) struktura stanów siedlisk nawet chwilowo się nie pogarszała. Struktura i funkcje ekosystemu (siedliska przyrodniczego) w pełni wykształcają się i wyrażają dopiero w starszych drzewostanach (orientacyjnie ponad 100 –letnich). Wymóg nie pogarszania struktury i funkcji należy w związku z tym przełożyć na wymóg nie pogarszania struktury wiekowej drzewostanów (takiego planowania, by udział zwartych drzewostanów ponad 100-letnich nie zaliczając do nich drzewostanów klas odnowienia w okresie urzędzeniowym nie zmniejszył się). Ostatnie stwierdzenie oznacza w praktyce moratorium na wycinanie drzewostanów powyżej 100 lat. Jest to trochę złagodzona forma postępowania hodowlanego podobna do obowiązującej obecnie w Puszczy Białowieskiej. Do powyższego wyводу można zgłosić szereg zastrzeżeń.

Obowiązujące w Lasach Państwowych Zasady Hodowli Lasu, znowelizowane w 2003 roku, przewidują szeroką paletę gatunków domieszkowych i pomocniczych, zgodnych z warunkami siedliskowymi. Zachowana jest przez to zasada rozpraszania ryzyka hodowlanego (Bernadzki 1991). Najczęściej gospodarcze typy drzewostanów są w przybliżeniu zgodne z proponowanym składem przez KP, bazują przecież na składzie naturalnych zbiorowisk i dopasowaniu składu drzewostanów do warunków siedliskowych, choć zdarzają się wyjątki. Szczególnie dotyczy to kwaśnych buczyn wzrastających w warunkach siedliskowych lasu mieszanego świeżego (LMśw). ZHL przewidują tam dużą rolę sosny jako gatunku współpanującego lub panującego, który w warunkach LMśw osiąga bardzo dobrą bonitację wzrostową Ia lub I, a buk słabą najczęściej III.

Gospodarka leśna na tym siedlisku polegała najczęściej na sadzeniu sosny, a potem - w II klasie wieku, podsadzeniu buka i kształtowaniu w ten sposób II piętra drzewostanu. W takim układzie drzewostanowym ważna rola buka polega na pielęgnowaniu drzewostanu i siedliska. Tymczasem sosna jest nazywana gatunkiem „ekologicznie” obcym w buczynach czy grądach (Klub Przyrodników... 2008). Określenie takie jest niewłaściwe, zwłaszcza że dotyczy naszego rodzimego gatunku. Matuszkiewicz (2007) dopuszcza niewielką domieszkę tego gatunku w kwaśnych buczynach. Dzięki sośnie, która jako gatunek wczesnych faz sukcesyjnych, stwarza bardzo dobre warunki wzrostu innym gatunkom drzew, możliwe jest naturalne odnowienie buka, gatunku wrażliwego na przymrozki i inne elementy mikroklimatu otwartej przestrzeni. Leśnicy ponadto sadzą i sadzili ten gatunek pod sosną, rozpowszechniając go i przyczyniając się do tworzenia kwaśnych buczyn.

Z przedstawionych wybranych przykładów z zakresu hodowli lasu wynika, że istnieje duża niepewność realizacji wielofunkcyjnej gospodarki leśnej na naturalnych siedliskach chronionych, a trwałość i stabilność drzewostanów powstałych wg zasad innych niż dotychczasowe jest dyskusyjna.

Naturalne cykle rozwojowe lasu i fazy rozwojowe drzewostanu. Przydatność kryterium wiekowego do oceny stanu zachowania siedlisk

Struktura zbiorowiska (siedliska przyrodniczego) zależy m.in. od fazy rozwojowej drzewostanu. Można powiedzieć, że struktura i funkcje starszych drzewostanów są typowe dla starodrzewów. Odmłodzenie drzewostanów, będące przecież naturalnym procesem, jest traktowane w wielu przypadkach na obszarach sieci Natura 2000 jako pewnego rodzaju degradacja. Czy z punktu widzenia dynamiki lasu jest to właściwe podejście? Każda faza rozwojowa drzewostanu ma swoją typową strukturę.

Las ulega naturalnym zaburzeniom, z czasem tworzą się luki, następuje rozpad i odnowienie drzewostanu. Nie da się procesów naturalnych zatrzymać na fazie starodrzewu - optymalnej lub terminalnej. Las musi być traktowany jako dynamiczna i stale zmieniająca się struktura (Leibundgut 2007).

Zmianami tymi sterują różne przebiegające równolegle procesy:

- starzenie się pojedynczych drzew i drzewostanów,
- odnawianie drzewostanów przez naturalny obsiew, wywołany prześwietleniem koron lub ich zniszczeniem pod wpływem starzenia się lub czynników abiotycznych lub biotycznych,
- zmiany zbiorowisk leśnych w toku kolejnych faz sukcesji.

Leibundgut (2007) uznaje, że struktura zespołu leśnego jest tożsama z fazą rozwojową. Te dwa pojęcia są silnie ze sobą związane. Faza rozwojowa oznacza typ drzewostanu wyłączony w określonym zespole leśnym ze względu na strukturę właściwą dla danego stopnia rozwoju.

Na podstawie badań w kilku rezerwatach leśnych oraz w oparciu o wcześniejsze prace swoich poprzedników, Miścicki (1994) wyodrębnił i zdefiniował następujące fazy rozwojowe:

- optymalna,
- terminalna,
- regeneracyjna,
- inicjalna,
- młodociana,
- drągowiny,
- drzewostanu dojrzewającego.

Każdy drzewostan przez te fazy przechodzi. Wiąże się to ze zmianą struktury pionowej (zwykle następuje jej uproszczenie w fazach rozwojowych inicjalnej i młodocianej), zmienia się struktura pierśnic, struktura wiekowa i wiele innych cech. Czasowym zmianom ulega też roślinność runa. Sokołowski i Paluch (2004) podają, że regeneracja składu roślinności na siedliskach borowych następuje w ciągu 50-60 lat. Największe zmiany roślinności w porównaniu ze składem w starodrzewach stwierdzano w młodnikach. Nasiona i organy wegetatywnego rozmnażania roślin są obecne w glebie lub rozprzestrzeniają się z sąsiednich drzewostanów i po zwiększeniu dostępu światła rozwijają się. Wysoki stopień pokrycia przez górną warstwę jest charakterystyczny dla fazy optymalnej późnej, młodocianej i inicjalnej. W tej ostatniej fazie może wcale nie istnieć górna warstwa drzew. Podobnie kształtuje się stopień zwarcia drzew warstwy górnej. Wysokim zwarcie odznacza się faza młodociana i drągowiny, a zwarcie luźne jest typowe dla fazy regeneracyjnej i inicjalnej.

Ze zmianami struktury drzewostanu jest związana wysokość i obfitość odnowienia. Wysoki stopień pokrycia występuje w fazie regeneracyjnej i inicjalnej. Fazy te różnią się jednak wysokością odnowienia. Jest czas starodrzewu i jest czas intensywnego odnawiania, są okresy wzrostu przestrzeni życiowej związane z obumarciem starych drzew, w konsekwencji z różnym dostępem światła do dna drzewostanu. Bardzo często drzewa zamierają nie w wyniku starzenia, ale innych czynników biotycznych i abiotycznych. Przyroda podlega bowiem różnego rodzaju zaburzeniom i katastrofom niezależnym od działalności człowieka.

Każdy stary drzewostan ulegnie kiedyś rozpadowi, również drzewostany naturalne w Białowieskim Parku Narodowym. Jako pożądany stan ochrony

wymienia się w poradnikach ochrony siedlisk przyrodniczych między innymi starodrzewy (2004) nadając im najwyższy, bardzo dobry (wybitny) stan ochrony. Po upływie pewnego okresu ulegną one jednakże rozpadowi, czyli sama przyroda spowoduje obniżenie tego stanu ochrony z bardzo dobrego do złego.

Kryterium wiekowe nie powinno być więc głównym kryterium oceny stanu zachowania siedlisk przyrodniczych.

Propozycje zagospodarowania leśnych siedlisk przyrodniczych na przykładzie buczyn wg Klubu Przyrodników wraz z komentarzem

Poniżej podano propozycje zagospodarowania kwaśnych buczyn wg Pawlaczyka (Natura 2000... 2008).

Zaproponowano między innymi:

- wyznaczenie „powierzchni referencyjnych” w każdym nadleśnictwie o pow. co najmniej 30-50 ha i wyłączenie ich z zagospodarowania dla obserwacji procesów naturalnych,

- zagospodarowanie rębnią częściową pozostałych drzewostanów, ale ze wzmożoną troską o zachowanie i odtworzenie zasobów drewna martwego,

- pozostawienie 5% drzewostanu na przyszłe pokolenie, lecz nie mniej niż 0,5 ha w postaci zwartej fragmentu. Pozostawienie drzew zamierających i martwych – co najmniej 10% dojrzałego drzewostanu,

- nie pogorszenie stanu ochrony buczyn w skali nadleśnictwa - niezmnieszenie się powierzchni drzewostanów ponad 100-letnich,

- docelowy skład gatunkowy – lita lub prawie lita buczyna z niewielką domieszką dębu bezszypułkowego, zakaz wprowadzania sosny i dębu,

- płyty zniekształcone z I piętrzem sosny, przebudowywać w kierunku unaturalnienia cięciami trzebieżowymi lub rębnią IIa wyprowadzając II piętro (nie zaleca się natomiast stosowania cięcia zupełnego w rębni IIa),

- wprowadzenie zakazu sadzenia: daglezi, dębu czerwonego, modrzewia, świerka i innych geograficznie obcych,

- stopniowe eliminowanie zniekształceń np. usuwanie sosny i gatunków geograficznie obcych w cięciach trzebieżowych.

Podane powyżej propozycje postępowania hodowlano-ochronnego w wielu miejscach są niespójne i wewnętrznie sprzeczne. Proponują z jednej strony ochronę starodrzewów bukowych (niezmniejszenie się ich powierzchni), a z drugiej, stosowanie rębni częściowej prowadzącej do wytworzenia jednowiekowego i jednogatunkowego młodego drzewostanu bukowego. Do zaleceń tych należy podchodzić z bardzo dużą ostrożnością. Słuszne, zbliżone do naturalnego rozwoju buczyn, zastosowanie wspomnianej rębni prowadzi jednakże do czasowego (około

kilkudziesięcioletniego) pogorszenia struktury i funkcji siedliska przyrodniczego, czyli obniżenia oceny stanu zachowania siedliska z wybitnie dobrego do złego (posługując się wyłącznie kryterium wiekowym). Warto zaznaczyć, że jest to przecież zgodne z naturalną dynamiką zbiorowisk i z obecnymi w naturze zmianami faz rozwojowych drzewostanu. Wspomniane kryterium oceny stanu siedliska przyrodniczego - wiek drzewostanu, nie powinno mieć więc znaczenia pierwszoplanowego. Gdybyśmy się jednak zgodzili na to, wówczas nasuwa się wniosek, że gospodarka leśna mogłaby być prowadzona zgodnie z obecnymi zasadami także w siedliskach naturalnych, gdyby, paradoksalnie, drzewostany na nich rosące miały strukturę wiekową zbliżoną do lasu normalnego (równomierny rozkład poszczególnych klas wieku). Nie byłoby wtedy zagrożenia zmniejszenia się powierzchni starodrzewów, użytkowane i odnawiane drzewostany starszych klas wieku byłyby zastępowane płynnie przez młodsze. Rozkład klas wieku w zdecydowanej większości nadleśnictw odbiega jednak od równomiernego. Wydaje się, że istnieje uzasadniona potrzeba poszukiwania rozwiązań z zakresu planowania hodowlano-urządzeniowego, które w obecnym systemie prawnym umożliwiłyby niezakłócone funkcjonowanie nadleśnictw położonych w obszarach Natura 2000. Potrzebne jest również ustosunkowanie się do postulatów dotyczących działań hodowlanych wysuwanych przez różne organizacje. W szczególnie niekorzystnej sytuacji mogą znaleźć się te nadleśnictwa, w których znaczny udział zajmują chronione siedliska przyrodnicze np. buczyny, jedliny i grądy.

Bezkrytyczne, nie poparte naukową analizą, formułowanie nakazów i zaleceń dotyczących hodowlanego zagospodarowania, które wynikają ze schematów przyjętych w sieci Natura 2000, może spowodować istotne obniżenie odporności drzewostanów na działanie szkodliwych czynników (biotycznych i abiotycznych). Proponowane schematy reprezentują zwykle wysoki stopień generalizacji, wskutek czego nie mogą uwzględniać uwarunkowań funkcjonowania wybranych ekosystemów leśnych, których znajomość jest warunkiem podejmowania trafnych decyzji hodowlanych.

PODSUMOWANIE

W rozważaniach nad hodowlanym zagospodarowaniem lasu na obszarach sieci Natura 2000, przyjęcie centralnego usytuowania drzewostanu nie jest przypadkowe. Przebieg rozwoju drzewostanu, podstawowego składnika ekosystemu leśnego, rozstrzyga bowiem o ekosystemowych relacjach florystycznych i faunistycznych, a także ma istotny wpływ na dynamikę zmian

siedliska leśnego. Prawidłowość tę nauka i praktyka leśna znają od wielu dziesięcioleci i wypracowały wszechstronnie już zweryfikowane metody hodowlanego zagospodarowania, które zapewniają trwałą wielofunkcyjność lasu. Aktualny stan siedliska, flory i fauny oraz tendencje zmian ich stanu w określonym fragmencie lasu nie są ściśle skorelowane z aktualną formą i fazą rozwojową drzewostanu, lecz przede wszystkim z jakością i intensywnością dynamiki jego dotychczasowego rozwoju, która kształtowała się pod wpływem celowej aktywności gospodarki leśnej (Paluch 2007). Błędna jest zatem bardzo statyczna idea Natury 2000 polegająca na wiązaniu stanu siedliska, flory i fauny jedynie z aktualnymi charakterystykami drzewostanu (Olaczek 2009). Obciążona błędem jest również wynikająca z tej idei pasywna rola człowieka w ekosystemie leśnym, przejawiająca się bądź to w zaniechaniu, bądź też w znacznym ograniczeniu aktywności hodowlanej, co w przekonaniu autorów Natury 2000 ma zapewnić trwałość chronionym elementom ekosystemu.

Względna trwałość cennych wartości przyrodniczych w lasach może być osiągnięta przede wszystkim poprzez kontynuację dotychczasowego kierunku hodowlanego zagospodarowania, reprezentowanego od ponad 50 lat w kolejnych edycjach „Zasad Hodowli Lasu” (Zajączkowski 2003). Dopuszczalne powinny być jedynie stosunkowo niewielkie korekty dotychczasowego postępowania hodowlanego. Gwałtowne zmiany aktywności hodowlanej, polegające m.in. na zaniechaniu tej aktywności lub na znacznym jej ograniczeniu, z wysokim prawdopodobieństwem prowadzić będą do obniżenia stabilności i produktywności drzewostanów. Konsekwencją takich działań mogą być nieuzasadnione straty ekonomiczne i co najważniejsze, zagrożona zostanie realizacja głównych celów Natury 2000.

Realizacja działań hodowlanych planowanych w statycznej ochronie siedlisk naturalnych niezgodna z naturalnymi aktywnymi procesami może doprowadzić w wielu przypadkach do:

- znacznego zakłócenia procesu odnowienia,
- ograniczenia lub uniemożliwienia użytkowania rębnych drzewostanów,
- ograniczenia roli gatunków wczesnych faz sukcesyjnych – sosny, brzozy, osiki i innych,
- pozostawiania w lesie zbyt dużej ilości martwego drewna – znaczny procent ilości stwierdzanej w lasach naturalnych,
- drastycznego ograniczenia funkcji produkcyjnej,
- zaburzenia ładu przestrzennego i czasowego drzewostanów mogącego skutkować większą ich podatnością na działanie czynników abiotycznych.

Wyniki badań naukowych potwierdzają nieskuteczność, a często nawet

szkodliwość, pasywnej postawy leśnika – przyrodnika - hodowcy lasu wobec powierzonego jego opiece ekosystemu leśnego. Znany badacz ekosystemów leśnych, przedstawiciel znanego z pragmatyzmu społeczeństwa Stanów Zjednoczonych Ameryki Północnej A.B. Carey (2003), nie ma żadnych wątpliwości, że w warunkach silnej i rosnącej presji społecznej na środowisko przyrodnicze, najefektywniejszą ochronę bioróżnorodności ekosystemów leśnych, a także sprawne pełnienie przez ekosystemy leśne ekologicznych i ekonomicznych funkcji zapewnia aktywność człowieka, czyli celowe hodowlane zagospodarowanie lasu.

Bernadzki (2009) twierdzi, że współczesna bliska naturze hodowla lasu nie jest prostym naśladowaniem procesów naturalnych, ale aktywnym kształtowaniem lasu pod kątem pełnienia przez niego wielu funkcji, w tym ważnej funkcji produkcyjnej. Warto zaznaczyć, że pełnej naturalizacji nie przewiduje się na dużej części obszarach chronionych Natura 2000.

Oprócz istotnej funkcji ochrony przyrody należałoby podkreślić znaczenie innych równie ważnych społecznie zadań jakie spełniają nasze lasy, a jest ich dużo i co jakiś czas nauka opisuje nowo odkryte funkcje lasów.

Na gruncie polskim realizacja wielofunkcyjnej gospodarki leśnej, opartej na najnowszych zdobyczach nauk przyrodniczych zawartych między innymi w „Zasadach Hodowli Lasu”, stanowi consensus pomiędzy wszystkimi funkcjami lasu. Na podstawie danych zebranych w inwentaryzacjach dotyczących szeroko rozumianej różnorodności biologicznej w lasach Polski, można stwierdzić, że wielofunkcyjna gospodarka leśna oparta na ciągle rozwijanych, ekologicznych podstawach nie stanowi zagrożenia dla realizacji programu Natura 2000. Ponadto, nie tylko nie pogarsza ona stanu chronionych siedlisk, ale podnosi trwałość ekosystemów leśnych i wzmacnia ich odporność na działanie czynników destrukcyjnych (abiotycznych i biotycznych). Przyczynia się więc do zrównoważonej w czasie ochrony siedlisk. Gwałtowne zmiany aktywności hodowlanej, polegające m.in. na zaniechaniu tej aktywności lub na znacznym jej ograniczeniu, z wysokim prawdopodobieństwem prowadzić będą nie tylko do obniżenia stabilności i produktywności drzewostanów, ale mogą być również przyczyną zagrożenia realizacji głównych celów Natury 2000.

LITERATURA

1. Bernadzki E. 1991. Ekologiczny model gospodarki leśnej. Bibl. Leśn. Z.3. SITLD Warszawa, s. 1-10.
2. Bernadzki E. 2009. Wielofunkcyjny las w badaniach hodowli lasu. W: Leśnictwo wielofunkcyjne – stan obecny i przyszłość. IBL Sękocin Stary, s. 30-32.

3. Carey A.B. 2003. Restoration of landscape function: reserves or active management? *Forestry*, vol. 76, No 2, s. 221-230.
4. Kapuściński R. 2005. *Ochrona przyrody w lasach*. PWRiL, Warszawa.
5. Klub Przyrodników (2008). Postulaty przyrodnicze dotyczące planowania gospodarki leśnej na obszarach Natura 2000 oraz gospodarki leśnej w chronionych siedliskach przyrodniczych i w siedliskach chronionych gatunków. Materiały informacyjne.
6. Leibundgut H. 2007. Naturalne odnowienie lasu. PWRiL, Warszawa, ss. 161.
7. Matuszkiewicz J.M. (red.) 2007. Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych Polski. PAN, Warszawa.
8. Miścicki S. 1994. Naturalne fazy rozwojowe drzewostanów - podstawa taksacji leśnych rezerwatów przyrody. *Sylvan* 4, s. 29-39
9. Natura 2000 Niezbędnik leśnika. 2008.. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin, s. 1-145.
10. Olaczek R. 2009. Nie jestem zwolennikiem Natury 2000. *Echa leśne* 5, s. 3-6.
11. Paluch R. 2007. Naturalne procesy lasotwórcze w Puszczy Białowieskiej jako podstawa dalszego rozwoju hodowli lasu zbliżonej do natury. W: Quo vadis, forestry? IBL Sękocin, s. 370-375.
12. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 - podręcznik metodyczny. 2004. Tom 5. Lasy i bory . red.: Jacek Herbich / Warszawa, Ministerstwo Środowiska, s. 1-344.
13. Sokołowski A.W., Paluch R. 2004. Wpływ sztucznego odnowienia drzewostanów w borze mieszanym na skład zbiorowisk leśnych w Wigierskim Parku Narodowym. *Sylvan* 12, s. 48-57.
14. World Commission on Environment and Development. 1987. Our common future. University Press, Oxford.
15. Zajączkowski J. 2003. Rola zasad hodowli lasu w kształtowaniu trwałej wielofunkcyjności polskich lasów i Leśnictwa. *Sylvan*, nr 4, s. 3-9.

Ewa Referowska-Chodak

*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
Katedra Ochrony Lasu i Ekologii*

ROZDZIAŁ XV

PROBLEMY WDRAŻANIA SIECI NATURA 2000 W LASACH PAŃSTWOWYCH

WSTĘP

Europejska Sieć Ekologiczna Natura 2000 ma za zadanie ochronić najważniejsze, najcenniejsze i najbardziej reprezentatywne dla kontynentu ekosystemy, wraz z towarzyszącą im fauną i florą (Świerkosz 2003). Podstawy i ramy funkcjonowania tej sieci zapisane są w dwóch unijnych dokumentach: Dyrektywie w sprawie ochrony ptaków z 1979 r. (tzw. Dyrektywie Ptasiej) i Dyrektywie w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory z 1992 r. (tzw. Dyrektywie Siedliskowej) (Liro i Dyduch-Falniowska 1999). Na ich podstawie w terenie wyznaczane są dwa typy obszarów Natura 2000: obszary specjalnej ochrony ptaków OSO (dla gatunków z pierwszego załącznika Dyrektywy Ptasiej i wędrownych gatunków z pozostałych załączników) oraz specjalne obszary ochrony siedlisk SOO (dla siedlisk przyrodniczych, wymienionych w pierwszym załączniku oraz siedlisk gatunków, wymienionych w drugim załączniku Dyrektywy Siedliskowej). Zgodnie z wymogami członkostwa w Unii Europejskiej, wspomniane prawo unijne zostało transponowane do prawa polskiego. Aktualnie odpowiednie zapisy znajdują się w Ustawie o ochronie przyrody (2004), w załączniku do Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 (2004) oraz w Rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt, wymagających ochrony w formie wyznaczenia obszarów Natura 2000 (2005). Wymieniają one 267 gatunków ptaków, 89 gatunków innych (poza ptakami) zwierząt, 44 gatunki roślin oraz 76 pozycji (w większości przypadków obejmujących grupy zbiorowisk roślinnych) siedlisk przyrodniczych, w tym 17 leśnych.

Prace nad koncepcją sieci Natura 2000 w Polsce rozpoczęły się już w roku 2000 i trwają do dnia dzisiejszego, obejmując swym zasięgiem również tereny Lasów Państwowych.

1. Problemy związane z wyznaczaniem komponentów sieci Natura 2000

Problem wyznaczania obszarów Natura 2000 w Lasach Państwowych (i ogólnie – w Polsce) można rozważyć pod kątem przyrodniczym i społecznym.

Idea wyznaczania obszarów sieci Natura 2000 nie polega na tym, żeby zgłosić każde miejsce występowania danego siedliska czy gatunku „naturowego”, tylko zaleca skupiać się na takich, które są szczególnie ważne dla ich ochrony w skali całego kraju i będą stanowiły odpowiednią ich reprezentację (Makomaska-Juchiewicz i in. 2003a, Świerkosz 2003, Sieć... 2004). Wskazują na to m.in. zapisy Rozporządzenia Ministra Środowiska określającego siedliska i gatunki wyznacznikowe dla Natury 2000 (2005 – § 6.2 i 8.2). Pierwszym problemem na tym etapie było zdefiniowanie określenia „odpowiednia reprezentacja” – padały propozycje zabezpieczenia około 20% krajowych zasobów (Świerkosz 2003) bądź płynnie – od kilku do 100%, w zależności od wielkości tych zasobów (Makomaska-Juchiewicz i in. 2003a), czy też przedział 20%-60% (Makomaska-Juchiewicz 2009). Drugim problemem była rzetelna ocena rangi proponowanych ostoi. Aby móc tego dokonać, należy mieć zgromadzone w miarę możliwości kompletne, wiarygodne i – co najważniejsze – aktualne informacje o rozmieszczeniu, liczebności/powierzchni występowania przedmiotu ochrony w całej Polsce. O ile w przypadku ostoi ptaków obszar Polski był pod tym względem dość dobrze rozpoznany (ostoje wyznaczone w oparciu o metodykę międzynarodowej organizacji ornitologicznej BirdLife International – Makomaska-Juchiewicz i in. 2003a), o tyle w odniesieniu do przedmiotu ochrony w specjalnych obszarach ochrony siedlisk – już nie (np. Kapuściński 2005, Makomaska-Juchiewicz i in. 2003a). Zatem przez pierwszych kilka lat tworzenia koncepcji sieci Natura 2000 opierano się w niektórych przypadkach na niezbyt już aktualnych bazach danych i opracowaniach naukowych, co wzbudzało protesty osób i instytucji zainteresowanych gospodarowaniem na terenach proponowanych do ochrony (m.in. leśników – np. Rutkowski 2003, Kapuściński 2005, Pukos 2006), a nie zawierających już przedmiotu ochrony. Z drugiej strony bazowano na lepiej rozpoznanych zasobach przyrodniczych krajowych form ochrony przyrody, o czym dobitnie świadczą następujące dane: w 2003 roku polskie chronione obiekty stanowiły 69,4% powierzchni proponowanych ówczesnie obszarów „ptasich” (OSO) oraz 80,3% powierzchni obszarów „siedliskowych” (SOO) (Makomaska-Juchiewicz i Tworek 2003). Należy w tym miejscu zauważyć, że znaczna część chronionych w Polsce obszarów usytuowana jest na terenach leśnych. Prace nad koncepcją sieci Natura 2000 prowadzone były m.in. przez Instytut Ochrony

Przyrody PAN w Krakowie i Zakład Ornitologii PAN w Gdańsku (Gromadzka i Gromadzki 2003).

Brak właściwych przyrodniczych danych porównawczych dla całej powierzchni kraju spowodował, że w latach 2006-2008 przeprowadzono intensywne prace inwentaryzacyjne. W Lasach Państwowych były realizowane przez pracowników tej instytucji we współpracy z naukowcami (Decyzja... 2006, Fronczak 2009), zaś poza Lasami Państwowymi – były koordynowane przez Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. Inwentaryzacja w Lasach Państwowych objęła 76 siedlisk przyrodniczych, 48 gatunków zwierząt oraz 23 gatunki roślin (Fronczak 2009). Zarówno wśród siedlisk, jak i gatunków, oceniano występowanie tych związanych z lasami i takich, które można określić jako „nieleśne”. Efektem przeprowadzonych w całej Polsce prac inwentaryzacyjnych jest konsultowana obecnie lista 526 nowych obszarów siedliskowych i 42 wcześniej zatwierdzonych w sprawie korekty ich granic (<http://natura2000.mos.gov.pl/natura2000/pl/>).

Przy typowaniu obszarów Natura 2000 powinno się opierać wyłącznie na naukowych przesłankach. Dla obszarów ptasich OSO są to konkretne wskaźniki, odnoszące się do liczby osobników lub odsetka krajowej bądź europejskiej populacji danego gatunku. Dla obszarów siedliskowych SOO są to m.in.: priorytetowe znaczenie danego siedliska lub gatunku, wielkość ich krajowych zasobów, podatność siedlisk na degradację, zachowanie pełnej zmienności siedliska czy pewne liczbowe charakterystyki w odniesieniu do gatunków (Rozporządzenie... 2005). Zatem przesłanki gospodarcze czy społeczne nie powinny mieć wpływu na zgłaszanie obszarów o udowodnionej wartości naukowej. Dlatego przy tworzeniu sieci Natura 2000 wymagane jest jedynie jej opiniowanie, a nie uzgadnianie z lokalnymi samorządami (Ustawa... 20004). Większy udział zainteresowanych stron (w tym samorządów) przewidziany jest w planowaniu zarządzania danym obszarem. Warto jeszcze zauważyć, że kraje członkowskie ponoszą finansową odpowiedzialność za utratę walorów przyrodniczych obszaru Natura 2000 (chyba że nastąpiła ona z przyczyn naturalnych) – zatem na etapie sporządzania projektu sieci należy realnie oceniać możliwości przyszłego zabezpieczenia przedmiotów ochrony (Makomaska-Juchiewicz i in. 2003b).

Modelowo, proces wyznaczania obszarów Natura 2000 powinien zawierać etap wstępnego spotkania wszystkich zainteresowanych stron z podziałem zadań do wykonania, a także etap uzgadniania możliwych ograniczeń i skutków objęcia ochroną (również finansowych) z gospodarzem/zarządcą danego terenu (Świerkosz 2003). Taki teoretyczny wzór przepływu informacji w kierunku zainteresowanych stron zawiera opracowanie Ministerstwa Środowiska pt. „Sieć Natura 2000.

10 pytań – 10 odpowiedzi” (2004), gdzie we wstępie stwierdzono: „Informacje o zasadach funkcjonowania sieci, pracach dotyczących selekcji i tworzenia poszczególnych jej elementów, zasadach ochrony, monitoringu, użytkowania, a także walorach przyrodniczych zachowanych na ich obszarze powinny być prowadzone równoległe do prac nad tworzeniem sieci Natura 2000”. Jednak w znakomitej większości przypadków wzór ten pozostał teoretycznym, zainteresowani otrzymywali odgórnie narzucone propozycje obszarów bez większych możliwości ich modyfikacji. Od strony społecznej, problem wyznaczania obszarów sieci Natura 2000 polegał między innymi na tym, że leśnicy – jako znawcy walorów przyrodniczych lasów, którymi zarządzają na co dzień – nie byli (lub w małym stopniu) zapraszani do współpracy przy tworzeniu koncepcji tej sieci (np. Kapuściński 2005, Sobociński 2008). Tymczasem to właśnie na gruntach administrowanych przez Lasy Państwowe zlokalizowana jest duża część już wyznaczonych i kolejnych proponowanych obiektów. Ten problem dotyczył nie tylko instytucji, które miały zlecone to zadanie przez Ministerstwo Środowiska, ale także organizacji pozarządowych, które opracowywały kolejne wersje tzw. Shadow List (m.in. Pawlacyk i in. 2004). Należy przypomnieć, że materiały, na których te instytucje czy organizacje opierały swoje decyzje, były nieraz już nieaktualne.

Kolejny problem natury społecznej wiązał się z brakiem odzewu ze strony rządowej na postulaty i opinie leśników zgłaszane w odniesieniu do poszczególnych obszarów – podstaw merytorycznych ich zaproponowania (rzeczywista obecność gatunku czy siedliska), a także przebiegu granic. Było to zauważalne przez większą część czasu realizacji w Polsce projektu sieci Natura 2000, co wpływało niezwykle negatywnie na społeczny odbiór całego przedsięwzięcia (Kapuściński 2005, Sikora 2009). Wywoływało poczucie bezsilności i niechęci, szczególnie wtedy, gdy leśnicy słyszeli, że ich opinie i tak niczego nie zmieniają. Poprawa komunikacji społecznej (większa i bardziej sformalizowana możliwość zgłaszania uwag, odpowiedzi na pisma, organizowane spotkania) nastąpiła dopiero w roku 2008 (np. Sikora 2009). Ma to niewątpliwie związek z uchwaleniem Ustawy o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (2008).

Skuteczne funkcjonowanie sieci Natura 2000 będzie zależało od odbioru i poparcia społecznego, dlatego powinien być uwzględniony udział społeczeństwa w całym procesie tworzenia sieci oraz przy określaniu zasad funkcjonowania poszczególnych obszarów (Buszko-Briggs 2003).

2. Problem sprawowania nadzoru nad obszarami Natura 2000

W początkowym okresie tworzenia koncepcji Natura 2000 padały propozycje powierzenia leśnikom zarządzania leśnymi obszarami. Warto tu przytoczyć zdanie pracowników Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: „Biorąc pod uwagę dotychczasowe osiągnięcia w ochronie różnego rodzaju zbiorowisk leśnych wydaje się, że jednymi z najlepiej przygotowanych do sprawowania funkcji ochronnych i zarządzania leśnymi obszarami Natura 2000 są leśnicy” (Makomaska-Juchiewicz i Perzanowska 2003). Zarządzanie w tym okresie rozumiano szeroko, również jako nadzór nad obszarem oraz inicjowanie i koordynację działań (Weigle i Kiczyńska 2003). Z biegiem czasu można zauważyć stopniowe rozdzielanie tych kompetencji (Makomaska-Juchiewicz 2009), jednak nadal trudno do końca stwierdzić, czy w praktyce będziemy mieli do czynienia jednocześnie z nadzorującymi, zarządzającymi i administrującymi tymi terenami – bo takie określenia można spotkać w branżowej literaturze, i jak będzie wyglądał rozdział kompetencji (Weigle i Kiczyńska 2003).

Oryginalna wersja Ustawy o ochronie przyrody z roku 2004 pozostawiała możliwość przyznania leśnikom nadzoru nad obszarem Natura 2000 (Ustawa... 2004 – wersja uchwalona, Stocki 2006, Fronczak 2009), szczególnie na obszarach poza granicami parków narodowych i parków krajobrazowych (Sieć... 2004). Zabezpieczała także środki finansowe na ten cel, poprzez wprowadzenie odpowiedniego zapisu (o dotacjach celowych) w Ustawie o lasach (Ustawa... 2004 – art. 135.3, Ustawa... 1991 – art. 54.5).

Jednak po nowelizacji ustawy o ochronie przyrody w końcu 2008 roku, nadzór nad obszarami Natura 2000 został przypisany jedynie regionalnym dyrektorom ochrony środowiska, dyrektorom urzędów morskich (Ustawa... 2004 – art. 27a) oraz dyrektorom parków narodowych (art. 32.5), nawet, jeśli obszar „wychodzi” poza obszar danego parku, nieraz pokrywając się z terenami zarządzanymi przez Lasy Państwowe. W tym ostatnim przypadku może to stanowić potencjalną przyczynę konfliktów – przy różnym podejściu zainteresowanych stron do ochrony siedlisk czy gatunków „naturowych”.

Sprawujący nadzór ma określone obowiązki: sporządza projekt planu zadań ochronnych lub planu ochrony (art. 28.1 i 29.1), okresowo sporządza ocenę realizacji ochrony obszaru Natura 2000 (art. 31), jest też odpowiedzialny za utrzymanie i monitorowanie siedlisk przyrodniczych oraz siedlisk roślin i zwierząt, utworzonych w ramach kompensacji przyrodniczej (art. 35.2a). Można zatem z jednej strony uznać to za pozytywne rozwiązanie, gdyż Lasy Państwowe będą odciążone finansowo i organizacyjnie w wymienionych powyżej czynnościach,

jednak z drugiej strony może to świadczyć o pewnym braku zaufania do leśników i dalszej marginalizacji ich udziału/roli w ochronie przyrody w Polsce.

3. Problem określania zasad ochrony obszarów Natura 2000

Kwestie zasad ochrony i możliwości gospodarowania w obszarach Natura 2000 w wielu wypadkach będą ściśle powiązane, jako że kontynuacja danego stylu gospodarowania będzie warunkowała utrzymanie przedmiotu ochrony.

Dyrektywa Siedliskowa nie określa szczegółowych zasad ochrony siedlisk czy gatunków, wytycza jedynie cel (do utrzymania lub osiągnięcia): tzw. właściwy stan ochrony (Liro i Dyduch-Falniowska 1999, Pawlaczyk i Mróz 2003, Makomaska-Juchiewicz i in. 2003b, Świerkosz 2003, Sieć... 2004, Maciantowicz 2008). W przypadku gatunku oznacza to, że jest on trwałym składnikiem właściwego dla niego siedliska (dane o dynamice liczebności populacji), naturalny zasięg gatunku nie zmniejsza się teraz i w dającej się przewidzieć przyszłości oraz że istnieje i będzie istniało odpowiednio duże siedlisko dla utrzymania się populacji tego gatunku. W przypadku siedliska, właściwy stan ochrony oznacza, że naturalny zasięg (i obszar) siedliska przyrodniczego nie zmniejsza się, struktura i funkcje, które są konieczne do długotrwałego utrzymania się siedliska, istnieją i prawdopodobnie nadal będą istniały oraz typowe dla tego siedliska gatunki znajdują się we właściwym stanie ochrony (Ustawa... 2004). Sposób osiągnięcia przedstawionych celów pozostawiany jest do określenia przez dane państwo członkowskie, w funkcji jego tradycji oraz metod ochrony przyrody i gospodarowania przyrodniczymi zasobami. Jest to jednak pole do bardzo szerokich, nieraz skrajnych interpretacji, w zależności od „grupy interesu”: np. od ścisłej ochrony ekosystemów leśnych po racjonalną gospodarkę nimi. Dodatkowo, w przypadku nakładania się obszarów ptasich i siedliskowych, może wystąpić potrzeba ustalenia hierarchii celów i określenia priorytetów ochrony (Makomaska-Juchiewicz i in. 2003b, Maciantowicz 2008).

Istnieje niewiele opracowań, które mogą pomagać leśnikom w opiece nad „naturowymi” siedliskami i gatunkami. Trzeba bowiem zauważyć, że na terenach leśnych (w Lasach Państwowych), to nadleśniczy ma realizować zadania ochrony obszaru Natura 2000. Na zlecenie Ministerstwa Środowiska została przygotowana i wydana w 2004 roku seria poradników ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000, dostępna również w postaci plików pdf na stronie tegoż ministerstwa (<http://natura2000.mos.gov.pl/natura2000/pl/>). W jednym z ważniejszych dla leśników tomie (V) – Lasy i Bory, zawarto wytyczne dla ochrony leśnych siedlisk (Herbich red. 2004). Jednak te wytyczne są bardzo ramowe, nie uwzględniają

różnych regionalnych uwarunkowań i nie zawierają konkretnych zaleceń sformułowanych w „leśnym” języku. Wynika to z faktu, że w szesnastoosobowym zespole autorów znalazło się tylko trzech pracowników Wydziałów Leśnych (Kraków i Poznań), pozostali to botanicy i fitosocjolodzy. Można to uznać za kolejny problem wdrażania sieci Natura 2000 w lasach – niewzględnienie przy konstruowaniu ogólnopolskich zaleceń doświadczenia i potencjalnych uwag leśników-praktyków, pracujących na co dzień z realnymi ekosystemami. Dwadzieścia gatunków i siedlisk doczekało się także dokładniejszych poradników ochrony, zamieszczonych na wspomnianej stronie internetowej. Wśród nich nie ma siedlisk leśnych, natomiast są gatunki, które można spotkać w lasach, np. obuwik pospolity, głuszec czy bóbr. Nieco więcej praktycznych dla leśników szczegółów można odnaleźć w wydanej (również przez Ministerstwo Środowiska) rok wcześniej pozycji „Natura 2000 w lasach Polski – skrypt dla każdego” (Antczak i in. red. 2003). Pojawiło się także opracowanie Klubu Przyrodników „Natura 2000. Niezbędnik leśnika” (Pawlaczyk red. 2009), które jest w większym stopniu, niż wymienione wcześniej pozycje, ukierunkowane na restrykcyjną ochronę siedlisk i gatunków „naturowych” i które zawiera szereg co najmniej kontrowersyjnych propozycji i zaleceń (Kusiak i Węgiel 2009).

Na poziomie każdego obszaru Natura 2000, szczegóły dotyczące zasad i metod jego ochrony będą zawarte w obowiązkowym 10-letnim planie zadań ochronnych lub fakultatywnym 20-letnim planie ochrony (Ustawa... 2004). Ich specyfika polega na tym, że będą się skupiały na przedmiocie ochrony, czyli siedliskach i gatunkach, dla których obszar został ustanowiony, ustalając zakres monitoringu, działań ochronnych czy ograniczeń w gospodarce tylko w stosunku do nich. Już na tym etapie pojawiają się nieraz nieporozumienia, gdy sporządzający plan ochrony bierze pod uwagę wszystkie wymienione w Standardowych Formularzach Danych np. gatunki ptaków (również te częste, nie wymagające modyfikacji prowadzonej gospodarki leśnej). Ten problem powinno rozwiązać projektowane rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 (2009), wg którego dalszej analizie podlegają te siedliska przyrodnicze i gatunki, dla których dany obszar ma znaczenie dla zachowania ich krajowych lub regionalnych zasobów (§ 4.3-4). Drugą specyficzną cechą planów „naturowych” jest udział w ich sporządzaniu zainteresowanych osób i instytucji, które prowadzą działalność w obrębie siedlisk przyrodniczych i siedlisk gatunków, dla których ochrony wyznaczono obszar Natura 2000 – a zatem i leśników (Ustawa... 2004 – Art. 28.3). Jest to odejście od „eksperckiego” systemu tworzenia planów, na rzecz ich uspołecznionej wersji (Planowanie... 2004, Iddle i Bines 2004, Bernacka i in. 2004). Do takich „negocjacji” leśnicy powinni się starannie

przygotować, zebrać naukowe, rzetelne argumenty za swoimi racjami. Jest to o tyle pilne, że w najbliższych latach ma powstać ok. 370 takich planów zadań ochronnych (p. Langowski, Dep. Obszarów Natura 2000 Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska, inf. ustna). Inną, pozytywną dla leśników informacją, jest potrzeba uzgadniania projektu planu zadań ochronnych przez dyrektora Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych (rdLP) w zakresie zadań, które będą spoczywały na jednostkach Lasów Państwowych. W przypadku projektu planu ochrony będzie to tylko możliwość zaopiniowania przez dyrektora rdLP, co wyklucza możliwość odwołania się od podjętych w planie ustaleń (Ustawa... 2004 – art. 28 i 29, Chojnacka 2009). Jest to rozwiązanie, które może być przyczyną konfliktów.

Pozostaje jeszcze inny problem – w przypadku obszarów, które będą miały sporządzane plany zadań ochronnych w dalszej kolejności. Ze względu na wspomniany wyżej brak precyzyjnych opracowań, które odnosiłyby się do lokalnych uwarunkowań występowania siedlisk i gatunków, istnieje obawa, że „na wszelki wypadek” leśnicy nie będą na tych terenach podejmowali żadnych działań, żeby nie wpłynąć negatywnie na przedmiot ochrony. Tymczasem taka bierna postawa może spowodować większe straty przyrodnicze, niż kontynuacja dotychczasowej gospodarki.

Trzecim, specyficznym dla planów związanych z obszarami Natura 2000, rozwiązaniem jest możliwość ich zastąpienia przez właściwie sporządzone plany ochrony parków narodowych, rezerwatów przyrody i parków krajobrazowych. Dodatkowo, w przypadku 20-letnich planów ochrony, istnieje obecnie możliwość zastąpienia ich odpowiednio sporządzonymi planami urządzenia lasu, uwzględniającymi właściwości i potrzeby ochrony siedlisk i gatunków, dla których dany obszar został powołany (Ustawa... 2004 – art. 30). Takie rozwiązanie uwzględnia już wcześniej wysuwane przez leśników postulaty, pozostawione niegdyś bez echa (Rutkowski 2003, Stocki 2006). Dopiero ostatnia nowelizacja Ustawy o ochronie przyrody (2004), zatwierdzona w końcu 2008 roku, wprowadziła tego typu rozwiązanie – choć tylko w odniesieniu do planów ochrony, a nie planów zadań ochronnych. Trudno określić, dlaczego stworzono taką różnicę, szczególnie, że perspektywa czasowa planu urządzeniowego bardziej odpowiada planowi zadań ochronnych, niż planowi ochrony obszaru Natura 2000.

Pozostaje jeszcze jedna niepewność – kto będzie w takim wypadku pokrywał koszty dodatkowych opracowań i wskazań związanych z obecnością obszaru lub obszarów Natura 2000 w granicach danego nadleśnictwa? Zgodnie z zapisami Ustawy o ochronie przyrody (2004 – art. 29), za sporządzenie projektu planu ochrony odpowiedzialny jest nadzorujący, czyli obecnie regionalni dyrektorzy

ochrony środowiska, dyrektorzy parków narodowych i dyrektorzy urzędów morskich. Zatem należy domniemywać, że wspomniane koszty rozszerzenia planu urzędniowego pokryją wymienione instytucje. Jednak jak to będzie w rzeczywistości – przy znanych powszechnie problemach z finansowaniem ochrony przyrody – pokaże dopiero czas. Pewne nadzieje należy wiązać z funduszami unijnymi, które zakładają dopłaty do opracowywania planów ochrony (Dworakowska tłum. 2007).

4. Problem możliwości gospodarowania na obszarach Natura 2000

Zgodnie z duchem Dyrektywy Siedliskowej, ochrona przyrody na obszarach Natura 2000 ma polegać na wypracowaniu kompromisu między ekonomicznymi i rekreacyjnymi potrzebami człowieka a wymogami utrzymania względnie niezaburzonych układów przyrodniczych, zgodnie z ideą ekorozwoju. Działania podejmowane zgodnie z Dyrektywą mają uwzględniać wymogi gospodarcze, społeczne i kulturalne oraz cechy regionalne i lokalne (np. Liro i Dyduch-Falniowska 1999, Makomaska-Juchiewicz i in. 2003b, Makomaska-Juchiewicz i Perzanowska 2003, Świerkosz 2003, Sieć... 2004, Maciantowicz 2008).

Potwierdzeniem takiej interpretacji ochrony przyrody na obszarach Natura 2000 jest zapis z obowiązującej Ustawy o ochronie przyrody (2004 – art. 36), wg którego działalność gospodarcza leśna i łowiecka nie podlegają ograniczeniu, jeśli nie wpływają znacząco negatywnie na przedmiot ochrony, tzn. siedliska przyrodnicze, siedliska gatunków roślin lub zwierząt, gatunki roślin i zwierząt oraz integralność obszaru i jego powiązania z innymi obszarami (art. 33.1). Należy zatem respektować m.in. przedstawione wyżej definicje właściwego stanu ochrony siedliska przyrodniczego i gatunku. Zgodnie z powtarzanymi w wielu źródłach interpretacjami, prawidłowo prowadzona gospodarka leśna, oparta na proekologicznych podstawach, nie powinna stanowić zagrożenia dla przedmiotu ochrony obszarów Natura 2000 (np. Antczak i in. red. 2003, Rutkowski 2003, Makomaska-Juchiewicz i Perzanowska 2003, Herbich red. 2004, Planowanie... 2004, Sieć... 2004, Mróz 2005, Stocki 2006, Lemke 2009). Uznano także, że Leśne Kompleksy Promocyjne są wystarczającą formą ochrony dla większości wielkopowierzchniowych obszarów, projektowanych na terenach leśnych (Makomaska-Juchiewicz i Perzanowska 2003). Jednak takie stwierdzenia nie były szeroko propagowane, co spowodowało, że zarówno leśnicy, jak i inne grupy zawodowe, korzystające z dóbr środowiska, sprzeciwiały się idei sieci Natura 2000 obawiając się przede wszystkim negatywnych ekonomicznych konsekwencji jej wyznaczenia (znaczące ograniczenie lub wręcz zakaz gospodarowania na tych

terenach, nawet tam, gdzie są siedliska nie „naturowe”) (np. Kapuściński 2005, Sikora 2009).

Ochrony ścisłej (biernej) wymagają tylko niektóre siedliska leśne: ciepłolubne buczyny storczykowe, górskie jaworzyny ziołoroślowe, jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na zboczach, górskie torfowisko wysokie z sosną błotną, górskie reliktowe laski sosnowe, górski bór limbowo-świerkowy i – w odpowiednich warunkach – łągi topolowo-wierzbowe (Mróz 2005). Dodatkowo ścisłej ochronie mogą podlegać siedliska leśne występujące w rezerwach przyrody, jako że międzynarodowe standardy ochrony przyrody zalecają pozostawianie około 10% powierzchni lasów bez ingerencji człowieka (Makomaska-Juchiewicz i Perzanowska 2003). W przypadku pozostałych lasów może być prowadzona umiarkowana gospodarka, której ogólne założenia opisane są w wymienionych wcześniej poradnikach. Pewnym zagrożeniem może być stosowanie gospodarczych typów drzewostanów niezgodnych z optymalnymi dla poszczególnych typów siedlisk leśnych, co w efekcie może doprowadzić do zniekształcenia lub uproszczenia tych siedlisk (Pawlaczyk i Mróz 2003, Maciantowicz 2008, Lemke 2009). Jednak komisja założeń planu urządzenia lasu może proponować modyfikacje celów i zasad gospodarki leśnej, uwzględniając właśnie obecność szczególnie cennych naturalnych zespołów. Wartościową podpowiedź w tej kwestii stanowi zestawienie opracowane przez Jana Marka Matuszkiewicza pt. Regionalne optymalne składy gatunkowe drzewostanów w typach siedliskowych lasów i zespołach leśnych (Lemke 2009).

Szczegółów dotyczących zasad prowadzenia gospodarki leśnej należy się spodziewać dopiero w planach zadań ochronnych lub planach ochrony obszarów Natura 2000. Jednak dopóki plany nie zostaną zatwierdzone, leśnicy będą mieli wiele obaw i rozterek co do prawidłowości prowadzonych prac. Istnieje bowiem przepis, który zakazuje realizacji działań negatywnie oddziałujących na przedmiot ochrony również na obszarach zgłoszonych do Komisji Europejskiej, ale jeszcze oficjalnie nie zatwierdzonych przez Ministra Środowiska (Ustawa... 2004 – art. 33.2). Ten zapis dotyczy aktualnie wszystkich obszarów „siedliskowych”. Wszelkie działania, które mogłyby znacząco wpłynąć na przedmiot ochrony obszaru Natura 2000 wymagają przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisko (Ustawa... 2004 – art. 33.3). Procedury wykonywania wspomnianej oceny będą w najbliższym czasie udoskonalane (Makomaska-Juchiewicz 2009).

Istnieje lista rodzajów przedsięwzięć, mogących znacząco oddziaływać na środowisko (Rozporządzenie Rady... 2004), na której znajduje się kilka pozycji dotyczących działań realizowanych w Lasach Państwowych. Sporządzenia raportu o oddziaływaniu przedsięwzięcia na środowisko może wymagać budowa urządzeń

piętrzących wodę na wysokość nie mniejszą niż jeden metr (§3.1.62) i zalesienia o powierzchni ponad 20 ha (§3.1.79) (obie pozycje określone jako „mogące znacząco oddziaływać na środowisko”).

Planowana modyfikacja tego rozporządzenia – na razie w postaci konsultowanego projektu (Rozporządzenie... 2009) dodaje do przedsięwzięć mogących potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko: 1) budowę piętrzące wodę w granicach chronionych obszarów i otulin parków narodowych i rezerwatów przyrody (bez względu na wysokość piętrzenia – § 3.1.63), 2) zalesienia pastwisk lub łąk na terenach zalewowych, nieużytków na glebach bagiennych oraz użytków rolnych (nie ornych) w granicach obszarów chronionych i otulin parków narodowych i rezerwatów przyrody (§ 3.1.85).

Należy na koniec zauważyć, że zapisy, które są związane z funkcjonowaniem sieci Natura 2000, planowaniem ochrony poszczególnych obszarów czy oceną skutków tej ochrony, pozostawiają dość szerokie pole do subiektywizmu (Pudlis 2009), różnych interpretacji, rozbieżnych podejść, co raczej będzie mnożyło sytuacje konfliktowe, niż je zażegnywało. Jako społeczeństwo mamy chyba jeszcze zbyt mało doświadczeń w rozwiązywaniu tego typu konfliktów, co spowoduje, że sieć Natura 2000 jeszcze przez pewien czas będzie wzbudzała duże emocje.

5. Problem spójności sieci Natura 2000

Żeby Natura 2000 funkcjonowała jako sieć ekologiczna, oprócz obszarów „węzłowych”, którymi są obszary ptasie i siedliskowe, powinno się wyznaczyć także system połączeń pomiędzy nimi, a zatem system korytarzy ekologicznych. Taką potrzebę werbalizują dokumenty źródłowe, czyli wymienione w pierwszym rozdziale dyrektywy unijne (Liro i Dyduch-Falniowska 1999), choć nie odnoszą się do tego zbyt szczegółowo (Kiczyńska i Weigle 2003). W aktualnym polskim prawie problem spójności sieci Natura 2000 pojawia się kilkakrotnie. Wg Ustawy o ochronie przyrody (2004) jednym z elementów planu ochrony obszaru powinno być określenie warunków zachowania spójności tej sieci (art. 29.8.3), a jednym z zakazów objęte są działania mogące osobno lub w połączeniu z innymi działaniami, znacząco negatywnie pogorszyć powiązania danego obszaru z innymi (art. 33.1.3). Ten ostatni zapis jest niejako powtórzony w Ustawie o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (2008 – art. 3.17.c), gdyż właśnie w takich wypadkach wymagane jest przeprowadzenie oceny oddziaływania na środowisko. Postanowienie o potrzebie przeprowadzenia wspomnianej oceny wydaje regionalny dyrektor ochrony środowiska (art. 97).

Wraz z opracowaniem wstępnej propozycji obszarów Natura 2000, przygotowano także projekt łączących je korytarzy ekologicznych, bazując (na poziomie krajowym) po części na rozwijanej wówczas koncepcji Krajowego Systemu Obszarów Chronionych, ECONET-PL i danych o strukturze użytkowania ziemi z bazy Corine Landcover. W tym projekcie uznano, że praktyczne jego wdrożenie nastąpi dopiero na etapie opracowywania regionalnych, a szczególnie miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego. W procesie kształtowania i zachowania korytarzy ekologicznych duże znaczenie mają także zapisy w planach urzędowania lasów (Kiczyńska i Weigle 2003). Kolejny projekt pochodzi z roku 2006, został opracowany również na zlecenie Ministerstwa Środowiska, przez Zakład Badania Ssaków PAN w Białowieży we współpracy ze Stowarzyszeniem dla Natury Wilk („Projekt korytarzy ekologicznych łączących europejską sieć obszarów Natura 2000” – <http://polskiwilk.org.pl>).

Właściwa ochrona korytarzy ekologicznych w Polsce jest wciąż sporym problemem (np. Krajowa... 2007). Mimo że Ustawa o ochronie przyrody (2004) przewiduje ich prawne zabezpieczenie w postaci obszarów chronionego krajobrazu (art. 23), to jednak przewidziana lista zakazanej działalności (art. 24) nie jest ostatecznie aż tak efektywna, jak na potrzeby realnego funkcjonowania korytarzy ekologicznych. Dodatkowo jest to forma ochrony łatwa do zniesienia, szczególnie w przypadku, gdy powołały ją lokalne rady gmin, i nie opatrzona żadnym dokumentem w postaci planu ochrony. Mankamenty tych rozwiązań zostały dostrzeżone między innymi w Krajowej strategii ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej (2007), która jako słabą stronę polskiej ochrony przyrody wymienia brak podstaw prawnych tworzenia korytarzy ekologicznych, słaby reżim ochronny obszarów chronionego krajobrazu, niedostateczne egzekwowanie wymogów ochrony przyrody w systemie planowania przestrzennego oraz niewystarczające upowszechnienie opracowanych zasad wyznaczania, odtwarzania i ochrony korytarzy ekologicznych.

Optymalnymi korytarzami ekologicznymi są tereny leśne, doliny rzeczne i tereny bagienne (Jędrzejewski i in. 2004 za: Ciołkosz i Bielecka 2005). Tymczasem lasy zajmują 32% powierzchni obszarów chronionego krajobrazu, wody – 2%, tereny rolnicze – 39%, a pozostałe tereny (w tym zurbanizowane, pod drogami, przekształcone) – 27% (na podst. Ochrona... 2008). Zatem z punktu widzenia jakości korytarzy ekologicznych nie jest to rozkład optymalny. Poprawę niedociągnięć w funkcjonowaniu sieci połączeń zakłada Program działań na lata 2007-2013 dołączony do Krajowej Strategii ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej (2007), w którym duży nacisk został położony na zabezpieczenie i kształtowanie korytarzy ekologicznych (np. poprzez

odpowiednie zalesienia), w tym również bezpiecznych przejść dla zwierząt i unikania kolizji z obiektami technicznymi (Karta Zadania nr 16-18, 38, 44-45, 47, 49, 86).

Warto zauważyć, że unijny podręcznik „Finansowanie sieci Natura 2000” (Dworakowska tłum. 2007) w okresie 2007-2013 zakłada współfinansowanie zapewnienia drożności korytarzy ekologicznych. W Polsce, w ramach V Priorytetu Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko, jednym z czterech działań jest właśnie zwiększenie drożności korytarzy ekologicznych (www.ckps.pl). Są to środki dostępne również dla Lasów Państwowych.

6. Problem finansowania działań na rzecz obszarów Natura 2000

Zgodnie z Ustawą o ochronie przyrody (2004), koszty związane z wdrożeniem i funkcjonowaniem sieci obszarów Natura 2000 w zakresie nie objętym finansowaniem przez Unię są finansowane z budżetu państwa oraz funduszy celowych (art. 39). W razie ich niedostępności, pozostają jeszcze umowy z regionalnym dyrektorem ochrony środowiska (wcześniej, przed zmianą ustawy – z wojewodą), które powinny rekompensować dodatkowe koszty lub poniesione straty wynikające z dostosowania działalności m.in. leśnej do wymogów ochrony obszaru Natura 2000 (art. 36.3).

Artykuł 8 Dyrektywy Siedliskowej wskazuje na obowiązek współfinansowania przez Unię Europejską ochrony priorytetowych komponentów sieci Natura 2000 (Liro i Dyduch-Falniowska 1999, Świerkosz 2003). Procedura jest taka, iż dane państwo szacuje potrzeby finansowe w tym zakresie, następnie Komisja z państwem określa potrzebne zabiegi, ich koszt i możliwość współfinansowania i ostatecznie Komisja przyjmuje ramowy program działań do współfinansowania, który co 2 lata podlega przeglądowi (Liro i Dyduch-Falniowska 1999). Obecnie spośród 364 polskich obszarów o znaczeniu wspólnotowym, aż 281 ma status priorytetowych (na podst. decyzji Komisji z dn. 12 grudnia 2008 r. zawierających listy obszarów w kontynentalnym i alpejskim regionie biogeograficznym). Polska zaproponowała swój wkład w finansowanie obiektów priorytetowych na poziomie 20%.

Istnieje także (w okresie 2007-2013) możliwość skorzystania z siedmiu funduszy unijnych: Europejskiego Funduszu Rolnego Rozwoju Obszarów Wiejskich, Europejskiego Funduszu Rybackiego, Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego, Europejskiego Funduszu Społecznego, Funduszu Spójności, LIFE+ i VII Ramowego Programu Badań (Dworakowska tłum. 2007). Natomiast krajowe fundusze celowe to np. Fundusz Ochrony Środowiska

i Gospodarki Wodnej (na różnych szczeblach) czy EkoFundusz, który już kończy swoją działalność (www.ekofundusz.org.pl).

Jak na tym tle przedstawiało się i przedstawia finansowanie sieci Natura 2000 w lasach? Wg słów prof. Ewy Symonides z 2003 roku, ówczesnego Głównego Konserwatora Przyrody, wprowadzenie w życie programu Natura 2000 nie powinno dodatkowo obciążyć Lasów Państwowych, gdyż gospodarka leśna już teraz oparta jest na ekologicznych podstawach. Jednak jak dotąd brakuje rzetelnych analiz, które by taką opinię uzasadniały. Dodatkowo wg dr Jana Wróbla, ówczesnego dyrektora Departamentu Ochrony Przyrody w Ministerstwie Środowiska, leśnicy mieliby prawo domagać się zwrotu kosztów poniesionych np. na wprowadzanie gatunków wzbogacających biocenozę, a nie uwzględnionych w planach urządzenia lasu (Rutkowski 2003). Bardziej prawdopodobne wydaje się być mówienie o dodatkowych kosztach, które też – jak dotąd – nie zostały globalnie i definitywnie określone. Oszacowane w tym samym okresie przez prof. Zbigniewa Witkowskiego roczne koszty wdrażania programu w Lasach Państwowych miały wynosić 75 mln zł (sporządzanie planów ochrony, utrzymanie obszaru chronionego, administrowanie i monitoring), przy ówczesnym stanie sieci obejmującym 180 obszarów ptasich i 181 obszarów siedliskowych (Witkowski 2003).

W tym samym czasie pojawiła się opinia, że projekty realizowane w lasach mogą być dofinansowane z budżetu Unii Europejskiej tylko w przypadku lasów prywatnych czy samorządowych (Rutkowski 2003). Według najaktualniejszego unijnego poradnika „Finansowanie sieci Natura 2000” (Dworakowska tłum. 2007) jako beneficjenci niektórych dopłat wymieniani są zarówno leśnicy – definiowani jako osoby lub organizacje zaangażowane w rynkową działalność leśną, gminy lub prywatni właściciele lasów bądź ich stowarzyszenia, jak i jednostki zarządzające gruntami, czyli osoby lub organizacje, które zarządzają gruntami, ale ich nie posiadają. Aktualnie jednostki Lasów Państwowych mają możliwość skorzystania z kilku funduszy unijnych: Life +, Programów Rozwoju Obszarów Wiejskich oraz Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko, powstałego z połączenia środków Funduszu Spójności i Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego. W przypadku Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko szczególne znaczenie ma Priorytet V (Ochrona przyrody i kształtowanie postaw ekologicznych), w ramach którego mogą być finansowane następujące działania: wspieranie kompleksowych projektów z zakresu ochrony siedlisk przyrodniczych na obszarach chronionych oraz zachowanie różnorodności gatunkowej; zwiększenie drożności korytarzy ekologicznych; opracowanie planów ochrony obszarów chronionych; kształtowanie postaw społecznych sprzyjających ochronie

środowiska, w tym różnorodności biologicznej (www.ckps.pl). Jednostkami pośredniczącymi (w zależności od funduszu) są Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych oraz Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

W pierwszym akapicie wspomniano o możliwych umowach z regionalnymi dyrektorami ochrony środowiska – w przypadku potrzeby dostosowania np. gospodarki leśnej do potrzeb ochrony obszaru Natura 2000 (Ustawa... 2004 – art. 36.3). Jednak zapis ten nie dotyczy zarządców nieruchomości Skarbu Państwa, a zatem Lasów Państwowych. „W zamian za to”, zgodnie z ustawą o lasach (1991), Lasy Państwowe mogą teoretycznie liczyć na dotacje celowe z budżetu państwa na sprawowanie nadzoru nad obszarami Natura 2000 (art. 54). Teoretycznie – gdyż z roku na rok wysokość dotacji celowych maleje, a dodatkowo przeznaczane są na inne cele, również wymienione we wspomnianym artykule 54. Sytuację komplikuje jeszcze fakt, że w obecnej wersji ustawy o ochronie przyrody Lasy Państwowe nie są wymienione wśród jednostek nadzorujących obszary Natura 2000 (Ustawa... 2004). Nie ma zatem prawnych podstaw do przekazywania takich dotacji.

Istnieją obawy, że w najbliższych latach finansowanie z budżetu państwa funkcjonowania sieci Natura 2000 odbędzie się kosztem środków finansowych, które powinny być przeznaczone na parki narodowe, rezerваты przyrody, edukację czy badania naukowe (Pudlis 2009).

7. Korzyści wynikające z obecności obszarów Natura 2000

Obecność obszaru Natura 2000 jest świadectwem dobrego stanu zachowania środowiska przyrodniczego, co przekłada się na jego wartość dla rozwoju turystyki i wypoczynku. Turystyka na obszarach Natura 2000 stanowi i będzie stanowiła bardzo ważny dział gospodarki, przy czym należy pamiętać o ewentualnych jej ograniczeniach wynikających ze wskazań ochrony przyrody (Tworek i Cierlik 2003, Sieć... 2004). Przy wzrastającym poziomie świadomości ekologicznej turystów takie ograniczenia nie muszą być szczególnie uciążliwe, jako że wystarczy sobie uzmysłowić istnienie w tej kwestii sprzężenia zwrotnego: dobrze zachowana przyroda jest atrakcyjna dla turystów, zatem tak muszą z niej korzystać, żeby nadal była dobrze zachowana, gdyż jest to atrakcyjne dla turystów. Jest to pole do rozwoju świadomej turystyki przyjaznej środowisku, tzw. ekoturystyki (Tworek i Cierlik 2003, Stepaniuk 2003), która z powodzeniem może być propagowana na terenach Lasów Państwowych. Powinny być jednak zawsze określone zasady turystycznego wykorzystania danego obszaru Natura 2000 (Stepaniuk 2003). Wymienione wcześniej środki unijne pozwalają na rozwój infrastruktury turystycznej, w tym na

utrzymanie/modernizację istniejącej infrastruktury publicznego dostępu (np. ścieżki spacerowe, mosty) czy infrastruktury ułatwiającej zwiedzanie i zapoznanie się z walorami obszarów Natura 2000 (np. parkingi, ścieżki spacerowe i rowerowe, bazy noclegowe, centra informacyjne) (Dworakowska tłum. 2007). Jednostki Lasów Państwowych także składają projekty, które mogą liczyć na zewnętrzne wsparcie finansowe. Na przykład Nadleśnictwo Kolbuszowa przygotowało projekt: Kanalizacja ruchu turystycznego na obszarze Natura 2000 w Puszczy Sandomierskiej (dopłata – 2 mln zł), a Nadleśnictwo Bogdaniec: Budowa małej infrastruktury służącej zabezpieczeniu obszaru Natura 2000 – Ostoja Witnicko-Dębniańska (0,6 mln) (www.ckps.pl). Ze wspomnianej infrastruktury mogą korzystać nie tylko osoby odwiedzające ten region, ale też stali mieszkańcy – przez cały rok.

Obszary Natura 2000 mogą też służyć działalności badawczej i edukacyjnej (Tworek i Cierlik 2003, Sieć... 2004). Ta pierwsza może wynikać choćby z potrzeby kontrolowania stanu zachowania przedmiotów ochrony, oceny efektywności podejmowanych działań. Potrzebę prowadzenia badań związanych z celami funkcjonowania obszarów Natura 2000 podkreśla także Dyrektywa Siedliskowa – w artykule 18 (Liro i Dyduch-Falniowska 1999). Fundusze unijne przewidują finansowanie np. uaktualniania planów ochrony obszarów Natura 2000, jednorazowych kosztów monitoringu, kontroli szkodliwej działalności rekreacyjnej czy projektów pilotażowych służących ochronie przyrody (Dworakowska tłum. 2007) – wymaga to przeprowadzenia odpowiednich prac badawczych, które będą zwiększały wciąż niepełne rozpoznanie walorów przyrodniczych kraju. Działalność edukacyjna jest równie poważnie traktowana, jak działalność turystyczna. Mogą o tym świadczyć podobnie liczne możliwości jej finansowania ze środków unijnych, począwszy od przygotowania materiałów informacyjnych, przez ścieżki edukacyjne i programy szkoleniowe, aż po regionalne centra ekologiczne (Dworakowska tłum. 2007). Podobnie, jak w przypadku infrastruktury turystycznej, również inwestycje poczynione w zakresie edukacji społeczeństwa mogą służyć stałym mieszkańcom danego regionu. Oni również powinni być objęci edukacją ekologiczną (Tworek i Cierlik 2003), w tym leśną, ukierunkowaną na dbałość o lokalne zasoby przyrodnicze.

Kolejną korzyścią, wiążącą się z obecnością obszaru Natura 2000, jest bazujący na nim marketing oraz promocja lokalnych zasobów i produktów, oparte na ich jakości, „ekologicznym” pochodzeniu, a nieraz także kulturowej odrębności, pozwalających na utworzenie tzw. marki lokalnej. Na przykład na opakowaniu serka Kurpie Delicate (firmy Hochland) zamieszczona jest informacja: „Unikatowa formuła produktu, wytworzonego w ekologicznym regionie Natura 2000,

to gwarancja wyjątkowych walorów smakowych”. Propagowanie takich wartości może zachodzić przy pomocy zewnętrznych, unijnych funduszy. Istnieje możliwość uzyskania dopłat do szykowania materiałów promocyjnych (folderów, mapek, przewodników), szkoleń w tym zakresie, wdrażania strategii rozwoju regionu w oparciu o produkty z obszarów Natura 2000 czy tworzenia stron internetowych (Dworakowska tłum. 2007).

Specyficzną wartością obszarów Natura 2000 jest także model społecznego zarządzania tymi obiektami, wynikający ze wspomnianej wcześniej procedury sporządzania planów zadań ochronnych bądź planów ochrony. W przeciwieństwie do modelu „eksperckiego”, daje on możliwość współuczestnictwa lokalnych społeczności i grup interesu (m.in. Lasów Państwowych jako gospodarujących w siedliskach przyrodniczych i siedliskach gatunków objętych programem Natura 2000) i współdecydowania o kierunkach rozwoju danego regionu, z uwzględnieniem potrzeb przedmiotów ochrony. Tak wypracowany dokument będzie realizowany prawdopodobnie chętniej i z większym zaangażowaniem, ze względu na fakt jego współautorstwa. Głównym znakiem zapytania pozostaje tylko możliwość osiągnięcia kompromisu, zważywszy na to, że może być wiele grup interesu reprezentujących skrajne podejście do korzystania z przyrodniczych walorów obszaru Natura 2000. Projektowane rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 (2009) zaleca trzy tryby konsultacji społecznych: 1) umożliwienie zapoznawania się ze stanem prac, zgromadzonymi materiałami i projektem planu, 2) umożliwienie zgłaszania uwag i wniosków do w/w, 3) organizowanie spotkań dyskusyjnych z udziałem zainteresowanych stron lub organizowanie dyskusji publicznej (§6). Jakość i efektywność tych rozwiązań zostanie wypróbowana w niedalekiej przyszłości.

Dopłaty unijne na obszarach Natura 2000 mogą też pomóc w rozwiązaniu problemów z jakością środowiska – czystością wód, powietrza, gleby. Ten fakt, jak również dobrze zachowana przyroda w otoczeniu żyjących na tym terenie ludzi, to kolejne wartości dodane obecności obszarów Natura 2000.

PODSUMOWANIE

Wdrażaniu Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000 – zarówno w niektórych innych krajach Unii Europejskiej, jak i w Polsce, w tym w Lasach Państwowych – towarzyszy wiele emocji i problemów. W skali Europy wiąże się to na przykład z brakiem precyzji niektórych zapisów Dyrektywy Siedliskowej, a co za tym idzie – z szeroką możliwością ich interpretacji. Dopiero w ostatnich

latach pojawiają się szczegółowsze wytyczne i podręczniki, odnoszące się do poszczególnych punktów, czy nawet podpunktów wspomnianej Dyrektywy. W skali Polski można do tego dodać problemy w przepływie informacji (i jakości tych informacji) pomiędzy twórcami koncepcji Sieci i tymi, których Sieć obejmuje terytorialnie i w sensie np. gospodarczym. W tym ostatnim przypadku zauważalnym mankamentem był fakt, że nie przeprowadzono szczegółowych analiz potencjalnych konfliktów na linii: obszary Natura 2000 – inwestycje gospodarcze nie przygotowano obszarów alternatywnych. Efektem tego jest brak powszechnej i autentycznej akceptacji dla systemu Natura 2000 (Pukos 2006).

Większość problemów związanych z wdrażaniem Natury 2000 w Lasach Państwowych jest niezależna od leśników. Wynika bowiem z nie do końca sprecyzowanych rozwiązań prawnych, organizacyjnych i finansowych. Możliwość szerokiej interpretacji zasad ochrony komponentów Sieci – od ścisłej aż po „normalne” użytkowanie powoduje, że padają czasami zarzuty ze strony np. organizacji ekologicznych, że leśnicy kontynuując gospodarkę leśną negatywnie wpływają na przedmiot ochrony. Jest to – i będzie – problemem wszystkich obszarów do czasu ustanowienia planów zadań ochronnych. Patrząc jednak na ten problem „chłodnym okiem” można zadać sobie pytanie, dlaczego mieliby teraz dążyć do zaszkodzenia czemuś, co wskutek przeszłej gospodarki udało się zachować? Jest to zbieżne z jedną z zasad dobrego planowania ochrony przyrody prof. Romualda Olaczka, mówiącej o „poszanowaniu dokonanego”. Według niej zwyczajowe formy użytkowania przyrody sprzyjają w wielu przypadkach utrzymaniu przedmiotów ochrony we właściwym stanie ochrony, a zatem realizują cel ochrony danego obszaru Natura 2000 (Planowanie... 2004). Można to nazwać rozsądnym podejściem do ochrony przyrody, zgodnym zresztą z duchem Dyrektyw Ptasiej i Siedliskowej, które zalecają model zrównoważonego rozwoju jako właściwie godzącego potrzeby ochrony przyrody z jej użytkowaniem. Ta idea w warunkach Polski bywa nieraz przysyłana tradycyjnym konserwatorskim podejściem do chronionych obszarów, które dąży do maksymalnego ograniczenia działalności ludzi na tych terenach. Ze względów oczywistych taka koncepcja nie zyskuje aprobaty ze strony społeczeństwa i grup zawodowych, związanych z użytkowaniem zasobów naturalnych.

Można zatem stwierdzić, że przy zachowaniu wspomnianego rozsądnego podejścia do ochrony przyrody, przy sprecyzowaniu kompetencji i zasad związanych z funkcjonowaniem chronionych obszarów, przy odpowiednio prowadzonej komunikacji społecznej i przy maksymalnym wykorzystaniu dostępnych funduszy unijnych, koncepcja Europejskiej Sieci Ekologicznej powinna przynieść wiele korzyści zarówno polskiej przyrodzie, jak i polskiemu –

i europejskiemu – społeczeństwu. Taką szansę dostrzegły niektóre kraje europejskie (Hiszpania, Słowenia, Bułgaria – <http://ec.europa.eu>), co zaowocowało zgłoszeniem przez nie stosunkowo dużej powierzchni obszarów Natura 2000. Czy taki wybór strategii ochrony przyrody w tych krajach był słuszny, okaże się dopiero w dość odległej przyszłości.

LITERATURA

1. Antczak A., Buszko-Briggs M., Wronka M. (red.) 2003. Natura 2000 w lasach Polski – skrypt dla każdego. Wyd. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
2. Bernacka A., Jermaczek A., Kierus M., Ruszlewicz A. 2004. Uspołecznione planowanie ochrony przyrody na obszarach sieci NATURA 2000. Przewodnik powarsztatowy. Wyd. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.
3. Buszko-Briggs M. Komunikacja społeczna wokół Sieci Natura 2000. [W:] A. Antczak, M. Buszko-Briggs, M. Wronka (red.) Natura 2000 w lasach Polski - skrypt dla każdego. Wyd. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 197-203.
4. Chojnacka I. 2009. Ochrona przyrody a gospodarka leśna na obszarach Natura 2000 w świetle ostatnich przepisów prawa. Biblioteczka leśniczego nr 280. Wyd. Wydawnictwo Świat, Warszawa.
5. Ciołkosz A., Bielecka E. 2005. Pokrycie terenu w Polsce. Bazy danych CORINE Land Cover. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Wyd. Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, 63-64.
6. Decyzja nr 61 z 25 lipca 2006 r. w sprawie przeprowadzenia w roku 2006 i 2007 powszechnej inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, a także w sprawie uzupełnienia inwentaryzacji bociana czarnego, orła bielika, orlika krzykliwego, puchacza, żurawia i cietrzewia (ZO-732-2-19/2006).
7. Dworakowska A. (tłum.) 2007. Finansowanie sieci Natura 2000. Podręcznik. (ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/financing/index_en.htm)
8. Fronczak K. 2009. Pod napięciem. Echa Leśne 2: 8-10.
9. Gromadzka J., Gromadzki M. 2003. Dyrektywa Ptasia – założenia, realizacja, perspektywy. Parki Narodowe 3: 4-11.
10. Herbich J. (red.) 2004. Lasy i Bory. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, T. 5.
11. Iddle E., Bines T. 2004. Planowanie ochrony obszarów cennych przyrodniczo. Przewodnik dla praktyków i ich szefów. Wyd. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.

12. Kapuściński R. 2005. Problemy kwalifikacji obszarów leśnych do sieci Natura 2000. [W:] D. J. Gwiazdowicz (red.) Materiały. Forum Leśne Człowiek-Las-Drewno, 07.10.2005, Poznań, 29-35.
13. Kiczyńska A., Weigle A. 2003. Jak zapewnić spójność sieci Natura 2000, czyli o korytarzach ekologicznych. [W:] M. Makomaska-Juchiewicz i S. Tworek (red.) Ekologiczna Sieć Natura 2000. Problem czy szansa. Wyd. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 169-182.
14. 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).
15. Kusiak W., Węgiel A. 2009. Niezbędny czy zbędny „Niezbędnik leśnika”? Przegląd Leśniczy 5: 24-25.
16. Lemke D. 2009. W gorsecie unijnego prawa. Las Polski 9: 8-9.
17. Liro A., Dyduch-Falniowska A. 1999. Natura 2000. Europejska Sieć Ekologiczna. Wyd. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Warszawa.
18. Maciantowicz M. 2008. Natura 2000 w leśnictwie. Wyd. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
19. Makomaska-Juchiewicz M. 2009. Stan wdrożenia sieci Natura 2000 w Polsce. Chrońmy Przyr. Ojcz. 65.1: 11-28.
20. Makomaska-Juchiewicz M., Perzanowska J. 2003. Założenia ochrony leśnych obszarów Natura 2000. [W:] M. Makomaska-Juchiewicz i S. Tworek (red.) Ekologiczna Sieć Natura 2000. Problem czy szansa. Wyd. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 123-133.
21. Makomaska-Juchiewicz M., Perzanowska J., Tworek S. 2003b. Zasady ochrony obszarów Natura 2000. [W:] M. Makomaska-Juchiewicz i S. Tworek (red.) Ekologiczna Sieć Natura 2000. Problem czy szansa. Wyd. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 59-65.
22. Makomaska-Juchiewicz M., Tworek S. 2003. Projektowana sieć Natura 2000 w Polsce a krajowy system obszarów chronionych. Parki Narodowe 4: 2-9.
23. Makomaska-Juchiewicz M., Tworek S., Cierlik G. 2003a. O kryteriach typowania Specjalnych obszarów Ochrony. [W:] M. Makomaska-Juchiewicz i S. Tworek (red.) Ekologiczna Sieć Natura 2000. Problem czy szansa. Wyd. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 41-58.
24. Mróz W. 2005. Sieć ekologiczna Natura 2000 i ochrona lasów w Polsce. [W:] D. J. Gwiazdowicz (red.) Materiały. Forum Leśne Człowiek-Las-Drewno, 07.10.2005, Poznań, 19-28.

25. Ochrona Środowiska 2008. Rocznik statystyczny. Wyd. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
26. Pawlaczyk P. (red.) 2009. Natura 2000. Niezbędnik leśnika. Wyd. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.
27. Pawlaczyk P., Kepel A., Jaros R., Dzieciółowski R., Wylegała P., Szubert A., Sidło P. 2004. Propozycja optymalnej sieci obszarów Natura 2000 w Polsce – „Shadow list”. Wyd. WWF, Warszawa.
28. Pawlaczyk P., Mróz W. 2003. Natura 2000 a gospodarka leśna. [W:] A. Antczak, M. Buszko-Briggs, M. Wronka (red.) Natura 2000 w lasach Polski – skrypt dla każdego. Wyd. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 55-163.
29. Planowanie ochrony obszarów Natura 2000. Przewodnik metodyczny. Wyd. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
30. Pudlis E. 2009. Nie jestem entuzjastą Natury 2000 [rozmowa z prof. Romualdem Olaczkiem]. Echa Leśne 5: 4-7.
31. Pukos P. 2006. Wokół Natury 2000. Echa Leśne 10: 10-13.
32. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000. Projekt z dnia 24 lutego 2009 r.
33. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2004 r. w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Dz. U. Nr 2004.229.2313.
34. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 maja 2005 r. w sprawie typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt, wymagających ochrony w formie wyznaczenia obszarów Natura 2000. Dz. U. Nr 2005.94.795.
35. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2004 r. w sprawie określenia rodzajów przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko oraz szczegółowych uwarunkowań związanych z kwalifikowaniem przedsięwzięcia do sporządzenia raportu o oddziaływaniu na środowisko. Dz. U. Nr 2004.257.2573 z późn. zm.
36. Rozporządzenie Rady Ministrów w sprawie określenia rodzajów przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko. Projekt z dnia 21.04.2009 r.
37. Rutkowski A. 2003. Jasne, czyli ciemne. Echa Leśne 12: 14-15.
38. Sieć Natura 2000. 10 pytań – 10 odpowiedzi. 2004. Wyd. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
39. Sikora A. 2009. Społeczne aspekty wdrażania sieci Natura 2000 w granicach Nadleśnictwa Suchedniów. Maszynopis pracy magisterskiej dostępny w Katedrze Ochrony Lasu i Ekologii SGGW.
40. Sobociński W. 2008. Jak Lasy wdrażają Naturę 2000? Las Polski 17: 14-15.

41. Stepaniuk M. 2003. Natura 2000 a turystyka. [W:] A. Antczak, M. Buszko-Briggs, M. Wronka (red.) Natura 2000 w lasach Polski – skrypt dla każdego. Wyd. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 210-216.
42. Stocki J. 2006. Lasy a Natura 2000 w Polsce. Las Polski 11: 22-23.
43. Świerkosz K. 2003. Wyznaczanie ostoi NATURA 2000. Wyd. WWF Polska, Warszawa.
44. Tworek S., Cierlik G. 2003. Turystyka na obszarach Natura 2000. [W:] M. Makomaska-Juchiewicz i S. Tworek (red.) Ekologiczna Sieć Natura 2000. Problem czy szansa. Wyd. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 163-168.
45. Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach. Dz. U. Nr 1991.101.444 z późn. zm.
46. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Dz. U. 2004.92.880 z późn. zm.
47. Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko. Dz. U. Nr 2008.199.1227.
48. Weigle A., Kiczyńska A. 2003. Kto może zarządzać obszarami Natura 2000? [W:] M. Makomaska-Juchiewicz i S. Tworek (red.) Ekologiczna Sieć Natura 2000. Problem czy szansa. Wyd. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 189-201.
49. Witkowski Z. 2003. Finansowanie sieci Natura 2000. [W:] M. Makomaska-Juchiewicz i S. Tworek (red.) Ekologiczna Sieć Natura 2000. Problem czy szansa. Wyd. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 203-217.
50. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm – strona Komisji Europejskiej poświęcona programowi Natura 2000
51. <http://natura2000.mos.gov.pl/natura2000/pl/> – oficjalna strona Ministerstwa Środowiska poświęcona programowi Natura 2000
52. <http://polskiwilk.org.pl> – strona internetowa Stowarzyszenia dla Natury Wilk
53. www.ckps.pl – strona internetowa Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych
54. www.ekofundusz.org.pl – strona internetowa EkoFunduszu

Janusz Kwiecień

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

ROZDZIAŁ XVI

TECHNOLOGIA GIS W LEŚNICTWIE

WSTĘP

Wśród osób zajmujących się w Polsce problematyką systemów informacji geograficznej nie ma jednomyślności, co do definicji i zakresu znaczeniowego tego pojęcia. Po części wynika to ze stosunkowo krótkiej obecności tych systemów na naszym rynku i niedostatecznej ilości dobrych polskich opracowań na ich temat. Jest to też efektem (a także przyczyną) różnic znaczeniowych między angielskimi terminami (GIS, LIS - ang. *Land Information System*) a ich polskimi odpowiednikami [1,2].

- GIS jest systemem przeznaczonym do zbierania, przechowywania, weryfikacji, integrowania, manipulowania, analizy i wizualizacji danych przestrzennie odniesionych do powierzchni Ziemi.

- GIS jest zautomatyzowanym systemem do gromadzenia, przechowywania, wyszukiwania, analizowania i wyświetlania danych przestrzennych.

Z cytowanych powyżej definicji wynikają trzy główne cechy systemu GIS:

1. Udostępnia on mechanizmy wprowadzania, gromadzenia i przechowywania danych przestrzennych oraz zarządzania nimi, zapewnia integralność i spójność oraz pozwala na ich wstępną weryfikację.

2. Na podstawie zgromadzonych w systemie danych możliwe jest przeprowadzenie specyficznych analiz opierających się, m.in. na relacjach przestrzennych między obiektami.

3. Wyniki analiz przestrzennych i operacji charakterystycznych dla programów obsługujących bazy danych mogą być przedstawione w postaci opisowej (tabelarycznej) lub graficznej (mapa, diagramy, wykresy, rysunki), stąd cechą GIS jest wizualizacja i udostępnianie informacji przestrzennych w żądanej postaci.

Dla wielu osób system informacji geograficznej oznacza zupełnie odmienne spojrzenie na informacje. Integruje on sprzęt komputerowy, oprogramowanie, dane i zasoby ludzkie, dając nowe perspektywy kreatywnego rozwiązywania skomplikowanych problemów.

System informacji geograficznej powinien być rozumiany nie tylko jako kombinacja sprzętu i oprogramowania, której funkcjonalnym celem jest przetwarzanie danych przestrzennych. GIS, zgodnie z koncepcją systemową, składa się z pięciu wzajemnie powiązanych elementów: sprzętu komputerowego, oprogramowania, danych, zasobów ludzkich i metod (zadań).

Ze względu na zawrotne w ostatnich latach tempo rozwoju technologii komputerowych standardowe konfiguracje sprzętowe GIS podlegają szybkiej dezaktualizacji. Zacierają się wyraźne jeszcze na początku lat 90. różnice między komputerami osobistymi, mikrokomputerami a stacjami roboczymi. Aktualnie tylko od specyfiki realizowanych zadań zależy klasa sprzętu do realizacji GIS. Ponieważ istotnymi funkcjami GIS są wprowadzanie danych i uzyskiwanie produktu końcowego, dlatego do niezbędnych elementów sprzętu komputerowego GIS należą urządzenia służące do wprowadzania i wyprowadzania danych (np. skanery, plotery).

Oprogramowanie pełni rolę integratora podsystemów GIS. Musi umożliwiać realizację pięciu podstawowych funkcji GIS: wprowadzania danych przestrzennych i opisowych, wstępnego ich przetwarzania, przechowywania danych, analizy i prezentacji wyników (tworzenia produktu końcowego).

Dane stanowią najważniejszy i najbardziej wartościowy element systemów informacji geograficznej. Immanentną cechą GIS jest zdolność integracji danych przestrzennych i atrybutowych (opisowych), co ma zasadnicze znaczenie przy realizacji funkcji analitycznych i prezentacji wyników. Pozyskanie odpowiednich danych dla realizacji celów danego GIS jest z reguły procesem długotrwałym, pochłaniającym większą część kosztów związanych z opracowaniem GIS. Późniejsze utrzymanie bazy danych wymaga w większości przypadków znacznie mniejszych nakładów.

Każdy kompleksowy system informacji geograficznej realizowany jest wokół celów i zadań przed nim postawionych. Właściwe rozpoznanie potrzeb i dokładne określenie wymagań, jakie powinien spełniać GIS warunkuje sukces całego przedsięwzięcia. Właśnie takie zadania związane z wykorzystaniem informacji przestrzennych i rozpoznane metody ich realizacji rzutują na klasę i rodzaj wymaganego sprzętu i oprogramowania oraz wymagania kadrowe. Pakiet oprogramowania GIS sam w sobie nie pozwala na realizację konkretnych zadań, specyficznych dla danego użytkownika - z reguły konieczne jest stworzenie specjalistycznych aplikacji, bazujących na rozwiązaniach oferowanych przez oprogramowanie GIS. Sprzyja temu otwarta struktura współczesnych programów GIS, dająca możliwość praktycznie dowolnego rozszerzenia możliwości systemu poprzez opracowywanie dodatkowych modułów, przy wykorzystaniu niezależnych bądź wbudowanych języków programowania.

GIS W PROCESIE PROJEKTOWANIA I URZĄDZANIA TERENÓW LEŚNYCH

Konwencjonalne podejście do projektowania i urządzania terenów leśnych w oparciu o analogowe źródła danych w postaci map papierowych, zdjęć lotniczych, raportów, publikacji itd., może być pracochłonne i żmudne. Integracja tych danych może wymagać znacznego wysiłku podczas prac przygotowawczych, co może spowodować, że mniej czasu poświęcimy na podstawową analizę danych dotyczących lasu. Wykorzystując natomiast technologię GIS możemy znacząco podnieść wydajność i efektywność naszych opracowań.

Większość danych wykorzystywanych w leśnictwie mają przestrzenne atrybuty, co pozwala na ich lokalizowanie w trójwymiarowej przestrzeni.

Zaletą technologii GIS jest to, że umożliwia ona bezpośrednie łączenie obiektów (z ang. link) na mapach komputerowych z danymi opisowymi, co pozwala na ich przestrzenną analizę.

Można do tego wykorzystać różnorodne „pakiety oprogramowania” dostępne na rynku komputerowym. Opierając się na powszechnie przyjętych modelach najczęściej stosuje się strukturę warstwową. Polega ona na tworzeniu wielu pokrywających się warstw (ang. *layers*), będących niezależnymi zbiorami obiektów przestrzennych jednej klasy. Sposób podziału danego modelu świata rzeczywistego na warstwy zależy od zadań stawianych systemowi. Każda warstwa przedstawiając kategorię tematyczną może zawierać w sobie kilka (lub więcej) różnych rodzajów informacji. Na przykład w kategorii *zasoby naturalne* umieścić można informację o rodzaju wód podziemnych, typach gleby, ukształtowaniu terenu itp. W kategorii *las* umieścić można dane o nadleśnictwie, obrębie leśnym, leśnictwie, oddziale, wydzieleniu, użytku w wydzieleniu, natomiast w kategorii planowanie przestrzenne informacje o sieciach połączeń komunikacyjnych, infrastrukturze technicznej, ewidencji właścicieli działek itp.

INTEGRACJA DANYCH

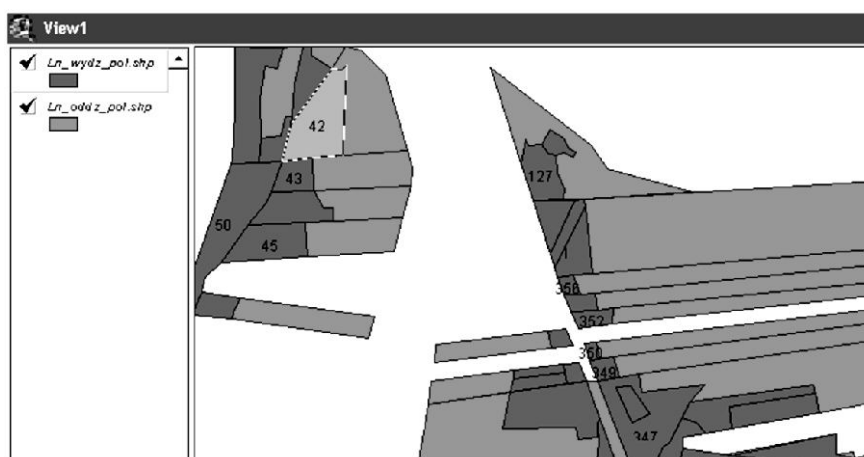
Największym problemem w zarządzaniu danymi przestrzennymi jest ich rozproszenie i różnorodność formatów. Często nawet w ramach jednego podmiotu gospodarczego funkcjonuje więcej niż jeden system obsługi baz danych. Koniecznością, zatem staje się posiadanie jednego narzędzia, dzięki któremu można sięgnąć do dowolnej bazy bez względu gdzie się ona znajduje i w jakim jest formacie.

Zbudowanie i udoskonalanie bazy GIS na podstawie danych pochodzących z różnych źródeł wymaga ich integracji. Dane wyjściowe wykorzystywane jako

materiał w procesie ich przetwarzania mają w swojej formie różnorodny charakter i mogą pochodzić z następujących źródeł:

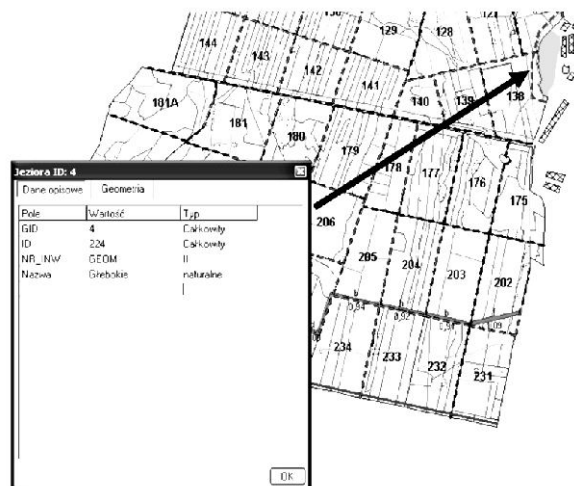
- dane w postaci obiektów rozmieszczonych na powierzchni Ziemi, np. drogi, pola, budynki, granice gmin, rzeki, jeziora, ukształtowanie terenu.
- dane zbierane przez urządzenia rejestrujące (czujniki elektroniczne, kamery), np. sejsmiczne sygnały, stan zanieczyszczenia środowiska.
- dane zbierane bezpośrednio przez ludzi, np. szkice polowe, kwestionariusze, ankiety.
- przetworzone dane w postaci analogowej lub cyfrowej, np. mapy, dane statystyczne.
- dane czerpane z istniejących systemów informatycznych, np. baza danych SILP.

Na rysunku 1 przedstawiono jak użytkownik może utworzyć warstwy tematyczne w oparciu o wybrane atrybuty opisowe.



Rys. 1. Warstwy tematyczne mapy leśnej

Podczas integracji danych z różnych źródeł należy brać pod uwagę dwa ważne aspekty, tj. ograniczoność danych i występowanie różnych układów współrzędnych. Każdy zbiór danych ma właściwe dla niego ograniczenia. Korzystając z danych źródłowych należy również wziąć pod uwagę przestrzenną dokładność położenia obiektu, która może zmieniać się kilku do kilkuset metrów. W pewnych przypadkach dokładność danych może być za mało szczegółowa dla wykonywanego projektu, chociaż być może wystarczająca na etapie wstępnych prac badawczych. Ważne jest też, aby dla całkowicie różnych zbiorów danych przyjąć wspólny układ współrzędnych. Technologia GIS posiada narzędzia do sprowadzania do jednolitego układu geograficzno-kartograficznego (z ang. Coordinate System and Map Projection).



Rys. 2. Dane opisowe jeziora na terenie obszaru leśnego

Na rysunku 2 przedstawiono jak użytkownik może przeglądać dane dotyczące konkretnego obiektu.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

W ostatnich latach przedstawiano szereg kartograficznych rozwiązań dotyczących budowy Leśnej Mapy Numerycznej przy zastosowaniu techniki komputerowej. Różnią się one między sobą dość znacznie zarówno treścią, jak i sposobami przedstawiania głównych problemów. Z uwagi na fakt, że dane źródłowe istotne dla funkcjonowania GIS znajdują się w rozproszonych bazach operacyjnych i posiadają niejednorodną strukturę i format, korzystanie z tych danych przez podmioty gospodarcze jest wysoce utrudnione. Rozwiązaniem w takim przypadku może być wspólna baza danych przestrzennych, tzw. hurtownia danych leśnych GIS zawierająca informacje, w której dane posiadają jednolitą strukturę.

GIS jako uniwersalne narzędzie może być wykorzystany do analiz, wspomaganie i wstępnej oceny różnych przedsięwzięć w gospodarce leśnej. System ten zapewnia szybki dostęp do kompletnych, aktualnych danych posiadających dodatkowo zorientowanie przestrzenne, na przykład pozwala na zaprojektowanie dogi leśnej z dala od potencjalnej niestabilności geologicznej gruntu.

LITERATURA

1. Kwiecień. J. 2004, Systemy Informacji Geograficznej. Podstawy. Wyd. Uczeln. ATR Bydgoszcz.
2. Gaździcki J. 1990, Systemy informacji przestrzennej. PPWK Warszawa.

Paweł Strzeński

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Katedra Urządzania Lasu

Tomasz Zawila-Niedźwiecki

Instytut Badawczy Leśnictwa

Janusz Olejnik

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Katedra Agrometeorologii

ROZDZIAŁ XVII

TECHNOLOGIE TELEDETEKCYJNE WSPOMAGAJĄCE POMIARY WYMIANY CO₂ POMIĘDZY ATMOSFERĄ A EKOSYSTEMEM LEŚNYM

WSTĘP

Jesienią 2007 roku Generalna Dyrekcja Lasów Państwowych uruchomiła temat badawczy pt. „Oszacowanie strumieni netto dwutlenku węgla wymienianymi pomiędzy ekosystemem leśnym a atmosferą”. Projekt jest koordynowany przez Katedrę Agrometeorologii, przy współpracy Katedry Urządzania Lasu z Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Badania realizowane są m.in. za pomocą automatycznego systemu pomiarowego, umożliwiającego określenie wielkości wymiany CO₂ między lasem a atmosferą. Trzon tego systemu stanowi wieża pomiarowa, zlokalizowana w dużym kompleksie lasów sosnowych, na terenie Nadleśnictwa Tuczno (RDLP w Pile).

Celem zgromadzenia odpowiednich zasobów danych wspomagających analizy przepływów CO₂ wykonano dodatkowe prace z wykorzystaniem najnowszych technologii teledetekcyjnych (Zawila-Niedźwiecki i in. 2006).

W bezpośrednim sąsiedztwie wieży pomiarowej, wykonano m.in. pomiary z wykorzystaniem naziemnego skanera laserowego, cyfrowe zdjęcia hemisferyczne, cyfrowe zdjęcia lotnicze oraz lotniczy skaning laserowy.

Prowadzone w Tucznie pomiary wymiany CO₂ między lasem a atmosferą opierają się głównie na metodzie kowariancji wirów (ang. *eddy covariance*) (Chojnicki i in. 2009). Metoda ta sprawdza się najlepiej na dużych całkowicie płaskich i homogenicznych (w sensie typu i struktury roślinności) obszarach. Wiedza na temat zróżnicowania rzeźby analizowanego terenu jest bardzo ważna, gdyż nawet w niewielkich zagłębieniach może dochodzić do gromadzenia się (zastoisk) dwutlenku węgla, szczególnie w okresach bezwietrznych. Precyzyjną

informację o lokalizacji takich miejsc (można tam zamontować dodatkowe czujniki), zapewnić może lotniczy skanowanie laserowe (ang. ALS – *airborne laser scanning*). Zaletą tej szybkiej i precyzyjnej metody trójwymiarowego obrazowania powierzchni Ziemi, jest m.in. możliwość generowania Numerycznego Modelu Terenu (ang. DTM – *digital terrain model*) bądź też Numerycznego Modelu Powierzchni Terenu (ang. DSM – *digital surface model*) (np. Wack i Wimmer 2002, Schardt i in. 2004, Watt i in. 2004, Będkowski i Mikrut 2006, Hyypä i in. 2006).

Dodatkowym atutem ALS jest możliwość praktycznego wykorzystania do określania wybranych cech taksacyjnych drzewostanów takich, jak: liczba drzew (Popescu i in. 2003), średnia wysokość drzewostanu (Hyypä i in. 2006; Persson i in. 2002), pierśnicowe pole przekroju (Lefsky i in. 2001; Means i in. 1999), stopień defoliacji (Solberg i in. 2004), powierzchnia poszczególnych koron drzew (Koch i in. 2006), miąższość związana z cechą wysokości drzewa (Naesset 1997; Nilsson 1996; Hyypä i in. 2006), czy biomasa drzewostanów (Hyypä i in. 2006; Lefsky i in. 2001; Popescu i in. 2003).

Pomiar i szacowanie wymienionych parametrów bardzo ułatwia wykonanie (równocześnie z laserowym skanowaniem lotniczym) – wysokorozdzielczych cyfrowych zdjęć lotniczych (ang. *high resolutions digital airborne photography*) oraz integracja z ALS. Oprócz cyfrowej ortofotomapy i fotorealistycznego modelu 3D – skutecznych narzędzi w inwentaryzacji i monitoringu drzewostanów o prostej strukturze, uzyskuje się dane umożliwiające szereg pomiarów (m.in. Leckie i in. 2003; Korpela 2004; Kok i Wężyk 2006).

Doskonałym uzupełnieniem danych pozyskanych z poziomu lotniczego jest naziemny skanowanie laserowe (ang. TLS – *terrestrial laser scanning*). Pozwala on na uzyskanie szczegółowych informacji o parametrach poszczególnych drzew a także pionowej strukturze drzewostanu, a zwłaszcza: lokalizacji położenia drzewa, gatunku, wysokości drzewa, pierśnicy, miąższości a także kąta ustawienia, liczby i grubości gałęzi, jakości strzały i właściwości korony (Aschoff i in. 2004; Pfeifer i in. 2004; Thies i Spiecker 2004; Watt i Donoghue 2005). Przydatność danych z TLS, zwłaszcza w odniesieniu do badań związanych z obiegiem węgla, opisują m.in. Henning i Radke (2006), Danson i in. (2006) oraz Zawila-Niedźwiecki i in. (2007).

Najprostszą i jednocześnie najtańszą z zastosowanych w omawianym projekcie technologii jest cyfrowa fotografia hemisferyczna (ang. *digital hemispherical photography*). Bezpośrednim efektem jej zastosowania może być ocena stopnia ażurowości koron w drzewostanach oraz pomiar bezwzględnej ilości światła docierającej do dna lasu, a w konsekwencji również określenie indeksu powierzchni liściowej (Martens i in. 1993; Gower i in. 1999; Kucharik i in. 1998a,

1998b; Hyer i Goetz 2004, Strzeliński 2006). W tym celu najczęściej wykorzystuje się kamerę z obiektywem typu „rybie oko” (ang. *fisheye*), o kącie widzenia 180° (Englund i in. 2000; Inoue i in. 2004; Strzeliński 2008, Strzeliński i Jagodziński 2009).

CHARAKTERYSTYKA TERENU BADAŃ

Zgodnie z regionalizacją przyrodniczo-leśną Nadleśnictwo Tuczo położone jest w I Krainie Bałtyckiej, 3 Dzielnicy Pojezierza Wałecko-Myśliborskiego, w mezoregionach Pojezierza Wałeckiego oraz Równiny Drawskiej. Warunki klimatyczne są związane głównie z oddziaływaniem powietrznych prądów polarno-morskich i polarno-kontynentalnych. Ich efektem są następujące, średnie parametry (Plan urządzenia lasu ..., 2005):

- średnia temperatura roczna: +7,6 °C,
- średnia temperatura stycznia: -2,1 °C,
- średnia temperatura lipca: 17,2 °C,



Ryc. 1. Lokalizacja Nadleśnictwa Tuczo na tle podziału administracyjnego Lasów Państwowych.

- długość okresu wegetacyjnego: 220 dni,
- średnia opadów rocznych: 573 mm,
- przeważający kierunek wiatrów: zachodni.

Głównym gatunkiem lasotwórczym na terenie Nadleśnictwa jest sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.) zajmująca 83,18% powierzchni. Udział pozostałych gatunków nie przekracza 10%, a do najczęstszych należą: brzoza brodawkowata (*Betula pendula* ROTH) (7,16%) i buk zwyczajny (*Fagus sylvatica* L.) (2,30%).

Najczęściej drzewostany występują na typie siedliskowym lasu (TSL) – bór mieszany świeży (BMśw) (49,9%). Licznie reprezentowane są też siedliska boru świeżego (Bśw) (25,1%) i lasu mieszanego świeżego (LMśw) 19,9%.

Duża część drzewostanów (ok. 54%) występuje na gruntach porolnych. Mimo to, w większości przypadków (79,12%) skład gatunkowych drzewostanów w Nadleśnictwie Tuczo jest zgodny z siedliskiem. Prawidłowa jest również struktura klas wieku, a średni wiek drzewostanów wynosi 51 lat.

Lokalizację Nadleśnictwa Tuczo na tle podziału administracyjnego oraz regionalizacji przyrodniczo-leśnej przedstawia ryc. 1.

Na lokalizację wieży pomiarowej (współrzędne: 53° 11' N oraz 16° 5' E) wybrano drzewostan w oddziale 195j na terenie Leśnictwa Martew w Nadleśnictwie Tuczo. Obszar ten należy administracyjnie do Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Pile (RDLP Piła). Lokalizację wieży na powierzchni badawczej oraz obszaru objętego badaniami uzupełniającymi (m.in. oddział 196h) przedstawiają ryc. 2-3.



Ryc. 2. Lokalizacja powierzchni badawczej na tle podziału powierzchniowego Nadleśnictwa Tuczo.



Ryc. 3. Zdjęcie lotnicze wykonane na terenie Nadleśnictwa Tuczo. Wyróżniono położenie wieży do pomiarów CO₂ w oddziale 195j. (fot. Geomar S.A.)



Ryc. 4. Zakres nalotu na terenie Nadleśnictwa Tuczo.
*Źródło: pliki *.kml wyświetlone w programie Gogle Earth.*

METODY POMIAROWE

Lotniczy skaning laserowy i ortofotomapa

W celu pozyskania danych wysokościowych oraz utworzenia ortofotomapy terenu, w dniu 2 września 2008 roku wykonano lotniczy skaning laserowy oraz wysokorozdzielcze cyfrowe zdjęcia lotnicze (ryc. 4). Obok zbudowania numerycznego modelu terenu pozyskane dane są wykorzystywane w celu oszacowania biomasy i innych cech biometrycznych drzew.

Lotniczy skaning laserowy wykonano urządzeniem Rigel LMS-Q560 (Riegl, Horn, Austria), przy założeniu gęstości skanowania minimum 4 pkt/m².

Zdjęcia lotnicze wykonano kamerą cyfrową DigiCAM H39 (IGI mbH Ingenieur-Gesellschaft fuer Interfaces, Kreutal, Niemcy) z obiektywem o ogniskowej 50 mm, w kanałach RGB, z rozdzielczością przestrzenną wynoszącą 9 cm (terenowa wielkość piksela).

Po przetworzeniu dokładność materiałów wynosi nie mniej niż:

- pozioma (x, y) – dla ortofotomapy $\pm 0,25$ m,
- wysokościowa (h) – dla skanowania $\pm 0,20$ m.

Naziemny skaning laserowy

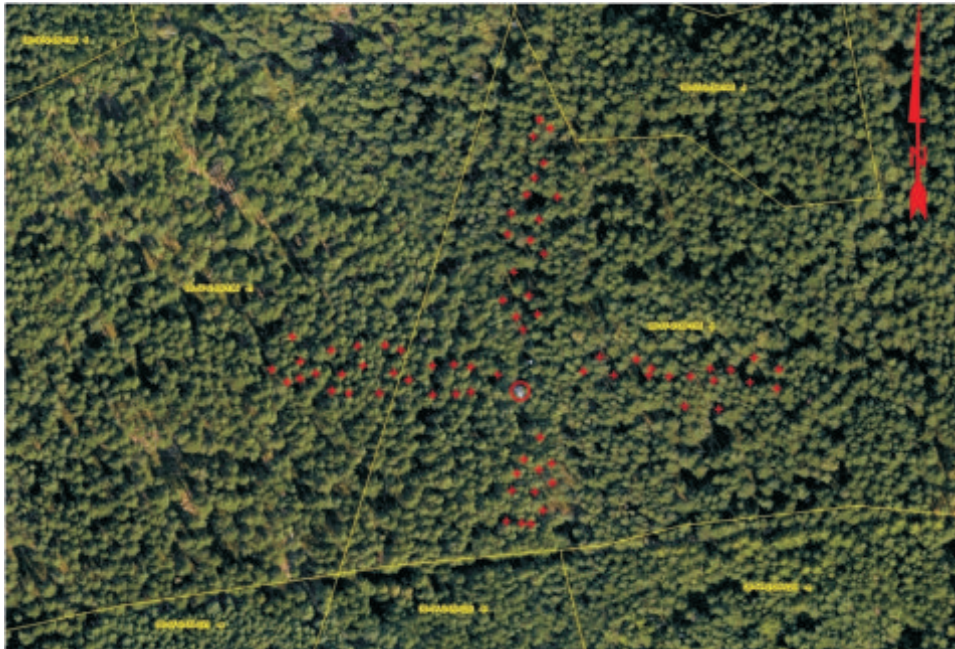
Do precyzyjnych pomiarów wybranych parametrów drzew oraz odwzorowania mikrorzeźby terenu wykonano naziemny skaning laserowy. Do tego celu wykorzystano urządzenie FARO Laser Scanner LS HE880 (FARO, Lake Mary, Florida, USA). Skaning wykonano w dniach 27-28 sierpnia 2008 oraz 24-26 września 2008 roku, łącznie na 71 punktach. Punkty zlokalizowano na transektach o długości 100 m, skierowanych od wieży w kierunkach: N, S, E, W. Lokalizację punktów określono przy pomocy odbiornika GPS (Trimlbe, GeoExplorer XT CE) (ryc. 5.).

Do przetwarzania danych pochodzących ze skaningu i pomiarów wykorzystano oprogramowanie dedykowane do skanera FARO LS – FARO Scene v.4.1.10.2 (ryc. 6.).

Cyfrowe zdjęcia hemisferyczne

W efekcie analiz opartych na zdjęciach hemisferycznych spodziewane jest określenie szeregu parametrów charakteryzujących strukturę koron drzew, takich jak przestrzenna zmienność ulistnienia czy biomasa aparatu asymilacyjnego (Strześliński i in. 2008, Strześliński i Jagodziński 2009).

Na wszystkich punktach, na których wykonywano naziemny skaning laserowy sfotografowano korony drzew z wykorzystaniem metody cyfrowych zdjęć



Ryc. 5. Lokalizacja punktów pomiarowych wokół wieży, na których wykonano naziemny skaning laserowy i zdjęcia hemisferyczne – na tle ortofotomapy.

- 08-17-2-09-195 -j - adresy powierzchni z bazy danych Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (SILP)
- - granice drzewostanów (pododdziałów)
- + - lokalizacja punktów pomiarowych
- - lokalizacja wieży pomiarowej

hemisferycznych (Strzeliński 2006, 2008). Do zdjęć hemisferycznych wykorzystano zestaw składający się z kamery cyfrowej Canon EOS 5D (Canon Inc. Headquarters, Tokyo, Japan) oraz obiektywu Sigma 8 mm f/3.5 DG EX FISH EYE (Sigma Corporation, Tokyo, Japan). Na każdym punkcie wykonano minimum 3 zdjęcia.

Do analizy zdjęć hemisferycznych wykorzystano oprogramowanie Gap Light Analyzer v. 2.0 (<http://www.rem.sfu.ca>). Podstawowym celem analizy zdjęć hemisferycznych było określenie następujących parametrów:

- bezwzględna ilość światła bezpośredniego i rozproszonego,
- struktura zwarcia koron (ażurowość),
- indeks powierzchni liściowej (LAI),
- zmienność przestrzenna ulistnienia okapu drzewostanu,
- biomasa aparatu asymilacyjnego.

Do analizy indeksu powierzchni liściowej w programie GLA wykorzystuje się 2 podstawowe parametry – tzw. „LAI 4 Ring” (dla kąta pomiędzy zenitem a 60° nad horyzontem) oraz „LAI 5 Ring” (dla kąta pomiędzy zenitem a 75° nad horyzontem) (ryc. 7).

Systemy pomiarowe na wieży

Założenia konstrukcyjne wieży zostały zaplanowane w taki sposób, aby podczas jej budowy nie zostało wycięte żadne drzewo. Nie prowadzono też prac ziemnych (np. budowa fundamentów), które mogłyby spowodować poważne uszkodzenia systemów korzeniowych drzew. Ramowa konstrukcja wieży (o wysokości 34 m) została ustawiona na podeście z żelbetowych płyt (ryc. 8). Wykorzystano do tego celu niewielką lukę w drzewostanie. Transport materiałów i sprzętu odbywał się istniejącą wcześniej siecią dróg.

Główne elementy systemu pomiarowego umieszczone są obecnie na 4 m maszcie, zamontowanym na szczycie wieży. Składa się on z dwóch podstawowych



elementów: analizator gazowy z otwartą ścieżką pomiarową (Li 7500, Li-Cor, Lincoln, NE, USA) oraz anemometr soniczny (CSAT3, Campbell Scientific, Logan, UT, USA). Promieniowanie fotosyntezy (PPFD) mierzone jest za pomocą czujnika (SKP 215, Skye, UK). Wszystkie urządzenia podłączone są do data loggera (CR5000, Campbell Scientific, Logan, UT, USA), jako jednostki wykonującej wstępne obliczenia oraz przesyłającej dane do komputerów znajdujących się w kontenerowym pomieszczeniu przy wieży (ryc. 9).

Ryc. 8. Ramowa konstrukcja wieży, ustawiona na podeście z żelbetowych płyt. (fot. P. Strzeliński)



Ryc. 9. Systemy pomiarowe wieży, po prawej – czujnik do promieniowania fotosyntetycznie czynnego (SKP 215, Skye), po lewej – data logger (CR5000, Campbell Scientific). (fot. P. Strzeliński)

WYNIKI

Indeks powierzchni liściowej

W drzewostanach objętych pomiarami indeks powierzchni liściowej waha się w granicach od 0,96 do 1,50, przyjmując wartości średnie odpowiednio (tabela 1.):

- dla LAI 4 Ring (obliczane dla kąta pomiędzy zenitem a 60° nad horyzontem)– 1,16
- dla LAI 5 Ring (obliczane dla kąta pomiędzy zenitem a 75° nad horyzontem)– 1,25.

Ponieważ dla drzewostanów sosnowych rosnących na terenie Polski praktycznie

Tab. 1. Obliczenia dla podstawowych parametrów zdjęć hemisferycznych wykonanych wokół wieży w Tucznie.

Parametr	liczba obserwacji	średnia	max	min	odchylenie standardowe
Ażurowość [%]	212	27,70	31,71	23,70	1,57
LAI 4 ring	212	1,16	1,34	0,96	0,07
LAI 5 ring	212	1,25	1,50	1,02	0,11
Promieniowanie bezpośrednie [%]	212	38,19	49,61	29,81	4,18
Promieniowanie rozproszone [%]	212	39,70	45,47	35,25	1,88

Źródło: Chojnicki i in., 2009.

nie ma danych porównawczych, to wyniki należy odnieść do pomiarów wykonywanych za pomocą LAI-2000 Plant Canopy Analyzer. Porównanie to wykazuje jednak, że wyniki indeksu powierzchni liściowej (LAI) ze zdjęć hemisferycznych mogą być zaniżone (średnio od 30 do 45%) w porównaniu do wyników uzyskanych za pomocą LAI-2000 PCA (Strzebiński i Jagodziński, 2009).

Szacowanie biomasy

Zasobność grubizny badanych drzewostanów waha się (w zależności wieku drzew na powierzchniach pomiarowych) od 273 do 291 m³/ha. Są to wartości nieco wyższe od przeciętnych, oszacowanych na 260 m³/ha dla drzewostanów sosnowych Polski (w przedziale wieku od 50 do 57 lat) (<http://bazy.ibles.waw.pl/bazy/monitor/wyniki.html>). Oszacowanie to zostało przeprowadzone w ramach państwowego monitoringu leśnego, a dane pochodzą z roku 1996.

Zasobność badanych drzewostanów jest również wyższa od przeciętnej zasobności drzewostanów dla Nadleśnictwa Tuczo, która w trakcie inwentaryzacji całego nadleśnictwa została oszacowana na 238 m³/ha (przy łącznej powierzchni leśnej 22 158 ha, drzewostany sosnowe zajmują 83,2% powierzchni, a ich średni wiek wynosi 51 lat) (Plan urządzenia lasu ..., 2005).

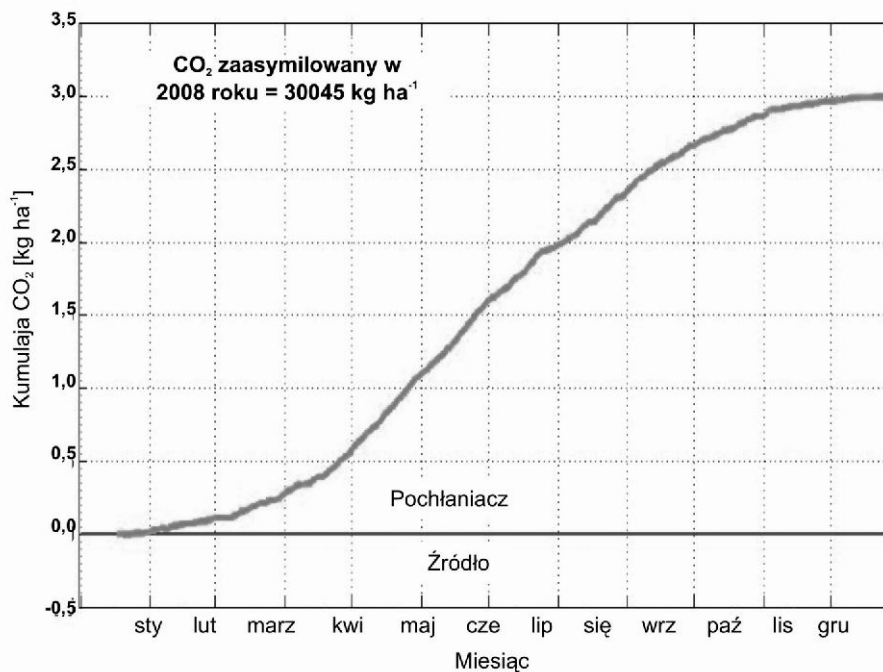
Bardziej precyzyjne oszacowanie biomasy badanych drzewostanów zostanie przeprowadzone w oparciu o analizy danych z lotniczego i naziemnego skaningu laserowego.

Pomiary CO₂

Wykorzystywana metoda kowariancji wirów pozwoliła na stwierdzenie, że w analizowanym 2008 roku, 54-letni drzewostan sosnowy, rosnący na gruncie porolnym zakumulował około 30045 kg CO₂ w przeliczeniu na 1 ha powierzchni leśnej (ryc. 10).

PODSUMOWANIE

Wykorzystanie omówionych metod teledetekcyjnych w szacowaniu wymiany CO₂ pomiędzy lasem i atmosferą znajduje się dopiero na wstępnym etapie. Zostały zgromadzone dane wyjściowe, pochodzące z pierwszego roku pomiarowego. W roku 2009 planowany jest kolejny cykl prac terenowych, zmierzający m.in. do tradycyjnych pomiarów drzew rosnących wokół wieży. Zostanie również powtórzony naziemny skaning laserowy i cyfrowe zdjęcia hemisferyczne. Zwłaszcza ta ostatnia metoda pozwoli na szybką ocenę zmian, jakie zaszły na przestrzeni roku w strukturze zwarcia koron.



Ryc. 10. Akumulacja CO₂ przez ekosystem leśny wokół wieży pomiarowej w Tucznie zarejestrowana w ciągu 2008 roku. (źródło: Chojnicki i in. 2008).

W kolejnym roku pomiarowym (2010) planowane jest wykonanie cięć pielęgnacyjnych (około 20% drzew), co pozwoli na jeszcze bardziej precyzyjne pomiary biomasy pojedynczych drzew. Jeszcze większą korzyścią będzie możliwość prześledzenia wpływu takich zabiegów na zmiany w wymianie gazów (zwłaszcza CO₂) pomiędzy ekosystemem i atmosferą.

Dotychczas prowadzone pomiary za pomocą systemu analizującego wymianę CO₂ pomiędzy ekosystemem leśnym a atmosferą, wokół wieży w Nadleśnictwie Tuczno jednoznacznie wskazują na znaczne ilości akumulowanego węgla w biomase roślin, w szczególności – w ich częściach zdrewniałych. Uzyskany wynik – ponad 30 ton CO₂ na 1 ha, jest wartością wysoką i wskazuje na duży potencjał średniowiekowych drzewostanów sosnowych (czyli jeszcze intensywnie przyrastających), w szczególności rosnących na gruntach porolnych, jako reduktora emisji dwutlenku węgla.

Wynik taki musi być oczywiście zweryfikowany, co zostanie osiągnięte m.in. w trakcie kolejnych lat pomiarów i analiz w Tucznie, a także w ramach innych projektów badawczych. Jednym z takich projektów, gdzie innymi metodami (ale również dokładnymi), analizuje się akumulację CO₂ przez ekosystemy leśne (także

lite drzewostany sosnowe) jest projekt badawczy pt.: „Bilans węgla w biomacie drzew głównych gatunków lasotwórczych Polski”. Projekt ten, również realizowany na zlecenie Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych, przewiduje opracowanie w latach 2007-2010 kompleksowej metody (opartej m.in. na polskich równaniach allometrycznych dla 8 głównych gatunków drzew i 13 najpospolitszych krzewów) szacowania zasobów węgla w biomacie ekosystemów leśnych (Jagodziński i Strzeński 2007). Projekt ten, jak również omawiany w niniejszym opracowaniu będą po zakończeniu znakomitym źródłem wiedzy na temat zdolności pochłaniania CO₂ przez ekosystemy leśne Polski.

LITERATURA

1. Aschoff, T., Thies, M., Spiecker, H. 2004. Describing forest stands using terrestrial laser-scanning. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* Vol. XXXV, Comm. 5, s. 237-241.
2. Będkowski K., Mikrut S. 2006. Wstępna analiza przydatności wielospektralnych zdjęć lotniczych do fotogrametrycznej inwentaryzacji struktur przestrzennych w drzewostanach. *Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji*, vol. 14, Białobrzegi 2004. <http://www.sgp.geodezja.org.pl/ptfit/wydawnictwa/bialobrzegi/Bialobrzegi2004/60-bedkowski.doc>
3. Chojnicki B.H., Urbaniak M., Danielewska A., Olejnik J., Strzeński P. 2009. Carbon sequestration measurements of post cropland pine afforestation in Poland. *Silva Fennica*, w druku.
4. Danson F.M., Hetherington D., Morsdorf F., Koetz B., Allgoewer B. 2006. Three-dimensional forest canopy structure from terrestrial laser scanning. [In:] Koukal T., Schneider W. (eds.): *3-D Remote Sensing in Forestry*, Vienna. EARSeL SIG Forestry. ISPRS WG VIII/11. pp. 50-54.
5. Englund, S.R., O'Brien, J.J., Clark, D.B. 2000. Evaluation of digital and film hemispherical photography and spherical densiometry for measuring forest light environments. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1999-2005.
6. Gower, S.T., Kucharik, C.J., Norman, J.M. 1999. Direct and indirect estimation of leaf area index, fAPAR, and net primary production of terrestrial ecosystems. *Remote Sensing and Environment* 70: 29-51.
7. Henning G. H., Radtke P. J. 2006. Ground-based laser imaging for assessing three-dimensional forest canopy structure. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 72, no. 12: 1349-1358.

8. Hyer, E.J., Goetz, S.J. 2004. Comparison and sensitivity analysis of instruments and radiometric methods for LAI estimation: assessments from a boreal forest site. *Agricultural and Forest Meteorology* 122 (3-4): 157-174.
9. Hyypä J., Yu X., Hyypä H., Maltamo M. 2006. Methods of airborne laser scanning for forest information extraction. In: Koukal T., Schneider W. (eds.): *3-D Remote Sensing in Forestry*, Vienna. EARSeL SIG Forestry SIG Forestry. ISPRS WG VIII/11: 63-78.
10. Inoue, A., Yamamoto, K., Mizoue, N., Kawahara, Y. 2004. Effects of image quality, size and camera type on forest light environment estimates using digital hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology* 126: 89-97.
11. Jagodziński A.M., Strzeliński P. 2007. Bilans węgla w ekosystemach leśnych. *Środowisko*, 15 (351): 21-22.
12. Koch B., Diederhagen O., Straub Ch., Weinacker H. 2006. Standwise delineation based on 3-D information from LIDAR. *Proceedings 3-D Remote Sensing in Forestry*, . In: Koukal T., Schneider W. (eds.): *3-D Remote Sensing in Forestry*, Vienna. EARSeL SIG Forestry SIG Forestry. ISPRS WG VIII/11: 1-14.
13. Kok R., Weżyk P. 2006. Process development and sequential image classification for automatic mapping using case studies in forestry. *Workshop on 3D Remote Sensing in Forestry*, Wieden, Austria.
14. Korpela I. 2004. Individual tree measurements by means of digital aerial photogrammetry. *Silva Fennica Monographs* 3.
15. Kucharik, C.J., Norman, J.M., Gower, S.T. 1998a. Measurements of branch area and adjusting leaf area index indirect measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 91: 69-88.
16. Kucharik, C.J., Norman, J.M., Gower, S.T. 1998b. Measurements of leaf orientation, light distribution and sunlit leaf area in a boreal aspen forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 91: 127-148.
17. Leckie D.G., Gougeon F., Hill, D., Quinn R., Armstrong L., Shreenan R. 2003. Combined highdensity LIDAR and multispectral imagery for individual tree crown analysis. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 5: 633-649.
18. Lefsky M., Cohen W., Harding D., Parker G., Acker S., Gower S. 2001. Lidar remote sensing of aboveground biomass in three biomes. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Volume XXXIV, part 3/W4, Annapolis, pp. 6.
19. Martens, S.N., Ustin, S.L., Rousseau, R.A. 1993. Estimation of tree canopy leaf area index by gap fraction analysis. *Forest Ecology Management* 61: 91-108.

20. Means J., Acker S., Harding D., Blair B., Lefsky M., Cohen W., Harmon M., McKee W. 1999. Use of large-footprint scanning airborne LIDAR to estimate forest stand characteristics in the western Cascades of Oregon. *Remote Sensing of Environment*. 67: 298-308.
21. Naesset E. 1997. Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment* 61: 246-253.
22. Nilsson M. 1996. Estimation of tree heights and stand volume using an airborne lidar system. *Remote Sensing of Environment* 56: 1-7.
23. Persson A., Holmgren J., Sodermann U. 2002. Detecting and measuring individual trees using an airborne laser scanner. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 68 (9): 925-932.
24. Pfeifer N., Winterhalder D. 2004. Modelling of Tree Cross Sections from Terrestrial Laser-Scanning Data with Free-Form Curves. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Volume XXXVI, Part 8/W2, s. 76-81.
25. Plan urządzenia lasu Nadleśnictwa Tuczno, na lata 2005-2014. 2005. Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej. Maszynopis w Nadleśnictwie Tuczno.
26. Popescu S.C., Wynne R.H., Nelson R.F. 2003. Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass. *Canadian Journal of Remote Sensing* 25 (5): 564-577.
27. Schardt M., Hruby W., Hirschmugl M., Wack R., Franke M. 2004. Comparison of aerial photographs and laser scanning data as methods for obtaining 3D forest stands parameters. In: Thies M., Koch B, Spiecker H., Weinacker, H.(eds.). *Laser Scanners for Forest and Landscape Assessment. Proceedings of the ISPRS working group VIII/2*. Freiburg, Niemcy, October, 3-6 2004. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Volume XXXVI, Part 8/W2.
28. Solberg S., Næsset E., Lange H., Bollandsas O.M. 2004. Remote sensing of forest health. In: Thies M., Koch B, Spiecker H., Weinacker H.(eds.) *Laser Scanners for Forest and Landscape Assessment. Proceedings of the ISPRS working group VIII/2*. Freiburg, Niemcy, October, 3-6 2004. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Volume XXXVI, part 8/W2: 161-166.
29. Strzeliński P. 2006. Zastosowanie zdjęć hemisferycznych w badaniach ekosystemów leśnych. *Roczniki Geomatyki* 4: 103-112.
30. Strzeliński P. 2008. Zdjęcia hemisferyczne. *Las Polski* 17/2008: 34-35.

31. Strzeliński P., Jagodziński A.M., Wencel A., Zawila-Niedźwiecki T. 2008. Szacowanie zasobów węgla w lasach z wykorzystaniem technik geomatycznych. [W:] Zawila-Niedźwiecki T., Zasada M. (red.). Techniki geomatyczne w inwentaryzacji lasu – potrzeby i możliwości. Wydawnictwo SGGW. Warszawa, ss. 114-125.
32. Strzeliński, P., Jagodziński, A. 2009. Zdjęcia hemisferyczne. [W:] Zawila-Niedźwiecki, T., Zasada, M. (eds.). Techniki geomatyczne w inwentaryzacji lasu - przykłady zastosowań praktycznych (red.). Wydawnictwo SGGW Warszawa. (w druku)
33. Thies M., Spiecker H. 2004: Evaluation and Future Prospects of Terrestrial Laser-Scanning for Standardized Forest Inventories. International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Volume XXXVI, Part 8/W2, s. 192-197.
34. Wack R., Wimmer A. 2002. Digital Terrain Models from Airborne Laserscanner Data – a Grid based approach. Proceedings of the ISPRS Commission III Symposium, Graz: 293-296.
35. Watt P.J., Donoghue D.N.M., Dunford R.W. 2003: Forest Parameter Extraction Using Terrestrial Laser Scanning. Proc. ScandLaser Scientific Workshop on Airborne Laser Scanning of Forests, Umea, Sweden, s. 237-244.
36. Watt P.J., Donoghue D.N.M., McManus K.B., Dunford R.W. 2004. Predicting forest height from IKONOS, LANDSAT and LiDAR data. Proc. of the ISPRS working group VII/2 “Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment”, Freiburg, Niemcy. Int. Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences XXXVI, part 8/W2.
37. Zawila-Niedźwiecki T., Miścicki S., Zasada M., Wencel A. 2006. Nowe kierunki pomiaru lasu z wykorzystaniem narzędzi teledetekcyjnych. Roczniki Geomatyki, tom IV, Zeszyt 4, s. 155-168.
38. Zawila-Niedźwiecki T., Strzeliński P., Wencel A., Chirrek M. 2007. Laserowy skaner naziemny w badaniach ekosystemów leśnych. [w:] Medyńska-Gulij B. i Kaczmarek L. (red.). Informacja geograficzna w kształtowaniu i ochronie środowiska przyrodniczego. Poznań, Wyd. Ornatus, s. 145-165.

Źródła internetowe

<http://bazy.ibles.waw.pl/bazy/monitor/wyniki.html> (dostęp z dnia 20.08.2009)

<http://www.rem.sfu.ca/forestry/publications/downloads/gaplightanalyzer.htm> (dostęp z dnia 20.08.2009)

Krzysztof Kannenberg

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

ROZDZIAŁ XVIII

MOŻLIWOŚCI ZASTOSOWANIA PROJAKOŚCIOWEJ METODY WARTOŚCIOWANIA PRACY W PAŃSTWOWYM GOSPODARSTWIE LEŚNYM LASY PAŃSTWOWE

Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe jest jednym z najważniejszych podmiotów chroniących polską przyrodę.

Skuteczność działań ludzi w organizacjach uzależniona jest od funkcjonujących w nich systemów motywacyjnych. Systemy te powinny zawierać logicznie spójny układ środków motywujących wzajemnie się wspierających. Należy w tym miejscu zaznaczyć, że środki te nie muszą oddziaływać w tym samym kierunku. Wynika to m. in. z faktu, że motywowanie należy rozumieć nie tylko jako pobudzanie do działań pożądanых przez organizację, ale również jako podtrzymywanie zachowań oczekiwanych, oraz zniechęcanie do podejmowania działań przez organizację niepożądanych. To uzasadnia występowanie w nowoczesnych systemach motywacyjnych zarówno nagród jak i kar, choć te ostatnie powinno się stosować wyjątkowo ostrożnie. Ograniczanie się do stosowania wyłącznie zachęt może spowodować niezrealizowanie jednej z funkcji motywowania (zniechęcanie do niepożądanych zachowań). Powszechnie uznany dziś pogląd, że najskuteczniejszą grupą motywatorów są środki zachęty (głównie materialne) został przez wielu praktyków zrozumiany zbyt dosłownie co skutkuje tym, że system motywacyjny jest przez nich utożsamiany z regulaminem wynagradzania. Jest to oczywisty błąd skutkujący ograniczeniem efektywności organizacji. Należy zatem poszukiwać takich rozwiązań, które potrafią w optymalny sposób wykorzystać kompetencje zatrudnionych, szczególnie ich wiedzę.

Dalsza część rozważań poświęcona zostanie wynagrodzeniu za pracę, a ściślej jej najważniejszej części jaką jest płaca zasadnicza.

Wbrew praktykom stosowanych powszechnie, to w płacy zasadniczej stanowiącej ok. 70-80% całego wynagrodzenia należy wypatrywać najważniejszego motywatora. Ważna jest nie tylko jej wysokość, ale również, a może przede wszystkim podstawy jej określenia. Podstawy te mogą być różne od tzw. „widzi mi się” pracodawcy, poprzez pobudki koleżeńskie, rodzinne, czy też

względy polityczne, aż do podstaw naukowo uzasadnionych np. wartościowanie pracy.

Dostrzegając potrzebę motywowania projakościowego autor podjął próbę skonstruowania metody wartościowania, która zawierałaby w sobie główne atuty znanych na świecie rozwiązań i jednocześnie pozbawiona byłaby ich najważniejszych wad.

Opracowując Projakościową Metodę Wartościowania Pracy autor kierował się następującymi przesłankami (Kannenberga 2004).

1. Określenie wymagań pracy na poszczególnych stanowiskach powinno być główną podstawą konstrukcji systemu płac zasadniczych stanowiących podstawowy motywator w wyzwalaniu lub wzmacnianiu postaw projakościowych.

2. Zastosowanie stosunkowo nielicznych i jasno sprecyzowanych kryteriów wartościowania upraszcza metodę i ułatwia jej stosowanie.

3. Obserwując tendencję do spłaszczania struktur organizacyjnych, awans pionowy w miarę przechodzenia do wyższych kategorii zaszerogowania powinien być zastępowany awansem stanowiskowym (poziomym). Aby zapewnić odpowiednio duże przedziały punktowe w ramach poszczególnych kategorii zaszerogowania zaproponowano 12 kategorii.

4. Zrezygnowano z kryterium syntetycznego „warunki pracy” często występującego w metodach wartościowania uznając, że warunki pracy często mają charakter przemijający i zmienny np. zapylenie czy temperatura i lepiej „wynagradzać” je w postaci dodatków.

5. Jakość produktów i pracy na konkurencyjnych rynkach są najważniejszym czynnikiem uzyskania przewagi. W miarę wzrostu zamożności społeczeństw maleje znaczenie ceny jako czynnika konkurencyjnego o czym świadczy spadek wartości współczynnika elastyczności cenowej popytu (wynika to z wieloletnich badań autora).

6. Metoda powinna być możliwa do zastosowania w różnych organizacjach niezależnie od branży i formy własności.

Wymienione przesłanki uzasadniają zdaniem autora możliwość zastosowania Projakościowej Metody Wartościowania Pracy przy konstruowaniu płac zasadniczych w Lasach Państwowych. Przedsiębiorstwo to choć z racji formy organizacyjno-prawnej specyficzne i wśród polskich dostawców drewna zajmujące pozycję monopolistyczną musi liczyć się z rosnącą konkurencją. Konkurencję stanowią nie tylko dostawcy drewna funkcjonujący na rynku globalnym ale również dostawcy substytutów. Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe musi poszukiwać sposobów poprawy efektywności działania a duże rezerwy tkwią w zasobach ludzkich. Obowiązujący w Lasach Państwowych system

wynagradzania określony jest w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 14 stycznia 2003 roku w sprawie stanowisk, stopni służbowych oraz zasad wynagradzania w Służbie Leśnej oraz w Ponadzakładowym układzie zbiorowym pracy dla pracowników Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe. Ze źródeł tych wynika, że np. wynagrodzenie zasadnicze wylicza się mnożąc współczynnik miesięcznej stawki wynagrodzenia zasadniczego (dla danego stanowiska pracy) przez tzw. stawkę wyjściową.

Z przedstawionych aktów prawnych nie wynika wprost na jakiej podstawie opracowane zostały wspomniane współczynniki, w oparciu o jakie przesłanki i zasady uprawnieni do nadawania stopnia służbowego go przyznają oraz co jest podstawą do określenia stawki wyjściowej. Przedstawione przesłanki powodują, że system wynagrodzeń może być przyjęty przez pracowników jako niejasny (w tym zakresie autor nie dysponuje wynikami badań) a to jest jednym z czynników zmniejszających jego skuteczność.

Zastosowanie analityczno-punktowej metody wartościowania pracy tę podstawową wadę regulaminu wynagradzania skutecznie eliminuje.

Układ kryteriów wartościowania w Projakościowej Metodzie Wartościowania Pracy (PMWP) przedstawiony został w tab.1.

Tab. 1. Układ kryteriów wartościowania pracy (PMWP)

Kryteria wartościowania		Maksymalne noty punktowe kryteriów	
Syntetyczne	Elementarne	Elementarnych	Syntetycznych
Fachowość	Wykształcenie zawodowe	60	240
	Doświadczenie zawodowe	45	
	Innowacyjność	80	
	Współdziałanie	25	
	Zręczność	30	
Odpowiedzialność za:	Przebieg i skutki pracy	60	180
	Decyzje	30	
	Jakość produkcji	40	
	Środki produkcji	25	
	Bezpieczeństwo innych osób	25	
Ciężkość pracy:	Wysiłek fizyczny	45	140
	Wysiłek umysłowy	50	
	Wysiłek psychonerwowy	25	
	Monotonia i monotypia	20	
Maksymalna liczba punktów			560

Do każdego z kryteriów elementarnych opracowano klucze analityczne, wykorzystując skromne doświadczenie autora i dorobek autorów innych metod. Klucze analityczne przedstawione zostały w załączniku.

Konsekwencją wcześniej zaproponowanych rozwiązań oraz przyjęcia 12 kategorii zaszeregowania jest zamieszczona w tabeli 2 siatka punktowa dla poszczególnych kategorii.

Tab. 2. Siatka punktowa dla poszczególnych kategorii

Punkty	Kategoria zaszeregowania
do 20	I
21-35	II
36-55	III
56-80	IV
81-110	V
111-145	VI
146-185	VII
186-230	VIII
231-280	IX
281-335	X
336-395	XI
396 i powyżej	XII

Przedziały punktowe w ramach poszczególnych kategorii (z wyłączeniem kategorii 1) określono stosując formułę:

$$(x_{n2} - x_{n1}) = 10 + 5(n - 1)$$

gdzie:

x_{n2} – oznacza koniec przedziału n-tej kategorii,

x_{n1} – oznacza początek przedziału n-tej kategorii

n – oznacza numer kategorii zaszeregowania

Z analizy siatki punktowej wynika, że miarę wzrostu kategorii zaszeregowania wzrasta rozpiętość przedziałów punktowych, co jest dość często podnoszonym w literaturze postulatem. Stosunkowo mała liczba kategorii oraz szersze niż w większości stosowanych metod przedziały punktowe w ramach danej kategorii, pozwalają istotnie różnicować płace zasadnicze w zależności od uzyskiwanych efektów pracy (w tym efektów jakościowych). Różnicowanie to jest możliwe dzięki zastosowaniu techniki oceny efektów pracy skorelowanej z prezentowaną metodą wartościowania pracy. Niestety ograniczone ramy opracowania uniemożliwiają jej przedstawienie. Prezentowana koncepcja zrywa ze stosowaną na ogół praktyką wiązania płacy zasadniczej głównie z jej funkcją dochodową, nie zaś z narzędziem stymulowania wyższych jakościowo efektów pracy.

Podsumowując należy stwierdzić, że zastosowanie Projakościowej Metody Wartościowania Pracy pozwala na konstruowanie systemów wynagrodzeń stanowiących główny element prokonkurencyjnego systemu motywacyjnego.

LITERATURA

1. Kannenberg K., *Preferencje konsumentów podstawowych produktów w mleczarskich na rynku polskim*. Opracowanie niepublikowane wykonane w ramach projektu zamawianego Nr Z 175/PO6/97/10, Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń 1998
2. Kannenberg K., Charakterystyka i możliwości zastosowania Projakościowej Metody Wartościowania Pracy, [w] *Przedsiębiorstwo i jego otoczenie w warunkach integracji europejskiej. Problematyka zasobów ludzkich*, pod red. Eugeniusza Niedzielskiego, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Olsztyn 2004.
3. Martyniak Z., *Metodologia wartościowania pracy*, Antykwa, Krakow 1998.

Załącznik

Klucz analityczny do kryterium „współdziałanie”

Wymagania pracy	Liczba punktów
1. Prace nie wymagają umiejętności współdziałania	0
2. Zespołowe prace wymagające skoordynowania ruchów, dostosowania tempa pracy itp. oraz indywidualne prace związane z udzielaniem prostych informacji, wymagające uprzejmości i taktu w komunikowaniu się z ludźmi.	5
3. Zespołowe prace wymagające współdziałania w ramach zespołu czy grupy interdyscyplinarnej. Konieczne częste uzgodnienia i synchronizacje prac.	10
4. Prace polegające na kierowaniu zespołami ludzkimi wymagające zdolności rozumienia, kształtowania i motywowania innych osób, oraz prace wymagające umiejętności przekonywania i dyskusji. Stała współpraca z szeregiem różnych komórek organizacyjnych.	17
5. Prace wymagające doskonałej zdolności rozumienia, doboru, stwarzania możliwości rozwoju, organizowania i motywowania innych osób oraz prace wymagające szczególnych umiejętności współdziałania takich jak prowadzenie negocjacji, rozwiązywanie konfliktów.	25

Klucz analityczny do kryterium „zręczność”

Wymagania pracy	Liczba punktów
1. Prace wymagające przeciętnej zręczności (np. portier)	0
2. Prace wymagające wyraźnie zwiększonej sprawności manualnej bądź ogólnej sprawności fizycznej	10
3. Prace wymagające dużej zręczności i sprawności fizycznej (np. biegle maszynopisanie)	15
4. Prace wymagające wyjątkowej zręczności i precyzji ruchów	30

Klucz analityczny do kryterium „odpowiedzialność za przebieg i skutki pracy”

Wymagania pracy	Liczba punktów
1. Prace proste, całkowicie kontrolowane, nie rodzące istotnych skutków prawnych i majątkowych	5
2. Prace złożone, niekontrolowane. Odpowiedzialność za prace niewielkiego zespołu	10
3. Odpowiedzialność za prace dużego zespołu (oddziału, wydziału) lub praca własna o wybitnej odpowiedzialności	40
4. Odpowiedzialność za działalność całego przedsiębiorstwa (np. gł. księgowy, gł. energetyk)	60

Klucz analityczny do kryterium „odpowiedzialność za decyzje”

Wymagania pracy	Liczba punktów
1. Decyzje podejmowane w sytuacjach charakteryzujących się pewnością danych	0
2. Decyzje podejmowane w sytuacjach częściowego ryzyka. Brak pewności uzyskanych informacji	5
3. Decyzje podejmowane w sytuacjach dużego ryzyka. Duża niepewność danych	20
4. Decyzje podejmowane w sytuacjach braku informacji	30

Klucz analityczny do kryterium „odpowiedzialność za jakość”

Wymagania pracy	Liczba punktów
1. Prace pomocnicze lub obsługowe przy zautomatyzowanych procesach produkcyjnych, prace nie mające wpływu na jakość produktów	0
2. Prace mające niewielki wpływ na jakość produktów	5
2-3 Stopień pośredni	20
3. Prace mające duży wpływ na jakość produktów	30
4. Prace, od których bezpośrednio zależy jakość produktów	40

Klucz analityczny do kryterium „odpowiedzialność za środki produkcji”

Wymagania pracy	Liczba punktów
1. Nie występuje bezpośrednia odpowiedzialność materialna ani odpowiedzialność z tytułu nadzoru	0
2. Odpowiedzialność materialna za mienie, pieniądze lub inne walory wartościowe bezpośrednia do 10 tys. zł pośrednia do 50 tys. zł	10
3. Odpowiedzialność materialna za mienie, pieniądze lub inne walory wartościowe bezpośrednia powyżej 10 tys. zł pośrednia powyżej 50 tys. zł	25

Klucz analityczny do kryterium „odpowiedzialność za bezpieczeństwo innych osób”

Wymagania pracy	Liczba punktów
1. Nie występuje odpowiedzialność za bezpieczeństwo innych osób	0
2. Odpowiedzialność za bezpieczeństwo innych osób pracujących w warunkach niewielkiego zagrożenia wypadkami	5
3. Odpowiedzialność z tytułu nadzoru za bezpieczeństwo osób pracujących w warunkach zwiększonego zagrożenia wypadkami	10
4. Bezpośrednia osobista odpowiedzialność za bezpieczeństwo osób pracujących w warunkach dużego zagrożenia ciężkimi wypadkami	15
5. Bezpośrednia osobista odpowiedzialność za prace w warunkach bardzo dużego ryzyka ciężkich wypadków	25

Klucz analityczny do kryterium „wysiłek fizyczny”

Wymagania pracy	Liczba punktów
1. Prace wymagające normalnego wysiłku fizycznego wykonywane przeważnie w pozycji siedzącej lub stojącej bez obciążenia mięśni. Operowanie przedmiotami o niewielkich rozmiarach i ciężarze do 1 kg	5
2. Prace wymagające zwiększonego wysiłku fizycznego stałe operowanie przedmiotami o ciężarze do 15 kg	15
3. Prace wymagające bardzo dużego wysiłku na skutek stałego operowania przedmiotami o ciężarze do 15 kg lub okresowego operowania przedmiotami o ciężarze do 50 kg. Praca wykonywana w niewygodnej pozycji. Ciężka praca fizyczna. Wydatek energetyczny 3-4 tys. kcal	25
4. Prace wymagające bardzo dużego wysiłku na skutek stałego operowania przedmiotami o ciężarze powyżej 30 kg. Bardzo ciężka praca fizyczna. Wydatek energetyczny 4-6 tys. kcal.	35
5. Prace wymagające wyjątkowo dużego wysiłku na skutek stałego operowania przedmiotami o ciężarze powyżej 30 kg. Trwałe bardzo duże obciążenie w ruchu lub bardzo trudnych warunkach Wydatek energetyczny ponad 6 tys. kcal.	45

Klucz analityczny do kryterium „wysiłek umysłowy”

Wymagania pracy	Liczba punktów
1. Prace wymagające niewielkiego bądź przeciętnego wysiłku umysłowego. Prace rutynowe niezbyt złożone. Prace nie obciążające pamięci.	5
2. Prace wymagające zwiększonego nasilenia procesów myślowych związanych z prostym przetwarzaniem informacji. Konieczność okresowego aktualizowania wiedzy zawodowej.	10
3. Prace wymagające dużego nasilenia procesów myślowych związanych z przetwarzaniem informacji. Występuje duża zmienność prac i konieczność częstej aktualizacji wiedzy. Znaczne obciążenie pamięci.	25
4. Prace wymagające bardzo dużego nasilenia procesów myślowych związanych z przetwarzaniem bardzo złożonych informacji z rozległej problematyki. Konieczność stałej aktualizacji wiedzy. Duże obciążenie pamięci.	40
5. Prace wymagające bardzo dużego i ciągłego nasilenia procesów myślowych związanych z przetwarzaniem bardzo złożonych informacji z rozległej problematyki. Występuje konieczność stałej aktualizacji wiedzy. Częste wystąpienia publiczne. Bardzo duże obciążenie pamięci	50

Klucz analityczny do kryterium „wysiłek psychonerwowy”

Wymagania pracy	Liczba punktów
1. Prace wymagające normalnego obciążenia zmysłów i uwagi	1
2. Prace wymagające zwiększonego obciążenia zmysłów i koncentracji uwagi przez część dnia pracy.	5
3. Prace wymagające zwiększonego obciążenia zmysłów i dużej koncentracji uwagi przez większość dnia pracy. Praca wywołująca stresy.	12
4. Prace wymagające dużego obciążenia zmysłów i dużej koncentracji przez cały dzień pracy. Prace wymagające odporności psychicznej i opanowania. Praca charakteryzująca się dużą stresogennością.	17
5. Prace wykonywane w ekstremalnych warunkach, wymagające krańcowego i nieprzerwanego obciążenia zmysłów i nadzwyczajnej koncentracji uwagi. Prace wymagające dużej odporności psychicznej, opanowania oraz szybkiego refleksu w nagłych sytuacjach.	25

Klucz analityczny do kryterium „monotonia i monotypia”

Wymagania pracy	Liczba punktów
1. Praca urozmaicona, brak monotonii.	0
2. Prace, przy wykonywaniu których występuje okresowa monotonia spowodowana stałą niezmiennością procesów i warunków pracy.	5
3. Prace, przy wykonywaniu których występuje 300-800 powtórzeń jednakowych ruchów w ciągu zmiany roboczej (dnia pracy).	10
4. Prace, przy wykonywaniu których występuje stała monotonia spowodowana stałą niezmiennością procesów pracy i otaczających warunków. Prace, przy wykonywaniu których występuje ponad 800 powtórzeń jednakowych ruchów w ciągu zmiany roboczej (dnia pracy).	15
5. Jak w stopniu 4. dodatkowo praca w cyklu wymuszonym	20

Piotr Marciniak

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

ROZDZIAŁ XIX

WYKORZYSTANIE DZIAŁALNOŚCI SKŁADNIC LEŚNYCH JAKO ELEMENTU WPLYWAJĄCEGO NA RENTOWNOŚĆ LASÓW PAŃSTWOWYCH NA PRZYKŁADZIE ZESPOŁU SKŁADNIC LASÓW PAŃSTWOWYCH W BIAŁOGARDZIE

WSTĘP

System gospodarowania w lasach polskich bez względu na formę własności opiera się na podstawowym dokumencie, jakim jest Ustawa o lasach uchwalona przez Sejm Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 28 września 1991 roku znowelizowana w 1997 roku, która ustala, iż zasadniczym celem gospodarki leśnej jest:

- zachowanie lasów i korzystnego ich wpływu na środowisko, warunki życia i zdrowia człowieka oraz równowagę przyrodniczą,
- ochrona lasów,
- ochrona gleb i terenów szczególnie narażonych na zanieczyszczenia i uszkodzenia,
- ochrona wód powierzchniowych,
- produkcja drewna na zasadzie racjonalnej gospodarki drewnem oraz surowców i produktów ubocznego użytkowania.

Rozdział 8, artykuł 50 niniejszej ustawy stanowi, iż „...Lasy Państwowe prowadzą działalność na zasadzie samodzielności finansowej i pokrywają koszty działalności z własnych przychodów”....

Z powyższego wynika, iż głównym źródłem utrzymania Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe jest pozyskanie i sprzedaż surowca drzewnego, z której to sprzedaży pokrywane są koszty realizacji wszystkich funkcji lasu, tzn. produkcyjnej, społecznej i ochronnej. Analizując główne źródła finansowania działalności lasów w tym Lasów Państwowych należy poddać rozszerzeniu pojęcie „pozyskanie drewna”, przez które należy rozumieć użytkowanie lasu, na które składają się prace przygotowawcze, ścinka drzew, manipulacja i wyrób sortymentów, odbiór drewna oraz zrywka i wywóz (Leksykon naukowo – techniczny, WN-T, Warszawa, 1984). Większość autorów zajmujących się w swych publikacjach pozyskaniem surowca drzewnego doprecyzowuje tę

definicję podając ją w formie sprzyjającej głównym producentom surowca drzewnego pisząc, iż „pozyskaniem drewna nazywamy całokształt gospodarczej działalności człowieka, której celem jest pobranie z lasu surowca drzewnego i przekształcenie go w towar rynkowy – drewno okrągłe, zwane również surowcem drzewnym” (Z. Laurow, Pozyskiwanie drewna, Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 1999). W dalszej analizie trudno jest się zgodzić, iż w myśl tych założeń definicyjnych leśnicy produkując towar w postaci drewna okrągłego (surowiec drzewny), trafiają bezpośrednio do odbiorcy gotowego produktu. Surowiec drzewny na tym etapie stanowi jedynie półprodukt, który trafia do dalszego przerobu tak, aby w wersji ostatecznej, tzn. po przerobie mechanicznym lub chemicznym, mógł trafić bezpośrednio do odbiorcy finalnego (konsumenta). Należy zadać pytanie czy PGL LP musi kończyć swój proces produkcyjny w momencie wyprodukowania surowca drzewnego, czy też może ponosić dalszy trud produkcji i zająć się przerobem półproduktów w celu dostarczenia do klienta gotowego wyrobu, przez co może podnieść swą rentowność.

Produkcja surowca drzewnego w gospodarce rynkowej powinna być realizowana do wysokości etatu i tylko wówczas, gdy jest zbyt na drewno. Tworzenie zapasów surowca drzewnego ma uzasadnienie w celu zapewnienia rytmiczności dostaw do odbiorców i w przypadku sortymentów towarzyszących produkcji sortymentów głównych czy też seryjnych. A co należy zrobić w sytuacji kryzysu i braku popytu na surowiec drzewny? Czy jesteśmy w stanie w polityce długofalowej przewidzieć tego typu okresy i czy jako zarządcy 1/3 powierzchni kraju (PGL LP) jesteśmy do tego typu sytuacji przystosowani? Aktualnie, gdzie między innymi leśników dotknął kryzys ogólnoswiatowy, widać, iż są oni w sposób niewystarczający przygotowani na tego typu sytuacji: zastój w sprzedaży surowca drzewnego, renegocjacje umów długoterminowych na sprzedaż drewna, obniżanie cen surowca drzewnego, wstrzymanie pozyskania surowca, przez co między innymi cierpią firmy leśne, takie jak Zakłady Usług Leśnych, sprzedaż surowca cenniejszego po kosztach produkcji itp.. Czy nie ma możliwości choćby częściowego sposobu na złagodzenie skutków takiej sytuacji jak „kryzys”? Można tylko przypuszczać i podejrzewać przypatrując się, np. producentom rolnym działającym w zachodniej Europie, którzy sprzedają swoje produkty w formie przetworzonej, jako gotowy wyrób, iż jest możliwe złagodzenie skutków sytuacji kryzysowych na rynku drzewnym poprzez częściową produkcję towarów przetworzonych, gotowych, bądź poprzez odpowiednie przechowywanie, konserwację i dostępność dla klienta. Sposobem na uzyskanie pozytywnych efektów może być system gospodarowania polegający na składowaniu i przerobie surowca drzewnego.

Celem niniejszego rozdziału jest próba udzielenia odpowiedzi na stawianą hipotezę, iż Zespoły Składnic Lasów Państwowych są jednostkami zbędnymi w strukturach Lasów Państwowych i powinny podlegać prywatyzacji.

METODYKA

Dane pierwotne uzyskano w Zespole Składnic Lasów Państwowych w Białogardzie. Na podstawie otrzymanych danych dokonano analizy prowadzonej działalności składnic w latach 1998 – 2008. Część danych uzyskano z wywiadów bezpośrednich z pracownikami ZSLP w Białogardzie, którzy udzielili informacji w oparciu o właściwe raporty. Wtórnymi źródłami danych dotyczącymi sprzedaży przez Lasy Państwowe drewna specjalnego przeznaczenia oraz wyniku finansowego Zespołów Składnic Lasów Państwowych w kraju były: roczniki statystyczne GUS, dla lat 1998-2006, które dostarczyły informacji na temat wielkości sprzedaży drewna specjalnego przeznaczenia i wielkości sprzedaży w skali kraju przez jednostki Lasów Państwowych oraz wyniki ekonomiczne zakładów o zasięgu regionalnym za 2007 rok, (witryna internetowa, www.lasy.gov.pl). W opracowaniu rozdziału wykorzystano również dostępną literaturę Z. Laurowa pt. "Pozyskiwanie drewna i podstawowe wiadomości o jego przerobie" oraz Leksykon naukowo-techniczny, które to pozycje pozwoliły na sformułowanie założeń wstępnych rozdziału.

SKŁADNICE LEŚNE

Składnicami nazywa się wydzielony obszar terenu, wyposażony w środki techniczne, na którym prowadzona jest koncentracja surowca drzewnego pozyskanego w lesie, jego manipulacja, dalsza obróbka i wyrób gotowych sortymentów, ich przechowywanie i magazynowanie połączone z ewentualną konserwacją i dalsza spedycja do potencjalnych odbiorców.

W publikacjach leśnych niewiele miejsca poświęca się tematyce funkcjonowania i rentowności składnic leśnych. Nie łączy się tego elementu gospodarowania surowcem drzewnym z produkcją drewna prowadzoną przez leśników. Z historycznego punktu widzenia spojrzenie na składnice leśne przyjmowało inny charakter i było uzależnione od poziomu rozwoju technicznego, głównie środków transportowych. Głównym celem składnic leśnych w latach 50 i 60 ubiegłego wieku był przeładunek surowca drzewnego dostarczonego z kompleksów leśnych poprzez sprzężaj konny i ciągnikami rolniczymi do punktu przeładunkowego, jakim była składnica leśna i na niej odbywał się załadunek już

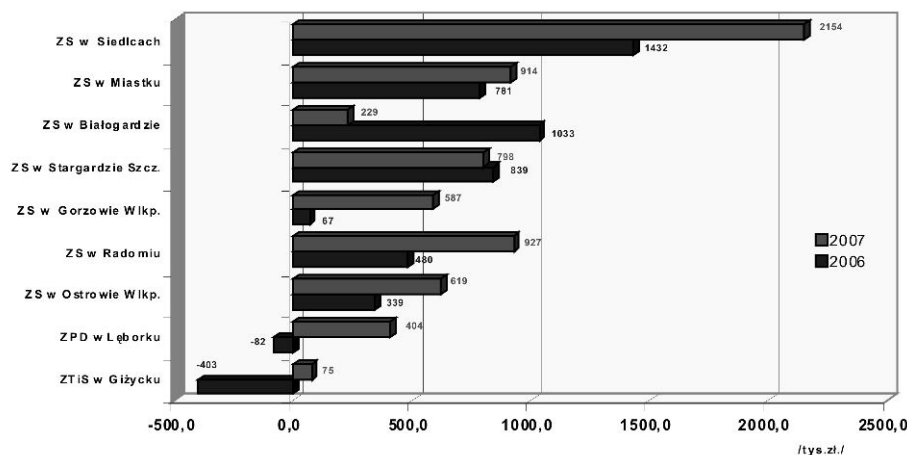
zmechanizowany na tabor kolejowy w celu spedycji surowca drzewnego. W miarę rozwoju transportu samochodowego oraz w wyniku koncentracji i budowy zakładów drzewnych zajmujących się podstawowym przerobem surowca drzewnego w sąsiedztwie kompleksów leśnych oraz ze względu na zbyt wysokie koszty utrzymania składnic oraz braku rentowności przewozu kolejną większość składnic spedycyjnych uległa likwidacji. W latach 90-tych XX wieku następują dalsze przemiany społeczno – ekonomiczne kraju, podczas których następuje prywatyzacja wywozu surowca drzewnego z lasu. Przewoźnicy prywatni modernizują fracht samochodów wywozowych, zwiększając tonaż w celu podniesienia rentowności usług transportowych, co powoduje niedostosowanie środków wywozowych do możliwości i dostępności kompleksów leśnych ze względu na nieodpowiedni stan dróg. Jednocześnie w wyniku prywatyzacji dotychczasowe składnice przechodzą modernizację i przekształcają się z punktów spedycyjnych w miejsca, w których odbywa się podstawowy przerób drewna. Tak jak podają autorzy opracowań (Z. Laurow, 1999) - nowo powstałe prywatne przedsiębiorstwa, z racji większej mobilności i dostosowania do gospodarki rynkowej, są zainteresowane zakupem surowca drzewnego od właścicieli i zarządców lasów, w formie jak najmniej przetworzonej. To „nowy” właściciel przejętej składnicy drewna będzie chciał maksymalnie przetworzyć półprodukt pochodzący z lasu zdając sobie sprawę, iż zysk przedsiębiorstwa wzrasta wraz ze stopniem przerobu drewna okrągłego.

Profesor Laurow, jako jeden z nielicznych autorów traktujących o składnicach leśnych, podaje pod koniec lat 90 ubiegłego wieku, iż Lasy Państwowe nie miały wypracowanej polityki dotyczącej zasad prowadzenia i wykorzystania składnic. Głównym czynnikiem, jakim podawał Laurow, było doprowadzenie przez leśników do ustanowienia dłużycowej normy na drewno tartaczne. Trudności podczas manipulacji drewnem dłużycowym zmuszały do modernizacji linii technologicznych w ciężki sprzęt (np. dźwigi, suwnice) na składnicach leśnych. Argumentem leśników na obronę normy na drewno dłużycowe była teoria tzw. „jednej kieszeni”. Leśnictwo i przemysł drzewny były wówczas skupione w jednym ministerstwie: Ministerstwie Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego. Uważano zatem, że nie ma znaczenia, gdzie zysk się tworzy: czy w leśnictwie, czy w przemyśle drzewnym. Próby modernizacji, wykorzystania i rentowności składnic oraz polityki państwa wobec składnic leśnych opracował pod koniec lat 80 zeszłego stulecia zespół pod kierunkiem profesora M. Kubiaka z Poznania. Zostały wówczas opracowane raport i analizy na potrzeby ówczesnego Naczelnego Zarządu Lasów Państwowych. W związku z przemianami ogólnospołecznymi w kraju w tamtym czasie temat nie znalazł szerszego zastosowania i praktycznie nie został

wykorzystany. Od tamtych czasów nie podjęto próby przeanalizowania i wdrożenia składnic do procesu gospodarowania surowcem drzewnym przez leśników oraz tym samym podniesienia rentowności gospodarstwa leśnego poprzez lepsze wykorzystanie możliwości przerobu drewna okrągłego.

Stan obecny składnic na przykładzie Zespołu Składnic Leśnych w Białogardzie

Istniejące zespoły składnic zajmują się zasadniczo spedycją drewna do odbiorców docelowych – dużych zakładów przemysłowych. Obecnie cztery zespoły składnic w kraju oprócz spedycji zajmują się manipulacją surowca drzewnego, w tym ZSLP w Białogardzie. Zespoły składnic przynoszą zyski Lasom Państwowym, a tym samym Skarbowi Państwa. Z danych za rok 2007 wynika, iż zysk z działalności zespołów składnic wyniósł w roku 2007 - 6,7 mln. zł (w 2006 r. – 4,5 mln. zł).

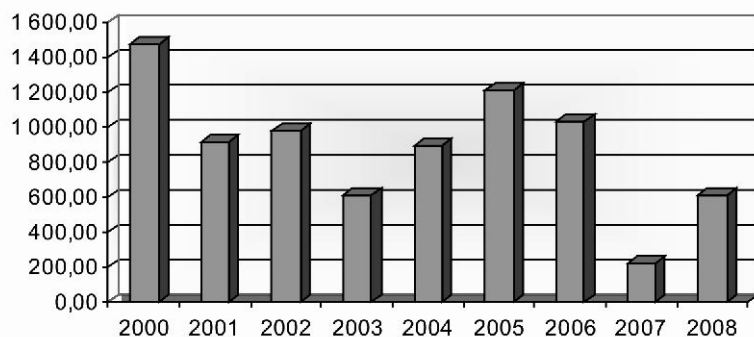


Rys. 1. Wynik finansowy zespołów składnic w latach 2006 - 2007

Źródło: rocznik statystyczny GUS

Udział Zespołów Składnic Lasów Państwowych w generowaniu wyniku finansowego Lasów Państwowych wyniósł w 2006 roku - 2,4%, w 2007 – 1,4%. Z danych wynika, że udział Zespołów Składnic Lasów Państwowych w tworzeniu zysku Lasów Państwowych jest symboliczny i malejący.

Zespoły Składnic są jednostkami prowadzącymi własny rozrachunek gospodarczo – finansowy i są jednostkami, tak jak pozostałe jednostki Lasów Państwowych, samofinansującymi się. Warunkiem ich funkcjonowania jest osiągnięcie dodatniego wyniku finansowego. W przypadku ZSLP w Białogardzie wynik finansowy corocznie jest dodatni.



■ [tys. zł]

Rys. 2. Wynik finansowy ZSLP Białogard w latach 2000 - 2008

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych ZSLP w Białogardzie

Składnice drewna zajmują się spedycją głównie drewna stosowego oraz manipulacją i spedycją drewna cennego (dłużycowego). Składnice odgrywają znaczną rolę na rynku surowca używanego do produkcji sklejk i okleiny, czyli sortymentów najcenniejszych. Tabela 1 przedstawia wielkość sprzedaży sortymentów cennych przez wszystkie jednostki organizacyjne LP. Udział ZSLP w Białogardzie w sprzedaży sortymentów cennych w skali kraju był znaczący i wynosił od 5,2% do 7,2%.

Tab. 1. Wielkość sprzedaży drewna specjalnego przeznaczenia (w tys m³) w skali kraju i w ZSLP Białogard

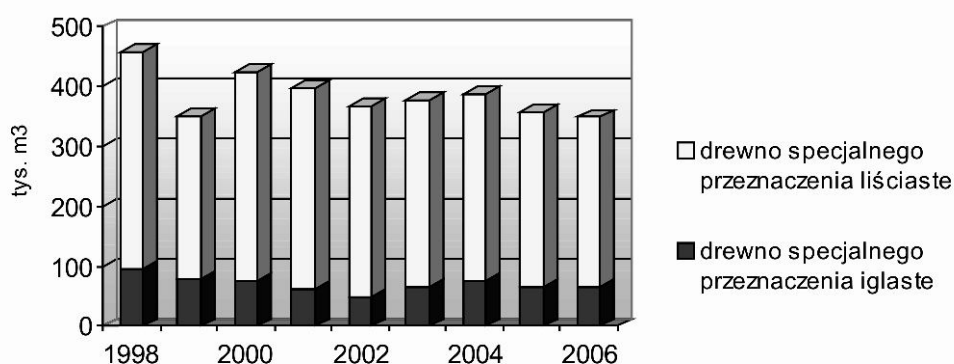
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Wielkość sprzedaży w skali kraju przez jednostki LP	458	352	423	399	367	377	387	357	349
Wielkość sprzedaży przez ZSLP w Białogardzie	29,9	25,3	25,6	20,6	20,2	19,9	23,4	23,3	23,23
Udział ZSLP Białogard w krajowej sprzedaży	6,6 %	7,2 %	6,0 %	5,2 %	5,5 %	5,3%	6,0 %	6,5 %	6,6 %

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych ZSLP w Białogardzie i rocznika statystycznego GUS

Obecnie rola Zespołów Składnic Lasów Państwowych w kraju staje się coraz mniejsza. Wpływa na to szereg czynników, z których za najważniejsze należy uznać:

- zamykanie i likwidacja nierentownych linii kolejowych,
- zacofanie techniczne przewoźnika, stan taboru kolejowego,
- niekonkurencyjne i nieatrakcyjne dla nabywcy stawki frachtu kolejowego,
- dynamiczny rozwój towarowego transportu samochodowego,
- brak zainteresowania administracji LP wykonywaniem usługi spedycji drewna stosowego poprzez jednostki organizacyjne, LP do odbiorców docelowych,
- brak zainteresowania administracji LP możliwością okresowego, czasowego magazynowania nadmiaru surowca drzewnego przez jednostki organizacyjne LP,
- rozwój technologii w innych gałęziach przemysłu i zwiększenie znaczenia materiałów drewnopochodnych,
- rozwój technologii, które powodują zwiększenie zainteresowania odbiorców drewnem średniowymiarowym oraz wielkowymiarowym (obecnie najchętniej nabywane jest drewno wielkowymiarowe iglaste o średnicy 25-35 cm),
- niewypracowanie odpowiednich ram i form organizacyjno-prawnych funkcjonowania zakładów o zasięgu regionalnym oraz marginalizowanie tych jednostek,
- brak zainteresowania administracji LP uzyskiwaniem poprzez manipulację zwiększonej ilości sortymentów cennych, których ilość nie rośnie proporcjonalnie do wzrostu sprzedaży.

Przy zmagazynowaniu znacznej ilości surowca drzewnego na składnicy możliwe jest dokonanie bardziej precyzyjnej manipulacji i odbiórki surowca drzewnego niż czyniąc to w warunkach terenowych niekontrolowanych. Po przeklasyfikowaniu ponownym surowca okazuje się, że odbiórka w lesie była



Rys. 3. Sprzedaż przez LP drewna wielkowymiarowego specjalnego przeznaczenia iglastego i liściastego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych DGLP (www.lasy.gov.pl)

efektów ekonomicznych składnicy. Tym samym, tak jak wcześniej wspominał prof. Laurow składnica stała się jednym z elementów procesu obróbki drewna (procesu technologicznego) zgodnie z pojęciem encyklopedycznym pozyskania drewna.

Sortymentacja i manipulacja drewna oraz jego klasyfikacja na składnicach jest prowadzona zgodnie z zasadami sortymentacji, tzn.:

- sortymentacja drewna okrągłego stanowi zbiór zasad, wymagań ogólnych i szczegółowych oraz przepisów regulujących sposoby klasyfikacji drewna okrągłego w zależności od jego wymiarów, jakości i przeznaczenia,
- klasyfikacja drewna – oznacza podział danego sortymentu na klasy jakości.

Przeważnie w celu podziału drewna na odpowiednie sortymenty dokonuje się jego przerzynki, niekiedy zaznacza się na poboczniczy drewna granicę pomiędzy poszczególnymi sortymentami. Proces ten określany jest jako manipulacja surowca drzewnego.

W większości składnic, manipulacji podlegają dłużyce drewna wielkowymiarowego następujących gatunków: brzoza, buk, dąb, jesion, olcha oraz sosna, z których uzyskuje się:

- w przypadku brzozy i olchy - surowiec łuszczarski, niekiedy surowiec okleinowy oraz surowiec średniowymiarowy
schematycznie: (W0>WA1, WB1, S2, S4; WB1> WA1, WB1, S2, S4),
- w przypadku dębu i jesionu – surowiec okleinowy,
schematycznie: (W0>WA1, WA1+W0, S2, S4),
- w przypadku buka i sosny – surowiec łuszczarski, okleinowy, niekiedy S2 i S4.
schematycznie: (WB1>WA1, WB1, WA1+WB1, S2, S4).

Główną istotą manipulacji prowadzonej na składnicach jest takie rozmanipulowanie dłużyc, aby uzyskać maksymalny udział sortymentów cennych (tj. sklejki i okleiny). Sortymenty pozostałe są odcinane (S2, S4) lub towarzyszą surowcowi okleinowemu w postaci drewna, tzw. towarzyszącego (głównie tartaczego, rzadko - sklejkowego). Nabywcy najchętniej kupują surowiec bez drewna towarzyszącego tartaczego, zatem jego obecność podyktowana jest koniecznością technologiczną (długość transportowa).

Wynik finansowy manipulacji drewna jest dodatni. W skali roku manipulacja przynosi korzyści finansowe.

Z tabeli 2 wynika, iż manipulacja dotyczy miąższości stanowiącej stosunkowo niewielki odsetek ogółu drewna sprzedawanego (od 9,5% w 2001 roku do 14,9% w 2004 roku).

Opłacalność manipulacji jest zróżnicowana. Najwyższa opłacalność manipulacji uzyskiwana jest na sortymentach dębowych, następnie – jesionowych,

Tab. 2. Wyniki finansowe manipulacji w okresie 2001-2008

<i>Rok</i>	<i>Wzięto do manipulacji – m³</i>	<i>Uzyskano z manipulacji m³</i>	<i>Wzrost wartości przeklasyfikowanego drewna –tys. zł</i>	<i>Wielkość sprzedaży drewna w roku m³</i>	<i>% podniesienia wartości sprzedanego drewna ogółem</i>
2001	14 623	14 634	369,0	153 275	2,32
2002	16 201	16 163	645,3	152 683	4,42
2003	18 444	18 442	741,8	141 376	5,52
2004	19 995	20 006	984,9	134 396	6,99
2005	18 216	18 204	958,4	146 245	5,49
2006	19 935	19 879	929,7	160 670	5,01
2007	17 176	17 246	911,7	147 738	4,91
2008	17 788	17 818	1 087,4	152 506	5,71

Źródło: dane ZSLP w Białogardzie

bukowych, sosnowych, olchowych. Najniższa jest opłacalność manipulacji sortymentów brzożowych.

Np. w roku, 2007 przemanipulowanie surowca przyniosło podwyższenie wartości 1 m³ drewna o:

- sortymentów dębowych – o 611 zł,
- sortymentów jesionowych – o 299 zł,
- sortymentów bukowych – o 265 zł,
- sortymentów sosnowych – o 110 zł,
- sortymentów olchowych – o 61 zł,
- sortymentów brzożowych – o 41 zł.

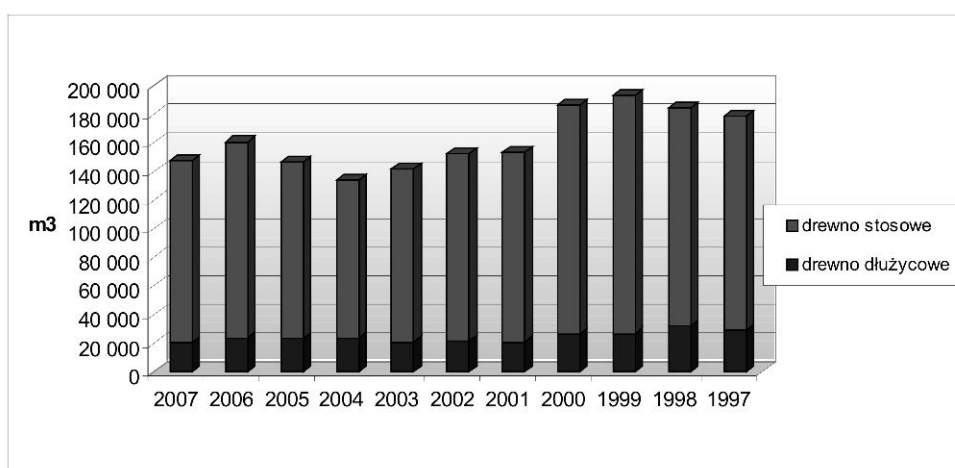
Podobne relacje opłacalności wystąpiły w 2008 roku (*opracowanie na podstawie danych ZSLP w Białogardzie*).

Manipulacją i klasyfikacją surowca drzewnego zajmują się bezpośrednio kierownicy składnic. Posiadają oni duże doświadczenie oraz odpowiednie uprawnienia brakarskie. Często przy manipulacji sortymentów najcenniejszych uczestniczą brakarze właściwych terytorialnie Regionalnych Dyrekcji LP.

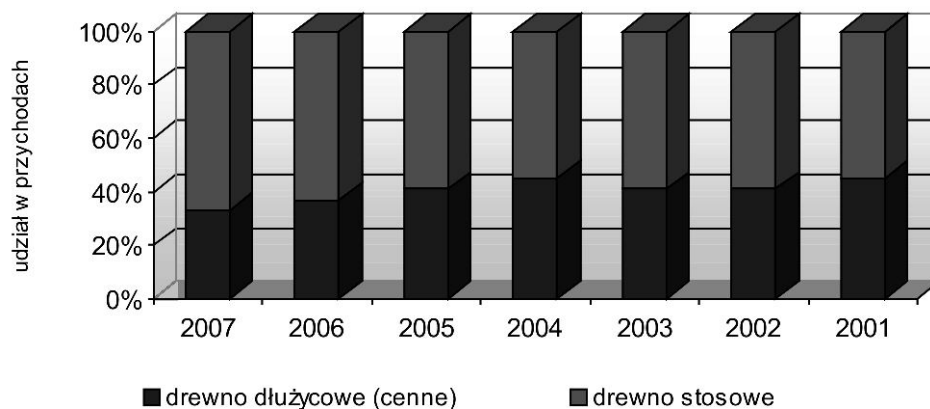
Głównymi sortymentami sprzedawanymi przez składnicę są sortymenty stosowe. Udział tych sortymentów wynosi w rocznym obrocie surowcem około 85%.

Pomimo, iż drewno dłużycowe stanowi około 15% surowca przerabianego na składnicy, relacje cenowe pomiędzy tymi dwoma grupami surowca przedstawiają się w sposób odmienny.

Z rysunku 5 wynika, iż znaczna część przychodów generowana jest przez zbyty drewna wielkowieńowego.



Rys. 4. Udział drewna stosowego i dłużycy w sprzedaży w okresie 1997-2007
Źródło: dane ZSLP w Białogardzie



Rys. 5. Udział w przychodach drewna stosowego i dłużycowego w okresie 2001-2007
Źródło: dane ZSLP w Białogardzie

WNIOSKI

Nie można jednoznacznie udzielić odpowiedzi na stawianą hipotezę, iż Zespoły Składnic Lasów Państwowych są jednostkami zbędnymi w strukturach Lasów Państwowych i powinny podlegać prywatyzacji, ponieważ funkcjonowanie Zespołów Składnic Lasów Państwowych w kraju na przełomie lat 2008/2009 uległo znacznej zmianie. Przyczyną tego jest zmiana polityki Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych. Zmiana ta polega na tym, iż surowiec stosowy, który był oferowany na rynek ogólny za pośrednictwem zespołów składnic (wraz ze spedycją), został przeznaczony do sprzedaży bezpośredniej z nadleśnictw. Oznacza to, iż te zespoły składnic, które zajmowały się spedycją wyłącznie sortymentów stosowych pozbawione zostały możliwości uzyskiwania przychodów.

Jednocześnie stosując się do założeń Ustawy o lasach, gdzie mowa jest o prowadzeniu gospodarstwa leśnego na zasadzie najwyższej rentowności warto pochylić się nad problemem składnic drewna i zastanowić się czy na stałe nie wkomponować ich działalności w proces produkcji surowca drzewnego dla dobra Lasów Państwowych i społeczeństwa.

Spojrzenie na działalność składnic jednoznacznie pokazuje, iż rola, jaką pełniły historycznie, czyli spedycja, została praktycznie zmarginalizowana na rzecz innych funkcji (manipulacji i przerobu drewna) pozwalających uzyskiwać dodatnie wyniki finansowe.

Profesor Laurow na przełomie ostatnich lat analizując strukturę i efektywność działania Zespołów Składnic Lasów Państwowych przypuszczał, iż przemiany gospodarcze w naszym kraju mogą sprzyjać rozwojowi składnic lasów państwowych. Prywatne zakłady drzewne z racji płacenia wysokich podatków gruntowych od terenów zajętych pod składowanie drewna wyrażają chęć likwidacji miejsc składowania surowca, jednocześnie skłaniając się do zakupu surowca kłodowanego. Możliwość uzyskania większych dochodów przez Lasy Państwowe powinna sprzyjać takiej produkcji.

LITERATURA

1. Leksykon naukowo – techniczny, Wydawnictwa Naukowo – Techniczne, 1984, Warszawa.
2. Laurow Z. 1999: Pozyskiwanie drewna i podstawowe wiadomości o jego przerobie, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

3. Wyniki ekonomiczne zakładów o zasięgu regionalnym za 2007 rok, DGLP, witryna internetowa, www.lasy.gov.pl
4. Rocznik statystyczny, GUS, Warszawa (dla lat 1998-2006).
5. Ustawa o lasach z dnia 28 września 1991 roku (Dz. U. 1991 nr 101 poz. 444).
6. Statut Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe.